



НАДЕЖНОСТЬ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ.

Ю.А. Кутлахмедов, И.В.Матвеева, В.В.Родина

2012 г.

*Светлой памяти
Проф. В.И.Корогодина
Проф. Г.Г.Поликарпова
посвящается*

НАДЕЖНОСТЬ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ.

Ю.А. Кутлахмедов, И.В.Матвеева, .В.Родина

2012 г.

НАДЕЖНОСТЬ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение в проблему надежности экосистем.	9 с.
Глава 1. Основы теории надежности биосистем и ее применение в радиобиологии и экологии.	22 с.
1.1. Принципы анализа и основные понятия надежности биологических систем.	22 с.
1.2. Иерархические системы в биологии	25 с.
1.3. Концепция надежности в радиобиологии многоклеточных систем.	27 с.
1.4. Модели радиационного поражения многоклеточного организма (на примере растений).	31 с.
1.5. Результаты экспериментальных исследований и теоретического анализа.	37 с.
1.6. Проблемы количественной радиобиологии многоклеточных организмов.	51 с.
1.7. Математическая модель ростовой реакции корня растения после облучения при участии репопуляционного восстановления.	55 с.
1.8. Заключение. Радиобиологические эффекты и системы надежности растений.	59 с.
Глава 2. Теория и модели радиационной емкости для анализа надежности экосистем.	74 с.

2.1. Теория радиоемкости. 74 с.

2.2. Математические модели синергизма влияния нескольких факторов на биоту экосистем 76 с.

2.3. Модели пострадиационного восстановления . 79 с.

2.4. Применение камерных моделей. 83 с.

Глава 3. Разработка и исследование моделей оценки надежности биоты разных типов экосистем. 92 с.

3.1. Введение. 92 с.

3.2. Методы математического моделирования. 93 с.

3.3. Теоретические и экспериментальные исследования. 94 с.

3.3.1. Радиоемкость простой двухкамерной экосистемы (озеро, водная культура растений). 94 с.

3.3.2. Исследования на локальной штучной экосистеме (водная культура растений). 98 с.

3.3.3. Применение теории радиоемкости при исследовании явлений адаптации на локальной экосистеме. 102

3.4. Теоретические исследования радиозкологических процессов на склоновых экосистемах. 105 с.

3.5. Теоретический анализ радиоемкости экосистем – ландшафтов. 110 с.

3.6. Радиоемкость и надежность каскада Днепровских водохранилищ. 114 с.

3.6.1.Оценка надежности экосистем каскада Днепровских водохранилищ.	116 с.
3.7. Оценка радиоемкости и надежности локальных агроэкосистем.	121 с.
3.7.1.Введение.	121 с.
3.8. Моделирование миграции радионуклидов в типовых склоновых и горных экосистемах.	141 с.
3.9. Разработка концепции страховой защиты населения регионов, которое пострадало в результате аварии на ЧАЭС.	162 с.
Глава 4. Разработка принципов и алгоритмов применения методов (контрмер) по защите биоты экосистем.	170 с.
4.1. Экологическое нормирование радиационного фактора.	170 с.
4.1.1. Зонирование дозового влияния на экосистемы	170 с.
4.2. Экологическое нормирование в озерной экосистеме	173 с.
4.2.1. Результаты моделирования допустимых сбросов в озерную экосистему	173 с.
4.2.2. Анализ и расчет допустимых сбросов радионуклидов в озеро.	174 с.
4.3. Экологическое нормирование для склоновой экосистемы.	177 с.
4.3.1. Оценка экологических нормативов на предельно допустимые сбросы и депонирование радионуклидов в склоновых экосистемах.	179 с.

4.3.2. Расчет и анализ допустимых сбросов радионуклидов в склоновой экосистеме.	180 с.
4.3.3.. Расчет и анализ допустимых сбросов радионуклидов в лесной экосистеме.	181 с.
4.4. Экологическое нормирование в ландшафте методами аналитической ГИС (геоинформационной системы) технологии	184 с.
4.4.1. Фактор радиоемкости экосистемы.	184 с.
4.4.2. Концепция трассеров в радиоэкологии.	184 с.
4.4.3. Исследование радиоемкости ландшафтов.	186 с,
4.5. Радиоэкологическая оценка эффективности контрмер.	191 с.
4.5.1. Контрмеры в условиях радиационных аварий.	192 с.
4.5.3. Принципы выбора контрмер.	196 с.
4.5.4. Сравнительный анализ контрмер во время ликвидации аварии на ЧАЭС.	199 с.
4.6. Проблема экологического нормирования в свете Чернобыльской аварии.	204 с.

Глава 5. Моделирование и оценка экологической емкости и надежности избранных экосистем.	213 с.
---	--------

5.1. ИССЛЕДОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ НИКОЛАЕВСКОГО ГЛИНОЗЕМНОГО ЗАВОДА.	213 С.
5.1.1. Характеристики шламохранилища красных шламов на Николаевском глиноземном заводе.	213 с.
5.1.2. Санитарно-гигиенические и экологические последствия длительного существования хвостохранилища НГЗ.	217 с.

5.1.3. Исследование состояния и эффективности использованных методов пылеподавления на шламохранилище НГЗ. 218 с.

5.1.3.1.Лабораторные исследования эффективности пылеподавления с использованием покрытия шлама дерниной. 222 с.

5.1.3.2.Лабораторные и полевые исследования эффективности пылеподавления с использованием покрытия шламу тростниковыми матами. 224 с.

5.1.3.3. Особенности задерновывания поверхности шламохранилища НГЗ дерном пляжей и откосов. 229 с.

5.1.3.4. Особенности использования тростниковых матов на шламохранилище НГЗ. 231 с.

5.1.3.5.Проведение рекультивации поверхности шламохранилища путем создания штучного луга. 233 с.

5.2. Построение и анализ картосхем экологической емкости территории НГЗ для выбора мест применения методов пылеподавления. 237 с.

5.3. Построение и анализ картосхем экологической емкости территории хвостохранилища Восточного-горнообогатительного комбината для выбора мест применения методов пылеподавления. 243 с.

5.4. Основные характеристики территории ВОСТ ГОК. 245 с.

5.5. Построение и анализ картосхем экологической емкости территории и влияния на окружающую среду в зоне расположения действующих АЭС (Южно-Украинская, Хмельницкая, Запорожская). 248 с.

Глава 6.ТЕОРИЯ РАДИОЕМКОСТИ И МОДЕЛИ НАДЕЖНОСТИ ПРИ ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ В ЭКОСИСТЕМАХ. 259с.

6.1. Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии. 259 с.

6.1.1. Модель и параметр для оценки синергизма при действии комбинированных факторов.	261 с.
6.2. Моделирование и теоретический анализ радиоемкости ландшафтов.	262 с.
6.3. Исследование и оценка надежности систем транспорта радионуклидов в локальной агроэкосистеме.	263
6.3.1. Моделирование агроэкосистемы методами теории надежности.	231 с.
6.3.2. Анализ полученных результатов.	271 с.
6.4. Оценка надежности избранных экосистем.	274 с.
6.4.1. Надежность склоновой экосистемы.	274 с.
6.4.2. Надежность локальной агроэкосистемы.	281 с.
6.4.3. Надежность экосистемы каскада Днепровских водохранилищ.	285 с.
6.5. Заключение.	287 с.
Глава 7. Надежность биосферы и человеческой цивилизации (мысли в заключение вслух и без ссылок).	293 с.
7.1. Биосфера – прародительница и дом для человечества.	293 с.
7.2. Формальные количественные закономерности надежности экосистем, определяющие $P_b(t)$ и $P_c(t)$.	296 с.
7.3. Надежность человеческой популяции.	298 с.
7.4. Надежность популяции людей и проблемы вырождения.	303 с.
7.5. Надежность биосферы.	305 с.

Введение в проблему надежности экосистем.

Самолет, от надежности которого зависит судьба 500-1000 человек, имеет расчетную высокую надежность 10^{-6} . От состояния, надежности биосферы Земли зависит судьба, как минимум, 7 миллиардов жителей планеты Земля. А какова ее надежность? Знаем ли мы это или не знаем? Скорее не знаем. А почему так? Что это :1) неспособность, 2) не умение, 3) отсутствие научного базиса оценок. Думаю, что и то, и другое и третье.

Классический вопрос : Что делать? Есть три стратегии.

1. Все решится само собой.
2. Ничего делать не надо.
3. Делать, а что именно.

Первая стратегия - доминировала на начальных этапах становления человеческой цивилизации. Воздух, вода, пища (когда ее удавалось добыть) были чистыми и пригодными для прямого использования человеком. Далее с развитием цивилизации все больше проявлялась зависимость от технологии. А она целиком зависит от надежности работы агроэкосистем, энергосистем, систем водо- и воздухоочистки.

Вторая стратегия – Это означает целиком полагаться на существующие системы охраны труда, охраны окружающей среды (ОС), действующие нормативы и т.д. Реальный опыт, аварии, нарушения технологии, несовершенство технологий и нормативной базы, показывает, что этих средств и подходов не достаточно. Особенно это касается участия в экологических рисках природных катаклизмов (землетрясения, ураганы, потепление атмосферы и т.п.). Реальность показывает, что экологические риски не могут быть существенно снижены и минимизированы имеющимися средствами и методами. Так наша цивилизация не имеет или не реализовала надежных средств прогноза, оценки и защиты от серьезных технологических аварий и от природных катаклизмов. Разве, что можно отметить,

существующие в ряде стран Европы, где используют системы страховой защиты населения от аварий и катастроф. Но это обеспечивает, в основном, только компенсацию ущерба, а не их предотвращение. Это и есть тот путь, по которому человечество хочет уйти от проблемы надежности биосферы, и заменить ее финансовой компенсацией материальных ущерба и ущерба здоровью населения. Все это решает только некоторые локальные задачи, прогноза, оценки и снижения экологических рисков.

Третья стратегия. Здесь необходима, на мой взгляд, стратегия оценки состояния, надежности биоты экосистем, включая человека. Ясно, что мало-мальски глобальных средств и методов защиты человечества, реально не существует. Это касается и глобального изменения климата,, тяжелых землетрясений, ураганов, наводнений. Конечно, сюда следует включить серьезные ядерные аварии, такие как Кыштымская (1957 г), Чернобыльская (1986 г), авария на Фукусиме-1 (2011 г.) с их глобальными последствиями, которые еще толком, и не оценены. Тут вторая стратегия бесполезна, и остается третий путь – это, прежде всего оценка, прогноза и управление надежностью биоты экосистем, определяющей выживаемость и жизнеспособность человечества. Чтобы выйти на этот третий путь нужно решить следующие важнейшие задачи:

1. Разработать методы, модели и средства оценки надежности экосистем самого разного типа и сложности.
2. Предложить критерии и параметры для оценки и расчета надежности экосистем и их биотических компонент, включая человека.

Почему именно, следует использовать методы, средства и модели оценки надежности, применительно к экосистемам?

В медицине одним из первых и важнейших средств диагностики состояния и здоровья человека, является рентгеновское обследование. Такое обследование, как известно, позволяет выявлять тяжелые патологии – туберкулез, пневмония, раковые заболевания, повреждения скелета и т.д.

Это четкий метод диагностики. По нашему убеждению, оценка надежности биоты экосистем, также может служить универсальным средством и методом диагностики состояния биоты экосистем. Если биота экосистемы, достаточно надежна, т.е. способна выполнять две основные функции – 1)сохранение и поддержание биомассы биоты экосистемы, достаточной для ее выживания и 2) обеспечение выполнения биотой второй важной функции-кондиционирования среды обитания. Речь идет об очистке ОС от отходов жизнедеятельности, от загрязнителей, т.е. достижение состояния среды до пригодности обитания в ней биоты и конечно природопользования человеком. Таким образом, если биота способна выполнять эти две функции, она вполне надежна в главном смысле этого слова.

Очевидно, что высокий параметр надежности еще не обеспечивает выполнения всех функций биоты, но, несомненно, гарантирует ее выживание в изменяющихся условиях среды и во времени. Как и в медицине, позитивные результаты рентгеновского обследования еще не гарантируют полного здоровья человека, так и высокая надежность биоты экосистемы еще не гарантирует полного благополучия биоты, но обеспечивает факт ее существования.

Решению второй задачи - поиску адекватных критериев и параметров для оценки надежности биоты и посвящена данная книга.

Необходимость реализации надежного подхода к оценке состояния и благополучия биоты экосистем, особенно очевидна в свете экологических последствий такой глобальной ядерной катастрофы, как авария на 4-ом блоке Чернобыльской АЭС. Проиллюстрируем экологические последствия Чернобыльской аварии на примере собственных данных о ее влиянии на высоко радиочувствительные объекты - хвойные деревья.

Уже в первые недели после аварии в зоне воздействия высоких доз облучения (около 10 Гр) был обнаружен целый лесной массив хвойных деревьев (погибший «Рыжий лес») (фото 1.1.) Снимок с вертолета, показывает тяжелое поражение хвойного леса, за счет гибели зон роста хвойных растений .



Фото1.1. 1986 г. Вид с вертолета на хвойные насаждения вблизи 4 блока ЧАЭС «Рыжий лес».

При этом видно, что лиственные деревья, березы, осины видимых поражений не демонстрируют. Известно, что высокая радиочувствительность хвойных пород, определяется, прежде всего, большим размером интерфазного ядра клеток, который и определяют их выживаемость. При этом размер - мишени радиационного поражения (объем интерфазного ядра клеток) у лиственных пород деревьев и травы заметно меньше, что и приводит к их выживанию даже в высоких полях радиационного воздействия.



Фото 1.2. 1988 г. Вид территории после повалки и засыпания деревьев бывшего «Рыжего леса». Образовалась песчаная пустыня.

Был избран такой не экологичный метод «дезактивации», а практически уничтожения радионуклид - загрязненного «рыжего леса». Проблему спрятали под слоем песка.

В районе Ново-Шепеличи в 10 км зоне ЧАЭС, мы зафиксировали разнообразные радиоморфозы на «школке» хвойных молодых деревьев. Радиоморфозы, это искажения роста и формообразования, как правило, не наследуемые в потомстве (фото 1.3 – 1.8) при дозах облучения от 2- 5 Гр.



Фото 1.3. Радиоморфоз на елке в виде искажения роста верхушки. Вместо иголок свойственных ели, появились иглы, близкие к тем, что наблюдаются у сосен.



Фото 1.4. Четкий радиоморфоз в виде искажения иглообразования, свойственного елке к тем, что образуются на сосне.



Фото 1.5. Радиоморфоз в виде искажения формы побега и его сходство с побегом сосны.



Фото 1.6. Радиоморфоз на ели, в виде, так называемой «Ведьминой метлы».



Фото 1.7. Радиоморфоз на верхушке, практически погибшего ствола ели, в виде разветвленной «ведьминой метлы».



Фото 1.8. Радиоморфоз на молодой елке в виде множественного искаженного ветвления, отличного от нормальных побегов, с иголками похожими на сосновые.



Фото 1.9. Молодая ель, погибшая от радиационного поражения (1988 год).



Фото 1.10. Попытка восстановления молодой ели (1989 г.)

Но не все безнадежно в радиационных рекциях, елей, пораженных высокими дозами радиации. Мы приведем здесь три фотографии молодых елок в разной стадии радиационного поражения. На фото 1.9. можно видеть елочку практически безнадежно погибшую, вследствие радиационного поражения. Дальнейшее наблюдение (1989 г) за школкой елей позволило вывить попытку восстановления молодого дерева за счет регенации побегов из верхушечных точек роста (фото 1.10). А в последующие годы удалось наблюдать результат такого восстановления дерева (фото 1.11).



Фото 1.11. Молодое дерево, практически восстановившее свой рост (1990 г).

Видно, что нет нормального побега образования, но дерево выжило, не смотря на высокие дозы радиационного поражения.

Так, что не все безнадежно для биоты даже в зоне высоких дозовых нагрузок и поражения. На чем держится и базируется высокая надежность биоты, мы рассмотрим в последующих главах нашей книги.

ГЛАВА 1. Основы теории надежности биосистем и ее применение в радиобиологии и экологии.

1.1. Принципы анализа и основные понятия надежности биологических систем.

Биологические объекты владеют очень высокой степенью надежности, которая значительно превышает надежность любых технических систем. Это можно объяснить, прежде всего, сроком существования биологических систем, который значительно превышает срок безотказного существования технических систем. В качестве определения понятия «надежность» биосистем можно предложить следующее: надежность – фундаментальное свойство биологических объектов, определяющее их эффективное существование и функционирование в случайно варьирующих условиях среды и во времени. Мерой надежности есть вероятность безотказного существования системы, которая может изменяться от 0 до 1.

Биологические системы имеют множество функции, среди которых выделяться главная функция биологического объекта, определяющая его жизнеспособность. Под влиянием различных условий в биологической системе могут происходить отказы по любой из основных функций.

В математической теории надежности систем выделяют два основных типа систем. Пусть надежность отдельного элемента системы определяется через P_i – вероятность безотказного существования элемента. Первый, простой тип системы, сложенной из многих элементов, – это система последовательного типа. Простейший пример такой системы – елочная гирлянда. Она не работает, когда отказывает хотя бы одна лампочка. Математически надежность такой последовательной системы, состоящей из n - элементов, определяется по формуле умножения вероятностей следующим образом:

$$P_{\text{пос.}} = \prod_{i=0}^n P_i \quad (1.1)$$

Понятно, что такая последовательная система владеет очень низкой надежностью, поскольку отказ хотя бы одного элемента приводит к отказу (сбою работы) всей системы. Даже высокая надежность элементов P_i не способна обеспечить высокой надежности такой последовательной системы, состоящей из многих элементов.

Еще один тип систем – системы параллельного типа. Системы этого типа могут отказывать только тогда, когда все рабочие элементы системы будут в состоянии отказа. По этой схеме работают практически все электрические тены в домах и в промышленности. Если вероятность отказа одного из элементов составляет P_i , то вероятность безотказного существования составляет $1 - P_i$. В параллельной схеме все элементы работают независимо. Поэтому по формуле умножения вероятностей возможность отказа всех n - элементов составляет:

$$P_{\text{відмови пар.}} = \prod_{i=0}^n (1 - P_i) \quad (1.2)$$

Тогда вероятность безотказного существования такой параллельной системы определяется по формуле:

$$P_{\text{пар}} = 1 - \prod_{i=0}^n (1 - P_i) \quad (1.3)$$

Очевидно, система, построенная по параллельной схеме, будет высоконадежной, даже если надежность ее отдельных элементов незначительная. Свойство параллельной системы лежит в основе метода резервирования и часто используется при создании высоконадежных технических систем и в структуре существующих биологических систем.

Надежность сложной высоконадежной системы может обеспечиваться или использованием очень высоконадежных элементов, и/или специальными системами обеспечения надежности, а именно: эффективными системами восстановления и/или системами резервирования. В целом, биологические системы, которые прошли многовековой отбор и влияние постоянно изменяющихся условий существования, можно (по определению Дж. Фон Неймана) считать как

высоконадежную систему, построенную из малонадежных элементов. Невысокая надежность биологических элементов – молекул, клеток – определяется непродолжительным сроком их существования (молекулы, как правило, существуют минуты или годы, а клетки – сутки или годы). Поэтому, принимая мерой надежности, среднее время безотказного существования, можно сказать, что надежность биологических элементов (клеток, молекул), как правило, значительно ниже надежности самой биологической системы, которая из них построена. Из этого следует, что высокая надежность биологических объектов не может полностью определяться надежностью составляющих элементов, а полностью зависит от эффективности работы систем восстановления и резервирования.

В теории надежности восстановление определяется как «ремонт» или «замена» отказавшего элемента на рабочий. Еще одним методом обеспечения надежности системы есть введение в неё избыточных или резервных элементов.

Структурное резервирование – введение в систему резервных элементов или подсистем, находящихся в разных режимах функционирования (рис. 2.1): в нерабочем (холодном), минимально рабочем (теплом) и рабочем (горячем) состояниях.

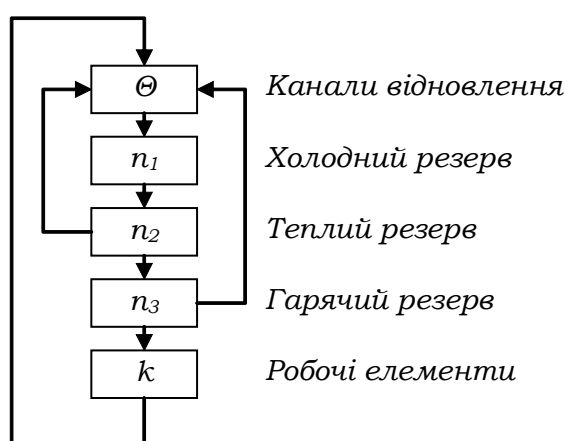


Рис 1.1. График структуры высоконадежной системы.

В зависимости от режима работы с той или иной скоростью резервные элементы начинают функционировать взамен отказавших элементов. Отказавшие элементы поступают в систему восстановления.

Кроме структурного резервирования существуют и другие типы резервирования, представленные в биологических системах.

Временное резервирование – метод повышения надежности систем с использованием избытка времени, когда элементы, в частности, способны надежно функционировать больше времени, чем это необходимо для системы.

Информационное резервирование – использование избыточной информации.

Функциональное резервирование – использование способности элементов выполнять дополнительные функции.

В целом можно сказать, что надежность технической системы можно определить на уровне проектирования путем создания удачной системы, оптимально использующей различные типы восстановления и резервирования. В этом случае схемы выбирают таким образом, чтобы элементы длительного использования восстанавливались, а короткого – были зарезервированы. Что же касается биологических систем, главной проблемой при анализе их надежности есть то, что структура и способы обеспечения их надежности изучены мало. Применение и развитие теории надежности биологических систем создают возможность с достаточной эвристичностью изучать структуру биосистем и способы обеспечения высокой надежности, заложенные в данной структуре.

Важное отличие биологических систем от технических, состоит в том, что в технике можно спрогнозировать все внешние факторы и систему можно испытать на надежность по отношению к любому из факторов. В случае биологических систем множественное действие внешних факторов, которые вызывают отказы, не могут быть спрогнозированными.

1.2. Иерархические системы в биологии

По своей структуре биологическая система есть четко иерархической, что отображается в ее надежности. Рассматривая простейшую иерархическую систему, состоящую из *n*- уровней (рис. 1.2), видно, что система с таким типом организации

структуры заметно надежнее, чем другие типы структур (например, автономный). Рассматривая граф иерархической системы можно проследить за судьбой отказа, который возник на нижнем уровне иерархии данной системы.

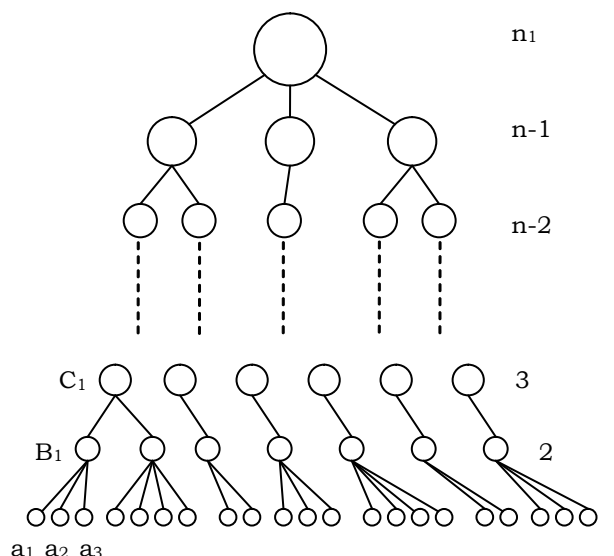


Рис 1.2. Граф простейшей иерархической системы на n – уровнях.

Допустим, что вероятность отказа элементов нижнего уровня P_1 . Тогда вероятность формирования то него отказа на втором уровне иерархии – P_2 – будет составлять величину $P_1 \geq P_2$, что зависит от способа, по которому элементы $a_1, a_2, a_3 \dots$ формируют элемент b_2 , то есть в зависимости от надежности элементов В- из элементов а. Практически это обозначает, что с ростом уровня иерархии может возрастать надежность элементов на высших уровнях. Иначе говоря, чем больше уровней иерархии и элементов на этих уровнях, образующих биосистему, тем выше ее надежность. И при заданном уровне надежности биосистемы, тем ниже требования к надежности элементов, находящихся на нижних уровнях иерархии. Эта особенность позволяет строить высоконадежные системы из малонадежных элементов. Исходя из иерархического принципа, можно сделать вывод о том, чем ниже уровень иерархии, на котором происходит отказ, тем выше надежность биосистемы. При возникновении повреждений элементов высоких уровней иерархии, надежность биосистемы заметно снижается вследствие потери преимуществ иерархической системы.

Принцип иерархичности в реализации репродуктивной функции детально проанализирован как «принцип эстафеты», по которому создание сложных элементов, построенных из большого количества идентичных структур, реализуется путем передачи репродуктивной функции только одной из вновь созданных структур. Каждый биологический объект или система занимает определенное место в иерархии ниже- и вышележащих уровней биологической организации (рис 1.3).



Рис 1.3. Иерархическая структура биологических систем от молекул до биосферы.

1.3. Концепция надежности в радиобиологии многоклеточных систем.

Многоклеточные организмы представляют собой многоуровневую иерархическую структуру: клетка – субпопуляция клеток – ткань – орган – организм – популяция организмов – и т. д. Для каждого уровня интеграции характерны свои

функции, и в радиобиологии – свои критерии выживаемости. На уровне клеток радиобиологический эффект можно определять по инактивации клеток (формы инактивации) для пролиферирующих клеток, для соматических клеток – потеря функциональной активности и т.п. Эффект на уровне субпопуляции клеток может определяться по-разному. Так, жизнеспособность организованной субпопуляции клеток может быть обеспечена тем, что сохранится жизнеспособность у нескольких из исходного числа клеток, и эти клетки смогут обеспечить функцию всей субпопуляции. Для других субпопуляции клеток их жизнеспособность может быть обеспечена тем, что из выживших клеток в процессе делений сформируется достаточно большое число жизнеспособных клеток, и это приведет к выживанию субпопуляции.

На этих примерах отчетливо видна самая важная особенность многоклеточных организмов по сравнению с одноклеточными. Для одноклеточного организма все клетки после облучения либо выживают и образуют макроколонию, либо гибнут. В системе многоклеточного организма клетки, погибшие по разным формам инактивации и выжившие в разных «формах выживания» (например, сальтанты дрожжевых клеток) с образованием множества клеток с различными нелетальными эффектами от радиации, так или иначе, участвуют в формировании реакции многоклеточных систем на облучение. Вопрос о радиобиологических особенностях многоклеточных систем сводится к вопросу о том, как это разнообразие типов клеток проявляет себя в радиобиологической реакции субпопуляции клеток, ткани, органа и организма в целом. Четкого ответа на этот вопрос пока нет. Поэтому для решения этих вопросов можно и нужно использовать идеи и методы теории надежности биологических систем, которые находятся в активном развитии.

Рассмотрим разные уровни интеграции биосистемы с позиций теории надежности. Субпопуляции клеток образуют популяцию клеток или ткань. В зависимости от способа организации ткани из субпопуляций может изменяться характер радиобиологических реакций. Для меристемы корня растений характерна «последовательная» структура. Клетки центра покоя формируют и поддерживают инициальные клетки, образующие в процессе делений пул пролиферирующих клеток, которые затем поступают на растяжение и дифференциацию.

Выше уже отмечалось, что высокая надежность биологических систем не может существовать сама по себе, а должна обеспечиваться эффективными системами восстановления и резервирования. Такие системы широко представлены у биологических объектов, но для них необходимы специальные исследования. Для таких исследований необходима специальная система испытаний.

При исследовании надежности сложных систем схема испытаний состоит из того, что из N_0 систем, поставленных на испытание, часть из них – N_t , отказывает. И для описания системы обычно используют параметр, характеризующий вероятность безотказной работы системы в интервале времени $0 - t$. Аналогичные показатели можно получить и для биологических систем. Но значительно важнее разработать систему испытаний биологических систем, позволяющую исследовать природу надежности биосистемы и ее структуру. Исследования показали, что необходимо создать ускоренную систему испытаний биосистем, которая была бы универсальной – применимой для любых биологических систем, адекватной – не нарушала бы законов существования биосистемы и могла бы анализировать структуру и свойства биосистемы. Основным фактором для такой ускоренной схемы испытаний, как показали наши исследования, может быть ионизирующая радиация. Облучение, как известно, вызывает у биологического объекта поток отказов, который описывается распределением Пуассона. Изменяя интенсивность этого управляемого потока отказов, можно изучать надежность свойства биологического объекта, его способность к восстановлению и резервные свойства биосистем.

В процессе нормальной жизни биосистемы на нее постоянно оказывает влияние множество случайных факторов низкой интенсивности. Из теории надежности известно, что суммарный поток, состоящий из множества слабых потоков отказов, можно описать в виде простейшего пуассоновского потока отказов. Поэтому мы имеем полное право при помощи облучения к естественному потоку отказов в ускоренную систему испытаний, добавить ионизирующее излучение, чтобы за короткое время поднять контролируемый уровень отказов, которые по характеру действия радиации на биосистемы возникают на самых нижних уровнях иерархии биосистем, на уровне атомов и молекул.

Можно считать, что в судьбе и устранении таких отказов будут принимать участие все разнообразные системы обеспечения надежности биосистем на разных уровнях интеграции. Поэтому возможность использования радиации при испытании надежности биосистемы позволяет говорить о совпадении внутренней сущности понятий радиоустойчивости и надежности.

Способность биосистемы устранять отказы, восстанавливать повреждения или ликвидировать их последствия составляет существо систем надежности и определяет количественное значение меры надежности. У нас есть основания считать, что естественно возникающие потоки отказов в биосистемах и отказы в условиях облучения и в пострadiaционный период практически совпадают по месту их появления и по характеру распределения в клетках. Различие состоит лишь в том, что естественные отказы возникают в длительном времени функционирования, постепенно, и их возникновение сопровождается изменением во времени состояния биосистемы. Из теории испытаний известно, что, например, среднее время безотказной работы в нормальном, и в ускоренном режимах прямо пропорциональны друг другу. Соотношение прямой пропорциональности можно установить и для других мер надежности биосистем. Это будет обозначать выполнение принципа адекватности системы в нормальном режиме функционирования и в условиях ускоренного испытания надежности.

При этом параметр выживаемости B^* , как известно из теории надежности и теории ускоренных испытаний, связан с параметром надежности B - простым соотношением:

$$B = aB^*, \quad (1.4)$$

где a – параметр пропорциональности, зависящий только от дозы и режима облучения.

Важный результат этого простого расчета состоит в появлении возможности расчетным путем оценивать радиоустойчивость биосистемы в целом из данных по радиоустойчивости отдельных подсистем, что открывает новые перспективы для

использования идей, методов и математического аппарата теории надежности в радиобиологии многоклеточных систем.

В упрощенном виде задача определения радиоустойчивости - выживаемости многоклеточного организма – может быть сведена, в принципе, к оценке выживаемости отдельных органов, а затем путем расчета на основании знания надежностной структуры организма из отдельных органов – выживаемости целого организма. Важно и то, что возможно и решение обратной задачи – по параметру выживаемости целого организма при знании структуры обеспечения надежности организмам оценивать радиоустойчивость, а значит, и относительную надежность отдельных органов, тканей, субпопуляций клеток и т.д. Это позволяет рассматривать теорию надежности как важный эвристический метод исследования биологических объектов.

1.4. Модели радиационного поражения многоклеточного организма (на примере растений).

Прежде всего, следует достаточно подробно определить все основные особенности радиобиологических эффектов у многоклеточных объектов. Ясно, что ни один из них не соответствует тем упрощенным схемам последовательного и параллельного типов, о которых мы упоминали. Основная определяющая особенность многоклеточных организмов состоит в их иерархичности. Радиобиологический аспект иерархичности заключается в том, что каждому уровню иерархии по структуре и функции элементов соответствует своя мера радиобиологического эффекта – мера выживаемости. Эта особенность должна найти отражение в качественной и количественной моделях радиобиологических реакций многоклеточных систем. Вторая особенность – в сложном динамическом характере формирования радиобиологических реакций. Функции биологических объектов на разных уровнях иерархии требуют разного времени. Радиобиологические реакции клеток завершаются обычно в течение нескольких делений. Для реакций на уровне субпопуляций, популяций клеток и тканей требуется уже значительно большее

время (много циклов делений клеток для пролиферирующих тканей). Чем выше уровень иерархии, тем больше времени требуется для формирования и проявления радиобиологического эффекта. Естественно, чем больше время реакции, тем большее разнообразие клеточных реакций может проявляться в судьбе соответствующих подсистем. Динамический характер радиобиологических реакций, как и иерархичность, находит отражение в соответственном постулате модели. Чем больше время реализации радиобиологических реакций у многоклеточных организмов, тем большее значение могут играть процессы старения, естественного старения, а особенно процесса старения, ускоренного действием радиации. Это обстоятельство также необходимо учесть при построении модели посредством соответствующего постулата.

В основу качественной и количественной моделей радиобиологических реакций многоклеточных систем нами положены четыре основных постулата.

I. При действии радиации на многоклеточный организм возникает большое разнообразие первичных повреждений, описываемых распределением Пуассона, которое лежит в основе образования разных форм инактивации клеток и форм выживания. Все это разнообразие, малозначимое для судьбы одноклеточных организмов, существенно влияет на характер радиобиологических реакций у многоклеточных систем.

II. Каждому уровню иерархии соответствует своя адекватная мера радиобиологического эффекта. Система мер позволяет полностью описать радиобиологические особенности многоклеточного многоуровневого организма.

III. Формирование радиобиологического эффекта требует значительного времени, и чем выше уровень интеграции, тем больше времени требуется для реализации радиобиологического эффекта. В основе влияния динамического фактора на радиобиологический эффект лежат механизмы модификации, восстановления, адаптации и реализации поражения. Динамический фактор может, как усиливать, так и ослаблять радиационное поражение.

IV. Длительная динамика формирования радиационного поражения многоклеточных систем приводит к усилению радиобиологического эффекта за счет процессов нормального старения и старения клеток, ускоренного радиацией. Основой усиления эффекта является совпадение сущности элементарных событий процессов старения и радиационного поражения.

Остановиться на этом постулате подробнее. Существует множество гипотез и теорий о старении на разных уровнях интеграции. Если следовать теории Захера-Гомпертца, то элементарные события старения на клеточном уровне сводятся, в сущности, к возникновению первичных ошибок и повреждений, которые, накапливаясь со временем, могут приводить к существенным поражениям тканей, органов и организма в целом. В этом смысле можно говорить о совпадении сущности элементарных событий процесса старения, которые являются естественным потоком отказов в биосистемах, и элементарных событий поражения при радиационном воздействии. Оба потока, как сказано выше, – простейшие потоки отказов. Таким образом, можно считать, облучение, создавая дополнительный поток отказов, ускоряет естественное старение, не изменяя его сущности.

Мы получили необходимое и достаточное множество постулатов для построения качественной и количественной модели радиационного поражения многоклеточных систем.

В радиобиологии многие явления и механизмы легче исследовать на относительно простых растительных объектах. Цель нашего исследования состоит в проверке и обосновании некоторых подходов к построению качественной и количественной моделей радиобиологических реакций у многоклеточных объектов, основанных на идеях и методах теории надежности.

Исследования проводили на высшем растении из семейства рясковых Спироделе



многокоренной.

Рис. 1. 4. Ряска (спиродела) многокоренная (*Spirodela polyrrhiza* или *L. schleid*) (Отдел Покрытосеменные (Angiosperma), или Цветковые (Magnoliophyta) семейство Рясковые (Lemnaceae))

Особи спироделы представляют собой зеленые щитки. В щитке находится генеративный орган вегетативного размножения – меристематическая ткань. С правой и левой сторон щитка имеются карманы, из которых в соответствии с недихотомической родословной появляются дочерние щитки. Генерация дочерних щитков происходит последовательно от 1 до 14. При этом если зачатки первых дочерних щитков представлены в родительской меристеме тысячами клеток, то зачатки поздних 7–8-ых дочерних щитков представлены несколькими клетками (рис. 1.5)

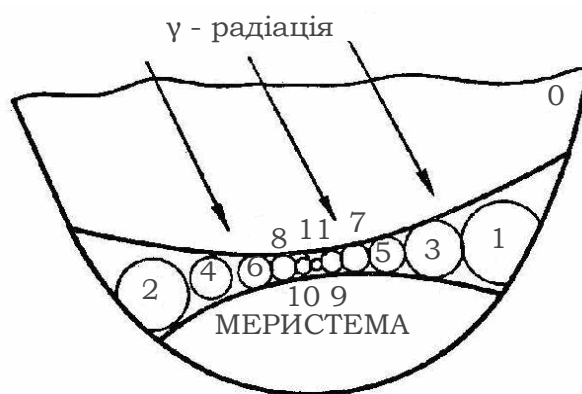


Рис 1.5. Схематическое изображение меристемы ряски (Спироделы многокоренной): 1-11 – условное изображение зачатков будущих дочерних поколений растений, «0» – часть родительского щитка растения.

В связи с этим клетки зачатков первых дочерних щитков способны до их появления осуществить 1-2 деления в составе меристемы (то есть получают

возможность реализации только первые самые сложные формы инактивации), а зачатки поздних – до 6-8 делений. Схематически данный многоклеточный организм можно представить в виде четырехуровневой системы (рис. 1.6).

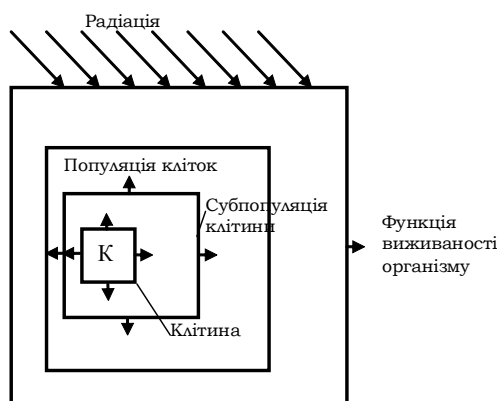


Рис 1.6. Схема четырехуровневой иерархической системы для организма ряски (Спирделы многокоренной).

Эта своеобразная «матрешка» начинается от уровня клеток. Клетки входят в состав зачатков разного размера. Зачатки образуют популяцию клеток меристемы (ткань) – генеративный орган, который входит в систему целого растения.

Популяция растений образует простую модельную экосистему. Важно, что для каждого уровня иерархии в данной системе можно выделить четко обособленные элементы и функции – гибель клеток, субпопуляций, меристемы и всего растения в целом.

Все реакции на разных уровнях иерархии проявляются по возникновению или не возникновению потомков в родословной. В меристеме клетка, малые и большие субпопуляции клеток и меристема в организме имеют четкую функцию обеспечения (в череде клеточных делений) достижения необходимого размера субпопуляций зачатков и затем формирования зрелого щитка, способного продолжать родословную колонии особей в озере или пруду. Организм в целом обеспечивает взаимодействие дифференцированных тканей (фотосинтезирующей ткани щитка и корневой системы) с меристематической тканью в обеспечении основной функции – размножения.

Наблюдая за этими процессами можно фиксировать радиобиологические реакции на каждом определенном уровне по своим, характерным для них уровням, повреждений. Основываясь на экспериментальных данных, нам удалось сформулировать логическую и адекватную математическую модель радиационного поражения многоклеточного организма на примере данного простого растительного организма.

Основная схема наших опытов следующая. Колонии щитков спироделы многокоренной культивировали в жидкой среде Хатнера [4]. Из клона отбирали зрелые пары щитков в качестве родительских и перекладывали на агаризованную среду. По мере культивирования и вегетативного размножения производили откладку и учет особей в соответствии с недихотомической родословной [4] от 1 до 14 особей. О степени поражения судили по нарушениям появления дочерних щитков соответствующих номеров.

У ряски меристема образована в виде субпопуляций клеток зачатков дочерних щитков – вегетативных потомков (рис 1.6), которые пролиферируют относительно независимо друг от друга по «параллельной» схеме, что естественно должно отображаться в разнице радиобиологических реакций этих двух систем. То есть, зная надежность-выживание отдельных субпопуляций и зная надежность-структуру, можно определить (рассчитать) и прогнозировать надежность-выживание всей меристемы по параметрам надежности отдельных субпопуляций клеток.

Для «последовательной» системы меристемы корня ее параметр надежности (выживания) можно получить простым умножением параметров надежности отдельных субпопуляций. Для «параллельной» структуры меристемы щитка ряски параметр ее надежности можно получить в виде суммы параметров надежности отдельных субпопуляций зачатков. Сложность состоит в четкости определения параметров надежности отдельных подсистем. Аналогично выглядит ситуация и на других уровнях интеграции биосистем. Понятно, что нет принципиальных возражений относительно использования идей, представлений и методов теории надежности для изучения биологических систем.

1.5. Результаты экспериментальных исследований и теоретического анализа.

Клеточный уровень иерархии. Мерой радиобиологического эффекта клеток меристемы есть их способность к делению и образованию микро - и макроколоний разных размеров. Практически все клетки меристемы в зависимости от степени поражения принимают участие в формировании радиобиологических эффектов на более высоких уровнях иерархии.

На графике (рис. 1.7.) представлены результаты по оценке сравнительной радиочувствительности зачатков разного размера (значения LD_{50}). Видно, что радиочувствительность практически линейно возрастает с ростом номера дочернего щитка. Причина, на наш взгляд, состоит в том, что клетки первых крупных зачатков осуществляют в меристеме 1-2 деления и поэтому после облучения в них успевают проявить себя только самые тяжелые формы инактивации клеток.

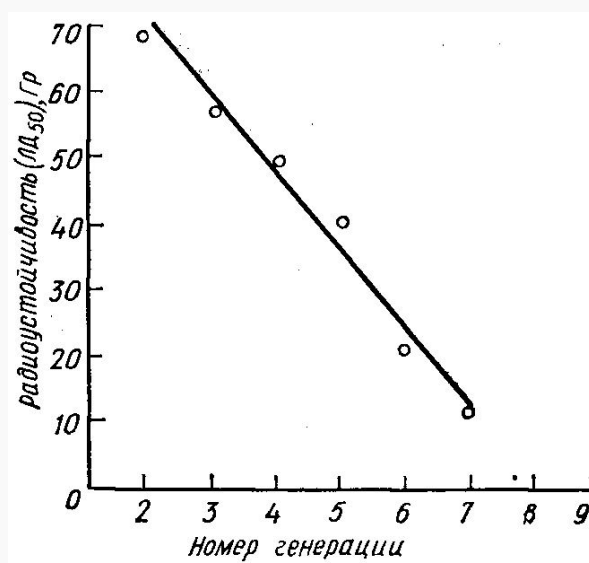


Рис. 1.7. Радиочувствительность (LD_{50}) дочерних щитков в разных поколениях.

На судьбу более поздних щитков оказывают влияние не только тяжелые, но и более легкие формы инактивации. Это приводит к тому, что тяжесть реализованного поражения возрастает с номером щитка, проявляясь в снижении

радиочувствительности. Если мы продолжим анализ полученных дочерних щитков в их собственной родословной, то получим обратную картину. Относительная радиоустойчивость потомков, полученных от облученных родительских щитков, увеличивается с номером щитка. Дело в том, что первые дочерние щитки выходят в большом количестве, но они уносят с собой в меристеме много пораженных клеток с недореализованными формами инактивации, которые затем проявляют себя в потомстве дочерних щитков. В то же время щитки поздних дочерних генераций, хотя их и мало, выходят практически очищенными от клеток, несущих нереализованные повреждения, и потому формируют более благополучное потомство. На их судьбе остаточное поражение почти не сказывается. Эти данные позволяют считать, что в популяции клеток меристемы реализуется модель многих форм инактивации, и поскольку остаточные повреждения заметны в потомстве даже 10-го дочернего щитка, можно полагать, что число форм инактивации не меньше 10.

Для математического описания радиационного поражения отдельных клеток меристемы ряски подходящей есть вероятностная модель Ю.Г.Капulyцевича. Аналитически модель поражения клеток можно описать следующим выражением:

$$P = \sum_{i=0}^{m-1} (1-\alpha)^i e^{-vD} (vD)^i \quad (1.5)$$

где P – вероятность выживания отдельных клеток при облучении дозой D ; α – вероятность потери способности к делению у клетки от одного попадания в чувствительную мишень клетки объемом v ; v – эффективный объем чувствительной мишени в клетке; m – ударность этой мишени (количество попаданий, способное полностью инактивировать клетки); $(1 - \alpha)^i$ – вероятность клеток сохранить способность к делению до и после i -попаданий.

Анализ полученных данных для выживания разных дочерних потомков спироделы многокоренной показал, что для объекта исследований характерно образование более 10 различных форм инактивации клеток. Наши оценки параметров оценки выживания клеток по данным эксперимента и расчетов:

$$m \approx 10, \alpha \approx 0,1, v \approx 1/10 \text{ Гр.}$$

Таким образом, опираясь на методы теории надежности можно рассчитать все необходимые параметры для модели на клеточном уровне.

Уровень субпопуляции клеток.

В субпопуляциях зачатков основная функция клеток состоит в том, чтобы в делениях обеспечить формирование некоторого критического числа клеток. Мы определили мерой выживаемости зачатка его способность из n_0 числа клеток сформировать некоторое достаточно большое критическое число клеток [6]. Такова его основная функция. Мы построили математическую модель радиационного поражения такой субпопуляции клеток после облучения в дозе D . Предполагается, что клетки делятся независимо друг от друга и, имея разную степень поражения, формируют критическое число клеток N_k . Выживаемость такой субпопуляции описывается формулой:

$$S(p) = \begin{cases} 1 - \frac{\left(\frac{1-p}{p}\right)^{N_k-n_0} - \left(\frac{1-h}{p}\right)^{n_0}}{\left(\frac{1-p}{p}\right)^{N_k-n_0} - 1} & \text{при } p \neq 1/2 \\ n_0 / N_k & \text{при } p = 1/2 \end{cases} \quad (1.6.)$$

$$n_0 / N_k \text{ при } p = 1/2$$

где p – выживаемость одиночных клеток, описываемая формулой (1.5). По этой формуле мы сделали расчет кривых выживаемости для разных значений n_0 . Характерно, что переход с уровня одиночных клеток на уровень субпопуляций приводит в модели к тому, что выживаемость субпопуляции описывается уже не плавной кривой доза-эффект, а строго пороговой S-образной кривой. S-образность дозовых кривых, характерная для уровня субпопуляций, возникает из-за специфической меры радиационного поражения. При сравнительно малых допороговых дозах облучения число жизнеспособных клеток достаточно, чтобы обеспечить формирование N_k – критического числа клеток (это происходит в условиях, когда $p \geq 1/2$). Если же доза увеличивается $p < 1/2$, то клетки уже не способны обеспечить выживаемость субпопуляции. Характерно, что при высоких дозах γ -облучения число

выживших клеток еще велико, а выживаемость субпопуляции уже практически равна 0. В этом состоит существенное различие в радиобиологических реакциях одиночных клеток и субпопуляции клеток. В данной модели не учтено то обстоятельство, что для реальных субпопуляций зачатков разного размера среднее число делений клеток различно

Для данного объекта исследований естественной мерой радиобиологического эффекта на уровне субпопуляции клеток зачатков разного размера и номера есть их способность образовывать в процессе деления из исходного количества клеток зачатков (от 1-2 до нескольких тысяч) необходимое критическое количество клеток, достаточное для формирования зрелого дочернего щитка – особи растения. Это вытекает из данных морфологических и цитологических исследований данного объекта. Поскольку деление клеток в составе зачатков проходит независимо по параллельной схеме надежности, то получено математическое описание радиобиологического эффекта (выживания) на уровне субпопуляции разного размера, и получена следующая модель:

$$S(P) = (1+P)/2 \left\{ \left[1 - (1+P)^{-T} \right] / \left[1 - 2^{-T} \right] \right\}^{(N_k - n_0)} \text{ при } N_k > n_0(1+P)^T$$

$$S(P) = 1 \quad \text{при } N_k \leq n_0(1+P)^T \quad (1.7)$$

$$S(p) = \begin{cases} \left(\frac{1+p}{2} \right)^{-(n_0-1)T} \cdot \left[\frac{1 - (1+p)^{-T}}{1 - 2^{-T}} \right]; n p u N_k > n_0(1+p)^T \\ 1; n p u N_k \leq n_0(1+p)^T \end{cases}$$

где $S(P)$ – выживаемость субпопуляций зачатков размерами n_0 ; P – вероятность выживания одиночных клеток в составе меристемы при данной дозе облучения – D ; T – среднее число делений клеток данной субпопуляции до формирования необходимого критического количества клеток N_k .

Эти числа (T) разные для разных (n_0) субпопуляций. Так, для небольших субпопуляций поздних дочерних клеток они могут достигать до 10 митозов; для больших субпопуляций, состоящих из тысяч клеток, достаточно 1-2 митозов.

Наши расчеты и экспериментальные результаты показали, что N_k составляет приблизительно 10 тысяч клеток. По формуле (1.7) были рассчитаны теоретические кривые выживания субпопуляций разных размеров (n_0) с разным допустимым числом митозов (T) при разных дозах облучения (D).

На рис. 1.8 представлены расчетные данные выживания субпопуляций разного размера, а на рисунке 1.7 – полученные экспериментальные данные выживания дочерних щитков разных генераций.

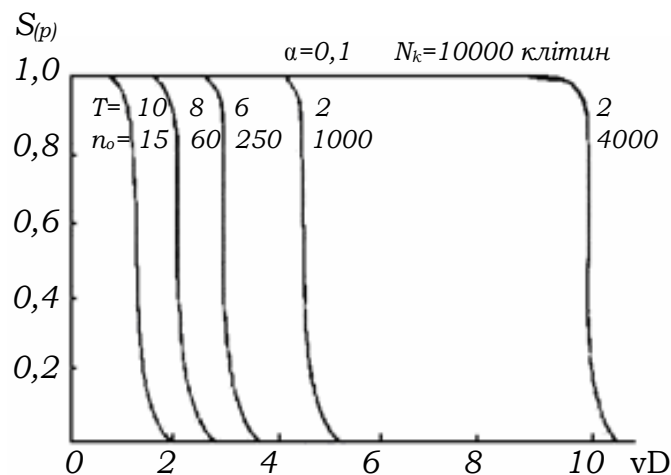


Рис. 1.8. Теоретические кривые выживания $S(p)$ субпопуляций клеток разного размера (n_0) по их способности в соответствующем числе клеточных делений (T) создать (N_k) критическое число клеток, достаточное для выживания особей при разных дозах облучения (D).

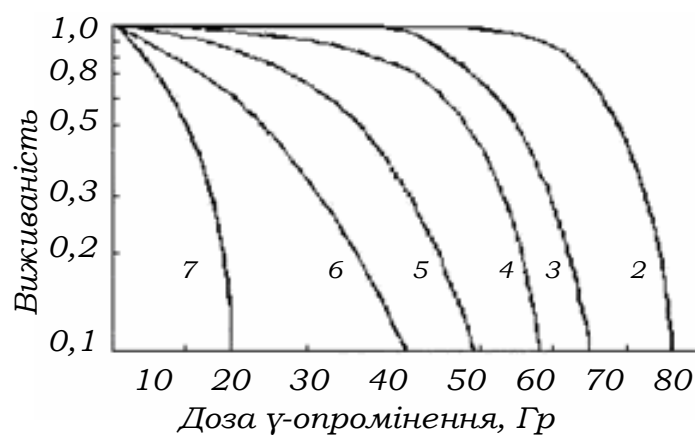


Рис. 1.9. Кривые выживания (N/N_0) дочерних щитков в разных по номерам генерациях (2-7)

Видно, что теоретические и экспериментальные кривые выживания для разных генераций по характеру, виду и основными параметрами неплохо коррелируют друг с другом.

Особенно необходимо обратить внимание на форму дозовых зависимостей выживания. Так, если для клеток по модели Капульцевича кривые выживания имеют классическую форму и заканчиваются экспоненциальным участком, то кривые выживания для субпопуляций имеют практически пороговый характер. Это связано с тем, что если дозы такие, что число выживших клеток способно за T -митозов сформировать критическое число клеток N_k , достаточное для полного выживания особей, то выживаемость будет составлять 100%; а если не достаточно, то выживаемость будет равно 0. Поэтому возникает пороговый тип дозовой зависимости.

Уровень выживания меристемы клеток всей меристемы. Тут естественная мера радиобиологического эффекта – количество сформированных дочерних щитков, поскольку основная функция меристемы – способность генерировать потомство. С учетом особенностей биологии объекта исследования понятно, что процесс генерации дочерних особей – процесс независимый, то есть практически действует параллельная схема обеспечения надежности генеративного процесса.

Структуру популяции меристемы можно представить в виде параллельного независимого функционирования субпопуляций зачатков, и все они обеспечивают непрерывность генеративного процесса. Естественной мерой выживаемости меристемы может служить относительный выход (число) генерированных дочерних щитков.

На рис. 1.10 представлена, в виде плавной кривой, дозовая зависимость выживаемости меристемы, по ее способности генерировать щитки.

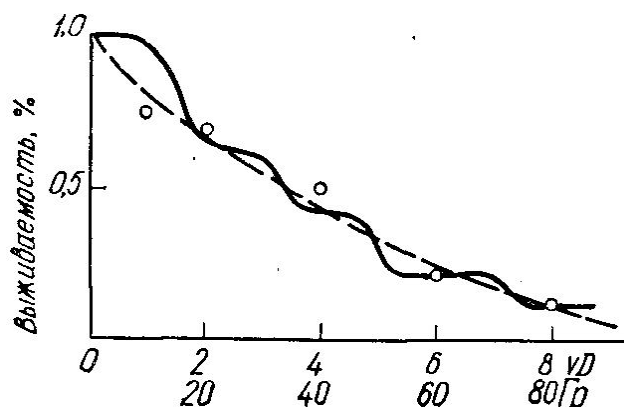


Рис. 1.10. Экспериментальная (пунктирная) и теоретическая (сплошная) кривые выживания меристемы спироделы многокоренной.

Видно, что в отличие от пороговых кривых выживаемости на уровне субпопуляций кривая для популяции клеток меристемы носит плавный характер. Исходя из идеи о параллельном независимом генерировании дочерних щитков, мы построили математическую модель выживаемости меристемы как сумму соответствующих выживаемостей отдельных субпопуляций $S_i(p)$:

$$S_m = \frac{\sum_{i=0}^k S_i(p)}{k}, \quad (1.8)$$

где k – число дочерних щитков.

Поэтому для формулы выживания меристемы можно использовать упрощенную модель для параллельного процесса в виде суммы выживания дочерних потомков. Поскольку выживаемость изменяется от 1 до 0, то необходимо нормирование на общее количество дочерних генераций – k .

По этой модели (1.5) и по модели выживаемости для отдельных субпопуляций (1.4), построена теоретическая кривая выживаемости, которая неплохо совпадает с ходом экспериментальной кривой (см. рис. 1.10). Это позволяет считать, что применение надежного подхода к меристеме как параллельной системе функционирующих субпопуляций, правомерно и полезно.

Организм нашего растения в упрощенном виде можно представить в виде последовательной системы, состоящей всего из двух органов – основного критического органа меристемы и фотосинтезирующей ткани щитка и корневой системы. Последние можно объединить в один орган по той простой причине, что все эти ткани играют вспомогательную роль в основной генеративной функции. Специальные эксперименты показали, что в используемом диапазоне доз облучения (10-120 Гр) относительная радиочувствительность, дифференцированных тканей не превышает 10 % радиочувствительности генеративного органа. В силу последовательной надежностной структуры, радиочувствительность организма на основе теории надежности может быть определена как произведение выживаемости меристемы и дифференцированных тканей. Поскольку выживаемость дифференцированных тканей ≈ 1 , то выживаемость организма в целом описывается выживаемостью меристемы, что хорошо подтверждается в эксперименте (см. рис. 1.10). Использование надежностного подхода оправдало себя и в этом случае.

До сих пор мы рассматривали радиобиологические реакции многоклеточного растительного организма, абстрагируясь от процессов старения и от четвертого постулата. Влияние процессов старения в норме и при облучении отчетливо проявляется на кривых эффективности выхода дочерних щитков разных номеров (рис. 1.7). На организменном уровне наблюдается более четкий процесс старения (рис. 1.7, 1.8). Установлено, что Спиродела многокоренная проявляет четко выраженный процесс старения. Видно, что вероятность выживания щитков даже в контроле существенно уменьшается, начиная с 6-го дочернего щитка, а выход щитков в последних 11-14-й генерациях пренебрежимо мал [6]. При облучении процесс старения заметно ускоряется.

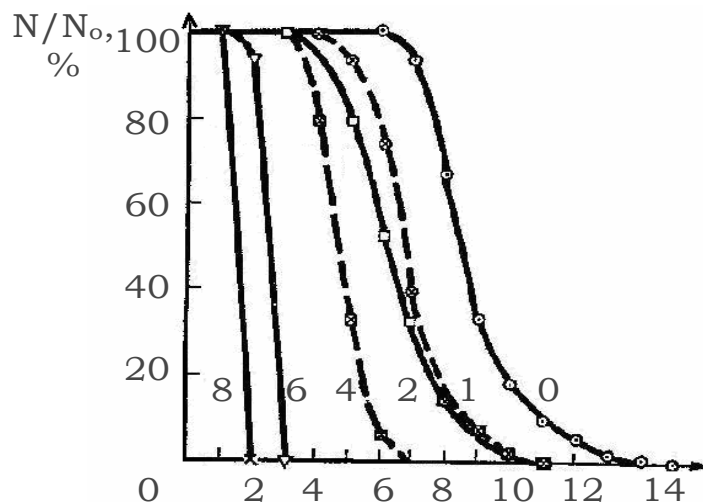


Рис 1.11. Зависимость выживания (N/N_0 -%) дочерних щитков для разных поколений, в норме (0) и при разных дозах гамма-облучения 1 крад (10 Гр), 2 крад (20 Гр), 4 крад (40 Гр), 6 крад (60 Гр) та 8 крад (80 Гр).

Для математического описания нормального процесса старения наиболее подходящей есть модель и формула Гомпертца.

$$S_{ст} = N(t)/N_0 = e^{-BeRn} \quad (1.9)$$

где $S_{ст}$ – вероятность генерации щитков n –генерации; B – параметр скорости старения; R – параметр накопления ошибок, как основной причины старения.

По экспериментальным кривым старения в норме и при облучении могут быть рассчитаны значения параметров процесса старения.

Анализ на основе теории надежности показал, что элементарные процессы радиационного поражения и старения независимы друг от друга. Это позволяет определить выживание организма как произведение выживания от радиационного поражения и выживания, определяющегося процессами старения. Математическое описание таких представлений позволяет предложить для оценки выживания организма такую простую формулу:

$$S_{орг} = S_m \cdot S_{ст} \quad (1.10)$$

где S_m – выживание организма рыбки, определяющееся выживанием меристемы, а S_{cm} – выживание рыбки в процессе старения.

Для анализа реальных данных процессов старения при помощи формулы Гомпертца удобно сделать преобразования этой формулы таким образом, чтобы привести ее к линейной форме. Это превращение следующего типа:

$$\ln(\ln \cdot (N_0/N)) = \ln B + Rn \quad (1.11)$$

Оно позволяет представить кривые старения в линейной форме. Данные на рис. 1.9 могут быть представлены в линеаризированной форме. Такие кривые старения можно рассчитать для нормы и для облучения в разных дозах. По ним методом экстраполяции по оси ординат могут быть рассчитаны и получены данные значений – B , и значений – R . В частности, по данным эксперимента оценка этих параметров показала, что в норме $B = 0,04$, $R = 0,38$. А при облучении дозой 20 Гр эти значения составляют: $B = 0,08$, $R = 0,37$. Видно, что облучение в два раза повышает скорость процесса старения и мало влияет на параметр накопления ошибок.

Старение многоклеточных систем опишем в терминах гипотезы Сцилларда[9]. Из теории надежности можно предполагать независимость элементарных событий старения и радиационного поражения многоклеточной системы. Исходя из независимости, можно утверждать, что вероятность гибели биосистемы при облучении в данной дозе радиации может быть определена как произведение вероятности гибели биосистемы от чисто радиационного поражения на вероятность гибели, вызванной процессами нормального и ускоренного радиацией процессов старения. При этом выживаемость на уровне субпопуляций может быть определена как произведение этих вероятностей:

$$S_i^c(p) = S_i(p) \cdot e^{-Be^{RT} \cdot (\beta-1)}, \quad (1.12)$$

где $\beta = \frac{B^*}{B} e^{(R^*-R)t}$; B^* – скорость старения при облучении; R^* – скорость накопления ошибок при облучении.

Таким образом, разработанные на основе теории надежности модели поражения многоклеточного организма позволяют прогнозировать закономерности радиационного поражения на разных уровнях интеграции растения, учитывать участие процессов старения в радиобиологических эффектах. Полученные модели формируют перспективный подход к прогнозу и моделированию радиобиологических эффектов в многоклеточных системах на разных уровнях иерархии.

Данная модель (1.12) явно описывает вклад процессов старения в формирование радиобиологических эффектов. Видно, что чем больше время функционирования, тем больший вклад процессов естественного и ускоренного старения в выживаемость субпопуляции. Эта модель позволяет учесть роль процессов старения на разных уровнях интеграции, если заменить этой моделью $S_i(p)$ во всех моделях (4), (5). Наши расчеты по реальному вкладу процессов старения в радиобиологический эффект на уровне меристемы для параметра β – показателя ускорения старения – показали, что он достигает значительной величины (3-4) при больших дозах γ - радиации.

Результаты исследований показали, как на основе знания структуры объекта на разных уровнях иерархии, его функций и закономерностей радиобиологических реакций построена качественная модель радиационного поражения многоклеточного растительного организма. Модель состоит из четырех постулатов, в которых учтена вся основная феноменология радиобиологических реакций у многоклеточных систем. Предложенная нами количественная модель ориентирована на конкретный объект – высшее растение Спироделу многокоренную. Реакции других многоклеточных организмов могут различаться.

На уровне клеток различие может состоять в отсутствии большого разнообразия форм инактивации, в изменении параметра $-a$, в изменении вида зависимости вероятности потери способности к делению от числа попаданий в клетку, в изменении радиочувствительности отдельных клеток.

На уровне субпопуляций возможны разные ситуации. Функционирование субпопуляций не нарушается, если из всех n_0 -клеток сохраняют жизнеспособность

лишь несколько. В других ситуациях может изменяться число циклов деления либо время эффективного функционирования для соматических клеток. Все эти варианты могут быть учтены в соответствующей конкретной модели. Сам подход к моделированию через адекватно выбранную меру выживаемости и с использованием идей теории надежности нам представляется весьма перспективным.

Структура популяции клеток из нескольких субпопуляций может быть различной, например, последовательно связанной, как в случае меристемы корня растений, отличаться общей численностью клеток и длительностью функционирования, а также скоростью и характером процессов старения. Все это может значительно изменять кривые выживаемости, но принципиальных трудностей в построении работоспособной модели пока нет.

Уровень популяции растений. Исследования изменения количества растений в водной культуре Спироделы многокоренной позволили получить экспериментальные данные радиобиологических реакций уже на уровне популяции растений. Установлено, что начальный лаг-период изменяется на кривую логарифмического роста количества особей в популяции растений. Можно получить также данные об изменениях численности жизнеспособных особей (зеленые щитки), нежизнеспособных (желтые щитки) и численности адаптивных форм (турионов – зимующих в водоемах форм).

Такая структура популяции растений Спироделы многокоренной в водной культуре. Мерой выживания на уровне популяции естественно считали отношение скорости роста численности в опыте к скорости роста в контроле. На рис. 1.9 представлена кривая выживания на уровне популяции растений, а для сравнения показано кривую выживания на уровне растений, которые мы уже описывали.

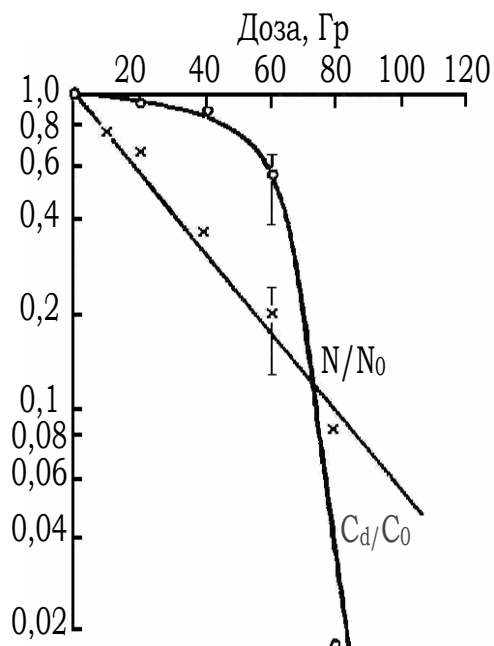


Рис 1.12. Дозовые кривые выживания для популяции Спироделы многокоренной (C_d/C_0). Тут выживаемость определяется отношением скоростей размножения растений при облучении и в контроле. Для сравнения приведены кривые выживания одиночных растений (N/N_0) от дозы γ - облучения.

Видно существенную разницу в форме и в ходе кривых выживания на двух уровнях иерархии. Выживание на уровне организма постепенно уменьшается с дозой гамма-облучения, а выживание популяции вначале мало меняется, а позже, при дозах 60-80- Гр, резко падает. Природа таких расхождений понятна. При дозах облучения 60 Гр и меньше численность и жизнеспособность ряски высоки (около 20%), растения способны поддерживать высокую численность популяции значительной скоростью размножения (Около 60%). Поэтому этот вид растения имеет возможность удерживать ареал существования, не дает конкурентам возможности себя вытеснить (в частности, другим видам ряски – *Lemna minor*, *Lemna trysulka*). При увеличении дозы до 80 Гр, выжившие особи ряски (около 10%), уже не способны поддерживать существенную скорость размножения (около 9%), хоть их еще достаточно много.

В сосудах, где выращивают популяцию ряски, в начале эксперимента количество особей относительно малое, поэтому растения могут размножаться практически независимо друг от друга, то есть по параллельной схеме.

Для математического описания роста такой популяции предложено и показана возможность использовать дифференциальное уравнение:

$$dN / dt = N (K - C) - E \cdot N^2 \quad (1.13)$$

где dN / dt – скорость роста численности популяции; N – численность жизнеспособных особей в популяции; K – параметр скорости роста численности популяции; C – параметр, характеризующий скорость гибели особей в популяции с учетом их старения; E – параметр, определяющий конкуренцию в популяции за счет недостатка минерального питания и исключения поступления света, что уменьшает эффективность фотосинтеза и питания особей.

Понятно, что параметр E начинает проявляться и действовать только при значительной численности популяции. По экспериментальным данным мы получили значения параметров этой модели для роста популяции (рис. 8.10). Показано, что с увеличением дозы облучения параметр скорости роста ($K - C$) существенно уменьшается, а параметр конкуренции E – возрастает.

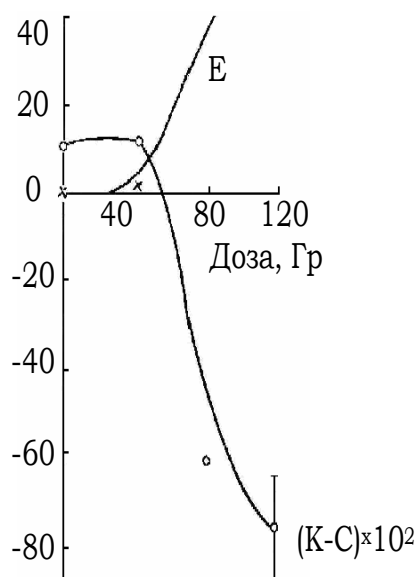


Рис 1.13. Изменение величины параметров дифференциального уравнения роста популяции Спироделлы многокоренной в зависимости от дозы гамма-облучения.

То есть построенная на основе теории надежности модель радиобиологического эффекта на уровне популяции растений адекватно описывает сущность процесса и полученные экспериментальные данные.

Таким образом, построено множество качественных и количественных моделей радиационного поражения биосистемы на разных уровнях иерархии. Полученные модели адекватно описывают наши экспериментальные данные для высшего растения – спироделлы многокоренной, для всех её радиобиологических реакций. Считаем, что предложенные подходы и модели на основе разработанной теории надежности биосистем после соответствующих изменений пригодны для описания радиобиологических реакций различных многоклеточных организмов. Заложенные в моделях представления создают метод для исследования радиобиологических и биофизических процессов в иерархических биосистемах. Используемые тут идеи и подходы, основывающиеся на теории надежности, могут найти широкое применение в исследованиях на различных иерархических биологических системах, что очень важно для радиобиологии и общей биологии.

1.6. Проблемы количественной радиобиологии многоклеточных организмов.

Исследования, проведенные на относительно простом растительном организме спироделе многокоренной, позволили полностью количественно описать радиобиологические реакции на различных уровнях интеграции и получить совпадения прогнозов математических моделей и экспериментальных данных. Анализ полученных результатов позволяет сформулировать основные проблемы количественной радиобиологии многоклеточных организмов и указать пути их решения.

1. Основная проблема современной теоретической радиобиологии – создание адекватной системы мер радиационного поражения на всех уровнях интеграции. Речь идет о возможности количественно описать кривые выживания субпопуляций клеток, основные модели и экспериментальные данные про выживаемость отдельных клеток, про выживание целого организма, как функцию выживания отдельных органов и тканей организма. Решение этой проблемы обозначает полное радиобиологическое описание сущности радиобиологических процессов у многоклеточных организмов и, в идеале, прогноз радиобиологических реакций на основании реакций отдельных клеток.

2. Следующая по значимости проблема состоит в том, что на высоких уровнях интеграции многоклеточных организмов в радиобиологическом эффекте работают динамические процессы формирования и реализации радиационного поражения. Чем выше уровень иерархии, тем больше времени необходимо для формирования поражения, и тем большее влияние на радиобиологический эффект имеет временной фактор. С влиянием временного фактора связана реализация всего разнообразия форм инактивации и форм выживания клеток, процессы восстановления и адаптации при радиационном поражении многоклеточных систем.

3. С увеличением времени радиационного поражения на высоких уровнях интеграции значительно возрастает роль процессов старения. Развитие процессов естественного старения и ускорение его при действии радиации может существенно влиять на радиобиологический эффект.

Исследования многоклеточного растительного организма спироделы многокоренной показали пути решения этих проблем. Установлено, что каждому уровню иерархии удастся поставить в соответствие адекватную систему мер радиационного поражения. Полученные нами данные о совпадении сущности явлений радиостойкости и надежности биосистем позволяют широко использовать идею и методы математической теории надежности. В основу выбора меры поражения и ее математического описания положены представления о структуре надежности исследуемой биосистемы на разных уровнях интеграции.

На основе вероятностной модели радиационного поражения клеток (1.5.) в общую модель вводится представление о разнообразии форм поражения клеток. Введение временного фактора, например, числа циклов деления клеток, в математической модели позволяет учесть роль такого разнообразия форм поражения клеток в эффектах на высоких уровнях иерархии. Показано совпадение теоретических модельных данных с результатами эксперимента. Исследования процессов старения у спироделы многокоренной в норме и при облучении позволило разработать модель для оценки роли процессов старения в радиационном поражении, получить значения параметров скорости процесса старения и параметра ускорения процесса старения в норме и при облучении. Конкретные экспериментальные и теоретические исследования, проведенные нами на многоклеточном организме, позволили решить сформулированные проблемы и построить адекватную количественную модель радиационного поражения организма.

Полученные данные имеют общерадиобиологическое значение и могут с успехом использоваться при создании количественной радиобиологии любого многоклеточного организма.

Анализ показывает пути и способы ориентирования разработанного нами общего подхода для конкретного многоклеточного организма. Такое ориентирование на клеточном уровне обозначает установление форм поражения и выживания при радиационном поражении клеток. На уровне клеточных субпопуляций для переориентирования модели необходимо установить конкретные меры формирования поражения субпопуляций клеток с поражения отдельных клеток.

Выбор меры поражения определяется принципом функционирования отдельных субпопуляций клеток или тканей, состоящих из таких субпопуляций. Это позволит рассчитать выживание популяций клеток (тканей, органов) исходя из выживания отдельных субпопуляций. Мера выживания организма может быть определена расчетом на основании оценок выживания составляющих ткани и органы и знания структуры обеспечения надежности организма из его органов.

Таким образом, выживание организма можно рассчитать, подставляя значения выживания органов в структуру надежности всего организма. Видно, что основная проблема построения количественной модели состоит прежде всего в установлении структуры надежности биосистемы на каждом уровне ее интеграции теоретическими и экспериментальными методами. Последовательное введение математических моделей нижнего уровня иерархии в модель следующего уровня иерархии позволяет строить количественную модель радиационного поражения практически на любом уровне интеграции. Успех такого построения зависит от разнообразия экспериментальных данных и знаний о структуре обеспечения надежности исследуемого объекта.

В целом можно сказать, что проблема конкретизации идеологии и подхода надежности еще далека от общего решения. Сложность состоит в том, что не всегда удастся установить структуру элемента на разных уровнях иерархии. Тем не менее, мы считаем, что успешность подхода надежности к анализу радиобиологических реакций относительно простого многоклеточного растительного организма имеет надежду. Про этом условии, такой подход имеет высокую эвристическую ценность. Эвристичность может состоять в перспективе дискриминации и выборе наиболее адекватного механизма среди большого количества возможных вариантов. Мы считаем, что среди множества возможных механизмов процесса наиболее адекватный можно искать там, где обеспечивается необходимый уровень надежности. Есть возможность по оценкам параметра надежности или радиочувствительности на высоких уровнях иерархии определить характер структуры системы на нижних уровнях. Можно проводить специальные эксперименты с целью установления типа такой структуры. В этом аспекте исследовательская функция подхода надежности может быть очень значительной. Следует сказать, что исключительно структура надежности биологического объекта может не исчерпывать всю структуру. Возможные механизмы, элементы и процессы, не имеют разницы в плане обеспечения надежности, но все в структуре наименее значащее в обеспечении системы надежности биосистемы будет значащим и для функционирования объекта.

Мы считаем, что надежный подход достаточно полезный на пути становления синтетической биологии. В этом плане радиобиология, которая есть всепроникающим инструментом через ионизирующую радиацию, может делать «прозрачным» тончайшую часть многоуровневой иерархической системы. Благодаря высокой разрешающей способности радиации на базе хорошо развитой теории надежности и на богатом математическом аппарате появляется интересная возможность радиобиологического структурного анализа биологических объектов.

1.7. Математическая модель ростовой реакции корня растения после облучения при участии репопуляционного восстановления.

На основании концепции надежности биологических систем нами была построена математическая модель, описывающая поведение относительной скорости роста корня растения. Установлено, что для оценивания эффектов радиации на растениях можно использовать такие показатели, как длина корня или стебля, которые четко зависят от дозы гамма облучения. Показано, что длина корней и стеблей растений во времени меняется практически прямолинейно. Наклон этих прямых может служить мерой радиационного поражения.

Для оценки параметров этих прямых можно предложить такую формулу:

$$\text{для контрольного варианта } L_k = a_k t + b_0 ,$$

где L_k — длина корня, a_k — скорость росту корня, t — время, b_0 — начальное значение длины проростков корней в начале эксперимента;

$$\text{для облученного варианта } L_r = a_r t + b_0 ,$$

где L_r — длина корня, a_r — скорость росту корня, t — время, b_0 — начальное значение длины проростков корней в начале эксперимента.

Тогда величина прироста корней ΔL за время Δt для разных вариантов будет выглядеть:

для контроля $\Delta L_k = a_k \Delta t$,

для облученного варианта $\Delta L_r = a_r \Delta t$.

Тогда исследуемый в экспериментах параметр относительной скорости роста корней для облученных вариантов за равный промежуток времени (практически Δt – во всех экспериментах равен суткам) таким образом:

$$ОСР_{опр} = \Delta L_r / \Delta L_k = a_r / a_k \quad (1.14).$$

Построенные по такой формуле результаты экспериментов исследования $ОСР_{опр}$ выглядят так, как это представлено на рис 1.15.

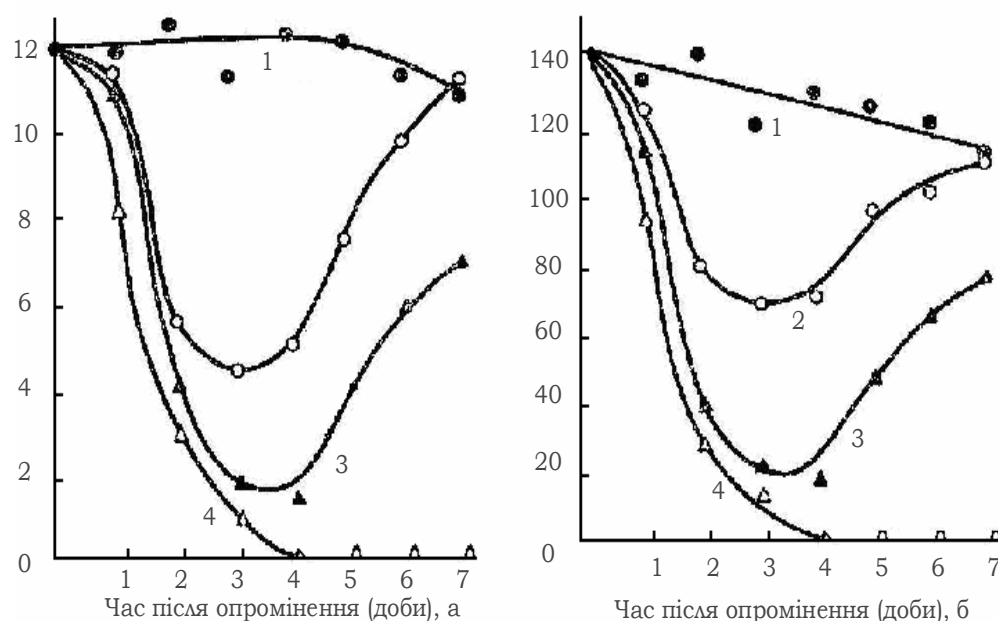


Рис 1.15. Динамика суточного прироста корней у проростков гороха ОСР (а), и количество клеток меристемы корня (б) в пострадиационный период (1 – контроль, 2 – гамма-облучение в дозе 4 Гр, 3-6 Гр, 4-8 Гр).

Исследованиями показано, что радиационное поражение всего растения в значительной степени определяется поражением его критической части – меристемы. Поражение меристемы удобно и адекватно характеризуется основной функцией – ростом корня. В упрощенном виде функция меристемы определяется

обеспечением поступления достаточного количества клеток из пролиферирующего пула меристемы к зоне растяжения корня, то есть для обеспечения его роста. Рост главного корня, а затем закладка дополнительных корешков формирует эффективную корневую систему растения, что обеспечивает рост и надежность всего растения. Исходя из того, что дифференцированные клетки достаточно радиоустойчивые, то радиационное поражение корней и растения в целом связано с поражением пролиферирующих клеток меристемы. Поэтому предложенный и используемый показатель изменения относительной скорости роста (ОСР) корня хорошо может характеризовать степень поражения растения.

Подход с позиции теории надежности позволяет определить ее как систему последовательного типа, в которой клетки меристемы поступают в зону растяжения и, таким образом, обеспечивают рост корня. При этом под воздействием радиации в меристеме функционируют два относительно независимые процесса: процесс реализации поражения клеток и процесс их размножения в ходе пролиферации, то есть выполняется репопуляционное восстановление меристемы.

Для четкости дадим определение репопуляционного восстановления меристемы. Репопуляционное восстановление меристемы – это восстановление пула пролиферирующих клеток за счет выживших клеток, или за счет клеток, которые не были поражены за счет статистики Пуассоновского распределения или были восстановлены на клеточном уровне, и/или за счет так называемого центра покоя, который состоит из непролиферирующих клеток в, так называемой, Go-фазе митоза. Известно, что подобные процессы репопуляционного восстановления свойственные для системы кроветворения у животных, многим опухолям и т.д.

Анализ на основе теории надежности этой системы позволяет определить степень выживания корня, как величину ОСР, от времени. В силу независимости двух вышеназванных процессов, выживаемость может определена как сумма вероятности (P_1) выживания меристемы во времени в ходе реализации поражения и вероятности (P_2) репопуляционного восстановления меристемы в ходе процесса репопуляции в пораженной меристеме:

$$ОСР_t = P_1(t) + P_2(t) \quad (1.14).$$

Известно, что процесс гибели клеток в популяции и процесс их репарации описывают экспоненциальными зависимостями. Математический анализ этих представлений позволил нам получить следующую математическую модель для $ОСР_t$ и на основании экспериментальных кривых (рис 1.8.) оценить числовые значения некоторых параметров предложенной ниже модели:

$$ОСР_t = e^{-(at + bt_0)} + \Theta(t - t_0) f(D) \{1 - e^{-[c(t-t_0) + d(t-t_0)^2]}\} \quad (1.15)$$

где $a = 0,14$ – параметр, характеризующий первичную реакцию клеток и вклад их репарации; $b = 0,035 + 0,01 D$ – параметр, характеризующий торможение роста в зависимости от дозы облучения; $c = 0,065$ – параметр, характеризующий скорость репопуляции; $d = 0,065$ – параметр, характеризующий насыщение процесса репопуляции; $t_0(D)$ – момент проявления явления репопуляции в ростовом процессе; f – параметр, характеризующий степень обратимости скорости роста, в процессе репопуляции. При этом первая экспонента включает два параметра: a – характеризует первичные поражения клеток и вклад репарации в отдаленную реакцию ОСР корня; b – определяет степень торможения роста корня вследствие массовой гибели клеток меристемы после облучения и зависит от дозы гамма-облучения. Начиная с некоторого момента времени – t_0 – на ОСР начинают проявляться процессы репопуляции. В модели t_0 -момент времени, когда на ОСР корня начинает влиять репродукция клеток меристемы. С этого момента на кривую ОСР начинает влиять величина – $P_2(t)$ – вторая экспонента, где функция – $\Theta(t - t_0)$ – это дельта функция:

$$\begin{aligned} &1, \text{ при } t \geq t_0 \\ \Theta(t - t_0) = & \{ \\ &0, \text{ при } t < t_0 \end{aligned} \quad (1.16)$$

Был проведен анализ экспериментальных данных при изучении кривых ОСР корня растений гороха после облучения проростков разными дозами гамма-радиации. Расчеты показали, что для этих процессов характерны значения

параметров, приведенные выше. Следует отметить, что величина параметра- a , не зависит от дозы облучения, а величина параметра - b заметно возрастает с дозой, что свидетельствует об увеличении гибели клеток с повышением дозы. Параметры c и d не зависят от дозы для данных этого конкретного эксперимента. Значение t_0 – момента включения влияния репопуляции на ОСР – существенно зависит от дозы. Степень обратимости ОСР корня – f – также существенно зависит от дозы гамма-облучения.

Разработанная модель адекватна и эвристична. Это позволяет широко применять ее для анализа результатов эксперимента по определению ОСР корня в различных условиях и при различных влияниях.

Подход с позиций теории надежности в данном конкретном случае позволил нам построить качественную и относительно простую математическую модель явления репопуляции. Параметры предложенной модели имеют четкое биологическое содержание и характеризуют основные радиобиологические процессы в меристеме корня. Дальнейшее использование этой модели поможет перейти к углубленному исследованию механизмов радиационного поражения корневых систем как критической системы, ответственной за поражение всего растения. Разработанную модель можно модифицировать и для других биологических систем, в которых активно работают системы репопуляционного восстановления, в частности, для некоторых опухолей.

1.8. Радиобиологические эффекты и системы надежности растений.

Наши исследования последних лет были направлены на изучение основных особенностей развития радиобиологического эффекта в многоуровневой системе многоклеточного растительного организма.

В мировой литературе не существует строгих попыток прослеживания основных закономерностей формирования радиобиологического эффекта в многоуровневой

системе. Вопрос в том, как из разнообразных радиобиологических эффектов на уровне клеток формируется эффект на уровне клеточных популяций, тканей, органов, целого организма и т. д. В результате экспериментов [6] нам удалось установить фундаментальные особенности этого процесса на системе уровней клетка – субпопуляция клеток – популяция клеток (ткань) – орган. Показано, что каждый уровень имеет свою меру радиобиологического эффекта, свой набор повреждений. Между уровнями, вероятно, существует система «функциональных операторов» – механизмов, которые образуют функции вышележащего уровня иерархии из элементов нижележащих уровней. Это обстоятельство существенно отражается в образовании соответствующей меры радиобиологического эффекта, определяемой функциями данного уровня иерархии. Нами показано, что подобная иерархичность заметна в реализации радиобиологического эффекта.

Цель исследований – установление основных феноменологических особенностей развития радиобиологического эффекта с уровня органа (меристемы) до уровня целого организма спироделы многокоренной и роли организменного уровня в возникновении и реализации эффекта на нижележащих уровнях иерархии.

Схематически целый организм спироделы можно представить как взаимодействие меристем (уровень M) с остальной дифференцированной частью малого растения (уровень D) в осуществлении основной генеративной функции растения – Y (рис. 1.12).

Мы исследовали влияние организменного уровня на радиационное поражение, процессы восстановления и процессы старения. Можно было предполагать либо полную автономию уровня M от уровня D , что могло бы выразиться в равномерном поведении константы связи уровней M и D , либо нарастание (линейное) константы связи уровней с течением генеративного процесса (т. е. линейное увеличение константы связи уровней с номером генерации n). Линейное нарастание можно было бы связать с ростом времени пребывания в составе меристемы зачатков, с ростом номера генерации.

Для исследования этих вопросов мы поставили широкую серию экспериментов с применением математического планирования эксперимента. В этих экспериментах, кроме обычных факторов, применявшихся нами ранее (D – доза γ - радиации, I – мощность дозы, τ – фракционирование дозы облучения), мы использовали два фактора: 3 (номер фактора в плане эксперимента) – варьирование освещенности при культивировании – от высокой освещенности в 3000 люкс до низкой – в 400 люкс, что соответствует существенному различию в фотосинтетической активности в фотосинтезирующей части щитка (уровень D); 5 – заметное варьирование полноценности питательной среды Хатнера при культивировании – от полной оптимальной среды до 0,2 полной среды. Эти два фактора позволили нам широко варьировать состояние уровня D и оценивать его влияние на уровень M и на генеративную функцию Y (рис.1.16).

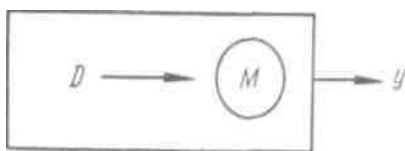


Рис. 1.16. Схематическое представление организма в виде системы двух органов: M – меристема спироделы многокоренной, D – прочие органы растения, Y – генеративная функция.

В данном эксперименте предполагалось оценить влияние уровня D , на состояние меристемы и субпопуляций отдельных зачатков.

Модельная популяция создавалась за счет ограниченного объема питательной среды в чашке Петри. Здесь действовала схема конкуренции за питательную среду и за свет. Критерием, характеризующим состояние популяции, являлся общий выход щитков – организмов в популяции. Главное отличие было обнаружено в формах существования организмов в популяции. Для особей вне популяции были свойственны генеративная способность к генерации до 10-14 дочерних щитков, затем гибель («пожелтение») щитков. Изредка наблюдалось появление адаптивных форм существования – турионов, особи в состоянии покоя. Жизнеспособность популяции растений определялась целиком соотношением между тремя формами существования

особей – жизнеспособное состояние (зеленые особи), состояние гибели – утрата генеративной способности (желтые особи) и состояние покоя (турионы). Изменения в составе популяции и определяли реакцию популяции на то или иное воздействие (рис. 1.17).

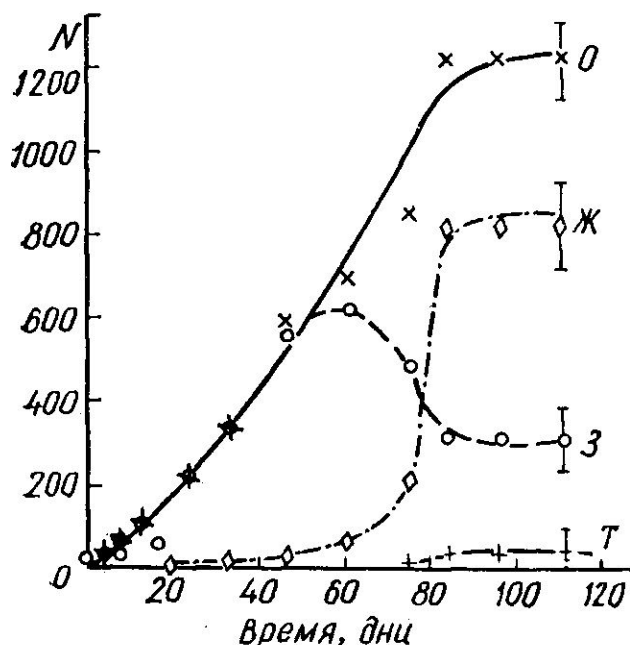


Рис.1.17. Рост численности популяции спироделы многокоренной по общему числу особей O , по числу жизнеспособных особей $З$, по числу нежизнеспособных особей $Ж$, по выходу турионов T в зависимости от времени (эти же обозначения на рис. 1.18-22).

Видно, что кривая роста популяции по численности имеет сигмоидальный характер. На 20-й день роста в популяции начинается процесс гибели щитков – появляются желтые особи. На 70-й день роста наблюдается выпадение турионов.

В специальном эксперименте нами получены данные о влиянии организменного уровня D на процессы старения, реализуемые через генеративную систему – меристему (M). Следует вспомнить, что процесс старения данного объекта описывается кривыми зависимости выхода N/N_0 в дочерних генерациях (от 1 до 12) в норме и при облучении в разных дозах (см. рис.1.7). Кривые такого типа хорошо описываются с позиций теории Бейера и др., основанной на гипотезе Сцилларда о накоплении ошибок в процессе старения [9], через уравнение Гомпертца:

$$\frac{N}{N_0} = e^{-Be^{Rn}}, \quad (1.17)$$

где **B** – параметр скорости старения; **R** – параметр скорости накопления ошибок. После двойного логарифмирования можно привести формулу Гомпертца к более простому и удобному виду:

$$\ln\left(\ln \frac{N_0}{N}\right) = \ln B + Rn. \quad (1.18)$$

Данное представление кривой старения позволило сравнительно легко оценивать параметры кривых. Нас интересовала зависимость параметров процесса старения от факторов, варьирующих состояние уровня **D**, а через него – их влияние на процессы старения меристемы.

Рассмотрим сначала параметр скорости старения. Среднее значение скорости старения **B**- составляет 0,15. При низком уровне питания скорость старения увеличивается более чем в два раза (**B** = 0,39). При низкой освещенности скорость старения увеличивается по отношению к среднему значению в 1,5 раза (**B** = 0,22). Видимо, существует заметное влияние уровня **D** на процесс старения, осуществляемое посредством влияния уровня питания на скорость процесса старения. При этом несколько не истощены пролиферативные возможности собственно меристемы.

Представляет интерес влияние уровня **D** на параметр скорости накопления ошибок **R**. Среднее значение скорости накопления ошибок в расчете на одну генерацию составляет 0,268, которую мы примем за 100 %. При выращивании спироделы на высоком уровне питания наблюдается повышение скорости накопления ошибок на 27 %. Вероятно, это происходит вследствие более высокой пролиферативной активности клеток меристемы при полной среде питания. Высокая скорость пролиферации может приводить к большому накоплению в популяции мутантных клеток, что увеличивает скорость процесса старения за счет накопления ошибок. Аналогично при высоком уровне фотосинтетической активности при высокой освещенности при культивировании наблюдается повышение скорости накопления ошибок на 7 %. Таким образом, при высоком уровне освещенности и питания

наблюдается повышение скорости накопления ошибок и в то же время снижение скорости старения в меристеме спироделы.

Можно говорить о том, что процессы старения лимитируются и определяются не только теми процессами старения, которые реализуются на уровне клеток и клеточных популяций, но и в значительной степени могут зависеть от состояния организменного уровня. При этом высокая освещенность и полная среда снижают скорость старения, но вместе с тем увеличивают скорость накопления ошибок.

Для развития предложенной концепции о радиобиологических реакциях многоклеточных систем нами проводились экспериментальные исследования особенностей процесса старения на уровне популяций растений и влияния радиации на этот процесс. Предполагалось изучить особенности выбора и поведения меры радиобиологического эффекта на уровне популяции, роль динамического фактора и особенности процесса старения на этом уровне.

Эксперимент проводили следующим образом: десять родительских пар щитков помещали в жидкую среду Хатнера в чашки Петри. Так создавалась исходная популяция растений (лабораторная популяция). Общая среда создавала модель «мини-пруда», в котором в упрощенной форме проявлялись все популяционные отношения, а именно конкуренция за питательную среду и за свет. Неизбежное упрощение связано здесь с отсутствием межвидовых отношений, климатических колебаний, свойственных популяции спироделы многокоренной в естественных водоемах. Упрощение позволяет в этой модельной популяции отделить внутрипопуляционные отношения от ценологических. В опыте мы исследовали изменение численности особей в популяции со временем и изменение качественного состава при различных дозах облучения (от 20 до 120 Гр) и различном уровне питания и освещенности.

Общая феноменология поведения численности популяций спироделы следующая. Численность лабораторной популяции (сообщества) изменяется по следующему закону (рис. 1.17): сначала заметный лаг-период, потом период логарифмического роста и затем выход на стационарный уровень. При этом по мере роста популяции намечается некоторая качественная структура популяции по степени

ее жизнеспособности. На 60-е сутки роста в популяции появляется заметное число нежизнеспособных особей (желтые щитки – на графике обозначены **Ж**). При этом рост числа жизнеспособных зеленых особей (**З** – на графике) достигает максимума на 60-й день роста популяции, а затем происходит резкий спад за счет массовой гибели. Примерно в этот же период формируются турионы (**Т**), которые находятся в обратимом состоянии. Массовая гибель особей в норме связана с резким проявлением процессов старения на уровне популяции. Такова основная феноменология процесса.

На рис. 1.18 дозовые зависимости выживаемости популяций (выживаемость определялась как отношение числа особей-щитков спироделы в опыте к их числу в контрольном варианте) в различные сроки роста популяции.

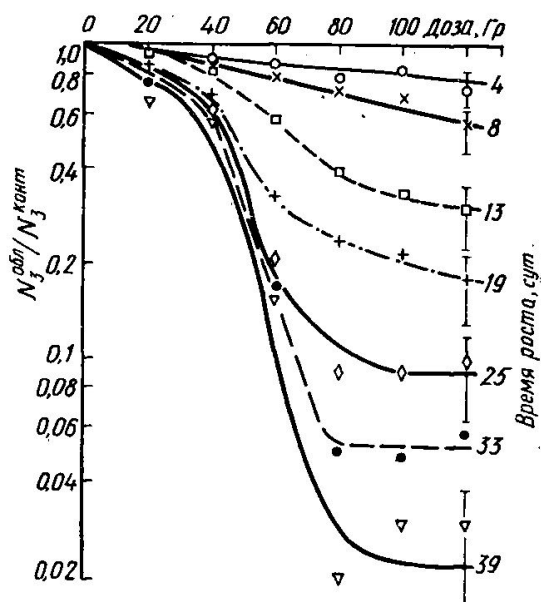


Рис. 1.18. Дозовые кривые выживаемости N_3^{obl} / N_3^{kont} популяции спироделы многокоренной для различных моментов времени роста.

Видно, что в начальные сроки роста популяции (4, 8-е сутки) кривые выживаемости линейны, а затем искажаются и к 47-м суткам роста популяции приобретают явно выраженный S-образный пороговый характер. Пороговый характер кривых выживаемости нетрудно объяснить в рамках предложенной концепции о радиобиологических реакциях многоклеточных организмов. В популяции растений наблюдается относительно независимое параллельное функционирование особей.

Поэтому при малых и средних дозах радиации имеет место ситуация, когда число жизнеспособных особей достаточно велико и способно обеспечить высокую численность популяции. При увеличении дозы облучения выше порога создается ситуация с большим числом нежизнеспособных особей в популяции вследствие поражения и интенсивных процессов старения, которые уже не способны восстановить достаточно большую численность популяции даже за большое время размножения. Искривление дозовых кривых с течением генеративного процесса при средних и высоких дозах облучения объясняется тем, что со временем все больше проявляются радиационные повреждения зачатков и меристем в целом (здесь в явном виде проявляется большое влияние на радиобиологический эффект динамического фактора), а этот процесс, в свою очередь, заметно усиливается за счет процессов естественного старения и старения, ускоренного действием радиации. Таким образом, можно полагать, что динамические процессы и процессы старения определяют ход и характер дозовых зависимостей в популяции растений Спироделы многокоренной. По данным рис. 18 нами построена зависимость радиочувствительности популяции по величине LD_{50} в зависимости от времени генерации (рис. 1.19).

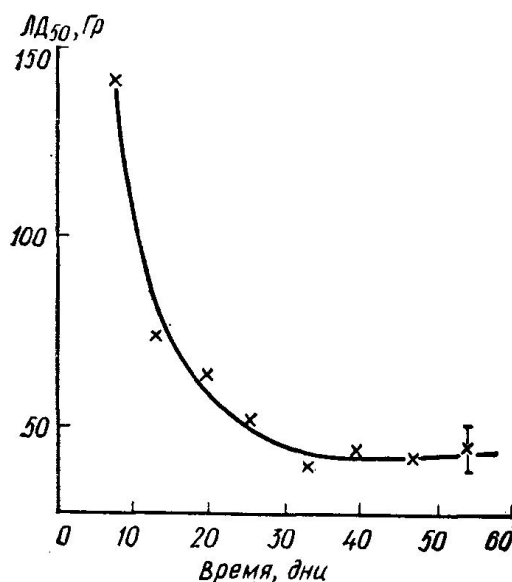


Рис. 1.19. Изменение радиочувствительности (LD_{50}) популяции спироделы многокоренной в кинетике роста.

Видно, что радиочувствительность популяции резко повышается со временем, в основном за счет интенсивных процессов старения, а затем уровень радиочувствительности стабилизируется. Полученные данные отчетливо указывают на заметную роль динамического фактора и факторов старения в радиобиологической судьбе популяции растений в системе сообщества.

Для описания процесса роста популяции и влияния на этот процесс облучения мы использовали известную математическую модель роста популяции в виде дифференциального уравнения:

$$\frac{dN}{dt} = (K - C)N - EN^2, \quad (1.19)$$

где N – число жизнеспособных особей; K – скорость размножения; C – скорость гибели вследствие естественного и ускоренного радиацией процесса старения; E – параметр, который задает конкурентные отношения в сообществе ряски.

По этой модели мы провели обработку результатов экспериментов и рассчитали зависимость коэффициентов уравнения от времени. На рис. 1.20 представлено поведение коэффициентов от времени размножения. Видно, что $(K - C)$ со временем убывает вдвое за счет процессов старения, а E задает конкурентные отношения, которые в начале роста заметны, а затем убывают со временем. Такие данные получены в норме.

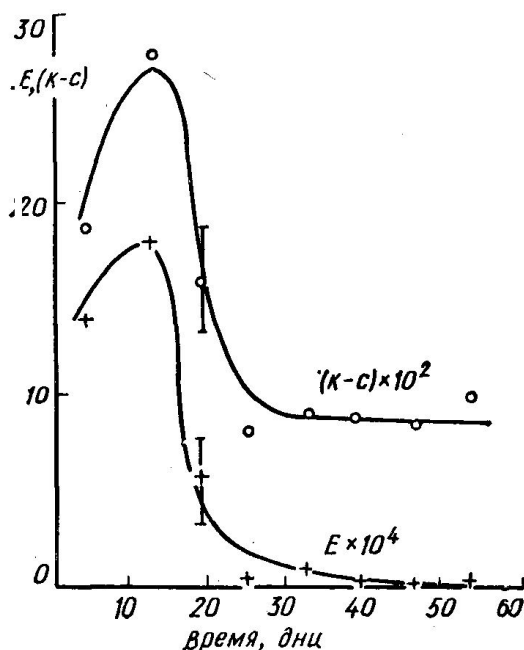


Рис. 1.20. Изменения в процессе роста популяции спироделы многокоренной параметров уравнения роста: $(K - C)$ – скорость роста, E – конкуренция в популяции.

При облучении (рис. 1.21) картина несколько иная.

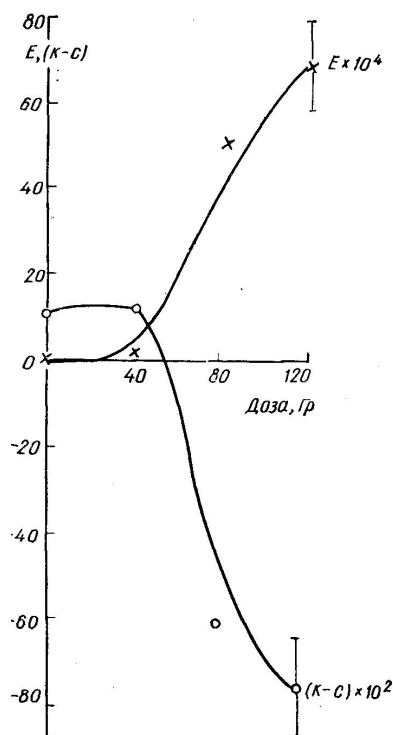


Рис. 1.21. Изменение параметров уравнения роста популяции спироделы многокоренной в зависимости от дозы γ -облучения для момента времени $T = 50$ суток.

Хорошо видно, что с увеличением дозы облучения резко падает скорость роста популяции, вероятно, за счет естественного и радиационно-индуцированного процессов старения. В то же время резко возрастают с увеличением дозы конкурентные отношения в популяции вследствие массовой гибели и старения особей в популяции. Все это отражает существенный вклад процессов ускоренного и естественного старения в жизнеспособность популяции (сообщества), которые реализуют себя через уменьшение скорости роста и возрастание конкуренции с увеличением дозы γ -облучения.

Для выбора адекватной меры выживаемости мы исходили из того, что рост контрольной и облученной популяций описывается простой экспоненциальной зависимостью. Рост популяции в контроле описывается формулой

$$N_t^{kont} = N_0 e^{C_0 t}, \quad (1.20)$$

где N_0 – исходное число особей в момент времени $t = 0$; N_0^{kont} – число особей в популяции к моменту времени t в контроле; C_0 – скорость роста популяции.

Рост популяции при облучении описывается формулой:

$$N_t^{obl} = N_0 e^{C_D t}, \quad (1.21)$$

где N_t^{obl} – число особей в облученной популяции к моменту времени t ; C_D – скорость роста облученной популяции.

При определении выживаемости обычно определяют отношение численности особей в облученной популяции к численности в контроле:

$$N_t^{obl} / N_t^{kont} = e^{(C_D - C_0)t}. \quad (1.22)$$

Видно, что логарифм отношения численности особей в популяции линейно зависит от времени роста. Для проверки этого обстоятельства мы построили график зависимости $(C_D - C_0)$ от времени для разных доз облучения. Из графика (рис. 22) видно, что для всех доз облучения в полулогарифмическом масштабе в зависимости $(C_D - C_0)$ от t наблюдается линейный ход кривых.

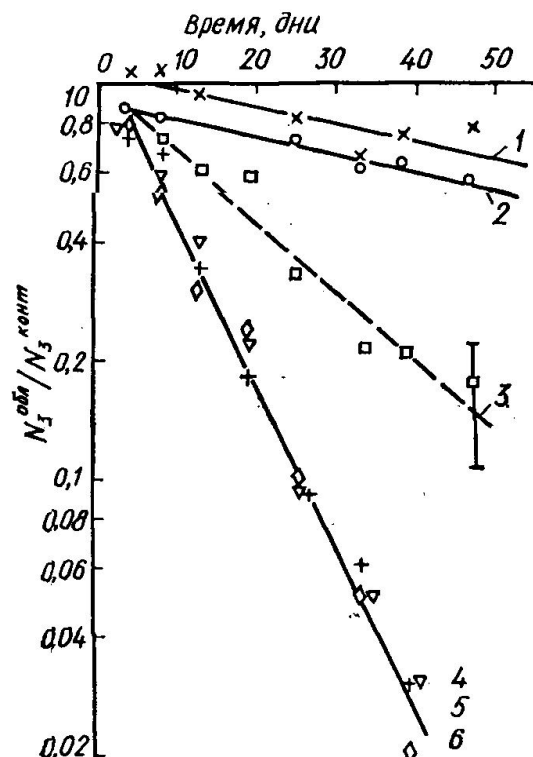


Рис. 1.22. Кинетика выживания N_3^{obl} / N_3^{kont} популяции спироделы многокоренной для разных доз облучения: 1 – 20, 2 – 40, 3 – 60, 4 – 80, 5 – 100, 6 – 120.

Такие кривые выживаемости целесообразно описывать параметром скорости роста популяции (C_D / C_0). Этот параметр наилучшим образом характеризует поведение популяции во времени для разных доз облучения и может служить адекватной мерой выживаемости на уровне популяции растений Спироделы многокоренной.

По методу наименьших квадратов по кривым рис. 22 были определены значения параметров скорости роста для разных доз γ - облучения и построена дозовая кривая выживаемости для популяций (рис. 1.23).

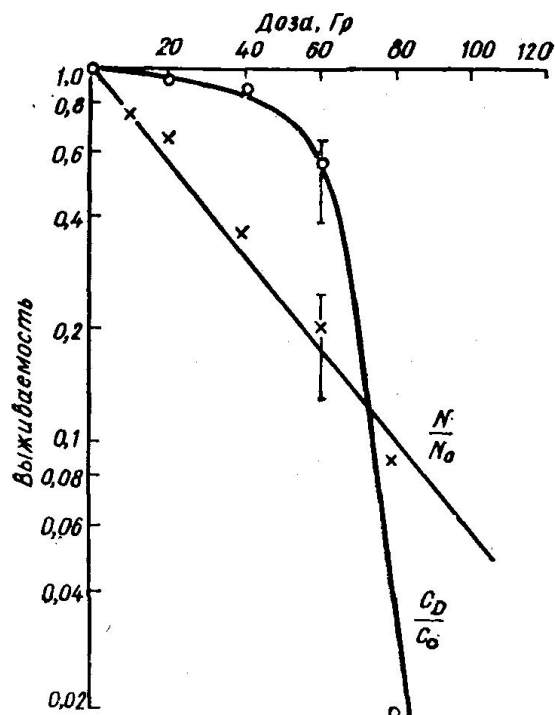


Рис. 1.23. Дозовые кривые выживаемости для популяции спироделы многокоренной и для одиночных организмов -O: C_D / C_0 – выживаемость в популяции определена как отношение скоростей роста; N / N_0 – выживаемость одиночных организмов.

Эта мера выживаемости является наиболее представительной на уровне популяции. Для сравнения на этом же графике приведена кривая выживаемости для одиночного растения Спироделы многокоренной по его генеративной способности. Зависимость для выживаемости одиночного растительного организма имеет линейный (в полулогарифмическом. масштабе), а выживаемость на уровне популяции – явно выраженный пороговый характер. Пороговость кривой выживаемости популяции связана с тем, что при дозе облучения меньше 60 Гр, число жизнеспособных особей велико и они в ходе размножения способны обеспечить высокую скорость роста популяции вопреки процессу гибели и старения, проявляющемуся в снижении скорости роста и конкуренции. При дозах облучения выше 60 Гр наблюдается резкое снижение скорости роста и рост параметра конкуренции, что приводит к массовой гибели особей и неспособности популяции сохранить достаточную скорость роста. На уровне популяции растений Спироделы многокоренной наблюдается своеобразное проявление основных постулатов качественной модели радиобиологических реакций

многоклеточных систем. Оказалось, что адекватной мерой радиобиологического эффекта на уровне популяции является скорость роста популяции. Эта мера наиболее представительно отражает общее состояние популяции не только в данный момент времени, но и во всей динамике. Динамический постулат модели проявляется в возрастающей радиочувствительности со временем роста популяции вследствие проявления различных форм поражения и реализации процессов старения.

Процесс старения в популяции при облучении проявляется в резком снижении с дозой скорости роста, из-за роста параметра старения (естественного и индуцированного) и нарастания степени конкуренции в популяции. Пороговость в радиобиологическом эффекте на уровне популяции растений является следствием, прежде всего, высокой надежности способа размножения Спироделы многокоренной, за счет последовательно-параллельной структуры недихотомической родословной в популяции. Здесь каждая особь является родоначальником новой цепи в процессе размножения и в зависимости от состояния дает тот или иной вклад в скорость роста всей популяции и в ее структуру по степени жизнеспособности. Наши исследования на уровне популяции подтвердили полноту и адекватность всей концепции применительно к уровню популяции растений, что позволяет говорить о возможности ее широкого использования.

Литература:

1. Базовский И. Надежность: теория и практика . М. : Мир, 1965. – 374 с.
2. Гродзинский Д. М. Принципы анализа надежности биологических систем / Д. М. Гродзинский, В. И. Корогодин, Ю. А. Кутлахмедов. – К. : Наук. думка, 1980. – С. 19–25.
3. Капульцевич Ю. Г. Количественные закономерности лучевого поражения клеток. – М. : Атомиздат, 1978. – 232 с.
4. Касинов В. Б. Биологическая изомерия. – Л.: Наука, 1973. – 268 с.
5. Кутлахмедов Ю. А. Надежность клеток и тканей. (Методы испытания надежности биологических систем). – К. : Наук. думка, 1980. – С. 26–33.

6. Кутлахмедов Ю. А. Формы пострадиационного восстановления растений. (Исследование надежности растительного организма радиобиологическими методами.) – К. : Наук. думка, 1980 – С. 116–157.

7. Нейман Дж. (Вероятностная логика и синтез надежных организмов из ненадежных компонент.) – М. : Изд-во иностр. лит., 1966. – С. 243–248.

8. Перроте А. И. Основы ускоренных испытаний радиоэлементов на надежность. / А. И. Перроте, Г. Д. Карташов, К. Н. Цветаев. – М. : Сов. радио, 1968. – 187 с.

9. Szillard L. The nature of the aging process. – Proc. Nat. Acad. Sci. USA, 1959. – № 1. – P. 30–42.

Глава 2. Теория и модели радиационной емкости для анализа надежности экосистем

2.1. Теория радиоемкости.

Существует необходимость найти такой показатель состояния экосистемы по которому, можно видеть влияние тех или иных негативно действующих факторов, в частности острого γ - облучения. Исследования поведения радионуклидного трассера ^{137}Cs и параметра радиоемкости по этому трассеру позволили оценивать состояние биоты в экосистеме по изменению этого параметра. Известно, что состояние биоты в экосистеме может быть охарактеризовано через ее способность поглощать питательные вещества из среды обитания, в частности калий, который принимает участие в основных физиологических реакциях. Поэтому, например, динамика поглощения растениями трассера ^{137}Cs , который является аналогом калия, может отображать состояние растений.

Понятие о радиоемкости, а точнее, о факторе радиоемкости впервые было введено в науку Агре и Корогодиным, как это уже упоминалось. Фактор радиоемкости, определяется, как доля радионуклидов от общего их количества, попавшего в систему. В общем случае *радиоемкость*, может определяться, как фундаментальное свойство экосистемы, которое определяет то критическое число радионуклидов, которое может стабильно удерживать биота экосистемы без поражения (изменения) своих основных функций (рост, прирост биомассы и т.п.). Очевидно, что торможение и/или угнетение экосистемы (уменьшение разнообразия видов через их гибель, уменьшение биомассы, численности и скорости размножения) сразу же отобразиться на величине радиоемкости. Факторы радиоемкости разных составляющих экосистемы, определяют относительную долю радионуклидов в каждом из компонент системы.

Допустим, что в систему в ее устойчивом состоянии попадает некоторое количество радионуклидов. Радионуклиды распределяются между компонентами системы, и описываются величинами соответствующих факторов радиоемкости.

Рассмотрим проблему радиоемкости на примере двухкамерной экосистемы, модель, которой включает в себя воду - $Y(x)$ (Y -содержание радионуклида- в камере вода в зависимости от времени - x) и биота- $Z(x)$ (рис 2.1.)

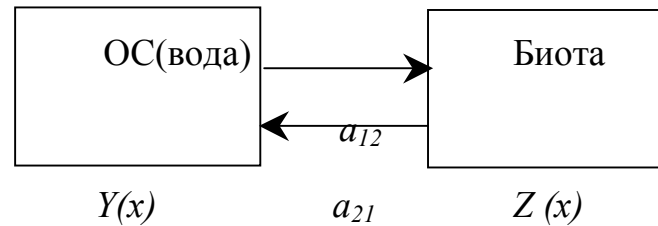


Рис. 2.1. Блок-схема простой камерной модели экосистемы.

Итак, имеем две камеры, которые удерживают $Y(x)$ и $Z(x)$ количества радионуклидов со временем- x ; a_{12} – скорость поглощения радионуклидов трассера – Cs^{137} (пропорционально скорости поглощения питательных веществ, например калия); a_{21} - скорость оттока радионуклидов в воду.

Допустим, что исходный запас радионуклидов в камере $Y(x)$ составлял Y_0 {Бк (^{137}Cs)}. Решение двух дифференциальных уравнений для данной камерной модели:

$$Y(x) = \frac{Y_0}{a_{12} + a_{21}(a_{21} + a_{12} \exp[-(a_{12} + a_{21})x])} \quad (2.1)$$

$$Z(x) = \frac{Y_0 a_{21}}{a_{12} + a_{21}(\exp[-(a_{12} + a_{21})x])}$$

Когда время наблюдения велико, то можно рассчитать и оценить фактор радиоемкости для биоты и для воды следующим образом:

$$F_b \approx \frac{a_{12}}{a_{21} + a_{12}}; \quad F_w \approx \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}}. \quad (2.2)$$

Сравнивая эти уравнения, можно получить:

$$\frac{a_{12}}{a_{21}} = \frac{F_b}{F_w} = \frac{1 - F_w}{F_b} = Z \quad (2.3)$$

Таким образом, отношение скоростей поглощения и оттока трассера (обозначенное нами, как параметр Z) и элемента минерального питания калия пропорционально биомассе биоты и коэффициенту накопления в системе «вода-биота». Это означает, что чем выше биомасса биоты и коэффициент накопления трассера биотой, тем выше соотношение скоростей поглощения и оттока трассера, а значит и переход питательных веществ из воды в биомассу биоты. Хорошо видна связь параметра радиоемкости со скоростями поглощения и оттока.

2.2. Математические модели синергизма влияния нескольких факторов на биоту экосистем

Построим модель синергизма действия нескольких факторов на примере простой двухкамерной модельной экосистемы. Пусть параметры - факторы радиоемкости экосистемы определяются через формулу (2.4):

$$F_B \cong \frac{a_{12}}{a_{12} + a_{21}} \quad F_W \cong \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}} \quad \frac{F_B}{F_W} = \frac{a_{21}}{a_{12}} \quad (2.4)$$

Влияние любого поллютанта на эти параметры можно задать следующим образом. Очевидно, что гамма-облучение биоты экосистемы должно изменять скорости обмена трассера между камерами экосистемы. Тогда при действии гамма-облучения выражения для скоростей можно записать следующим образом:

$$a_1 = a_{12} * c, \quad a_2 = a_{21} * d, \quad (2.5)$$

где c и d - коэффициенты влияния гамма-радиации на параметры радиоемкости по трассеру.

Параметр S - отношения факторов радиоемкости биоты к фактору радиоемкости воды при действии радиации - S_R будет иметь следующий вид:

$$S_R = S * c / d, \text{ або } S_R / S = c / d \quad (2.6).$$

Отношения величин S_R/S может служить мерою влияния радиации на параметры радиоемкости экосистемы. Чем больше это отношение отличается от единицы, тем больше степень влияния радиации на биоту экосистемы. При этом, если это отношение равняется -1, то влияния нет, а если меньше 1, то речь идет об угнетении состояния биоты, а при значениях, больше 1, можно говорить об улучшении состояния биоты. При этом скорость поглощения трассера растет и/или скорость сброса трассера в воду биотой уменьшается.

Аналогично построим такое соотношение при действии любого другого вредного фактора, например внесение в воду соли тяжелого металла - Cd. Тогда скорости обмена трассером между камерами можно задать следующим выражением:

$$a_1=a_{12}*m, \quad a_2=a_{21}*n, \quad (2.7)$$

где m- и n - коэффициенты влияния тяжелого металла на параметры радиоемкости. Тогда

$$S_{Cd}=S*m/n, \quad \text{или} \quad S_{Cd}/S=m/n. \quad (2.8).$$

При действии на экосистему одновременно двух факторов (в частности, в нашем случае - гамма-радиации и внесения в среду соли тяжелого металла), можно получить выражение для параметра S_{Cd+R} :

$$S_{Cd+R} = S (c m / d n) = (S_{Cd} * S_R) / S, \text{ или } (S_{Cd+R} * S) / (S_{Cd} * S_R) = 1 \quad (2.9).$$

Это выражение выведено для случая отсутствия взаимодействия эффектов влияния обоих факторов. В общем случае, когда такое взаимодействие возможно, отношение (2.9) может служить мерою такого взаимодействия - P_2 :

$$P_2=(S_{Cd+R}*S)/(S_{Cd}*S_R) \quad (2.10).$$

Анализ показывает, что если $P_2=1$, то никакого взаимодействия факторов в экосистеме нет, и наблюдается простая аддитивность действия факторов. Если по результатам экспериментов $P_2<1$, то проявляется четкий эффект синергизма двух факторов, который выражается в уменьшении поступления трассера в биоту экосистемы при действии одновременно двух поллютантов, больше, чем при независимом действии каждого из них. В экосистемах возможны также эффекты антагонизма, когда наблюдается взаимное ослабление влияния факторов на биологические показатели $-P_2>1$. Речь идет о явлении взаимной частичной компенсации негативных влияний разных факторов. Моделирование показало, что таким образом можно ввести показатель синергизма для 3, 4 и больше факторов. Для ситуации добавления третьего поллютанта, например, цинка, получено выражение для P_3 :

$$P_3=(S_{Cd+R+Zn} \cdot S)/(S_{Cd+R} \cdot S_{Zn})=(S_{Cd+R+Zn} \cdot S^2)/(P_2 \cdot S_{Cd} \cdot S_R \cdot S_{Zn}) \quad (2.11).$$

Природной мерой оценки взаимодействия трех поллютантов через параметры радиоемкости, может быть произведение величин $P_2 \cdot P_3$. Тогда показатель взаимодействия 3-х поллютантов $-P_3$ может быть рассчитан следующим образом:

$$P_3 = P_2 \cdot P_3 = (S_{Cd+R+Zn} \cdot S^2)/(S_{Cd} \cdot S_R \cdot S_{Zn}) \quad (2.12).$$

В общем случае -n поллютантов, которые действуют на экосистему, формула для оценки синергизма через параметры радиоемкости будет следующая:

$$P_n = (S_{\Sigma} \cdot S^{n-1}) / (\prod S_i) \quad (2.13).$$

Таким образом, нами построена модель оценки комбинированного влияния нескольких поллютантов на экосистему, введены необходимые параметры для оценки синергизма и формулы для их расчета по экспериментальным данным.

Применяя эти формулы для оценки синергизма действия соли кадмия и ионизирующей радиации по результатам эксперимента на модельной экосистеме, можно определить, что значение $-P$ может составить от 0,6 до 0,8. Тогда расчет экологического норматива для двух факторов должен удовлетворять следующему соотношению:

$$C_1/L_1 + C_2/L_2 \leq 0, \quad (2.14)$$

где C_1 и C_2 - реальные значения доз облучения водной культуры растений и концентрации кадмия в воде, а L_1 и L_2 - установленные экологические лимиты (для дозы гамма-облучения - это 4 Гр/год, а для соли кадмия – это 20 мкМоль/л), как установлено в наших экспериментах.

Были построены математические модели синергизма действия разных факторов (радиации и тяжелых металлов) с учетом влияния на процессы восстановления в водной культуре растений, которые обнаруживаются через параметры радиоемкости по трассеру (^{137}Cs) и по ростовым показателями

2.3. Модели пострadiaционного восстановления.

Развитие радиационного поражения облученного объекта является многоступенчатым процессом, который можно представить следующими основными этапами: норма $\longrightarrow$ первичное поражение $\longrightarrow$ модификация $\longrightarrow$ проявления в регистрируемый эффект.

Главной характеристикой модели в соответствии с принципом попадания будет $-y(t)$ – фактическое число повреждений в исследуемом объекте в момент $-t$ при облучении в условиях $-D_i^*$ с учетом работы восстановительных систем. Следует

отметить, что когда рассматривается одновременное действие двух или нескольких факторов (например, комбинированное влияние радиационного и токсического факторов), особое влияние может оказывать их взаимодействие. В данном расчете считается, что процесс облучения и процесс восстановления независимы, в том смысле, что изменение режима облучения не влияет на восстановление отдельных поражений. Это допущение имеет следующие основные экспериментальные обоснования: 1) вид зависимости (2.15) для эффективной дозы при разных - D , k - и b - может не меняться. [1]

$$D_{ef}(t) = D_0[k + (1 - k) \exp(-bt)], \quad (2.15)$$

где $D_{ef}(t)$ - эффективная доза после времени восстановления клеток - t , облученных в начальной дозе D_0 , k – доля необратимых повреждений в клетке, b – параметр скорости процессы восстановления.

2) при варьировании мощности дозы облучения в широких пределах - k и - b остаются неизменными.

Реальное число повреждений в момент t – состоит из двух слагаемых:

$$y(t) = x_1(t) + y_2(t), \quad (2.16)$$

где $x_1(t)$ – число повреждений, которые сразу перешли в необратимое состояние; $y_2(t)$ – число повреждений, которые в момент t находятся на восстановлении. Рассмотрим сначала первое слагаемое: можно получить из вероятных соображений, учитывая, что $Q_i(t) = P\{x_1(t) + i\}$ удовлетворяют дифференциальным уравнениям Колмогорова

$$\begin{aligned} Q'_0(t) &= -vk_0 D_t^{*'} Q_0(t), t > 0 \\ Q'_i(t) &= -vk_0 D_i^{*'}(t) + vk_0 D_{i-1}^{*'}(t), i = 1, 2, \dots \end{aligned} \quad (2.17)$$

С начальными условиями

$$\begin{aligned} Q_i(0) &= 1, i = 0 \\ 0, i > 0 \end{aligned} \quad (2.18)$$

Решая эти уравнения, получаем

$$Q_i(t) = p_i \langle vk_0 D_t^* \rangle, i = 0, 1, \dots, t \geq 0. \quad (2.19)$$

Таким образом, на восстановление попадает только часть повреждений $-x(t)$, которую обозначим $-x_2(t)$. Из условия $x(t) = x_1(t) + x_2(t)$ и так как $x(t)$ и $x_1(t)$ – пуассоновские случайные величины, выплывает, что $x_2(t)$ – также случайная величина, при чем

$$P\{x_2(t) = i\} = p_i \langle v(1 - k_0) D_t^* \rangle. \quad (2.20)$$

То есть, остается найти вероятные характеристики $y_2(t)$ – числа повреждений, которые пребывают на восстановлении к моменту $-t$.

В результате подсчетов получено, что

$$P\{y_2(t) = i\} = p_i \left\langle v(k - k_0) D_t^* + v(1 - k) e^{-bt} \int_0^t e^{bu} dD_u^* \right\rangle. \quad (2.21)$$

Тогда из формул (2.20), (2.18) вытекает, что

$$P\{y(t) = i\} = p_i \geq \left\langle vk D_t^* + v(1 - k) e^{-bt} \int_0^t e^{bu} dD_u^* \right\rangle. \quad (2.22)$$

Следует отметить, что $y(t)$ – пуассоновская случайная величина при любом $-t$ и в вероятностную характеристику $-y(t)$ не входит $-k_0$.

Поскольку при сложных режимах облучения эффективная доза может увеличиваться при восстановлении, то естественным образом принцип уменьшения эффективной дозы обобщается до принципа изменения эффективной дозы, который можно сформулировать следующим образом: если объект облучается в режиме $-D_t^*$, тогда в любой момент $-t$ фактическая поврежденность клеток такая, если бы сначала объект был облучен в острой дозе $-D(t)$, которая называется эффективной дозой.

Формула для эффективной дозы тогда имеет следующий вид:

$$D_t = kD_t^* + (1-k)e^{-bt} \int_0^t e^{bu} dD_u^* \quad (2.23)$$

де k и b – параметры из уравнения (2.15).

Фракционирование. Суть этой методики состоит в том, что дозу разбивают во времени на две и большее число фракций. Сравнивая полученный результат с зарегистрированным эффектом, когда доза задается сразу, делают вывод о процессах восстановления, которые проходят за время между первым и последним актом облучения. Формально фракционирование определяется, как такое условие облучения $-D_t^*$ при которой функция $-D_t^*$ кусочно-постоянная по $-t$, то есть $-D_t^*$ принимает постоянные значения за исключением конечного числа точек.

Пусть в момент $0=t_0 < t_1 < \dots < t_n = T$ импульсно облучают объект в дозе соответственно $D_0, D_1, \dots, D_n$. Подставляя частный случай $0 D_t^*$ в уравнение (2.23), получим следующее выражение для эффективной дозы:

$$D_{ef}(t) = \sum_{i=1}^n D_i \varphi(t - t_i), \quad t \geq t_n \quad (2.24)$$

где $\varphi(t) = k + (1-k)e^{-bt}$.

Особый интерес представляет частный вариант фракционирования, когда величина каждой фракции и время между фракциями одинаковые:

$$D_0 = D_1 = \dots = D_{n-1} = D$$

$$t_{i+1} - t_i = \frac{T}{n-1}, \quad i = 0, \dots, n-2.$$

Этот вариант облучения находит широкое применение в радиотерапии опухолей. В этом случае формула (2.24) принимает более простой вид:

$$D_{ef}(t) = D \sum_{i=0}^{n-1} \varphi\left(t - \frac{i}{n-1}T\right), \quad t \geq T. \quad (2.25)$$

2.4. Применение камерных моделей.

Для описания переноса (перехода) и миграции радионуклидов в экосистемах часто используют метод камерных моделей. В камерных моделях вся цепь переноса радионуклидов для простоты делят на камеры (в англоязычной литературе box - коробки). В математических моделях взаимодействие между камерами задают с помощью коэффициентов скоростей переноса радионуклидов между камерами. По способам взаимодействия между камерами модели можно разделить на стационарные и динамические.

Стационарные камерные модели строят на основе постулата о наличии стабильной статистического равновесия в системе: экосистема - организм - среда. При этом распределение активности радионуклидов в каждой из выделенных камер считают равномерным. По известным значениям K скоростей переноса радионуклидов между камерами или по известному количеству стабильного аналога радионуклида в определенной камере рассчитывают удельную активность в ней радионуклида. Стабильными аналогами радионуклидов являются элементы, которые по своим метаболическим характеристикам в экосистеме подобны радионуклидам. Известно, что стабильным аналогом Sr является Ca, а аналогом Cs - K.

На рис.2.1-а, показано относительно простую экосистему - стационарную камерную модель из четырех камер, где задано исходную активность радионуклидов в почве- C_1 , и коэффициенты перехода (между камерами K_1, K_2, K_3). По этим данным, используя стационарную камерную модель, можно вычислить активность радионуклидов в других камерах:

$$C_2 = K_1 * C_1$$

$$C_3 = K_2 * C_2 = K_1 * K_2 * C_1$$

$$C_4 = K_3 * C_3 = K_1 * K_2 * K_3 * C_1 \quad (2.26)$$

Кроме стационарных камерных моделей широко используют динамические камерные модели, которые базируются на двух основных допущениях.

1. Экосистему можно поделить на несколько, взаимодействующих камер, между которыми со временем происходит обмен радионуклидами. Радионуклиды, которые поступили в камеру, мгновенно перемешиваются во всех частях камеры и одинаково в любой момент времени.

2. Перенос радионуклидов из камеры пропорционален активности радионуклидов в камере. Перенос радионуклидов из одной камеры в другую происходит по законам кинетики первого порядка, и его описывают системой простых дифференциальных уравнений. При этом коэффициент пропорциональности между удельной активностью радионуклидов в камере и поступлением радионуклидов из этой камеры в любую другую (коэффициент переноса радионуклида между камерами) является постоянным.

На рис.2.1- б, приведена соответственная экосистема (динамическая камерная модель), где C_i — динамические удельные активности радионуклидов в камерах модели, K_1, K_2, K_3 — прямые коэффициенты переноса радионуклидов между камерами, а K_{-1}, K_{-2}, K_{-3} — обратные коэффициенты.

Напишем для этой модели систему из четырех дифференциальных уравнений:

$$\begin{aligned}\frac{dC_1}{dt} &= K_2 C_2 - K_1 C_1 \\ \frac{dC_2}{dt} &= K_1 C_1 - K_2 C_2 - K_3 C_2 + K_4 C_3 \\ \frac{dC_3}{dt} &= K_2 C_2 + K_3 C_2 - K_4 C_3 - K_5 C_3 \\ \frac{dC_4}{dt} &= K_4 C_3 - K_5 C_4\end{aligned}\quad (2.27)$$

где dC — символ дифференцирования; t — время.

Систему дифференциальных уравнений (2.27) можно решить и получить графики значений C_1, C_2, C_3, C_4 во времени для любых значений коэффициентов переноса от момента нахождения радионуклидов в камеру — почва и для любого момента

времени. Если наблюдается постоянное поступление радионуклидов в камеру - почва, то достаточно добавить в систему уравнений (2.27) еще одно уравнение:



Рис. 2.1. Стационарная (а) и динамическая (б) камерные модели экосистемы (пояснения в тексте)

где C_0 - активность радионуклидов в источнике на момент начала выброса, Бк; K_0 - коэффициент перехода радионуклидов от источника в камеру-почва. При этом к первому уравнению системы (2.27) нужно добавить еще один член: $+ K_0 C_0$.

Практически для любой сложной и разветвленной экосистемы можно составить и решить соответствующую систему уравнений. Метод камерных моделей является самым простым и адекватным математическим методом описания радиоэкологических процессов в экосистемах разной сложности.[2].

Для критического анализа параметров, которые используют в радиоэкологии, рассмотрим упрощенную экосистему: среда – биота. Это может быть вода та растения (водная культура растений), которые в ней растут, или почва и растения (например).

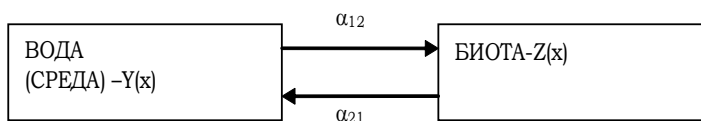


Рис.2.2. Схематическое изображение камерной модели упрощенной растительной экосистемы.

Для теоретического анализа используем метод камерных моделей в наиболее упрощенном виде - всего 2 камеры: среда(вода) – биота (растения). По методу камерных моделей сформируем систему из двух дифференциальных уравнений, при заданных начальных условиях: $Y(0) = 1$, $Z(0) = 0$. То есть в начале радиозэкологического процесса весь запас радионуклидов (пусть это будет - ^{137}Cs) находится в камере среда. Для простоты, начальное содержание радионуклидов в среде, принимаем за 1). Параметры a_{12} и a_{21} – задают скорость перехода радионуклидов из камеры в камеру, и определяют, какая доля запаса переходит за единицу времени (в частности - a_{12} – скорость накопления радионуклидов в биоте, a_{21} – скорость оттока радионуклидов от биоты в среду (воду), вследствие корневого выделения радионуклидов вместе с другими веществами:

$$\begin{aligned} dy(x)/dx &= a_{21}z(x) - a_{12}y(x) \\ dz(x)/dx &= a_{12}y(x) - a_{21}z(x) \end{aligned} \quad (2.28)$$

Начальные условия : $Y(0) = Y_0$, $Z(0) = 0$.

Решение этой системы будет иметь вид:

$$y(x) = \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}} + \frac{a_{12}e^{-(a_{12}+a_{21})x}}{a_{12} + a_{21}}, \quad z(x) = \frac{\frac{a_{12}e^{-(a_{12}+a_{21})x}a_{21}}{a_{12} + a_{21}} + \frac{a_{12}a_{21}}{a_{12} + a_{21}}}{a_{21}}, \quad (2.29)$$

Проведем анализ этих формул, которые определяют динамику запаса радионуклидов в каждой из камер.

Допустим, что содержание радионуклидов в камерах достигло своего равновесия, при $X = \infty$. Тогда при таком времени экспонента будет равняться ≈ 0 . Тогда доля запаса радионуклидов, которая будет в камере среда :

$$F_s = (a_{21}/a_{12} + a_{21}), \text{ а в камере биота } F_b = (a_{12}/a_{12} + a_{21}). \quad (2.30)$$

Величина –которая определяет долю радионуклидов, которая депонируются в той или иной камере (составляющей), экосистемы, будем называть фактором радиоемкости. Это новый параметр, который мы вводим в радиоэкологию. Проиллюстрируем эти данные конкретными расчетами. Из данных наших натуральных экспериментов на водной культуре растений кукурузы, возьмем реальные данные - $a_{12} = 0,5$; $a_{21} = 0,05$. Тут соотношение поглощения радионуклидов биотой к величине оттока в среду (воду) составляет 10 единиц. Тогда система дифференциальных уравнений (2.28) будет иметь вид :

$$\begin{aligned} \text{dif1} &:= \text{diff}(y(x), x) = 0,05 \cdot z(x) - 0,5 \cdot y(x), \\ \text{dif2} &:= \text{diff}(z(x), x) = 0,5 \cdot y(x) - 0,05 \cdot z(x), \\ \text{inicond} &:= y(0) = 1, z(0) = 0, \end{aligned} \quad (2.31)$$

а решение такой системы будет иметь вид :

$$y(x) = \frac{1}{11} + \frac{10}{11} e^{\left(-\frac{11}{20}x\right)}, \quad z(x) = \frac{10}{11} e^{\left(-\frac{11}{20}x\right)} + \frac{10}{11},$$

Построим графики зависимости для $y(x)$ та $z(x)$:

```
plot([(1/11+10/11·exp(-11/20·x))],x=0..100,y=0..1),
plot([(-10/11·exp(-11/20·x)+10/11)],x=0..100,z=0..1),
```

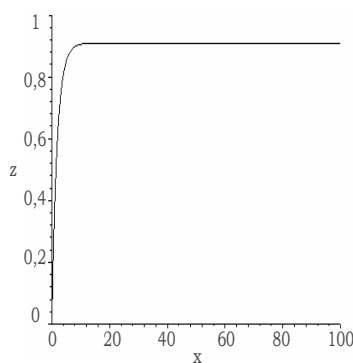
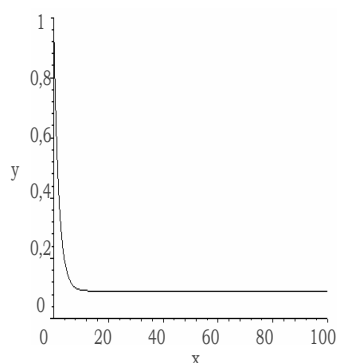


Рис 2.3. Расчетная кривая зависимости содержания радионуклидов в воде в динамике времени роста растений

Рис 2.4. Расчетная кривая зависимости содержания радионуклидов в биоте в динамике времени роста растений

растений (дни).

(дни).

Видно, что содержание радионуклидов в обеих камерах достигает равновесия, которое согласно формул (2.29) будет составлять в данном конкретном опыте, для воды значения в 1/11, а для биоты - 10/11. Понятно, что сумма этих значений будет равняться - 1, согласно базовой модели. Хочу отметить, что параметры скорости переходов между камерами не зависят от условий эксперимента, а зависят только от фундаментальных свойств биоты и среды, то есть от способности накапливать радионуклиды и отдавать их в среду. Используем эту упрощенную модель для анализа статуса и качества других параметров в радиоэкологии. Рассмотрим через призму данной модели – такой параметр, как коэффициент накопления – K_n , или T_f – трансфер-фактор, как его называют в западной литературе. Он означает отношение активности биоты - C_b (Бк/кг) к содержанию радионуклидов в C_v (Бк/л)(в воде): $K_n = C_b \text{ (Бк/кг)} / C_v \text{ (Бк/кг, л)}$, или иначе используя формулы (2.29) (в общем случае Y_0 – может иметь любое значение) это отношение будет иметь вид:

$$K_n = \frac{ZY_0}{PV} = \left(\frac{V}{P}\right) * \frac{a_{12}}{(a_{12}+a_{21})} * \{1 - e^{[-(a_{12}+a_{21}) * X]}\} \quad (2.32)$$

де Y_0 - начальное содержание радионуклидов в воде, V – объем среды, в котором живет биота, P – биомасса биоты. В состоянии равновесия это выражение превратится в:

$$\text{Если } X \rightarrow \infty, \text{ то } K_n \rightarrow (V/P) \cdot a_{12} / a_{21} + a_{12} = (V/P) \cdot F_b \quad (2.33).$$

Мы получили важный результат, о том, что K_n , к сожалению, зависит от объема среды (V), в котором живет биота, и от- P – биомассы биоты, то есть от условий эксперимента, которые понятно могут изменяться. Если будет расти объем среды - V , тогда будет также расти - K_n . Иначе говоря, если одну и ту же биомассу поместить в маленькую банку или в большой аквариум, тогда полученные оценки значений- K_n , будут существенно разными. Это будет означать, что K_n - отображает не фундаментальные свойства биоты, как накопителя радионуклидов, а условия опытов. Для нас это означает, что такой параметр как- K_n , нельзя

сравнивать для разных видов биоты, потому что условия эксперимента для них будут принципиально разные. Таким образом, параметр K_n , который широко используется в радиоэкологии, невозможно считать адекватным инвариантным показателем, который отображает фундаментальные особенности объекту исследований, а только показателем вспомогательным, к такому инвариантному параметру, как скорость перехода радионуклидов из одной камеры в другую (из почвы в растения, из воды в биоту и т. д.). Аналогично можно показать зависимость от условий эксперимента, другого популярного в радиоэкологии параметра K_{π} – коэффициента перехода радионуклидов из камеры почва (Бк/м^2) в камеру растения (Бк/кг). Показано, что K_{π} – также зависит от объема камеры почва, что конечно нежелательно, при условии использования – K_{π} , как стабильного показателя для радиоэкологических процессов.

Параметр выноса радионуклидов дает оценку доли того количества радионуклидов, которое выносит биота из среды – Z , по отношению к исходного запаса радионуклидов в среде – Y_0 . В рамках рассмотренной нами двухкамерной модели, K_v - коэффициент выноса может быть определен по следующей формуле :

$$K_n = \frac{Z}{Y_0} = \frac{a_{12}}{(a_{12} + a_{21})} * \{1 - e^{[-(a_{12} + a_{21}) * x]}\} \quad (2.34)$$

$$\text{Если } X \rightarrow \infty, \text{ то } K_v \rightarrow a_{12} / a_{21} + a_{12} = F_b \quad (2.35)$$

Таким образом - K_v практически равняется по значению и содержанию параметру – фактору радиоемкости биоты.

Суммируя сказанное, можно утверждать, что только параметры скорости перехода радионуклидов между камерами, и связанные с ними параметры – факторы радиоемкости могут быть адекватными инвариантами для описания радиоэкологических процессов. Другие параметры – K_n K_{π} – можно использовать только со значительными ограничениями на их эвристичность и информативность.

Это особенно важно знать, исходя из того, что исследования радиоэкологических процессов, отображают фундаментальные свойства экосистем. Речь идет о том, что радионуклиды, как биогенные аналоги (Cs – аналог важного

для питания биоты элемента – К , а Sr – аналог Ca) , могут широко использоваться как трассеры – свидетели фундаментальных физиологических процессов. Идеология трассеров может быть использована в радиоэкологических и экологических исследованиях состояния и благополучия биоты экосистем. Известно, что накопление растениями -К – является свидетельством благополучия биоты. Поэтому можно считать, что следя за аналогом - К, ^{137}Cs мы можем оперативно получать данные о состоянии биоты. Иначе говоря, чем больше скорость и объем накопления ^{137}Cs , биотой, тем лучше состояние биоты экосистемы можно спрогнозировать. Развивать метод радиоактивных трассеров , важно еще потому, что такие радиоактивные трассеры мы «щедро» разбросали по всей территории Украины и других стран. Поэтому легкость их определения (простота и точность методов радиометрического радиационного мониторинга) и фундаментальность физиологических процессов, в частности у растений, которые отображают трассеры, через параметры скорости перехода радионуклидов, и через оценку факторов радиоемкости делают метод трассеров очень перспективным и эффективным в радиоэкологии и общей экологии.

Опираясь, на этот подход нам удалось, разработать метод оценки взаимодействия разных факторов физической и химической природы, через анализ поведения параметров-факторов радиоемкости биоты относительно штучно введенного в исследуемую экосистему – радиоактивного трассера - ^{137}Cs . Для развития данного подхода мы введем еще один вспомогательный параметр - S:

$$F_B/F_B = a_{12}/a_{21} \quad (2.36)$$

Этот параметр представляет собой скоростей поглощения трассера скорости оттока трассера в воду, или отношение факторов радиоемкости биоты к фактору радиоемкости среды (воды, например).[3]

Литература к главе:

1. Холин В.В. Радиобиологические основы лучевой терапии злокачественных опухолей. - М., Из-во "Медицина", 1979г., с.223]
2. Основи радіоекології: Навч. посібн. / Ю. О. Кутлахмедов, В. І. Корогодін, В. К. Кольтовер; За ред. В. П. Зотова. - К.: Вища шк., 2003. - 319 с.
3. Ю.О.Кутлахмедов, І.В.Матвєєва, В.П.Петрусенко, В.В.Родіна //КАМЕРНІ МОДЕЛІ У СУЧАСНІЙ РАДІОЕКОЛОГІЇ (в печати)

Глава 3. Разработка и исследование моделей оценки надежности биоты разных типов экосистем.

3.1. Введение.

Важной задачей современной радиобиологии является изучение эффектов, которые вызваны комбинированным действием стрессовых факторов на живые организмы, а также процессы восстановления и адаптации к стрессовым влияниям. В условиях загрязненной среды обитания, важно знать особенности совместного влияния разных вредных факторов на организмы, их взаимодействие между собой. Явление синергизма при взаимодействии разных по своей природе стрессоров - это актуальный вопрос для биологов, радиобиологов и радиоэкологов. Эта тема была нами затронута в предыдущей главе.

Для оценки влияния радиационного облучения отдельно, а также в комбинации с внесением в питательную среду солей токсичных металлов, на состояние растительной экосистемы выше нами предложено использовать чувствительный показатель - фактор радиоемкости. Представление о факторе радиоемкости, как указано, было выше, предложено Агре и Корогодиным в 1960р.[1], и положено нами в основу новой радиоэкологической концепции. Следует подчеркнуть, что *Радиоемкость* экосистем определяется как лимит депонирования радионуклидов в экосистеме и ее элементах, выше которого может произойти угнетение и/или гибель биоты экосистемы.

Для оценки состояния и благополучия экосистем экологи используют до 30 разных показателей и параметров – от разнообразия видов до биомассы и т.п. [2]. Важная особенность этих показателей, в том, что практически все они начинают существенно изменяться только тогда когда биота уже проявляет значительные изменения. В тоже время, практически важно иметь показатели и параметры, которые позволяли бы опережающим образом оценивать состояние биоты экосистем, а также особенности распределения и перераспределения поллютантов в реальных экосистемах и ландшафтах. На основе теоретического анализа и экспериментальных исследований нами предложено для этих целей использовать такую меру – как радиоемкость и/или фактор радиоемкости экосистем и их

составляющих. Иначе, радиоемкость может быть определена, как предельное количество поллютантов (радионуклидов), которое может аккумулироваться в биотических компонентах экосистемы, без нарушения их основных функций (восстановления биомассы биоты экосистемы и кондиционирование среды обитания). Фактор радиоемкости, как уже упоминалось, определяется, как доля поллютантов, которая накапливается в том или ином компоненте экосистемы (в ландшафте). Нами было предложено для оценки благополучия биоты в экосистеме использовать в качестве главных и определяющих – два параметра – биомасса видов в экосистеме и их способность очищать, кондиционировать среду обитания от отходов жизнедеятельности и поллютантов, которые попадают в экосистему.

3.2. Методы математического моделирования.

Мы используем камерные модели разного типа экосистем. Двухкамерная модель для описания и моделирования результатов наших экспериментов на локальной модельной моноэкосистеме – водной культуре растений кукурузы, была детально рассмотрена нами выше. Более сложные многокамерные модели мы использовали для описания радиоэкологических процессов в склоновых, горных экосистемах линейного типа, и в агроэкосистемах. Для моделирования радиоемкости и перераспределения трассера (радионуклида ^{137}Cs) в реальных ландшафтах, мы впервые использовали методы аналитической ГИС (геоинформационной технологии).

Используя технические возможности программного продукта ESRI ArcGIS, нами была разработана и использована в наших исследованиях, модельно-аналитическая ГИС (геоинформационная система), которая позволяет анализировать и делать прогнозы миграции загрязняющих веществ в экосистемах. Математической основой данной ГИС является разработанная нами математическая модель миграции веществ-загрязнителей в экосистемах. Основными информационными составляющими данной модели являются физико-химические и биохимические

характеристики веществ-загрязнителей, а также природные и антропогенные условия среды. Анализ исходных данных позволяет нам выйти на ключевые блоки нашей модели - показатели скоростей входа и выхода загрязнителей в экосистемах. В этих исследованиях применяется специальный алгоритм (рис 3.1).

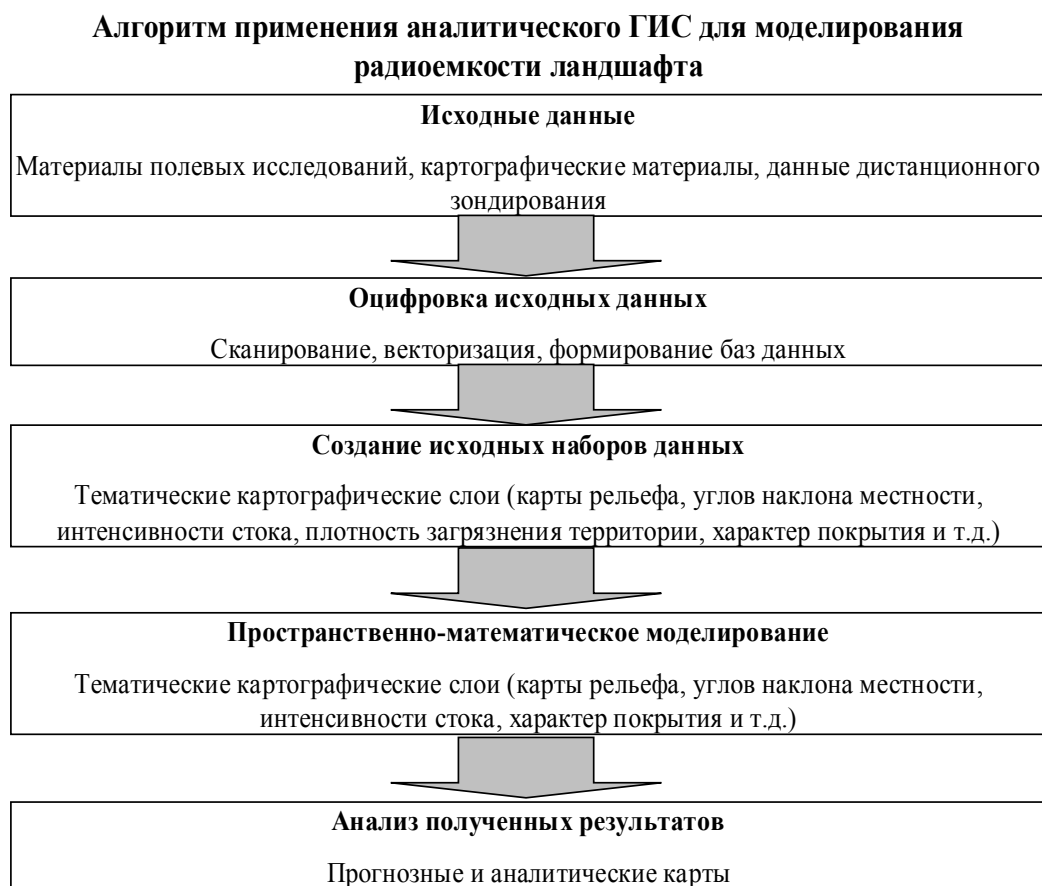


Рис 3.1. Основной алгоритм применения аналитической ГИС технологии, разработанный для наших исследований.

3.3. Теоретические и экспериментальные исследования.

3.3.1. Радиоемкость простой двухкамерной экосистемы (озеро, водная культура растений).

На основе теоретического анализа и экспериментальных исследований нами предложено использовать такую меру – как радиоемкость и/или фактор радиоемкости экосистем и ее составных частей.

Рассмотрим проблему радиоемкости на примере двухкамерной модели экосистемы, которая включает среду (воду) и биоту. Возьмем за основу двухкамерную модель окружающей среды– камеру ОС (вода, почва и т.п.) и камеру биоты (наземные и водные растения, лес и т.п.). Рассмотрим вариант озерной экосистемы (рис 3.2).

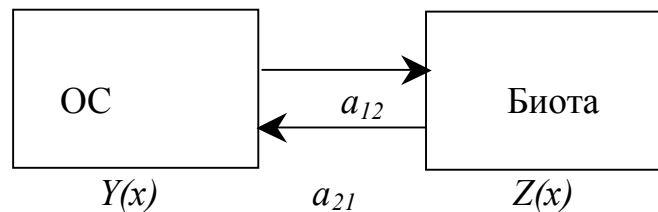


Рис. 3.2. Блок-схема простой камерной модели экосистемы.

То-есть, имеем две камеры (рис. 3.2), которые содержат $Y(x)$ и $Z(x)$ радионуклидов, со временем- x ; a_{12} - скорость поглощения радионуклидов трассеров (и пропорционально этому скорости поглощения питательных веществ, например, калия) и a_{21} - скорость их оттока в среду (в воду).

Камерная модель описывается в виде системы двух дифференциальных уравнений.

Допустим, что исходный запас радионуклидов в камере $Y(x)$ составил Y_0 {Бк (^{137}Cs)}. Решение двух дифференциальных уравнений для данной модели:

$$Y(x) = \frac{Y_0}{a_{12} + a_{21}(a_{21} + a_{12} \exp[-(a_{12} + a_{21})x])} \quad (3.1)$$

$$Z(x) = \frac{Y_0 a_{21}}{a_{12} + a_{21}(\exp[-(a_{12} + a_{21})x])}$$

Когда время наблюдения велико, то можно рассчитывать и оценивать фактор радиоемкости для биоты и для воды следующим образом:

$$F_b = \frac{a_{12}}{a_{21} + a_{12}}; \quad F_w = \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}}. \quad (3.2.)$$

Сравнивая эти уравнения можно получить следующее выражение:

$$\frac{a_{12}}{a_{21}} = \frac{F_b}{F_w} = \frac{1 - F_w}{F_b} = Z \quad (3.3)$$

Таким образом, соотношение скоростей поглощения и оттока трассера (что, обозначено нами, как параметр Z) и элемента минерального питания калия пропорционально биомассе биоты и коэффициенту накопления в системе „вода-биота”. Это означает, что чем больше биомасса биоты и коэффициент накопления трассера биотой, и тем выше соотношение скоростей поглощения и оттока трассера, а значит и питательных веществ из воды в биомассу биоты. Тут хорошо видна связь параметра радиоемкости со скоростями поглощения и оттока.

Фактор радиоемкости - означает долю радионуклидов, которые удерживаются в биотических и абиотических компонентах экосистемы. На примере озерной экосистемы можно отметить, что свое значение фактора радиоемкости имеет каждый компонент экосистемы: вода, донные отложения, биота водоема. Была построена модель и выведена следующая формула для расчетов фактора радиоемкости водоемов [1]:

$$F = \frac{kh}{H + kh}, \quad (3.4)$$

где k - коэффициент накопления, "вода - донные отложения"; h - толщина сорбирующего слоя в илах; H - средняя глубина водоема, а F показывает, как часть радионуклидов, которая содержится в водоеме, приходится на долю донных отложений (F), а какая - на воду ($1 - F$). Величину F называли "фактором радиоемкости" водоема. Этот фактор не зависит от концентрации радионуклидов в воде - C , на большом интервале значений и позволяет рассчитать степень загрязнения воды водоема, если известно количество радионуклидов, которые поступили в него и площади его поверхности.

Фактор радиоемкости биотической составляющей водоема можно оценить по формуле (4.5):

$$F_6 = \frac{PKH}{H + kh + PKH}, \quad (3.5)$$

где P - плотность биомассы в единице объема; K - коэффициент накопления "вода - биота" (3.5).

Кроме формул для оценки факторов радиоемкости, для модельной экосистемы, нами введен специальный параметр – Z - отношение факторов радиоемкости биоты и воды. Этот параметр широко используется нами при исследовании проблемы синергизма при действии на биоту многих факторов физической (внешнее γ -облучение) и химической природы (внесение соли кадмия) на биоту экосистем (3). Показано, что данная модельная экосистема может быть использована для эквидозиметрических оценок комбинированного влияния химических и физических факторов при исследовании на модельной экосистеме (водной культуре растений). В частности, установлено, что влияние тяжелого металла кадмия в концентрации 3-4 мкмоль/л отвечает, по биологическому эффекту и по влиянию на параметры радиоемкости, дозы острого γ -облучения в 1 Гр.

Модель синергизма. На основе выше приведенных моделей, нами разработано параметр, который позволяет оценивать характер взаимодействия разных факторов - P – синергизм, аддитивность и антогонизм и определяется следующей формулой :

$$P = \frac{Z_{Cd+обл}}{Z_{Cd} \cdot Z_{обл}} \cdot Z_0 \quad (3.6)$$

где Z_0 - отношение $F_6/F_в$ для контрольного варианта; $Z_{Cd+обл}$ – такое же отношение для комбинированного влияния γ -облучения и хлорида кадмия; Z_{Cd} и $Z_{обл}$ – такие же отношения для ситуации независимых влияний каждого из факторов.

При $P < 1$ – наблюдается синергизм во взаимодействии факторов, то есть факторы, которые усиливают негативное действие друг друга (в сравнении с

независимым действием каждого из факторов); при $P > 1$ – ожидается антагонизм, то есть наблюдается, что негативное влияние одного фактора, уменьшается при действии другого (5).

Если экосистема состоит из двух камер - биота и вода, то формула радиоемкости для биоты и воды упростится:

$$F_{\phi} = \frac{PK}{1 + PK}, \quad F_{\psi} = \frac{1}{1 + PK}, \quad \text{тогда} \quad Z = PK \quad (3.7)$$

Сравнивая формулу 3.7 с формулой 3.3 можно видеть, что: $a_{12} / a_{21} = Z = PK$. Таким образом, соотношение скорости поглощения и оттока радионуклидов в исследуемой модельной экосистеме – водной культуре растений кукурузы, зависит от произведения величины биомассы растений и их коэффициентом накопления, и тем самым отображает состояние и благополучие биоты экосистем.

3.3.2. Исследования на локальной штучной экосистеме (водная культура растений).

Нами проведен цикл исследований на модельной экосистеме – водной культуре растений кукурузы, который показал, что фактор радиоемкости биоты, по отношению к искусственному трассеру (^{137}Cs), является достаточно чувствительным показателем состояния биоты, и коррелирует с изменениями ростовых показателей. Показано, что чем лучше проходит ростовой процесс, тем выше фактор радиоемкости биоты модельной экосистемы. Показано, что изменения параметров радиоемкости могут служить адекватным показателем распределения и перераспределения радионуклидов в экосистеме, и мерою благополучия биоты в ней. Таким образом, показана возможность применения подхода на основе моделей радиоемкости для анализа локальных экосистем (3). Были проведены многочисленные экспериментальные исследования по этим показателям на модельной экосистеме – водная культура растений кукурузы, которые представлены ниже.

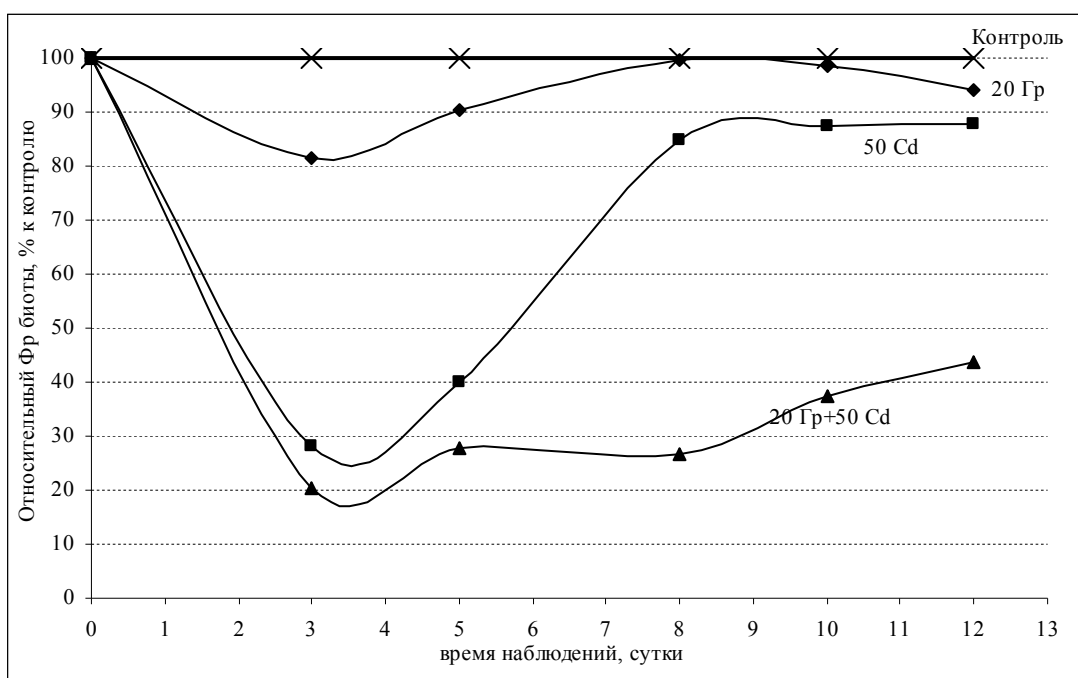


Рис. 3.3. Поглощение ^{137}Cs проростками кукурузы (фактор радиоемкости биоты) в процентном отношении к контролю при совместном действии острого гамма-облучения (20Гр) и внесения хлорида кадмия.

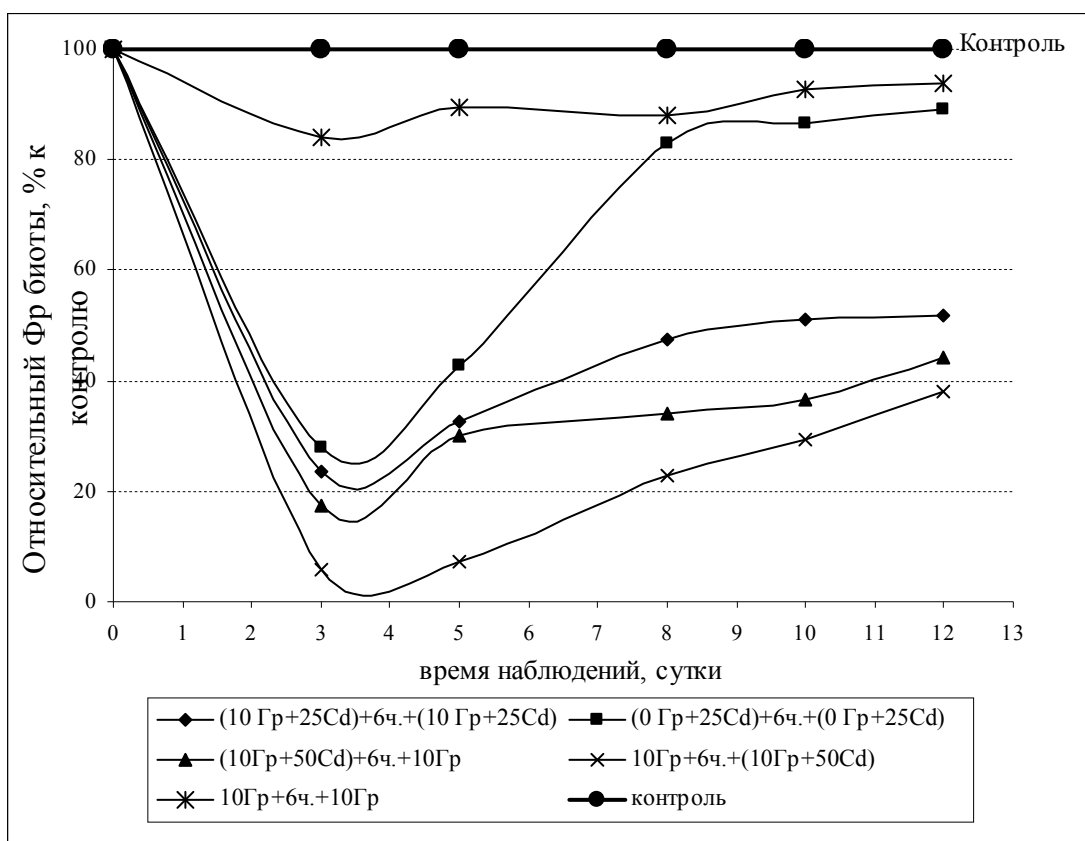


Рис 3.4. Динамика поглощения ^{137}Cs проростками кукурузы (через показатель фактор радиоемкости биоты) при совместном действии фракционированного гамма-облучения и внесения хлорида кадмия.

На рис 3.5 и рис 3.6 представлены, полученные нами зависимости фактора радиоемкости модельной экосистемы от дозы для действия разных стрессовых факторов.

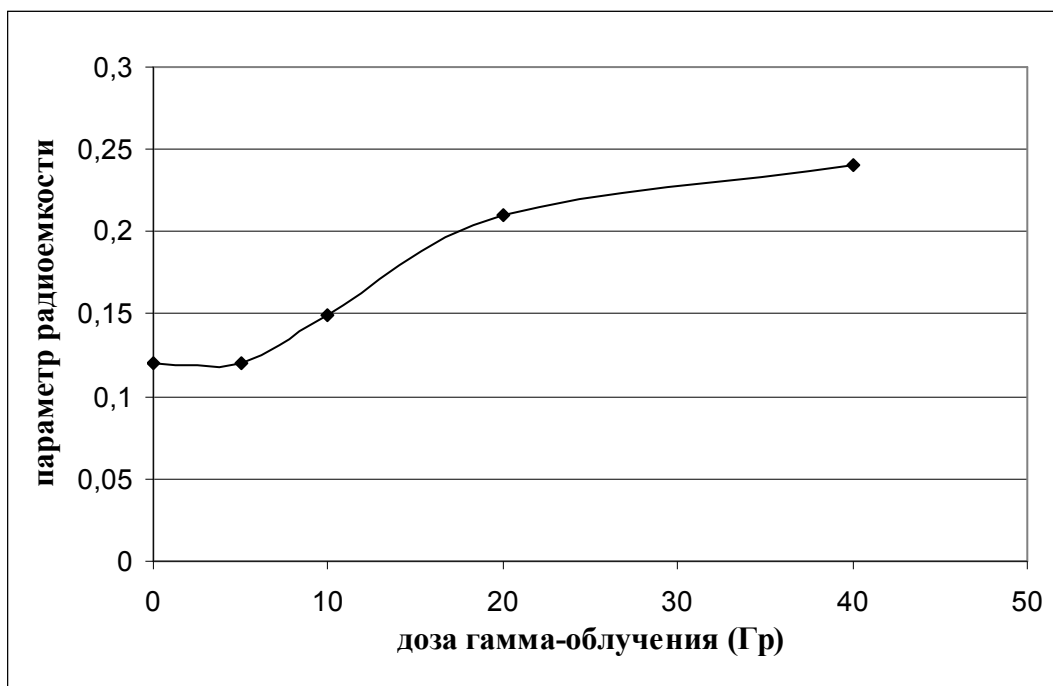


Рис 3.5. Зависимость фактора радиоемкости воды от дозы гамма-облучения

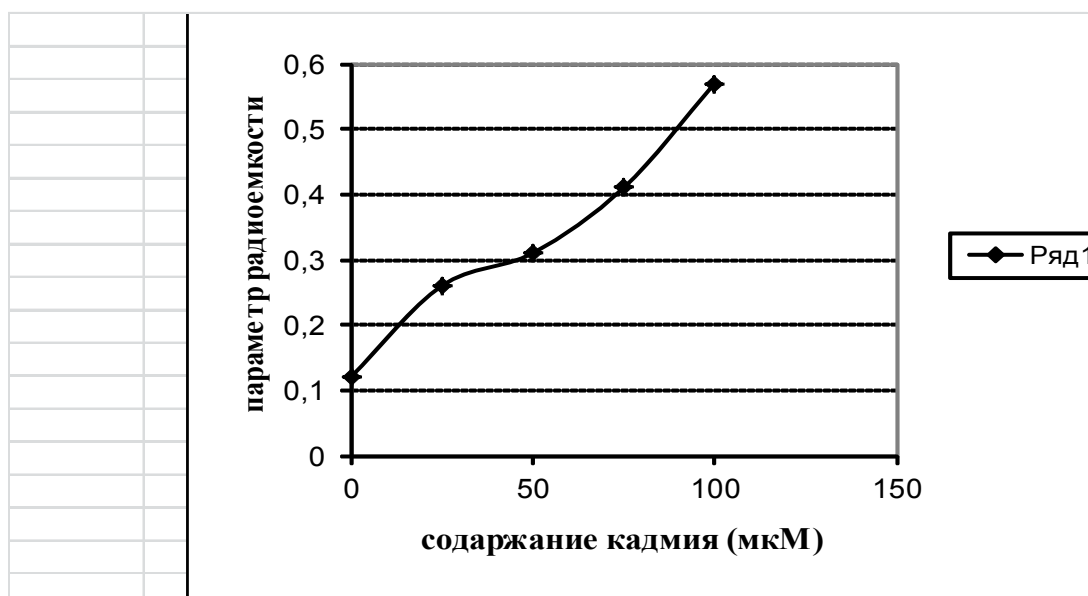


Рис 3.6. Зависимость фактора радиоемкости воды от содержания кадмия.

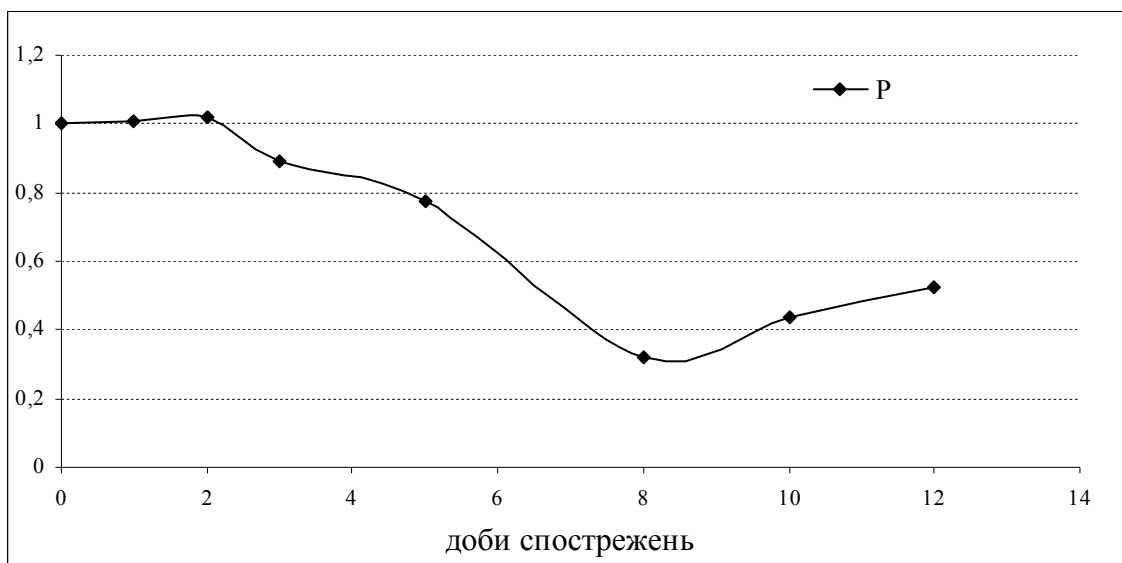


Рис 3.7. Мера синергизма по показателю радиоемкости для варианта растений, которые облучены остро в дозе 20 Гр и помещены в среду с содержанием 50 мкМ хлорида кадмия.

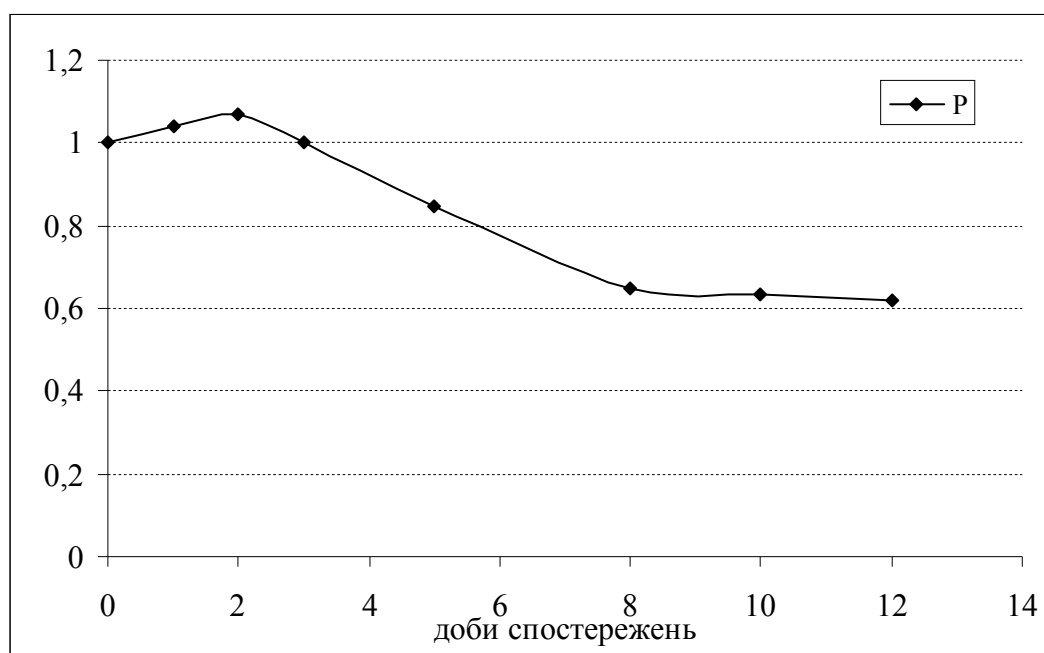


Рис 3.8. Мера синергизма по показателю радиоемкости для варианта растений, которые облучены фракционировано в дозе 20 Гр и помещены в среду с содержанием 50 мкМ хлорида кадмия фракционировано.

3.3.3. Применение теории радиоемкости при исследовании явлений адаптации на локальной экосистеме.

Хорошо известно, что живые организмы очень чувствительны к возбуждениям извне независимо от того, являются они изменениями физических или биотических факторов. Прямые ухудшения среды могут проявляться для организмов в снижении способности к репродукции, гибели особей и целых видов и нарушение экологических ниш, трофических цепей и деградацию всего биоценоза. Степень нарушения, известно, зависит от силы возбуждающего фактора, а также от темпов ухудшения среды. Известно, что живые системы не являются пассивными перед разного типа неожиданностями, при этом они проявляют значительную пластичность, то есть, могут перестроить свою структуру и метаболизм таким образом, что, в конце концов эти возбуждения станут для них частично или даже полностью безопасными. В таких случаях говорят про способности организмов к адаптации, или их приспособленности.

Изучение радиоадаптивного ответа биологического объекта на облучение в малой дозе проявляется в экспериментах, которые реализуются по схеме: малая доза $+ \Delta t$ + острая доза. Малая доза является - адаптирующей, высокая - тестирующей. Изменяя интервал времени Δt между облучениями в этих дозах, определяются временем, на протяжении которого формируется повышенная радиоустойчивость (адаптивный ответ, или радиоадаптационный синдром), а также время, на протяжении которого сохраняется индуцированная радиоустойчивость. В данном исследовании по изучению закономерностей механизмов адаптации на модельной экосистеме для оценки состояния растений мы предлагаем использовать параметр радиоемкости. Эксперименты проводили в условиях водной культуры растений кукурузы. 4-х суточные проростки высаживали в 0.5 л банки, куда добавлялся ^{137}Cs в качестве трассера

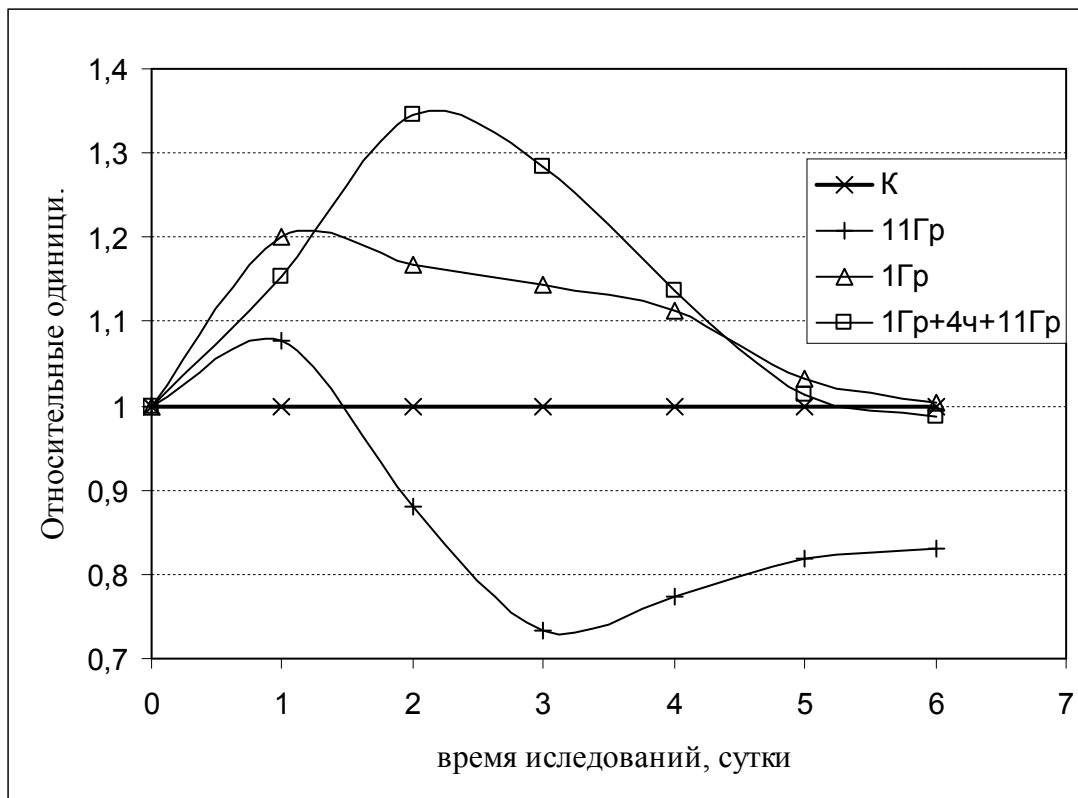


Рис 3.9. Зависимость фактора радиоемкости биоты от времени, в условиях облучения адаптирующей дозой 1Гр и тест-дозой гамма-облучения 11Гр с временным интервалом в 4 часа (относительно необлученного контроля).

На рис 3.9 представлены данные эксперимента по схеме 1Гр + 4-часа фракции +11Гр. Мы определяли величину показателя радиоемкости (то есть возможность растений накапливать трассер) в модельной экосистеме – водной культуре растений кукурузы. Видно что, при облучении растений острой дозой в 11Гр значение параметра радиоемкости биоты, по отношению к контрольному варианту, со временем заметно падает и достигает значений 0,7 – 0,8. Со временем реализуется видимое восстановление способности накапливать трассер ^{137}Cs и повышение значения фактора радиоемкости.

В варианте, где после адаптирующей дозы 1 Гр с временным интервалом в 4 часа растения были облучены острой тестирующей дозой 11 Гр, мы получили четкий эффект адаптации.

Далее мы исследовали зависимость эффекта адаптации от величины временного интервала между адаптирующей и тестирующей дозами гамма-облучения.

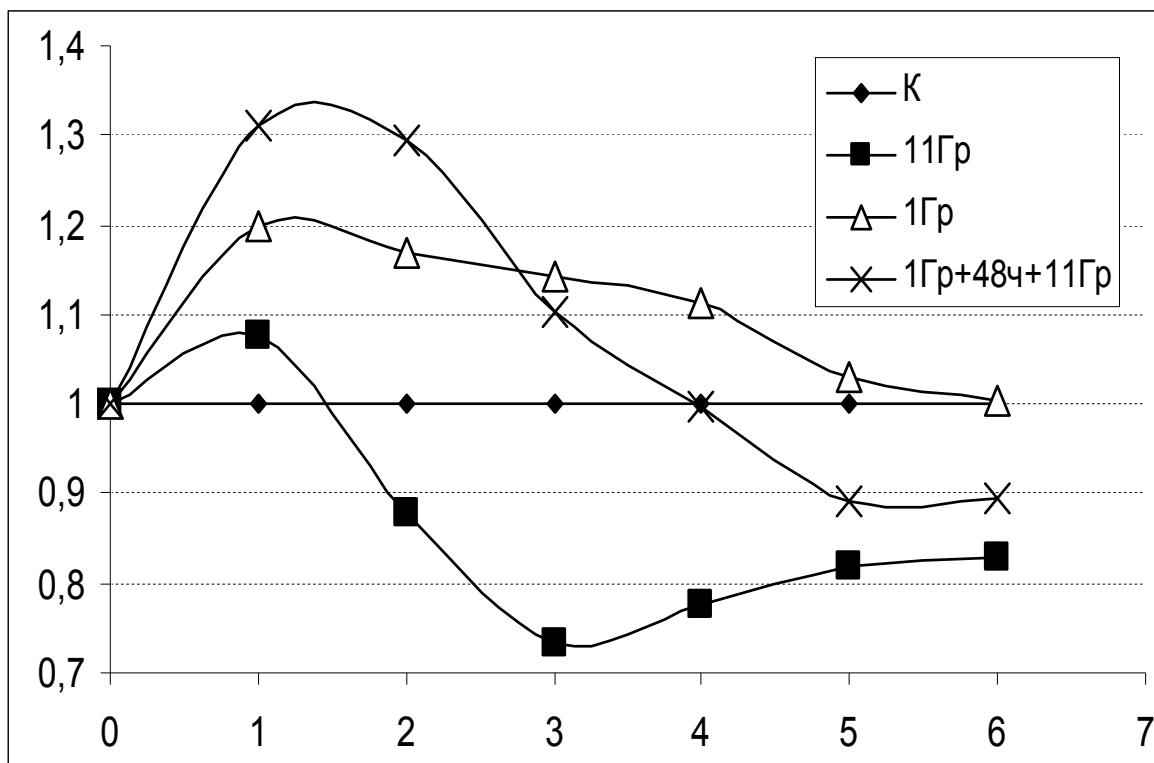


Рис 3.10. Зависимость фактора радиоемкости биоты от времени наблюдения, в условиях облучения адаптирующей дозой 1 Гр и тест-дозой гамма-облучения 11 Гр с временным интервалом в 48 часов (относительно необлученного контроля)

На рис 3.10 представлены данные эксперимента по схеме 1 Гр + 48 часов фракции +11 Гр. Видно, что если после адаптирующей дозы 1 Гр через 48 часов растения облучены острой тестирующей дозой 11 Гр, мы также получили эффект адаптации. Максимум эффекта отвечает изменению фактора радиоемкости, который составил до 35 % от контроля. При этом эффект адаптации наблюдался раньше, чем в предыдущем опыте: на 1-2 сутки роста водной культуры растений.

Исследуя разные физиологические и радиобиологические эффекты в условиях радионуклидного загрязнения и действия, химических поллютантов, важно установить характер восстановительных процессов у растений и их вклад в формирование эффектов комбинированного действия стрессоров.

Для оценки вклада процессов восстановления при воздействии таких разных факторов (гамма-радиации и тяжелых металлов), применяется метод

фракционирования дозы острого облучения и внесения в среду соли тяжелого металла (кадмия). В наших исследованиях было показано, что эффект фракционирования дозы облучения, позитивно отображается на характере динамики как ростовых параметров, так и в динамике параметра радиоемкости.

В эксперименте нами было проведено фракционирование радиационного и химического факторов. При этом соль хлорида кадмия вносили двумя порциями с соответствующим временным интервалом между ними. Как и в случае облучения, фракционирование внесения химического фактора приводило к значительному влиянию на эффект взаимодействия исследуемых факторов.

Для исследования роли систем восстановления при комбинированном влиянии радиационного и химического факторов был проведен количественный анализ роли систем восстановления в эффектах взаимодействия разных факторов, через их влияние на параметры радиоемкости.

На основе предложенной нами теоретической модели проведена количественная оценка взаимодействия радиационного и химического факторов при помощи коэффициента синергизма. Его оценку мы провели через соотношение факторов радиоемкости (3.6).

Установлено, что процессы восстановления могут уменьшить эффект синергизма при комбинированном влиянии облучения и внесения тяжелого металла.

3.4. Теоретические исследования радиоэкологических процессов на склоновых экосистемах.

Для исследования была выбрана типовая склоновая экосистема, которая состоит из девяти камер: камера-лес, камера-опушка, камера-луг, камера-терраса, камера-пойма, камера-вода озера, камера-биота озера, камера-донные отложения озера, камера-люди, которые используют данную склоновую экосистему (рис.3.11):

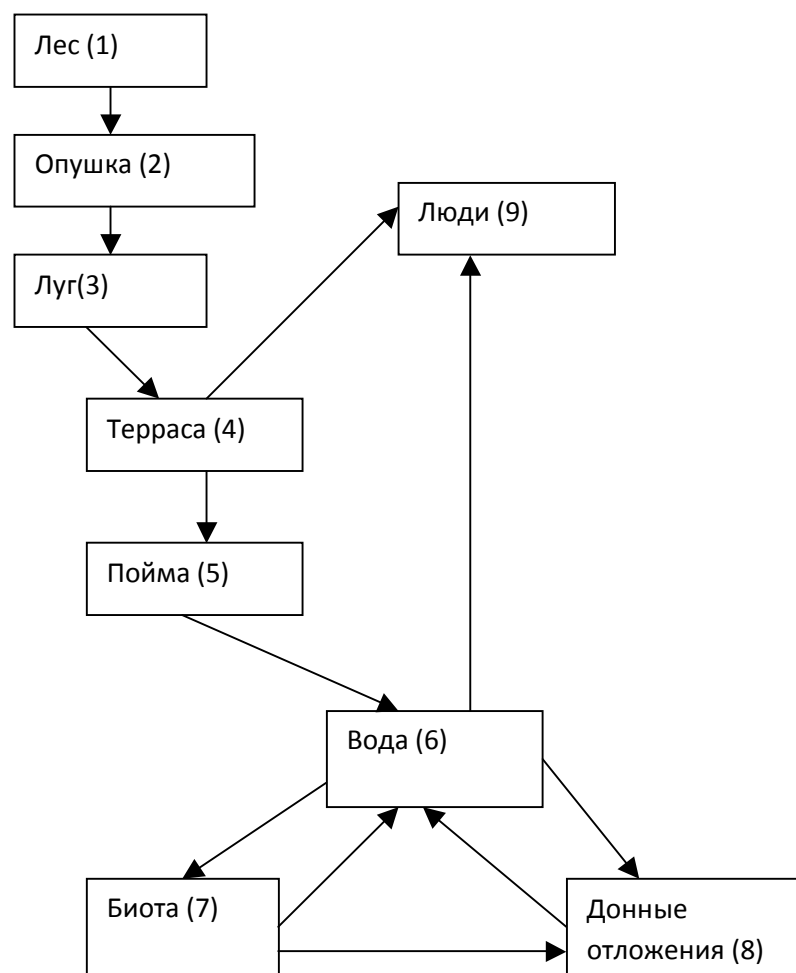


Рис.3.11. Блок-схема типовой склоновой экосистемы.

Взаимодействие между камерами задается с помощью коэффициентов перехода радионуклидов из одной камеры в другую за единицу времени (в нашем случае - один год). Например a_{67} - коэффициент перехода радионуклидов из камеры 6 (вода) в камеру 7 (биота). Данные коэффициенты выбраны и рассчитаны по натурным исследованиям и зависят от угла наклона склона, характера покрытия (лес, трава и т.п.), типа грунта (чернозем, дерново-подзолистый, серый-лесной), объема горизонтального и вертикального стока, температуры воздуха, направления и силы ветра и других метеорологических параметров [6].

Рассчитанные по натурным данным, значения коэффициентов приведены в таблице 3.1.

Таблица 3.1. Значения коэффициентов перехода радионуклидов из камеры в камеру для выбранной склоновой экосистемы.

a_{ij}	Минимальные значения	Средние значения	Максимальные значения
a_{12}	0.01	0.03	0.05
a_{23}	0.05	0.1	0.15
a_{34}	0.1	0.15	0.2
a_{45}	0.1	0.2	0.3
a_{56}	0.2	0.3	0.4
a_{67}	0.3	0.5	0.7
a_{78}	0.03	0.05	0.07
a_{68}	0.4	0.6	0.8
a_{86}	0.04	0.07	0.1
a_{76}	0.03	0.05	0.07
a_{49}	0.2	0.4	0.6
a_{69}	0.05	0.1	0.15

Для анализа перехода радионуклидов из камеры в камеру в приведенном ниже варианте расчета, были выбраны средние значения коэффициентов. Перенос радионуклидов из одной камеры в другую проходит по законам кинетики первого порядка, и его описывают системой простых дифференциальных уравнений.

Распишем систему из девяти простых дифференциальных уравнений первого порядка с постоянными коэффициентами с учетом коэффициентов перехода радионуклидов с поправкой на их радиоактивный распад (3.8):

$$\begin{cases} \frac{dx(t)}{dt} = -0,06x(t), \\ \frac{dy(t)}{dt} = 0,03x(t) - 0,13y(t), \\ \frac{dz(t)}{dt} = 0,1y(t) - 0,18z(t), \\ \frac{dk(t)}{dt} = 0,15z(t) - 0,63k(t), \\ \frac{dl(t)}{dt} = 0,2k(t) - 0,33l(t), \\ \frac{dn(t)}{dt} = 0,3l(t) + 0,05o(t) + 0,07p(t) - 1,23n(t), \\ \frac{do(t)}{dt} = 0,5n(t) - 0,13o(t), \\ \frac{dp(t)}{dt} = 0,05o(t) + 0,6n(t) - 0,1p(t), \\ \frac{dm(t)}{dt} = 0,4k(t) + 0,1n(t) + 0,03m(t). \end{cases} \quad (3.8)$$

где переменные $x, y, z, k, l, n, o, p, m$ - динамические удельные активности радионуклидов в камерах: лес, опушка, луг терраса, пойма, вода, биота, донные отложения озера та люди, t - время.

Решив систему этих уравнений, получим решения в графическом виде (рис.3.12 та 3.13):

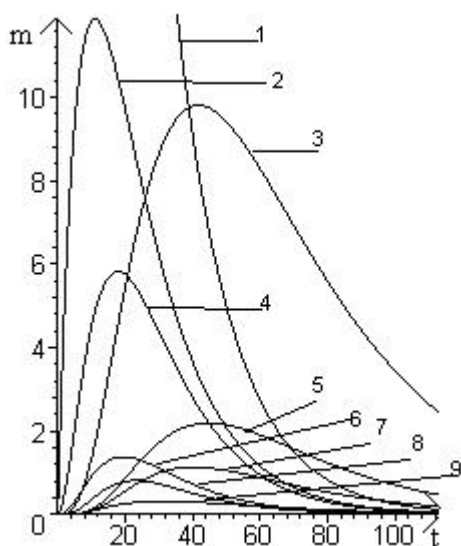


Рис.3.12.

Распределение

радионуклидов для камер склоновой экосистемы: 1 - камера-лес, 2 -

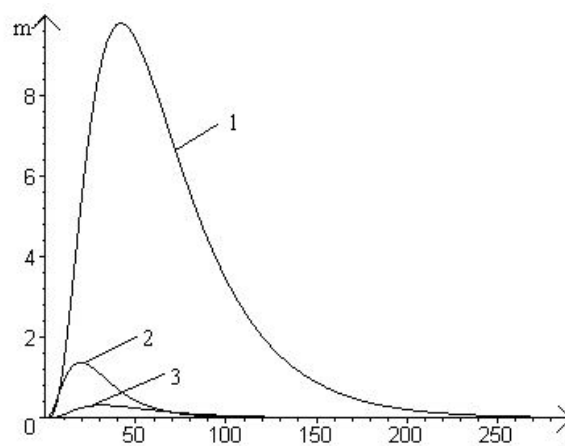


Рис.3.13.Распределение

радионуклидов для отдельных камер: 1- камера-леса, 2 - камера-терраса, 3-

камера-опушка, 3 – камера-люди, 4 камера-вода.

– камера-луг, 5 – камера-донные
отложения, 6 – камера-терраса, 7-
камера-биота, 8 – камера-пойма, 9 –
камера-вода.

Для камеры x -лес характерен, плавный сброс радионуклидов вниз по склону. Для других камер данной модели построим таблицу со значениями максимальной удельной активности радионуклидов в определенный пиковый момент времени (табл.3 .2):

Таблица 3.2. Накопление радионуклидов в камерах склоновой экосистемы (в процентах от общего запаса радионуклидов в экосистеме)

Камеры	Максимальная активность радионуклидов (%)	Время (годы)
Опушка	12	12
Луг	6	20
Терраса	1.4	20
Пойма	0.82	24
Вода	0.32	30
Биота	1.16	44
Донные отложения	2.3	48

Люди	10	50
------	----	----

Как видно из таблицы 3.2, наибольшее накопление радионуклидов наблюдается в камере-опушка леса (12 % от всего запаса радионуклидов в данной экосистеме) на 12 год после аварии и выброса) и в камере -люди (10 % на 50 год), а самое меньшее в камере-вода (0.32 % на 30 год).

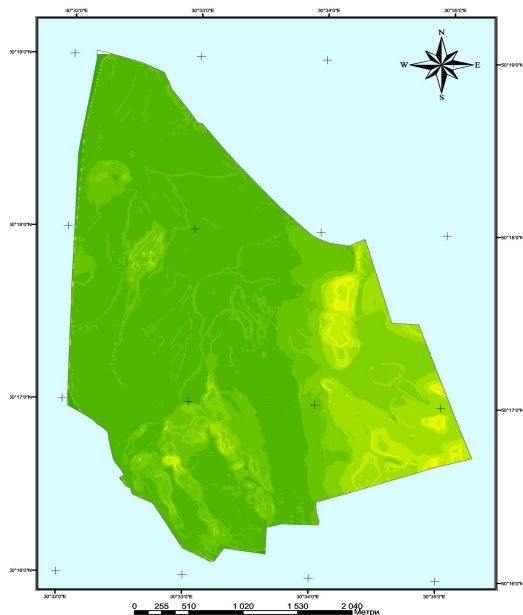
Исходя из того, что землепользование людьми в склоновой экосистеме можно свести практически к пользованию водой озера и сельхозпродукцией от аграрной террасы, то логично отдельно рассмотреть графики радиоактивности для камер: вода, терраса, люди (рис.3.13). Тут верхний график характеризует- камеру-люди, следующий – камера-терраса, последний – камеру-вода. Скорее всех аккумулируют в себе радионуклиды- люди, использующие данную экосистему, за ними идет терраса, а уже потом -вода. И хотя люди быстрее накапливают радионуклиды, и доза на 25-й год после аварии ограничена (40% от возможной), это важно, потому, что пик дозы можно ожидать на 50-й год после аварии.

3.5. Теоретический анализ радиоемкости экосистем - ландшафтов.

Анализ поведения поллютантов в склоновых экосистемах, которые составляют основу практически любого наземного ландшафта, показал возможность описания распределения и перераспределения радионуклидов методами теории радиоемкости, с применением камерных моделей. Исследования показывают, что скорость переноса радионуклидов в ландшафте определяются, в основном, несколькими характеристиками-(P1)-крутизна склонов,(P2)-характер покрытия,(P3)-тип почвы, вертикальная- (P4) та горизонтальная миграция- (P5). Методами ранговой оценки, была проведена оценка вероятности влияния этих показателей ландшафта на перераспределение в нем радионуклидов. Каждый из показателей оценивается от 0→1. В силу независимости показателей ландшафта, общая оценка вероятности миграции радионуклидов по элементам ландшафта определяется – как свернутая вероятность и определяется по формуле произведения вероятностей $P = P1 \times P2 \times P3 \times P4 \times P5$ [5].

Отдельную проблему представляют собой реальные ландшафты, когда оценки параметров радиоемкости относятся к большим территориям, где действуют системы факторов, которые влияют на перераспределение радионуклидов по биотическим и абиотическим компонентам экосистем. Определены главные факторы влияния на параметры радиоемкости - крутизна склонов, вид растительного покрытия поверхности, скорости стока, типа почвы. Известно из натурных исследований за процессами переноса радионуклидов по склоновым экосистемам, и за процессами эрозии почв при действии поверхностного стока, что интенсивность стока резко растет с крутизной склона. По нашим оценкам и литературным данным, при величине крутизны склона в 1° - 3° вероятность стока за год составляет 0.01- 0.05 от запаса на данном участке склона, а при крутизне склона в 25° - 30° , вероятность стока радионуклидов и других поллютантов может составлять значения 0,7-0,9.

Используя технические возможности программного продукта ESRI ArcGIS, нами была разработана модельно-аналитическая ГИС (геоинформационная система), которая позволяет анализировать и проводить прогнозы миграции загрязняющих веществ в экосистемах. Математической основой данной ГИС является разработанная нами математическая модель миграции веществ-загрязнителей в экосистемах. Основными информационными составляющими данной модели являются физико-химические и биохимические характеристики веществ-загрязнителей, а также природные и антропогенные условия окружающей среды. Анализ исходных данных позволяет нам выйти на ключевые блоки нашей модели - показатели скоростей сброса и выброса загрязнителей в экосистемах.



3.14. Расчет параметров
полигона

«Лесники» (Конча-Заспа, Киев)

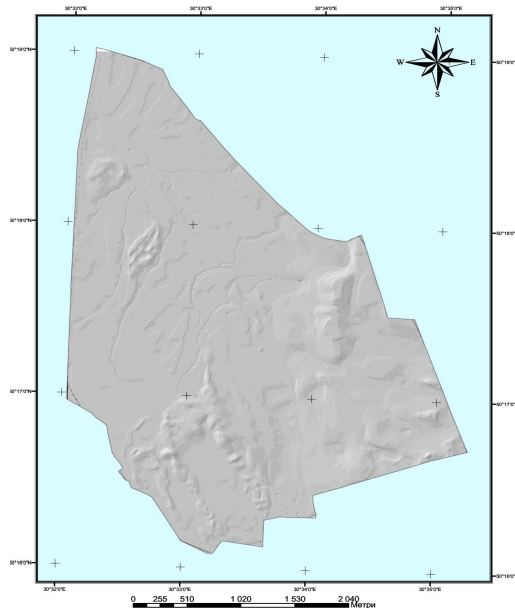


Рис. 3.15. Карта рельефа и радиоемкости

«Лесники» (Конча-Заспа, Киев)

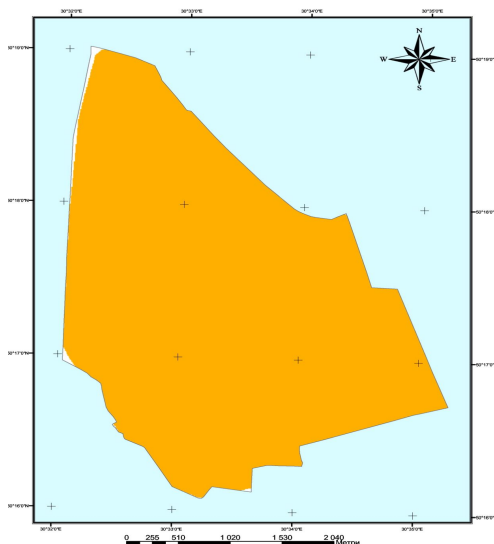


Рис 3.16. Исходное загрязнение
«Лесники» (Конча-Заспа, Киев)

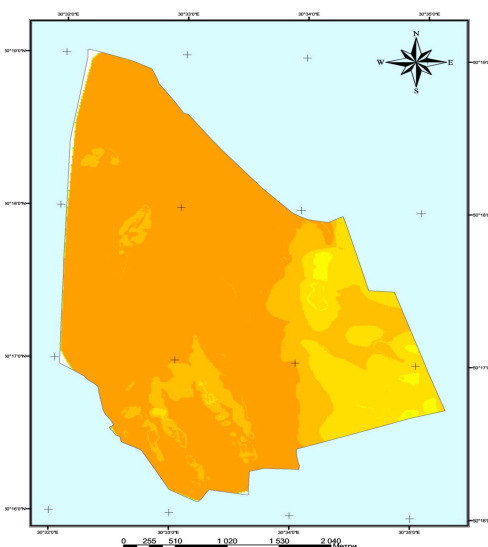


Рис 3.17. Распределение ^{137}Cs на
полигоне «Лесники» (Конча-Заспа)

(десять лет после аварии)

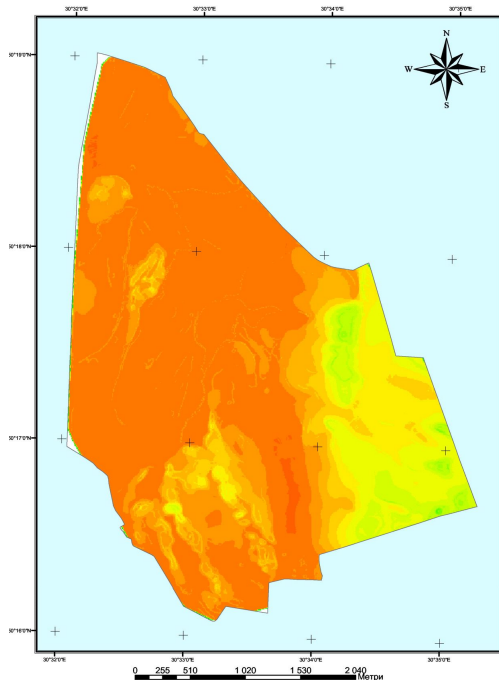


Рис 3.18. Распределение ^{137}Cs на
полигоне «Лесники» (Конча-Заспа)
(двадцать лет после аварии)

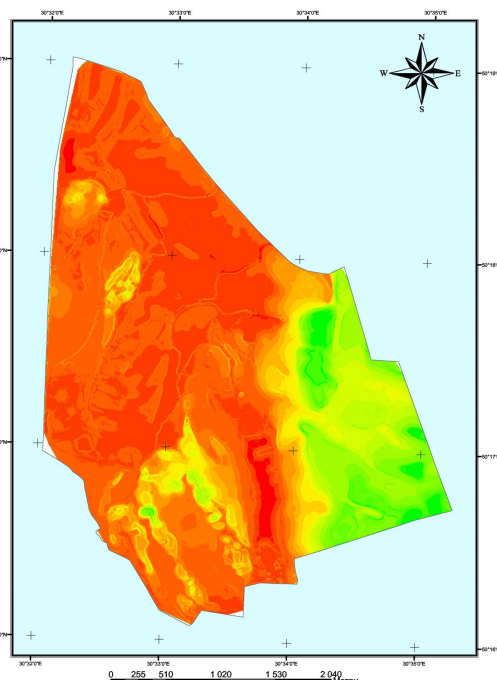


Рис 3.19. Распределение ^{137}Cs на
полигоне «Лесники» (Конча-Заспа)
(тридцать лет после аварии)

В результате нами получены оценочные и прогнозные карты для выбранного полигона – заказник «Лесники» в Конча-Заспа около Киева, на берегу реки. На рис 3.14, 3.15- показаны карта радиоемкости ландшафта исходного состояния полигона и карта структуры его рельефа. Используя параметры, которые управляют перераспределением радионуклидов в ландшафте, нами построены карты исходного равномерного загрязнения ландшафта Cs-137 (рис 3.16), и карта перераспределения радионуклидов в данном ландшафте через 10 лет после аварии (рис 3.17). Видно, что ожидается заметное перераспределение поллютанта в исследуемом ландшафте. Этот процесс усиливается через 20 лет оценки (рис 3.18), а через 30 лет после аварии прогнозная карта (рис 3.19) показывает остро

выраженное концентрирование радионуклидов в зонах понижения ландшафта. Кроме оценочных и прогнозных карт, разработанная нами методика дает возможность проводить реконструкцию процесса загрязнения территории, а также по результатам точечных замеров, полученных в полевых условиях, реализовать экстраполяцию показателей загрязнения на весь район исследований.

3.6. Радиоемкость и надежность каскада Днепровских водохранилищ.

После аварии на Чернобыльской АЭС произошло загрязнение огромных территорий Беларуси, Украины и России. Практически вся загрязненная территория лежит на водосборной площади Днепра и в результате поверхностного стока попадает в каскад Днепровских водохранилищ. По общим оценкам приблизительно 40% стоку формирует 30-км зона ЧАЭС, 40% дает территория загрязненных областей Беларуси, а другие 20% стока -- от загрязненных территорий Украины, где ведется хозяйственная деятельность. Днепр, как известно, в результате регулирования представляет собой каскад из 6 больших водохранилищ и Днепро-Бугского лимана. Анализируя величину и скорость обмена воды между водохранилищами, можно видеть, что обмен между ними составляет не более 1/30 объема в год. Это характеризует каскад как систему очень медленно обменивающихся водоемов. К такой системе могут быть применены методы оценки радиоемкости, предложены выше для оценки радиоемкости простых каскадных систем водоемов. Основные параметры и характеристики водохранилищ Днепра представлены в таблице 3.3.

Таблица 3.3 .Характеристики и оценки параметров Днепровских водохранилищ для Cs-137.

Водохрани- лище	Пло- щадь (km ²)	Объ- ем (km ³)	Сред- няя глуб- ина (m)	Толщ -ина ила (см.)	Кн (вода- донные отложе- ния)	Фак- тор радио- емкос- ти
Киевское	920	3.7	4	10	100	0.7
Каневское	680	2.4	4	10	50	0.6
Кременчуг- ское	2250	13.5	6	10	800	0.8
Запорож- ское	570	2.4	4	10	100	0.7
Днепро- ское	410	3.3	8	10	230	0.7
Каховское	2150	18.2	8	10	280	0.7

Такие основные исходные расчетные параметры фактора радиоемкости отдельных водохранилищ Днепра по отношению к радионуклидам Cs -137, которые попали в каскад Днепровских водохранилищ. Видно, что каждое из водохранилищ по отношению к радионуклидам Cs-137 имеет не высокие значения фактора радиоемкости. Исходя из того, что каскад водохранилищ Днепра представляет собой систему медленно обменивающихся водоемов, мы можем применить к нему простую формулу (3.8) для расчета общей радиоемкости. Из этой формулы следует, что фактор радиоемкости каскада водохранилищ равняется- $F_k = 0,9994$. Эта величина отображает чрезвычайно высокую степень фактора радиоемкости каскада,

которая намного выше, чем фактор радиоемкости наилучшего по радиоемкости Кременчугского водохранилища (табл. 3.3).

Полученная выше формула и оценка радиоемкости каскада Днепра позволила нам в первый послеаварийный период достаточно точно спрогнозировать распределение радионуклидов -Cs по каскаду в его донных отложениях и воде, и спрогнозировать, что основная часть радионуклидов Cs будет прочно захоронена в илах Киевского водохранилища. Эта модель и оценка сделаны для случая разового поступления радионуклидов в каскад. Для ситуации длительного поступления радионуклидов, модель должна быть модифицирована с использованием дифференциальных уравнений. Но и 25 лет после аварии разница в радиоактивности воды Киевского и Каховского водохранилищ составляет те же два-три порядка, что и в первые годы после аварии. Для ситуации с другим важным радионуклидом - Sr-90, все представляется по другому. Дело в том, что для Sr-90 фактор радиоемкости водохранилищ Днепровского каскада не превышает значений 0,2 - 0,3. В этом случае фактор общей радиоемкости каскада для Sr-90 не превышает 0,5-0,6, при котором, нет серьезного депонирования Sr-90 в донных отложениях, их содержание в воде практически не больше чем в 10 раз отличается в Киевском и Каховском водохранилищах. Это подтверждается реальными данными наблюдений за 1987 – 1993 гг. Таким образом, приведенный пример продемонстрировал эвристичность анализа реальных больших и малых экосистем с использованием представлений о радиоемкости экосистем.

3.6.1. Оценка надежности экосистемы каскада Днепровских водохранилищ.

Теоретический анализ проблемы радиоэкологической надежности биосистем проведенный нами, показал, что динамика фактора радиоемкости биоты экосистемы и при действии гамма-облучения и внесения соли тяжелого металла (Cd), практически совпадает с динамикой поведения биологического показателя - скорости роста. Можно утверждать, что поведение в экосистеме трассера ^{137}Cs , как аналога элемента минерального питания - K, отображает степень благополучия в

состоянии биоты экосистемы. Отсюда следует вывод, что чем выше способность биоты накапливать и удерживать трассер, тем лучше состояние, а значит и надежность биоты экосистем. В результате аварии на Чернобыльской АЭС мы щедро разбросали по всему миру трассер ^{137}Cs . Поэтому мы можем использовать это обстоятельство для установления законов перераспределения трассера по разным типам экосистем. Если в динамике наблюдения за фактором радиоемкости по трассеру, наблюдается резкое изменение его содержания в биоте исследуемой экосистемы, это может означать заметную реакцию биоты на влияние, которое она получает. Поведение трассера может выполнять функцию «экологического градусника» при оценке состояния и надежности биоты. Известно, что снижение pH воды в озерной экосистеме, приводит к десорбции радионуклидов из донных отложений и биоты в воду, что в свою очередь приводит к снижению радиоемкости донной биоты и роста содержания трассера в воде. Это в свою очередь приносит дополнительные дозовые нагрузки для биоты водной толщи озера и для людей, которые используют воду озера для питья и орошения.

Исследования, проведенные на биоте экосистем позволили установить лимиты допустимых дозовых нагрузок на биоту (Поликарпов, Цыцугина). Установлено в частности, что доза в 4 Гр/год для растений и гидробионтов, и доза в 0,4 Гр/год для животных, могут служить границей когда, еще биота может надежно существовать. Для оценки содержания радионуклидов, которые отвечают этим дозам, были использованы дозовые коэффициенты Б.Амиро[5], что позволило показать, как содержание ^{137}Cs в биоте способно создать именно эту критическую дозу в 4 Гр/год. То есть мы получили оценку радиоемкости биотической компоненты экосистемы, когда величина надежности биоты экосистемы будет близкой к 0. Показано, что в диапазоне доз для биоты от 0 до 4 Гр надежность может изменяться линейно от 1 до 0. Таким образом параметр радиоемкости может служить мерой надежности биоты в любой экосистеме. Рассмотрим некоторые примеры.

Используя наши теоретические результаты, было рассчитано по последовательной модели надежности, меру надежности каскада относительно процесса удержания в нем накопленных радионуклидов, без участия биоты водоема, и за условий

реальной адаптивной ответа биоты на сравнительно малые дозы облучения (около 0,1 – 0,5 Гр/год) (таблица 3.4).

Таблица 3.4. Оценка факторов радиоемкости по Cs-137 на примере каскада Днепровских водохранилищ в условиях адаптивного ответа биоты и без нее (Оценка надежности каскада водохранилищ при участии биоты)

Водохранилище	F(донные отложения)	F(биоты)	Fi (суммарное)
Киевское	0,7	0,1	0,8
Каневское	0,6	0,08	0,68
Кременчугское	0,9	0,04	0,94
Запорожское	0,7	0,16	0,86
Днепровское	0,7	0,1	0,8
Каховское	0,8	0,14	0,94

Общая надежность и радиоемкость каскада $F(\text{каскада}) = 1 - \prod (1 - F_i)$

F(каскада) (без биоты) составляет = 0,9992

F(каскада) (с биотой та адаптацией) составляет = 0,999993 (разница в 100 раз)

Таблица 3.5. Оценка факторов радиоемкости по Cs-137 на примере каскада Днепровских водохранилищ в условиях адаптивного ответа биоты и без нее, при участии эффекта синергизма действия радиации и кадмия. (Оценка надежности каскада водохранилищ при участии биоты)

Водохранилище	F(донные отложения)	F(биоты)	Fi (суммарное)
Киевское	0,7	0,09	0,79
Каневское	0,6	0,07	0,67
Кременчугское	0,9	0,036	0,936
Запорожское	0,7	0,14	0,84
Днепровское	0,7	0,09	0,79
Каховское	0,8	0,13	0,93

Общая надежность и радиоемкость каскада $F(\text{каскада}) = 1 - \prod (1 - F_i)$

F(каскад) (без биоты) составляет = 0,9992

F(каскад) (с биотой и адаптацией,) составляет = 0,999896 (разница в 8 раз)

Таблица 3.6. Оценка факторов радиоемкости по Sr-90 на примере

каскада Днепровских водохранилищ в условиях адаптивного ответа биоты и без нее .(Оценка надежности каскада водохранилищ при участии биоты)

Водохранилище	F(донные отложения)	F(биоты)	Fi (суммарное)
---------------	---------------------	----------	----------------

	отложения)		
Киевское	0,3	0,15	0,45
Каневское	0,2	0,1	0,3
Кременчуг- ское	0,5	0,2	0,7
Запорож- ское	0,4	0,2	0,6
Днепро- ское	0,4	0,18	0,48
Каховское	0,5	0,16	0,66

Общая надежность и радиоемкость каскада $F(\text{каскада}) = 1 - \prod (1 - F_i)$

$F(\text{каскада})$ (без биоты) составляет = 0,95

$F(\text{каскада})$ (с биотой и адаптацией) составляет = 0,994 (разница в 8 раз)

Таблица 3.7. Оценка факторов радиоемкости по Sr-90 на примере каскада Днепровских водохранилищ в условиях адаптивного ответа биоты и без него, при участии эффекта синергизма действия радиации и кадмия .(Оценка надежности каскада водохранилищ при участии биоты)

Водохранилище	F(донные отложения)	F(биоты)	Fi (суммарное)
Киевское	0,3	0,14	0,44

Каневское	0,2	0,09	0,29
Кременчуг- ское	0,5	0,18	0,68
Запорож- ское	0,4	0,18	0,58
Днепров- ское	0,4	0,16	0,56
Каховское	0,5	0,15	0,65

Общая надежность и радиоемкость каскада $F(\text{каскада}) = 1 - \prod (1 - F_i)$

$F(\text{каскада})$ (без биоты) составляет = 0,95

$F(\text{каскад})$ (с биотой и адаптацией) составляет = 0,99 (разница в 5 раз)

3.7. Оценка радиоемкости и надежности локальных агроэкосистем.

3.7.1. Введение.

Постоянный рост масштабов использования радиоактивных веществ и источников ионизирующего излучения в разных отраслях промышленности, медицине, науке увеличивает влияние ионизирующей радиации на все компоненты природной среды. Поэтому эти радионуклиды, которые выпали на территорию Украины вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, трофическими цепями могут сформировать заметные дозовые загрузки на население Украины. В первую очередь, это долгоживущие радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr , которые составляют основную экологическую опасность и имеют биотический характер, поскольку являются

аналогами макроэлементов К и Са, которые необходимы для растений и животных. В Украине проводится достаточно систематический и детальный мониторинг загрязнения продуктов питания, почв и воды. Ведутся измерения содержания ^{137}Cs на счетчиках излучений человека (СИЧ) и за моделями рассчитывается ожидаемая доза для населения конкретных сел. За данными мониторинга молока проводится оценка так называемой паспортной дозы.

Но кроме оценок и мониторинга действующего состояния экологической безопасности для населенных пунктов (НП) Украины, есть настоятельная потребность, опираясь на эти данные, иметь расчеты по моделям долгосрочного прогноза радиоэкологического состояния НП. Такой прогноз позволит делать выбор и обоснование реальных контрмер для контроля и управления экологической безопасностью территорий и населения, загрязненных сел Украины. Поэтому разработка относительно простых математических моделей динамики распределения радионуклидов, которые опираются на данные конкретных натурных исследований, является важной и актуальной проблемой современной экологии. С одной стороны, этот подход позволит в будущем иметь действующую модель радиоэкологической безопасности для каждого конкретного НП. С другой стороны, такая действующая модель, которая опирается на реальные способности-параметры экосистемы данного НП, позволит оценить возможные экологические риски от других поллютантов (тяжелых металлов, гербицидов и т.д.). Речь идет о восстановлении обобщенных параметров экологической безопасности и экологических рисков, которые характерны для данного НП.

В современной экологии и радиоэкологии разработано достаточно подходов и моделей для оценки экологической емкости и радиоемкости для больших территорий, но явно не хватает методов и моделей, пригодных для оценки и прогноза состояния локальных экосистем для конкретных НП Украины. Поэтому конкретизация существующих обобщенных подходов и моделей является актуальным и важным заданием современной экологии. Совершенно необходимо иметь метод оперативного создания моделей экологической безопасности для конкретных НП, с привязкой их для конкретных условиях какого-либо НП, для использования которого от экологов не требуется сложной специальной подготовки.

Данный подход позволит включить в экологический паспорт НП действующую математическую модель экологической безопасности, что может быть верифицирована по данным мониторинга. Наличие такой модели позволит минимизировать объем и детальность мониторинга, а также прогнозировать критические ситуации в данной экосистеме. Это позволит установить лимиты ее экологической емкости для ограничения чрезмерного антропогенного давления на территории, исследуемого НП.

Цель данного раздела работы – моделирование процесса миграции радионуклидов по трофической цепи: почва–кормовые растения–корова–молоко–человек, – в условиях Волынской области (по цезию-137) на примере с. Галузия и в условиях Тернопольской области на примере с. Коцюбинчики (по стронцию-90). Установить параметры и исследовать особенности данного явления. Это даст возможность иметь методы и подход для контроля, прогноза и управления радиоэкологической безопасностью для локальных экосистем НП Украины.

В связи с этим была необходимость решить следующие научные задачи:

- собрать и проанализировать необходимые данные об особенностях радиоэкологической ситуации на территории села Галузия Волынской области и села Коцюбинчики в Тернопольской области, определить и исследовать радиоэкологические критические экосистемы выбранных для исследования сел;
- построить блок-схемы для камерных моделей экосистем выбранных НП, определить необходимые критические и базовые параметры переноса радионуклидов по трофическим цепям;
- исследовать цикл камерных моделей для села Галузия Волынской области; установить основные пути, динамику и разработать прогноз формирования дозовых нагрузок для населения данного села;
- исследовать цикл камерных моделей для села Коцюбинчики в Тернопольской области; установить основные пути, динамику и разработать прогноз формирования дозовых нагрузок для жителей данного села;

- провести сравнительный анализ особенностей формирования радиоэкологической безопасности в избранных НП Украины и предложить пути управления экологической безопасностью и контрмеры для минимизации дозовых нагрузок;
- рассмотреть возможность использования предложенного метода камерных моделей для аналогичных экосистем НП Украины.

Мы исследовали закономерности миграции радионуклидов по трофическим цепям экосистем выбранных НП, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

Предметом исследования являются: математические модели динамики процесса миграции радионуклидов трофической цепью: почва–кормовые растения–корова–молоко–человек, – в условиях Волынской области (по цезию-137) на примере с. Галузия и в условиях Тернопольской области (по стронцию-90) на примере с. Коцюбинчики.

В нашей работе были использованы методы и данные натурных экспедиционных исследований содержания цезия-137 (с. Галузия) и стронция-90 (с. Коцюбинчики) в почва, растениях, молоке, коровах (прижизненно) и у людей (измерения на аппаратах СИЧ содержания цезия-137 в организмах людей из населения с. Галузия), радиометрическое исследования образцов по стронцию-90 по данным Тернопольской областной санитарно-эпидемиологической станции (СЭС) для жителей села Коцюбинчики; системный анализ с построением блок-схем экосистем выбранных НП и математическое моделирование радиоэкологических процессов с использованием камерных моделей. Для математических расчетов использован программный продукт MAPLE-5.

Нами впервые разработан и реализован метод оценки и расчета параметров камерных моделей локальных экосистем по данным мониторинга и по литературным данным, используя наше собственное видоизменение метода камерных моделей. В данной модификации вместо параметров скорости переноса радионуклидов от единицы веса (например от кг почвы) в каждой камеры в камеру (например, в растения) были использованы скорости переноса части радионуклидов

из камеры в камеру за единицу времени (в нашей работе –это год). Этот метод позволяет обобщить характеристики экосистем и получить интегральные характеристики процесса переноса радионуклидов в экосистеме.

Нами была впервые разработана и построена математическая модель радиоэкологических процессов типовых локальных экосистем с оценкой формирования дозовых нагрузок для населения на долгосрочный период. Такая модель пригодна для моделирования практически любого типа локальных экосистем, характерных для территории Украины, и может быть использована для оценки экологического состояния каких-либо агроэкосистем.

В расчетах на моделях впервые показано, что, в зависимости от установленных параметров камерных моделей, формирования высоких дозовых нагрузок у населения может осуществляться относительно быстро (с. Галузия), или иметь характер медленного накопления (с. Коцюбинчики). Это означает принципиально разную динамику формирования дозовых нагрузок, что может реально встречаться в разных локальных экосистемах Украины.

Практическое значение полученных результатов состоит в том, что разработанный подход позволяет по данным мониторинга устанавливать базовые характеристики и параметры камерных моделей любых типов локальных агроэкосистем.

Разработанные нами математические модели локальных экосистем выбранных НП характеризует их эвристичность, которая позволяет по данным мониторинга провести верификацию ситуации и осуществить долгосрочный прогноз радиоэкологической безопасности в исследуемых НП. Такие модели имеют универсальный характер и при применении к конкретным натурным условиям других НП, могут быть полезными для оценки, контроля и прогноза их экологической безопасности, как для условий радионуклидного загрязнения, так и для загрязнения другими поллютантами.

В радиоэкологии можно выделить две основные тесно взаимосвязанные проблемы: миграцию радионуклидов и их накопления в разных элементах

экосистемы. Существует также проблема действия радионуклидов на биоту экосистем. Существуют разнообразные радиоэкологические ситуации, которые связаны с включением радионуклидов в сельскохозяйственную сферу жизни. Поэтому накопление радионуклидов растениями из почвы определяет исходные масштабы включения радионуклидов в трофические цепи в системе: радиоактивные выбросы—почва—сельскохозяйственные растения— сельскохозяйственные животные—человек. Поступление радионуклидов в растения зависит от ряда факторов: физико-химических свойств радионуклидов, видовых особенностей растений, свойств почвы и ее механической обработки, климатических факторов, системы мелиорации, внесения удобрений и.т. Переход радионуклидов из рациона в организмы животных определяется физико-химическими свойствами радионуклидов, а также видовыми особенностями и возрастом животных.

В специальном разделе рассмотрим основные методы исследований, которые были нами использованы. При изучении проблемы миграции радионуклидов в экосистеме математическое моделирование является одним из основных методов исследований. Оно позволяет выделить существенные особенности явления, которое исследуется, и выразить полученное приближенное описание в виде системы математических выражений (модели), которые имитируют до определенной меры точность поведения реальной системы. Важной особенностью данного метода является его интерактивность. При проверке или исследовании устанавливается соответствие модели явлению, которое наблюдается. Математическая модель базируется на показателях мониторинга, экспериментальных данных, что позволяет организовать комплексное исследование по принципам динамического взаимодействия модели и данных мониторинга.

Для моделирования миграции радионуклидов в системе почва—растения характерным является использование камерных моделей. При этом камерой можно считать любой элемент экосистемы, агроценоза (или его часть), где произойдет накопление радионуклидов.

В пределах такого подхода агроценоз рассматривается в виде совокупности однородных камер, между которыми происходит перенос радионуклидов, что

характеризуется некоторыми функциями k_{ji} q_j . Эти функции описывают интенсивность потоков радиоактивных веществ между камерами.

При математическом описании переносу веществ в камерных моделях, как правило используют аппарат обыкновенных дифференциальных уравнений:

$$\frac{dq_i(t)}{dt} = \sum_{j=1}^n k_{ji} q_j - \sum_{i=1}^n k_{il} q_i - \lambda q_i \quad (3.9)$$

где $q_i(t)$ – содержание радионуклида в камере i ; k_{ji} та k_{il} – коэффициенты перехода между камерами; $k_{ji} q_j$ – количество вещества, которое поступает в единицу времени из камеры j в камеру i ; $k_{il} q_i$ – количество вещества, которое выходит за единицу времени из камеры i в камеру l ; λq_i – постоянная радиоактивного распада.

Классические камерные модели (Беляев С. Т., 1989) были нами модифицированы таким образом, что вместо параметров скорости переноса радионуклидов от единицы массы из одной камеры в другую были использованы скорости переноса части радионуклидов из камеры в камеру за единицу времени.

Нами был проведен анализ данных по мониторингу села Галузия Маневического района Волынской области. Нами были использованы данные натурных экспедиционных исследований содержания цезия-137 в почве, растениях, молоке, коровах (прижизненно) и у людей (измерения на СИЧ), данные анкетного опроса населения на территориях избранных сел Волынской области, отнесенных ко второй и третьей зоне отчуждения, которые пострадали вследствие аварии на ЧАЭС; результаты экспериментальных исследований на полигонах и в условиях Сарненской опытной станции (радиометрические и гамма-спектрометрические измерения образцов) и описана авторская разработка математической модели с использованием камерных моделей.

Многочисленными исследованиями было установлено, что на территории с. Галузия формируются значительные дозовые нагрузки у людей вследствие больших значений коэффициентов перехода в системе почва-растения. Самыми главными причинами этого явления являются торфяные и болотные почвы, которые доминируют на данных территориях, высокая степень увлажнения и переувлажнения почвы, кислые почвы, низкий уровень содержания минеральных веществ на данных территориях. Это способствует высокому уровню загрязнения травы и сена, лесных продуктов – грибов и ягод. Использование загрязненных кормовых трав ведет к миграции радионуклидов в системе трава–животные. В этом случае уровень содержания радионуклидов в молоке та мясе существенно повышается. Коэффициент перехода (K_{Π}) применяют для наземных организмов, когда речь идет о миграции радионуклидов по трофическим цепям; он отражает ту часть радионуклидов, которая попадают от одного элемента экосистемы к другому; коэффициент демонстрирует в сколько раз большей (или меньшей) может быть активность определенного радионуклида в элементах экосистемы в сравнении с окружающей средой. Для системы почва–растения K_{Π} – это отношение активности радионуклида в 1 кг воздушно-сухой биомассы растений к его содержанию в 1 м² почвы, на котором эти растения выращены.

Как известно, Волынская область является наиболее “чистой” среди пяти загрязненных радионуклидами областей Украины по уровням загрязнения Cs-137 почв, в частности сельхозугодий, лесов, лесных урочищ, и площадями такого загрязнения. При этом индивидуальные дозы облучения людей в Маневическом районе Волынской области близки к дозам, которые наблюдаются в наиболее загрязненном районе Житомирской области – Народическом.

Предварительные оценки показали, что для данной территории есть три основные пути поступления радионуклидов Cs-137 к человеку, которые более детально будут рассмотрены ниже. Первый из них – через урочища (пастбища и сенокосы), которые являются кормовой базой для молочного и мясного скота. Второй путь поступление через лесные продукты – грибы и лесные ягоды. Третий – приусадебный участок (огород).

Построена блок-схема камерной модели (рис. 3.20) потоков (I–VI) радионуклидов Cs-137 от трех пастбищ, одного сенокоса, лесных продуктов данной местности (грибов и лесных ягод) и огородной продукции с приусадебных участков и проведен ее расчет.

Структурированная блок-схема камерной модели представлена на рис. 3.20.

Указанные на схеме параметры (от a_{12} до a_{510}) обозначают скорости переноса радионуклидов между камерами экосистемы и имеют размерность: часть радионуклидов, которая переносится между камерами за один год.

Была сформирована система из дифференциальных уравнений для камер агроэкосистемы с. Галузия (см. формулу (3.1) и с помощью программного продукта MAPLE-5 и соответственно она решена. Рассмотрим камерную модель потоков радионуклидов в данном населенном пункте и проведем расчет по данной модели

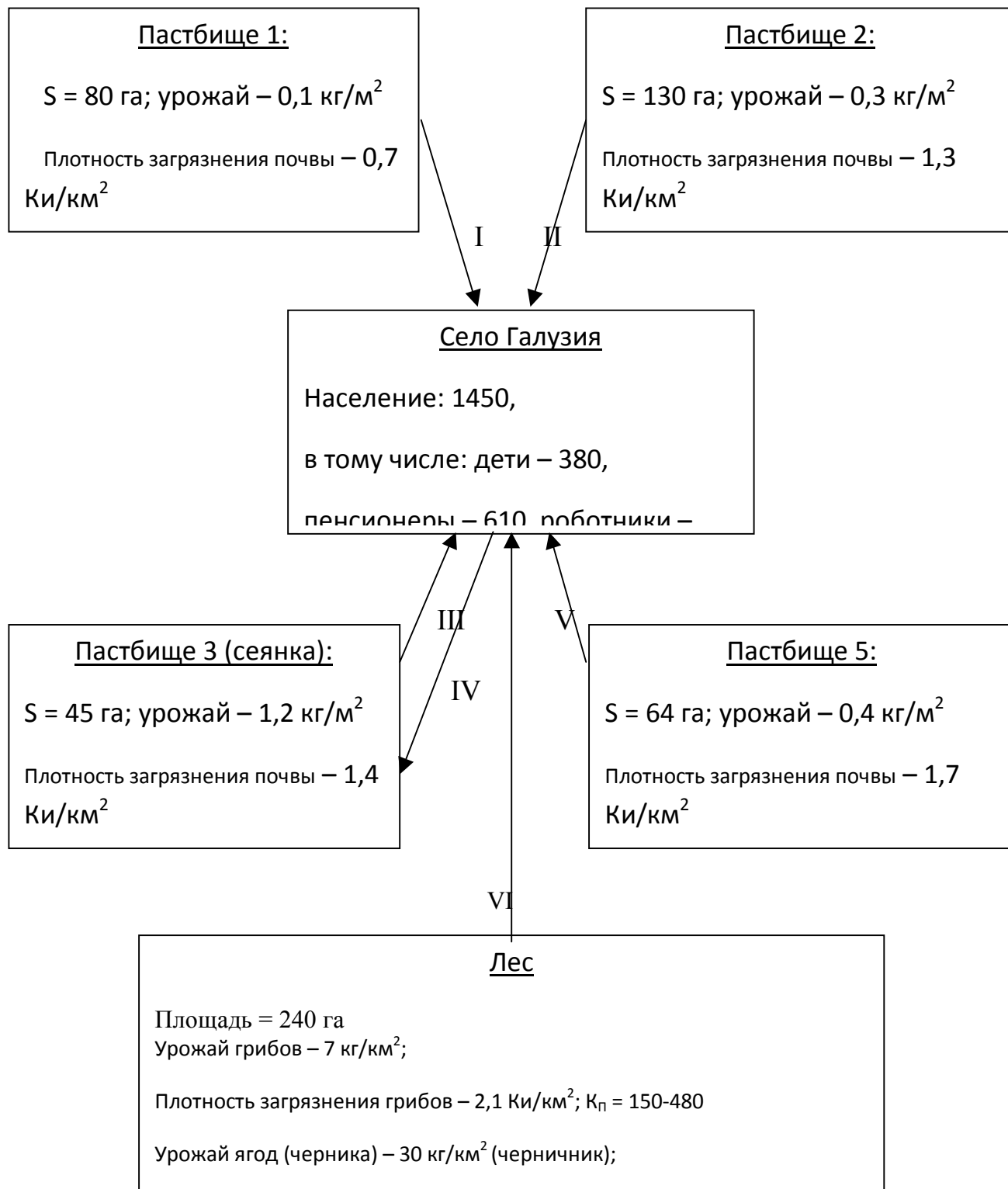


Рис. 3.20. Блок-схема основных составляющих экосистемы с. Галузия
 Маневического района Волынской области

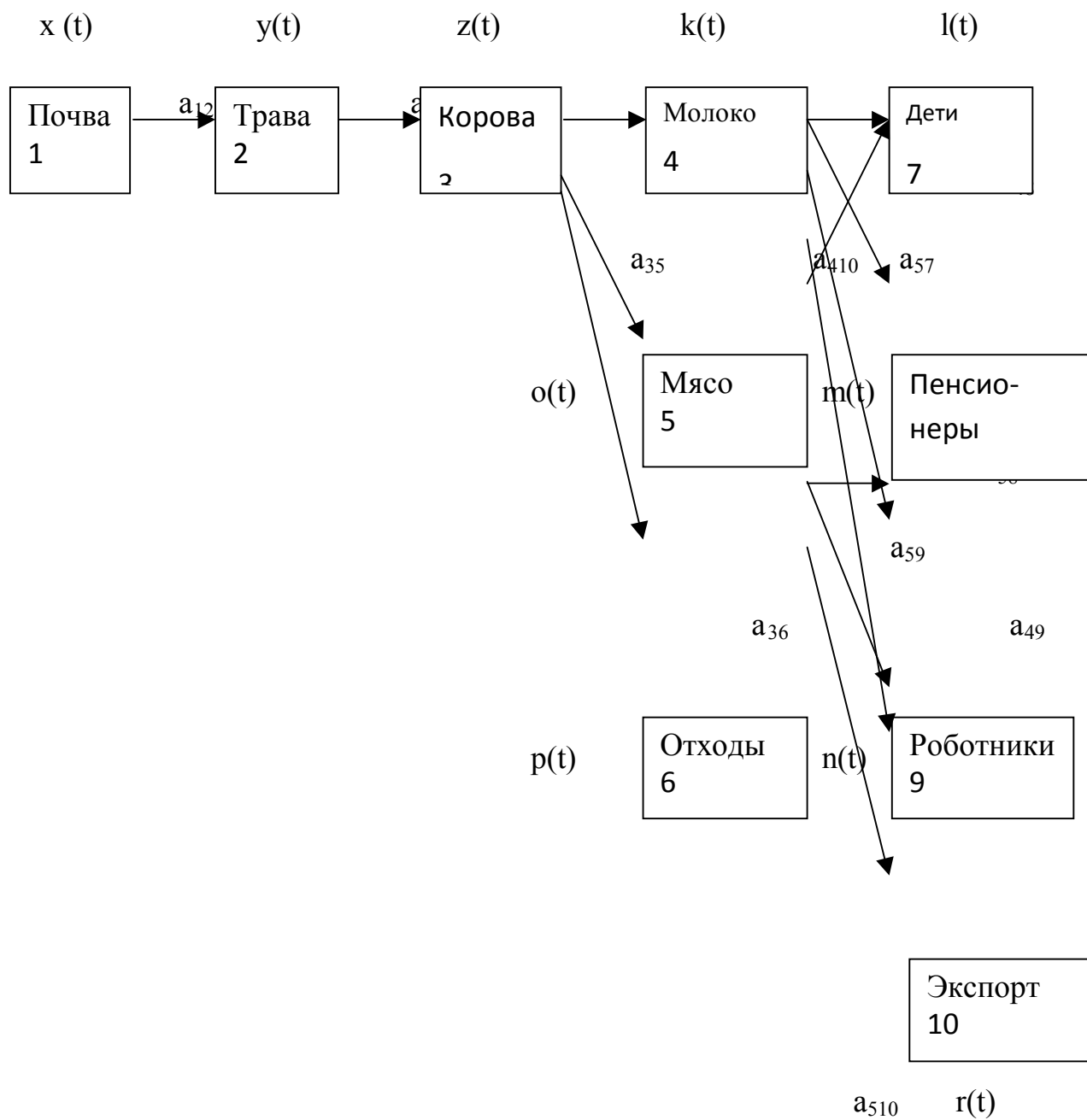


Рис.3.21. Структурированная блок-схема экосистемы, которая исследуется.

Проведем для примера расчет для первого пастбища с такими средними значениями скоростей перехода между камерами:

$x(t)$ – камера „почва на пастбище- 1” (коэффициент $a_{12} = 0,06$);

$y(t)$ – камера „травы на пастбище- 1” (коэффициент $a_{23} = 0,38$);

$z(t)$ – камера „коровы” (коэффициент $a_{34} = 0,13$ – переход в молоко; коэффициент $a_{35} = 0,52$ – переход в мясо; коэффициент $a_{36} = 0,35$ – переход в отходы жизнедеятельности коров);

$k(t)$ – камера „молоко” (коэффициент $a_{47} = 0,22$ – переход радионуклидов в молоко для детей; коэффициент $a_{48} = 0,15$ – переход в молоко для пенсионеров; коэффициент $a_{49} = 0,47$ – переход радионуклидов с молоком в организм работников; коэффициент $a_{410} = 0,1$ – вывоз радионуклидов с молокопродуктами на экспорт);

$l(t)$ – камера „дети” (коэффициент $a_{57} = 0,005$ – переход радионуклидов с мясом к детям);

$m(t)$ – камера „пенсионеры” (коэффициент $a_{58} = 0,004$ – переход с мясом);

$n(t)$ – камера „работники” (коэффициент $a_{49} = 0,47$ – переход с молоком; коэффициент $a_{59} = 0,013$ – переход с мясом);

$o(t)$ – камера „мясо коров” (коэффициент $a_{35} = 0,52$ – переход из рациона коров в мясо);

$p(t)$ – камера отходы „жизнедеятельности коров” (коэффициент $a_{36} = 0,36$);

$r(t)$ – камера „экспорт” (коэффициент $a_{410} = 0,1$ – для молока; коэффициент $a_{510} = 0,978$ – для мяса).

Климатические и другие факторы среды учтенные нами в выборе минимальных, средних та максимальных значений коэффициентов переноса радионуклидов по камерам экосистемы.

По полученным решениям построены графики динамики выноса радионуклидов и проведен анализ полученных результатов. Данные, которые получены по моделям, четко коррелируют с данными натурных исследований. В результате нами было получены расчетные данными относительно динамики потоков радионуклидов по камерам экосистемы, которая нами исследуется.

Был проведен анализ данных по мониторингу села Коцюбинчики Чертовского района Тернопольской области (аналогично как в с. Галузия). Построено блок-схему камерной модели потоков радионуклидов Sr-90 у данном НП (3.23). Структурированная блок-схема экосистемы с. Коцюбинчики аналогична к блок-схеме для с. Галузия (рис. 3.22).

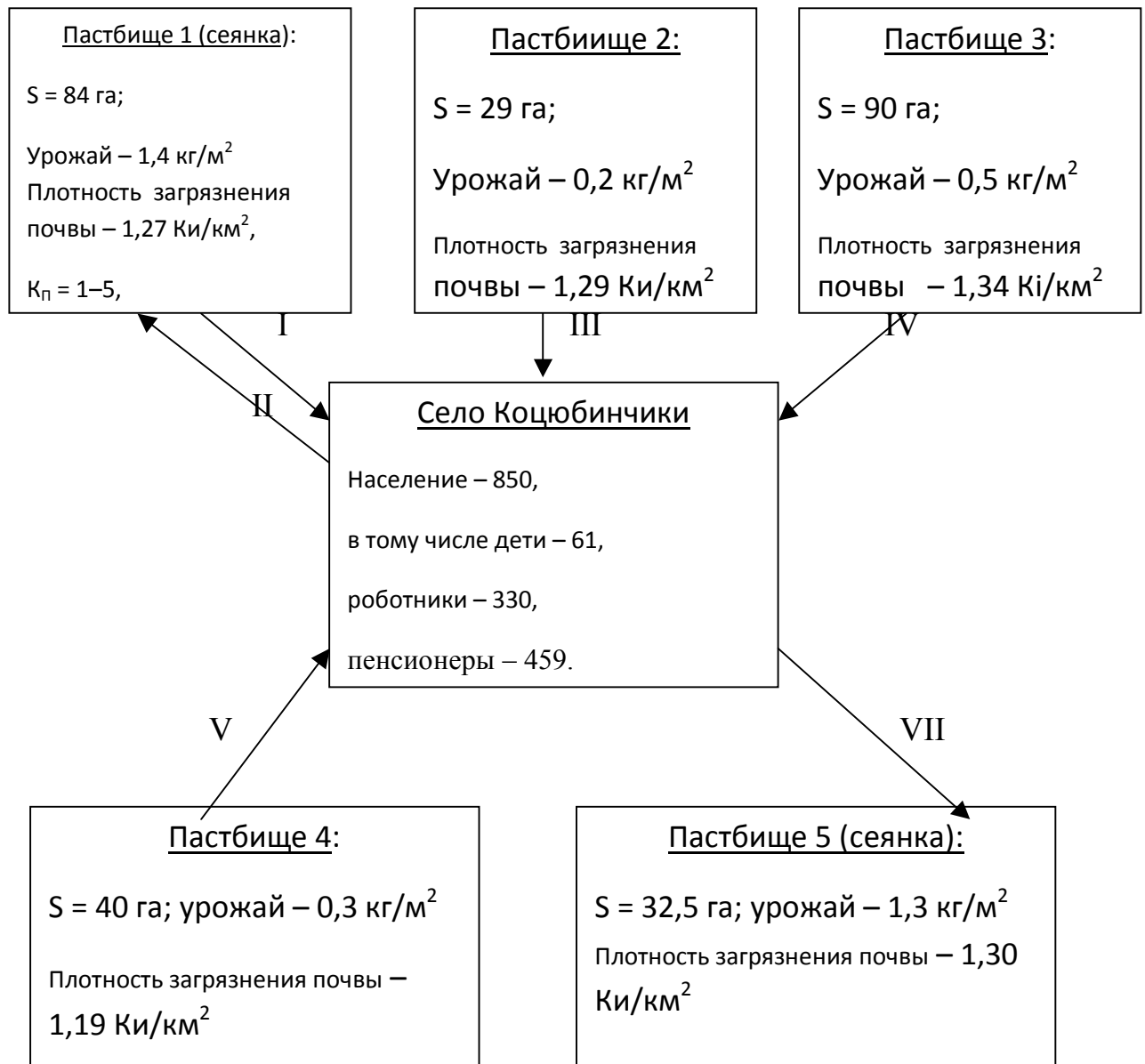


Рис. 3.22. Блок-схема основных составляющих экосистемы с. Коцюбинчики Чертовского района Тернопольской области

Построено камерную модель радиоэкологических процессов для с. Коцюбинчики и проведены расчеты поданной модели. По результатам построено

графики динамики поступления радионуклидов к человеку от всех составляющих экосистемы.

Проведен сравнительный анализ радиозэкологических процессов и экологической безопасности в селах, которые исследуются (с. Галузия и с. Коцюбинчики). Известно, что на территории Украины есть села, загрязненные Cs-137 или Sr-90. Такие экосистемы могут иметь разные особенности радиозэкологических процессов, которые непосредственно влияют на формирование дозовых нагрузок для населения. Исследованиями было установлено, что на территории ряда сел Украины формируются значительные дозовые нагрузки для людей вследствие больших значений коэффициентов перехода в системе почва-растения и высоких уровней загрязнения сена, молока, мяса, лесных продуктов – грибов и ягод. Поэтому важно было сделать сравнение особенностей радиозэкологических процессов в типовых экосистемах сел Украины с разными вариантами загрязнения. Поскольку в моделях мы анализируем суммарные потоки радионуклидов от пастбищ к людям, проживающим, на данной территории, то мы соответственно можем оценивать суммарные *коллективные дозы* для всех проживающих по группам населения. Индивидуальные дозы облучения при этом не оцениваются.

Нашими исследованиями было установлено, что на территории Маневического района (с. Галузия) в Волынской области, загрязненного вследствие аварии на ЧАЭС, в основном Cs-137, формируются значительные дозовые нагрузки у людей вследствие больших значений коэффициентов перехода в системе почва-растения и высоких уровней загрязнения сена, молока, мяса, лесных продуктов – грибов и ягод.

Для сравнения и дальнейшего развития данного подхода было важно проверить и использовать этот метод камерных моделей для села, где доминирует загрязнение не Cs-137, а другим дозообразующим биогенным радионуклидом – Sr-90. Этот радионуклид очень опасный, особенно для детей, дозы облучения у людей формируются, в основном, за счет употребления молока.

Для таких исследований нами было избрано село Коцюбинчики Тернопольской области с небольшими уровнями загрязнения, поскольку для него собраны данные

многолетних измерений на базе областной СЭС, Тернопольской областной государственной проектно-изыскательной станции химизации сельского хозяйства, Тернопольского областного центра по гидрометеорологии и других учреждений. На основе анализа натурных данных, представленных нам областной СЭС, и литературных источников было установлено, что этих данных достаточно для моделирования и оценок.

Предварительные оценки показали, что для данных территорий есть три основных потока поступления радионуклидов Cs-137 и Sr-90 к человеку. Первый из них – через урочища (пастбища и сенокосы), растительность которых являются кормовой базой для скота молочного и мясного направлений. Он формирует в среднем 70–80 % от всей дозы. Второй поток – поступления радионуклидов через лесные продукты (грибы и лесные ягоды), что составляет около 10 % от общей дозы. Третий – приусадебный участок (огород), он обеспечивает в среднем 10–20 % от общей внутренней дозы для жителей этих населенных пунктов.

Выбранные нами для исследования села являются типовыми, поэтому блок-схемы камерных моделей для них подобны по своей структуре. Блок-схемы формирования дозовых нагрузок для села Галузия и села Коцюбинчики приведены на рис. 3.23-3.24. В модели учтены все основные потоки радионуклидов цезия-137 и стронция-90 других радионуклидов на территории этих сел не было установлено).

У результате исследований удалось найти и сформировать высокую степень подобия в блок-схемах камерных моделей в селах, которые исследуются. Это подобие позволило нам построить унифицированные блок-схемы камерных моделей потоков радионуклидов Cs-137 и Sr-90 от пастбищ, некоторые из них сенокосы (сеянки), от лесных продуктов (грибов и лесных ягод) и огородной продукции от приусадебных участков. Схема расчета типовой камерной модели представлена на рис. 3.22. В блок-схему камерной модели (см. рис. 3.22) нами дополнительно включены также потоки радионуклидов от соседнего леса и от использования огородной продукции. Важно, что данные села характеризуются достаточно малыми уровнями радионуклидного загрязнения почвы от 1–2 Ки/км² Cs-137 (с. Галузия) и по Sr-90 – от 1,2 до 1,3 Ки/км² (с. Коцюбинчики).

По разработанной модели были получены расчетные данные про потоки радионуклидов по камерам исследованной экосистемы. Показано, что значительные дозовые нагрузки для трех групп жителей села (дети, работающие и пенсионеры) формируются за счет постоянного употребления молока от коров, которые выпасаются на пастбищах, которые были объектом исследования. Доза от употребления молока составляет до 40–60 % от общей дозы для жителей с. Галузия и 70 % от всей дозы для людей в с. Коцюбинчики. Характерно, что уровень ежедневного употребления молока для села Галузия составляет, по данным наших экспедиционных исследований, от 0 до 3 литров, а уровни загрязнения молока радионуклидами Cs-137 (с. Галузия) составляют от 40 до 1000 Бк/л. А для с. Коцюбинчики уровни загрязнения молока Sr-90 составляют от 2 до 30 Бк/л. Действующий на Украине норматив на допустимые уровни загрязнения молока составляют для Sr-90 до 20 Бк/л, а для Cs-137 – 100 Бк/л (ДР-2006).

В частности, по данным моделирования нами установлено, что заметные уровни загрязнения молока формируются на этой территории не сразу после аварии, а увеличиваются со временем. Это объясняет данные исследований о том, что действительно существенные уровни загрязнения молока были определены в с. Галузия только в 1993 году, и именно тогда это село было отнесено ко 2 зоне. Одновременно для с. Коцюбинчики свойственен другой характер накопления радионуклидов. Данные измерений свидетельствует о том, что существенные уровни загрязнения молока стронцием были определены в с. Коцюбинчики только в 1998 году.

На рис. 3.25 представлены данные расчетов для камерной модели в с. Галузия, по которым можно проследить динамику формирования дозовых нагрузок у разных социальных групп населения данного села за счет употребления молока. Верхняя кривая отображает накопление радионуклидов, а значит и дозы от употребления молока, для группы работающих, средняя – для детей, и нижняя кривая (минимальная доза получена от молока) – для пенсионеров. Понятно, что такой ход кривых обусловлен прежде всего рационом питания, в частности большим уровнем употребления молока у работающих и детей в с. Галузия, а для

пенсионеров этот уровень употребления значительно ниже. На графиках можно видеть, что для данного села характерно сначала быстрое, а потом медленное накопление коллективной дозы у разных групп населения.

Для жителей с. Коцюбинчики (рис. 3.24) характерна другая динамика накопления коллективной дозы. Модель демонстрирует, что через 25 лет после аварии, не стоит ожидать заметных доз облучения населения за счет стронция-90, но со временем эти дозы возрастают. Тут можно ожидать очень медленное накопление дозы в начале, а потом ее увеличение для всего населения. При этом максимальные коллективные дозы можно ожидать для работающих, как и в с. Галузия. Следующими по уровню накопления дозы могут быть пенсионеры, а относительно минимальные дозы можно ожидать у детей с. Коцюбинчики.

Опираясь на данные моделирования, мы построили графики динамики ожидаемой коллективной дозы для трех выделенных социальных групп в данном селе – работающие, пенсионеры и дети. Деление на группы проведено потому, что по данным литературы и данным экспедиционных исследований в селе количество употребленного молока в разных группах населения отличается. На рис. 3.23 и 3.24 показана динамика формирования дозовых коллективных нагрузок у разных социальных группах за счет употребления основного дозообразующего продукта – молока.

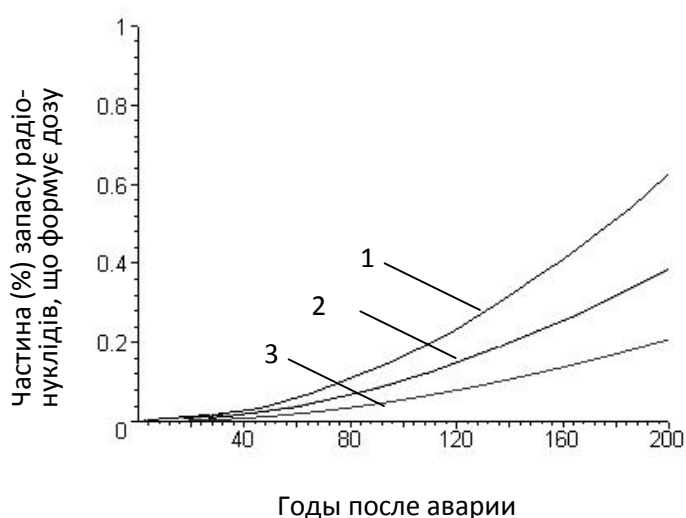
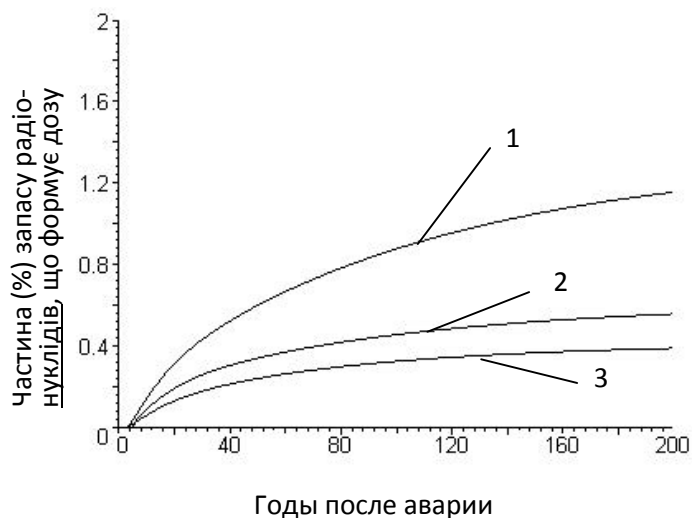


Рис. 3.23. Динамика формирования дозовых нагрузок от употребления молока для разных социальных групп населения в с. Галузия:

1 – для работающих;

2 – для детей;

3 – для пенсионеров

(поправить на оси ординат)

Рис. 3.24. Динамика формирования дозовых нагрузок от употребления молока для разных социальных групп населения в с. Коцюбинчики:

1 – для работающих;

2 – для пенсионеров;

3 – для детей

Сравнивая данные расчетов на рис. 3.23 та 3.24, следует отметить, что в целом коллективные дозы для с. Коцюбинчики практически вдвое меньше, чем для с. Галузия. Это понятно, поскольку уровни загрязнения в с. Галузия значительно большие, чем в с. Коцюбинчики. Важно, что практически на 25-й год после аварии уровень накопления коллективной дозы у населения с. Коцюбинчики отчетливо меньше, чем для с. Галузия.

Разница между этими типовыми агроэкосистемами относительно радиоэкологических процессов и параметров накопления коллективных доз четко связана с разными радионуклидами, климатическими факторами, разницей в употреблении продуктов питания. Позитивную роль в формировании меньшей коллективной дозы в с. Коцюбинчики играет отсутствие вклада лесной компоненты в накопление коллективной дозы. В то же время для с. Галузия лесная компонента играет ведущую роль в формировании коллективной дозы у жителей данного села. Считаем, что эти явления отображают фундаментальные особенности в формировании коллективной дозы для населения Украины по отношению к агроэкосистемам при значительном вкладе лесной составляющей (пример с. Галузия) та для случая агроэкосистемы, где отсутствует лесная составляющая накопления коллективной дозы.

Проведенное исследование радиоэкологических процессов, которые происходят в с. Галузия (Волынская область) и с. Коцюбинчики (Тернопольская область), обобщение и анализ позволили сделать такие предварительные выводы.

1. В данном исследовании разработан и впервые применен модифицированный метод камерных моделей, в котором использованы параметры-скоростей перехода радионуклидов между камерами экосистемы, а не скорости перехода, рассчитанные на единицу веса или объем. Этот подход позволяет осуществлять общую системную оценку состояния потоков радионуклидов и прогнозировать их динамику.

2. Создан системный тип радиологического исследования населенных пунктов, который охватывает основные звенья: почвы, сено, коровы, молоко, лесные продукты, людей. Показано, что для исследованной территории Украины (на примере агроэкосистем с. Галузия и с. Коцюбинчики) есть три основные потоки поступления радионуклидов Cs-137 та Sr-90 к человеку. Первый из них – через урочища (пастбища и сенокосы), растительность которых является кормовой базой для молочного и мясного скота. Он составляет около 70–80 % общей дозы для жителей этих населенных пунктов. Другой – приусадебный участок (огород), он составляет около 10–20 % от общей дозы. Третий поток – поступление радионуклидов через лесные продукты (грибы и ягоды), которые составляют около 10 % от общей коллективной дозы (характерный для с. Галузия).

3. Разработаны и проанализированы камерные модели реальных экосистем села Галузия Маневического района Волынской области и села Коцюбинчики Чертковского района Тернопольской области, которые находятся под влиянием аварии на Чернобыльской АЭС. В моделях учтены все основные потоки радионуклидов цезия-137 и стронция-90. Блок-схемы для камерных моделей включают все основные пастбища. В блок-схемы, там где это необходимо, включены также потоки радионуклидов от лесных продуктов (грибы и ягоды), а также – от использования огородной продукции.

4. В результате моделирования получены оценки и прогноз ожидаемого загрязнения радионуклидами Cs-137 и Sr-90 продуктов питания людей (молоко и мясо), что отображено в значениях коллективных дозовых нагрузок для людей.

5. По результатам моделирования определено, что в селах типа Галузия, заметные дозовые нагрузки сформировались не сразу после аварии, а только в 1992–1994 годах. Сейчас, через 25 лет после аварии на ЧАЭС, у людей формируются дозы облучения от цезия-137: от 40 до 80 человеко-зиверт. На данных территориях есть большой вклад в коллективную дозу лесной составляющей. Для сел типа Галузия характерно заметное накопление коллективной дозы для населения на протяжении 30–40 лет после аварии, что составит около 1 % от запаса радионуклидов цезия-137 в данной экосистеме.

6. Для сел типа Коцюбинчики, где доминирует загрязнение стронцием-90 и отсутствует лесная составляющая коллективной дозы, формируются незначительные дозы облучения в первые десятилетия после аварии на ЧАЭС: через 25 лет коллективная доза составляет 0,3–0,5 человеко-зиверт. Накопление определенной дозы в с. Коцюбинчики на 40-й год после аварии ожидается незначительное, и не превышает 0,1 % от запаса радионуклида стронция-90 в данной экосистеме. Но со временем тут можно ожидать достаточно стремительного накопления коллективной дозы. В результате исследований выявлено закономерность заметного увеличения коллективной дозы в селах со стронциевым загрязнением. Это означает, что экосистемы такого типа со временем могут стать опасными.

7. Установлено по данным моделирования и верифицировано по данным натурного исследования областной СЭС, что значительная часть коллективной дозы не формируется локально в данных селах, а экспортируется на другие территории через вывоз молока, мяса и лесных продуктов. Такое явление экспорта коллективной дозы за пределы сел, является общей характеристикой для всей территории Украины. Полученные результаты свидетельствуют, что экологическая безопасность данной территории может быть достигнута только при условии использования системы защитных контрмер.

8. Предложено модифицированную камерную модель, пригодную для моделирования практически любого типа локальных экосистем, характерных для территории Украины, которая может быть использована для оценки, контроля и прогноза их экологического состояния как для радионуклидного загрязнения, так и для других поллютантов в агроэкосистемах.

3.8. Моделирование миграции радионуклидов в типовых склоновых и горных экосистемах.

Природные и техногенные катаклизмы, которые имеют место на Украине – поводки в Карпатах, отдаленные последствия аварии на Чернобыльской АЭС, реальность проектных и запроектных аварий вследствие применения опасных технологий, массированное химическое и радионуклидное загрязнение значительных территорий – выводят на первый план проблему оценки и прогноза состояния разного типа экосистем. В связи с этим необходимо обосновать и разработать систему экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения, что позволит принимать оперативные решения относительно безопасности людей и биоты типовых экосистем Украины и рекомендовать эффективные профилактические и терапевтические контрмеры по защите биоты и населения, которое использует такие экосистемы для производства, проживания и рекреации. Именно этим обусловлена актуальность направления, связанного с разработкой научных основ исследования и оценки экологической емкости и радиоемкости экосистем. Экологическая емкость и радиоемкость экосистемы, как уже показано выше, определяется лимитом поступления поллютантов, в частности, радионуклидов, без получения вреда и (или) гибели биоты экосистемы.

Особенно актуальны исследования на склоновых и горных экосистемах, которые показывают достаточно быстрое перераспределение радионуклидов. Актуальность состоит в необходимости глубокого и детального изучения природных условий и ресурсов склоновых и горных экосистем, возможностей всестороннего рационального использования их в новых общественно-экономических условиях, сохранения и охраны ландшафтных комплексов, исходя из

перспективы развития этих регионов. Наличие горных массивов на территории Украины придает государству международное значение в сотрудничестве с соседними странами, в частности, а в пределах программ развития Эврорегионов. Уникальные, чрезвычайно разнообразные ландшафтно-климатические условия горных, передгорных районов Крыма и Украинских Карпат, гарантируют исключительные возможности для развития рекреации и туризма, курортного хозяйства, заповедного дела. Условия проживания и хозяйствования в горах существенно отличаются от равнинных территорий: из-за специфики горных ландшафтов и горного климата; развитием и прохождением природных процессов, явлений, несвойственных для равнин, не всегда предусматриваемых своевременно и прогнозируемых; частотой опасных гидрометеорологических ситуаций с катастрофическими последствиями, значительными материальными и моральными потерями.

В силу этих обстоятельств очень важными и актуальными является оценка и прогнозирование доз радиационного облучения человека для дальнейшего изучения и оценки рисков, связанных с авариями на радиационно-опасных производствах.

Важно правильно оценить и спрогнозировать дозы от выбросов радиоактивных веществ. При оценивании радиоэкологической опасности основным (но не единственным) критерием есть доза для населения – по ней можно прогнозировать риск последствий облучения.

В условиях существования возможности радионуклидных выбросов и сбросов от ядерных предприятий и радиационных установок принято разрабатывать и использовать специальные контрмеры для защиты населения и окружающей среды от попадания радионуклидов и влияния радионуклидного загрязнения, особенно в склоновых и горных экосистемах. Контрмеры могут быть локального характера (в месте загрязнения) и общего загрязнения (влияют на всю загрязненную радионуклидами территорию).

Во всех случаях разработку, планирование и реализацию контрмер принято оценивать и прогнозировать их эффективность. Критериями для оценки

эффективности контрмер является степень уменьшения средней индивидуальной дозы для персонала и (или) уменьшения коллективной дозы облучения для населения.

Цель данного раздела работы – установление и исследование параметров и особенностей процесса миграции радионуклидов в типовых склоновых и горных экосистемах Украины и математическое моделирование данного явления. Это даст возможность иметь методы и подход для контроля, прогноза и управления радиоэкологической безопасностью для критических «уязвимых» экосистем Украины.

В связи с этим были сформулированы следующие задачи:

1. Провести классификацию типовых склоновых и горных экосистем Украины и выбрать среди них наиболее характерные для исследования и моделирования.
2. Построить блок-схемы для камерных моделей выбранных экосистем склонового и горного типа, прибрежных зон Украины, определить необходимые критические и базовые параметры переноса радионуклидов в избранных экосистемах.
3. На базе экспериментальных и литературных данных установить и обчислить величины и диапазон вариации числовых параметров скоростей переноса радионуклидов камерными моделями для типовых склоновых, горных экосистем и прибрежных зон Украины.
4. Построить и исследовать цикл камерных моделей для склоновых, горных и прибрежных экосистем. Установить основные пути, динамику и разработать прогноз формирования дозовых нагрузок для населения, которое может использовать избранные типы экосистем.
5. Построить и исследовать цикл камерных моделей для склоновых экосистем при условии использования защитных контрмер для снижения экологической опасности для населения и окружающей среды.
6. Исследовать возможность страховой защиты населения регионов от радиационных рисков.

Мы исследовали особенности распределения и перераспределения радионуклидов в типовых склоновых и горных экосистемах, прибрежных зонах Украины, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС или в результате других радиационных аварий.

Предметом исследования было: построение и исследование математических моделей динамики процесса перераспределения и миграции радионуклидов по компонентам ландшафта склоновых и горных экосистем

В работе были использованы результаты и данные натурных исследований перераспределения Cs^{137} в склоновых и горных экосистемах, типовых для территории Украины, литературный анализ поведения данного поллютанта в склоновых экосистемах. Был использован модифицированный нами метод камерных моделей для моделирования радиоэкологических процессов в склоновых и горных экосистемах.

В данной работе впервые разработан и реализован метод оценки и расчета параметров камерных моделей склоновых и горных экосистем, прибрежных зон Украины по данным мониторинга и по литературным данным.

Разработана и построена математическая модель склоновых и горных экосистем, прибрежных зон Украины с оценкой формирования дозовых нагрузок для населения на долгосрочный период. Такая модель пригодна для моделирования практически любого типа экосистем, характерных для территории Украины.

Впервые показано по расчетам на моделях, что в зависимости от параметров камерных моделей склоновых и горных экосистем формирования дозовых нагрузок у населения может быть заметным, что потребует контроля и прогноза с целью обеспечения экологической безопасности и разработки необходимых контрмер.

Разработанный нами подход позволяет по данным мониторинга устанавливать базовые характеристики и параметры камерных моделей склоновых и горных экосистем, прибрежных зон Украины.

Разработанные математические модели склоновых и горных экосистем показывают свою эвристичность, возможность верификации по данным

мониторинга и долгосрочного прогноза радиоэкологической безопасности у исследованных типовых экосистемах Украины.

Разработаны и использованы в исследованиях, математические модели имеют универсальный характер и после привязки к конкретным натурным условиям других типовых склоновых и горных экосистем, могут быть полезными для оценки, контроля и прогноза их экологической безопасности, как для радионуклидного загрязнения так и для других поллютантов. Такие модели позволяют разработать систему страховой защиты населения в зоне природопользования склоновых и горных экосистем Украины.

Наше время характеризуется стремительным развитием атомной энергетики: все больше возрастают масштабы использования радиоактивных веществ и источников ионизирующего излучения в промышленности, медицине, сельском хозяйстве, на транспорте. Нет ни одной отрасли народного хозяйства, где б в той или иной форме не использовалась атомная энергия. Она вносит большой вклад в научно-технический прогресс, повышает эффективность производства.

Использование энергии атома позволило не только расширить возможности научных исследований во многих отраслях науки, но и вооружить ученых новыми способами активного влияния на природу. Благодаря использованию радионуклидов изучены новые закономерности и сделаны важным открытия в биологии и медицине, химии, физике, металлургии и т.п. Атомная наука и техника стали важным фактором технического прогресса. Прогрессивные ученые всего мира настойчиво подчеркивают, что большие запасы энергии атома, которые используются, могут нанести неисчерпаемый вред и страдание не только теперешнему, но и будущим поколениям и поставить под угрозу существования человечества в целом. Одновременно, как показывает опыт, атомная наука и техника, направленная на творчество, становится могучим фактором ускорения технического прогресса, и то есть, повышения благосостояния человечества.

Для оценки негативных экологических влияний самых разных факторов (аварийных ситуаций, загрязнения химическими веществами или радионуклидами, нерациональная хозяйственная деятельность, природные катастрофы и т.д.) в последние годы начали активно используется подход, основанный на оценке риска неблагоприятных последствий. Спецификой экологического риска является, как правило, его неравномерное распределение по территории, которая получила влияние вредного фактора. Распределение риска зависит от распределения неблагоприятного фактора (концентрации токсиканта, интенсивности радиационного облучения, шуми и т.д.), который может быть статичным или переменным. Так, загрязнение почвы любого региона вредными веществами может быть стабильным во времени и не зависеть от переменных погодных условий.

Вместе с тем загрязнение приземного слоя атмосферы промышленными выбросами может значительно изменяться во времени в зависимости от направления и силы ветра, а также других метеорологических параметров. В этом случае необходимо взять во внимание две ситуации: кратковременное влияние сильнодействующего в динамических условиях склоновых и горных экосистем.

Важным заданием является изучение радиоэкологических аспектов влияния радионуклидов на человека и окружающую среду – методов расчета и оценки индивидуальных и коллективных доз облучения для больших популяций населения. Актуальными являются также проблемы проживания людей и ведения ими хозяйства на больших территориях, загрязненных радионуклидами вследствие Чернобыльской аварии, и прогнозирования радиоэкологических процессов в будущем. Оптимальным решением этих проблем может стать моделирование и прогнозирование радиоэкологических процессов у типовых экосистем Украины. Именно моделирование дает возможность оценивать потенциальные последствия применения разных стратегий оперативного управления, негативного влияния на экосистему разного вида загрязнителей.

Для моделирования нами были выбраны типовые склоновые, горные экосистемы с залповой аварией на источнике радиоактивного загрязнения.

1. Для модельного исследования была выбрана типовая склоновая экосистема, которая состоит из девяти камер: камера – *лес*, камера – *опушка*, камера – *луг*, камера – *терраса*, камера – *пойма*, камера – *вода*, камера – *биота*, камера – *донные отложения*, камера – *люди* (см.рис.3.1). Для моделирования было важно выбрать такую экосистему, которая включает все основные прототипы элементов экосистемы без лишней детализации.

Взаимодействие между камерами в модели задается с помощью коэффициентов перехода радионуклидов из одной камеры в другую за единицу времени, например, a_{67} - коэффициент перехода радионуклидов из камеры 7 (*биота*) в камеру 6 (*вода*) (доля радионуклидов в камере биота, которая переходит в камеру вода за единицу времени). Данные коэффициенты выбраны по натурным исследованиям и зависят от крутизны склона, характер покрытия (лес, трава и т.д.), типа почвы (чернозем, дерново-подзолистый, серий-лесной), объем стока, температуры воздуха, направления и силы ветра и других метеорологических параметров. Расчеты этих коэффициентов базируются на реальных литературных та данных мониторинга в 30-км зоне ЧАЭС(где имеется похожий прототип склоновой экосистему на берегу р.Уж) о скоростях распределения и перераспределения радионуклидов в экосистемах.

Определение параметров системы дифференциальных уравнений, которые описывают миграцию радионуклида Cs^{137} в экосистеме склонов:

1) a_{21} – параметр, который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *лес* в камеру *опушка*.

Для определения данного параметра были использованы данные многолетнего мониторинга, который показал, что лес может терять от 1 до 5% запаса радионуклида за год .

2) a_{32} – параметр, который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *опушка* в камеру *луг*.

На основе натурных данных установлено, что Cs^{137} из опушки переносится на луг в количестве 5-15% от запаса радионуклидов на опушке. Увеличение этого параметра, по сравнению с параметром a_{21} , связано с другими характером покрытия, крутизной склона, характером стока.

3) a_{43} – параметр, который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *луг* в камеру *терраса*.

Луг является зоной антропогенного влияния (выпас животных) и имеет относительно слабое покрытие (трава), поэтому доля переноса радионуклида Cs^{137} по нашим оценкам будет составлять от 10 до 20% от запаса радионуклидов на лугу.

4) a_{54} – параметр, который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *терраса* в камеру *пойма*.

Сельскохозяйственная терраса, которая получает радионуклиды, - это зона активной аграрной деятельности, поэтому перенос радионуклидов на пойму уже будет немного большим и составляет от 10 до 30% от запаса радионуклидов на террасе.

5) a_{94} – параметр, который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *терраса* в камеру *люди*.

Человек активно использует продукцию из аграрной террасы для выпаса и откорма скота, для получения продуктов питания. Известно, что на сельскохозяйственных угодьях потеря радионуклидов Cs^{137} может составить от 20 до 60% от их запаса на аграрной террасе (кормовые травы, как правило, имеют высокие коэффициенты накопления) [12].

Приведем пример расчета a_{94} . Пусть для выбранной типовой экосистемы имеем урожайность кормовой травы 4 кг с 1 м² почвы. Коэффициент накопления из почвы в растения может составить 10, 20, 30. Поскольку коэффициент накопления вычисляется по формуле:

$$K_n = \frac{C_1}{C_2},$$

где C_1 – активность радионуклида на 1 кг воздушно-сухой биомассы растений, C_2 – содержание радионуклида в 1 кг воздушно-сухой почвы, на котором эти растения выращены.

Если кг почвы будет содержать 1 кБк Cs^{137} , то запас этого радионуклида в 1 м² будет составлять 200 кБк (поскольку 1 м² почвы по весу приблизительно равняется 200 кг). Если $K_n = 10$, то в траве может быть 10 кБк в 1 кг сухой биомассы. То есть, вынос радионуклидов травой равен $K_e = 4 \cdot 10 = 40$ кБк. Поскольку весь запас составляет 200 кБк, то соответствующий параметр равен

$$v = \frac{K_e}{3} = \frac{40}{200} = 0,2 = 20\% = a_{94}$$

б) a_{86} – параметр, который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *вода* в камеру *донные отложения*.

Моделирование радиоемкости озерных экосистем показало, что от 40 до 80% запаса радионуклидов в воде осаждается в донных отложениях.

7) a_{68} – параметр, который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *донные отложения* в камеру *вода*.

Известно, что обратная десорбция на порядок меньше и составляет от 4 до 10%.

8) a_{76} – параметр, который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *вода* в камеру *биота*.

Биота при ее достаточной массе в озере может аккумулировать от 30 до 70% от запаса радионуклидов в воде, благодаря большим коэффициентам накопления (от 1000 и больше).

9) a_{67} – который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *биота* в камеру *вода*.

Обратная миграция происходит на порядок медленнее и составляет от 3 до 7%.

10) a_{87} – параметр, который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *биота* в камеру *донные отложения*.

Этот параметр характеризует процесс отмирания биомассы озера. Это биомасса в виде детрита откладывается в донных отложениях и составляет от 3 до 7% от запаса всей биоты озера.

11) a_{65} – параметр, который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *пойма* в камеру *вода*.

По натурным данным установлено, что переход радионуклида Cs^{137} в воду озера, во время паводка может составить от 20 до 40% от запаса.

12) a_{96} – параметр, который характеризует скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *вода* в камеру *люди прежде всего* через использование воды для орошения растений на террасе и для питья.

Приведем пример расчета a_{96} . Для определения скорости миграции радионуклида Cs^{137} из камеры *вода* в камеру *люди* был выбран типовой населенный пункт с жителями в количестве 1 тыс. людей, которые пользуются водою из озера площадью 1 км^2 и глубиной 4 м. Тогда запас воды в этом озере

$$V = 4 \cdot 10^9 \text{ л} = 4 \cdot 10^6 \text{ м}^3$$

Пусть площадь аграрной террасы данного населенного пункта составляет 100 га. Поскольку на орошение 1 га площади в год тратится приблизительно $4 \cdot 10^3 \text{ м}^3$ воды, то на всю агротеррасу данного населенного пункта будет потрачено $4 \cdot 10^5 \text{ м}^3$ воды. Тогда параметр составит

$$a_{96} = \frac{4 \cdot 10^5}{4 \cdot 10^6} = 0,1 = 10\%$$

Графическое решение системы дифференциальных уравнений, которые описывают модель данной экосистемы, предоставлены ранее на рис. 3.12 –3.13.

Для камеры *лес* характерен плавный сброс радионуклидов вниз по склону. Другие камеры характеризуются постепенным увеличением накопления радионуклида в камерах с достижением пиковых значений и последующим уменьшением их содержания. Для камеры *люди* максимальное накопление радионуклидов составит 22% от их запаса во всей экосистеме, что определяет дозовую нагрузку на популяцию людей, которые пользуются данной экосистемой. Основной составляющей дозы для людей является сельскохозяйственная терраса, на которой производится сельскохозяйственная продукция, которая интенсивно используется человеком.

Для модельного исследования была выбрана типовая горная экосистема, которая состоит из девяти камер: *вершина горы, ледник*(в горах Украины ледников нет, но для полноты картины, мы закладываем эту камеру), *альпийский луг, кустарники, лес, пастбище, агрозона, вода и население*, которое использует эту территорию (рис.3.25), и рассмотрено моделирование миграции радионуклида Cs^{137} в этой экосистеме. Взаимодействие между камерами, также задается с помощью коэффициентов скоростей перехода радионуклидов из камеры в камеру за единицу времени за один год (тут использовано значение коэффициентов, которые получены из натурных исследований, литературных данных и рассчитано по модели. Для исследования миграции радионуклида ^{137}Cs составлена система дифференциальных уравнений первого порядка с постоянными коэффициентами, каждое из которых характеризует определенную камеру (с учетом распада радионуклида для всех камер, кроме камеры *люди*. Дело в том, что распад радионуклидов в камере *люди*, фактически и составляет режим формирования дозы облучения).

Нами рассматриваются два случая загрязнения горной экосистемы:

- 1) загрязнение радионуклидом произошло непосредственно на вершине горы;

2) радионуклидное загрязнение произошло сразу на нескольких составляющих: вершине горы, леднике и на альпийском лугу.

Моделирование позволяет рассматривать любые варианты загрязнения экосистем. Вторым случаем является наиболее вероятной ситуацией в случае воздушного переноса радионуклидов, в частности, после Чернобыльской аварии.

Решение системы для анализа удобно представить в виде таблицы 3.8, где первыми идут результаты моделирования первого случая (загрязнение только вершины горы), а в скобках – результаты исследования второго случая загрязнения горной экосистемы (равномерное загрязнение трех верхних камер).

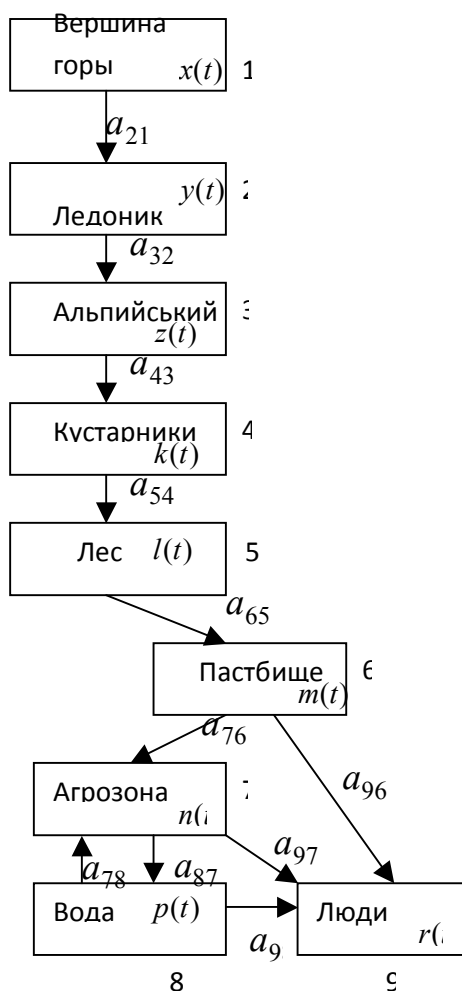


Рис.3.25. Блок-схема камерной модели горной экосистемы

Таблица 3.8. **Накопление радионуклидов в камерах (загрязнение горных экосистем)**

Камеры	Максимальное содержание радионуклидов в камере (%)	Время (год)
Трава	3.2 (3)	12 (36)
Кустарники	3.2 (10)	24 (21)
Лес	3.2 (16)	36 (20)
Пастбище	0.5 (2.4)	40 (24)
Агрозона	0.22 (1.05)	46 (28)
Вода	0.32 (1.42)	50 (32)
Люди	5.4 (17)	108 (100)

Как видно из таблицы 3.8, по результатам исследований наличествует существенное отличие между последствиями загрязнения в тех случаях. Наиболее опасным для человека является второй случай загрязнения, то есть загрязнения большей части горы: это повышает величину прогнозированной коллективной дозы для населения (больше чем в 3 раза). А зная процент поступления радионуклидов в популяцию людей, можно вычислить прогнозируемую коллективную дозу при разных запасах радионуклидов в экосистеме.

Анализ результатов моделирования показывает, что происходит интенсивный перераспределение радионуклида в данной горной экосистеме. Содержание радионуклида во всех камерах, кроме первой имеют пик, который связан с двумя процессами – накоплением и сбросом радионуклида. Происходит накопление радионуклида в популяции населения, которое использует данную горную экосистему. Расчеты по модели указывают на то, что часть радионуклидов, которая формирует коллективную дозу у людей, возрастает во времени и достигает заметных значений- 5,4% от всего запаса в первом случае и 17% во втором. Это означает возрастание прогнозированной коллективной дозы в случае равномерного

загрязнения значительной части горы и определяет потенциально большой риск загрязнения экосистемы.

3. Для разработанной математической модели распространение радиоактивного загрязнения Cs^{137} в экосистемах склонов описано в виде системы линейных дифференциальных уравнений с постоянными коэффициентами (3.1):

$$\frac{dx(t)}{dt} = Ax(t),$$

где $x(t) = \{x_1(t), x_2(t), \dots, x_9(t)\}$ – вектор неизвестных с компонентами, которые характеризуют уровень радиоактивного загрязнения (Бк) в камерах экосистемы склонов, t – время в декадах (10 лет), A – матрица постоянных коэффициентов радиоактивного распада и последовательного переноса загрязнения из одной камеры в другую. Проведен анализ устойчивости этой системы дифференциальных уравнений. Характеристический многочлен матрицы A имеет только отрицательные действительные корни:

$$\lambda_1 = -0,6; \lambda_2 = -1,3; \lambda_3 = -1,8; \lambda_4 = -6,3; \lambda_5 = -3,3; \lambda_6 = -12,86; \lambda_7 = -1,39; \lambda_8 = -0,35. \quad \text{Это}$$

свидетельствует об устойчивости нулевого решения системы по отношению к изменению начальных условий (устойчивость по Ляпунову) и асимптотическую устойчивость системы, то есть можно утверждать, что $y_i(t) \rightarrow 0$; $(i = 1, 2, \dots, 8)$.

Разработанная математическая модель устойчива, поэтому позволяет вычислить состояние радиоактивного загрязнения для разных случаев сброса радиоактивных веществ в склоновых экосистемах и оценить влияние этого загрязнения на формирование коллективной дозы для населения. Наличие такой модели позволяет оценить дозовые нагрузки на биоту экосистем и на людей и тем самым установить экологические нормативы на допустимые сбросы и выбросы радионуклидов (и других поллютантов) в склоновые экосистемы и предлагать эффективные контрмеры.

Нами проведен анализ эффективности предложенных контрмер для уменьшения дозовой нагрузки на популяцию людей. Одной из главных проблем

радиоэкологии является миграция радионуклидов в экосистемах. Эта проблема стала особенно острой после аварии на ЧАЭС. И хотя прошло уже 25 лет после катастрофы, последствия ее мы еще будем ощущать не один десяток лет. Эта проблема приобрела глобальный масштаб, а ее социальные, экономические правовые и моральные аспекты стали предметом широкого и острого обсуждения на всех уровнях современного общества. Поэтому важно правильно оценить и спрогнозировать дозы от выбросов радиоактивных веществ. При оценивании радиоэкологической опасности основным (но не единственным) критерием является доза для населения – по ней можно прогнозировать риск последствий облучения.

Определенные контрмеры применяются в некоторых населенных пунктах областей на севере Украины, в частности в Ровенской области. Результаты исследований свидетельствуют о настоятельной потребности в постоянном контроле за радиологической ситуацией в регионе и коррекции мер по уменьшению дозовой нагрузки для его населения. Влияние экономических и экологических факторов на формирование дозовых нагрузок для населения региона может резко обострить радиоэкологическую и радиологическую ситуацию в нем. Поэтому без контроля и оперативного использования контрмер можно ожидать ухудшения, а не улучшения радиологической ситуации.

Одним из направлений разработки контрмер могут быть решения, которые способны управлять распределением и перераспределением радионуклидов в реальных ландшафтах. Основные процессы перераспределением радионуклидов происходят на склоновых экосистемах на водосборных площадях рек, болот и т.п. Таким образом, есть потребность в создании специальной системы контрмер, которые способны ограничивать миграцию радионуклидов по склонам и тем самым уменьшать экологическую опасность таких территорий.

Для исследования нами была выбрана типовая склоновая экосистема из девяти камер: *лес, опушка, луг, терраса, пойма, вода, биота, донные отложения, люди* и предложены такие контрмеры.

1) Построение подпорных стенок между камерами. Построение каменной (бетонной) стены в почве на достаточную глубину, чтобы остановить жидкий и твердый сток (эрозию), и таким образом минимизировать миграцию радионуклидов в ниже лежащие элементы склонового ландшафта.

2) Построение дорог. Дороги, заасфальтированные или бетонные, за счет твердого покрытия и кюветов могут замедлять и переправлять стоки поллютантов. Это может быть использовано как один из вариантов выбора контрмер для уменьшения дозовой нагрузки на людей.

3) Комбинированный метод – «подпорная стенка и дорога». Для моделирования и выбора оптимальной контрмеры был рассмотрен комбинированный метод. Результаты моделирования позволяют выбрать наиболее эффективную контрмеру.

Оптимальным вариантом среди рассмотренных является тот, который предусматривает размещение подпорной стенки и дороги между опушкой и лугом, поскольку тогда дозовая нагрузка для людей уменьшится до 4% от запаса (вместо 22%). Общую картину по эффективности применения оптимальной контрмеры представлено в табл. 3.9. Тут видно, что уменьшение содержания радионуклидов наблюдается не только в камере люди, но в камерах *пойма, вода, биота* и *донные отложения*.

Таблица 3.9

**Накопление радионуклидов в камерах с подпорной стенкой и дорогой
между террасой и поймой**

(у скобках для сравнения приведены данные моделирования без применения контрмер)

Камеры	Максимальное содержание радионуклидов (%)	Время (годы)
Опушка	12 (12)	12 (12)

Опушка		12)
Луг	6 (6)	18 (20)
Терраса	1.6 (1.4)	21 (20)
Пойма	0.35 (0.82)	24 (24)
Вода	0.14 (0.32)	32 (30)
Биота	0.46 (1.16)	41 (44)
Донные отложения	0.85 (2.3)	44 (48)
Люди	23 (22)	60 (80)

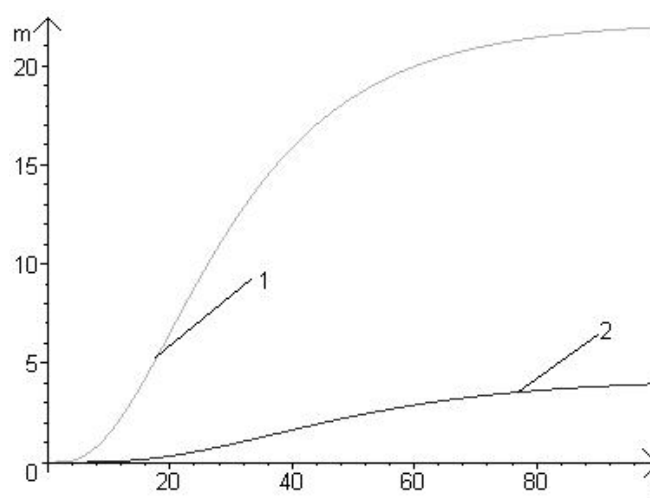


Рис.3.26. График накопления радионуклидов для камеры *люди*,

1 – без применения контрмер, 2 – с применением контрмер

Нами рассмотрена возможность применения метода страховой защиты при радиационном загрязнении в экосистемах. В последние годы усовершенствуется экономический механизм охраны окружающей среды Украины. Но основными недостатками экономического механизма является отсутствие действующих стимулов снижения негативного влияния на окружающую среду, отсутствие надлежащих условий для рационального использования природных ресурсов и применения ресурсосберегающих технологий, а также недостаточность объемов платежей за загрязнение окружающей среды и использования природных ресурсов. Те ставки, которые используются на сегодняшний день в случае загрязнения окружающей среды, не позволяют не предупредить, не компенсировать экологический ущерб.

Поэтому важное значение имеет такой элемент экономического механизма охраны окружающей природной среды, как экологическое страхование. То есть, по нашему мнению, должно осуществляться добровольное и обязательное государственное экологическое страхование предприятий, учреждений, а также граждан, объектов их собственности на случай экологического и стихийного бедствия, аварий и катастроф.

Целью данного этапа работы был подсчет величины экономического ущерба от радиоактивного влияния Cs^{137} на здоровье людей (возникновение злокачественных опухолей, наследственных эффектов), которые проживают на склоновых ландшафтах для определения финансовых гарантий с целью страхования рисков. Учет особенностей ландшафтов при оценке радиационных рисков является целесообразным, поскольку именно от типа ландшафта зависят скорости миграции радионуклидов и, как следствие, прогнозируемая коллективная и индивидуальная доза для населения. Поэтому это нужно учитывать при подсчетах, которые будут определять стоимость страховых полисов.

Для подсчета оценки ущерба от негативного влияния Cs^{137} на здоровье человека в случае аварийных ситуаций нами были использованы предварительные

исследования распределения радионуклида в типовых экосистемах склонов Украины. В случае возникновения аварийных ситуаций и выброса радионуклида на экосистемы склонов, коллективная доза для населения нами была подсчитана раньше в зависимости от скоростей миграции Cs^{137} . Она зависит от величины накопления радионуклидов в камере *люди*, где накопление радионуклидов составляет 11%, 22%, 33% при минимальных, средних и максимальных скоростях миграции соответственно.

Подсчет убытков для жителей населенного пункта в количестве 40000 человек при активности радионуклида в 40 Ки на поверхности почвы данного населенного пункта выполнялось по такой схемой (рис.3.27):

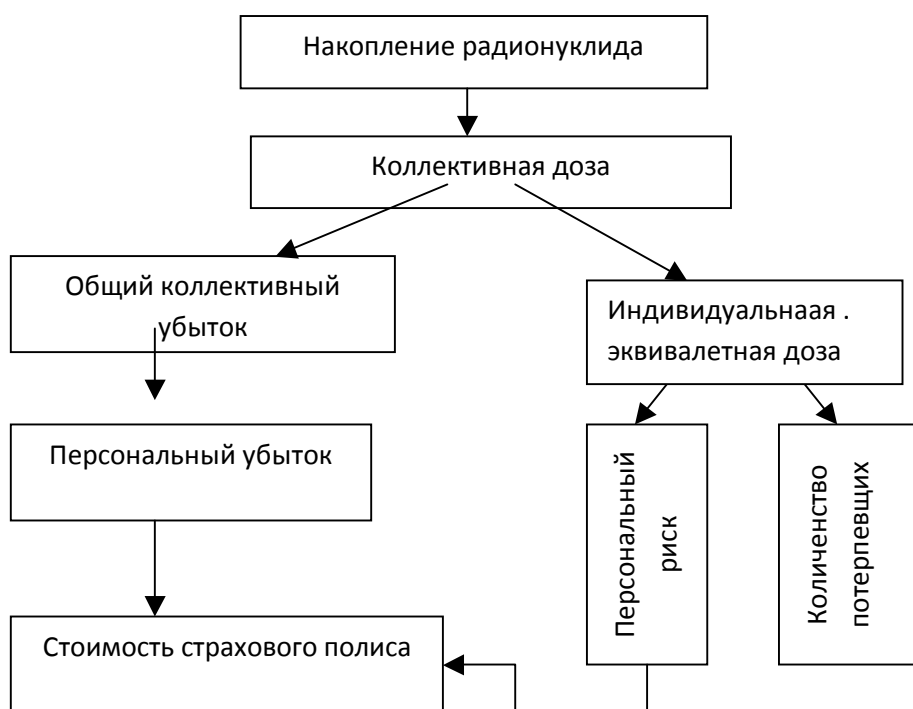


Рис.3.27. Схема подсчета возможных убытков и прогнозированного количества потерпевших

Подсчет прогнозированной коллективной дозы (человеко-зиверты) проводились по такой формуле:

$$\text{Кол. доза} = a \cdot 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк} / K_u \cdot 2 \cdot 10^{-8} \text{ Зв} / \text{Бк},$$

де a – значения возможной активности радионуклида (Ки), $2 \cdot 10^{-8} \text{ Зв/Бк}$ – дозовая цена Cs^{137} для пищевого поступления. В частности при запасе в экосистеме – 40 Ки, a составляет- 8,8 Ки.

Величина убытков вычисляется по такой схеме:

Общий коллективный ущерб = коллективная доза · Ц (цена человеко-зиверта), где Ц – стоимость 1 человеко-зиверта, которая равняется- 4000\$ соответственно Закону Украины о радиационной безопасности населения . Тут показан общий ущерб от радионуклидного загрязнения за 100 лет накопления коллективной дозы, которая составляет в исследованном варианте 3256 чел.Зв.

Тогда индивидуальный ущерб для каждого жителя населенного пункта можно вычислить следующим образом:

Индивидуальный ущерб = общий коллективный ущерб/ N ,

где N – количество населения.

Индивидуальную эквивалентную дозу за жизнь в данном населенном пункте можно подсчитать, пользуясь формулой:

Индивидуальная эквивалентная доза = коллективная доза/ N .

Тогда персональный риск вычисляется по формуле:

$\text{Перс. риск} = K_n \cdot \text{Инд. экв. доза}$,

где K_n – номинальный коэффициент вероятности стохастических эффектов облучения, который по рекомендациям МКРЗ, равняется $K_n = 7 \cdot 10^{-2}$ (злокачественные опухоли и наследственные эффекты).

Проведенные подсчеты показали результаты, которые представлены в таблице 3.10.

Таблица 3.10

**Значения прогнозированных доз и ущербов при радиационном
загрязнении склоновой экосистемы**

	Минимальные скорости	Средние скорости	Максимальные скорости
Коллективная доза, произведенная в данном населенном пункте за 100 лет (Чел.Зв.)	$3,0 \cdot 10^3$	$6,5 \cdot 10^3$	$2,14 \cdot 10^4$
Общий убыток в данном НП за 100 лет, \$	$1,3 \cdot 10^8$	$2,6 \cdot 10^8$	$9,6 \cdot 10^8$
Индивидуальный ущерб за год жизни в данном НП, \$	32,5	65	240
Индивидуальная эквивалентная доза за год жизни в данном НП, мЗв/год	0,75	1,6	6
Количество потерпевших, человек.	210	440	1680

То есть, с увеличением скоростей перемещения радионуклида по склону увеличивается и величины коллективных (от $3,0 \cdot 10^3$ Чел.Зв. до $2,14 \cdot 10^4$ Чел.Зв.) и индивидуальных доз (от 0,75 мЗв до 6 мЗв) облучения, и количество потерпевших (

от 210 до 1680 человек из 40000чел. населения), и экономический ущерб нанесенного вреда здоровью человека. Это ведет и к увеличению персонального риска заболеваний, которые вызывают злокачественные опухоли и наследственные эффекты. Значения его поданы в таблице 3.11.

Таблица 3.11.

Значения персонального риска для населения по разным параметрам скоростей

	Минимальные скорости	Средние. скорости	Максимальные скорости
Персональный риск	$5,6 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$4,2 \cdot 10^{-2}$

Значения персонального риска и индивидуального персонального ущерба будут определять стоимость страхового полиса без начислений страховой компании:

$$\text{стоимость полиса} = \text{Персональн. риск} \times \text{Персональн. ущерб}$$

В зависимости от скорости миграции Cs^{137} она будет составлять 1; 3,60 и 50 грн (гривен) соответственно. Понятно, что при максимальных скоростях миграции радионуклидов нужно не только использовать страхование рисков, но и применять контрмеры, потому что уже при индивидуальной эквивалентной дозе в 0,5 Зв может осуществляться обязательное отселение. В нашем случае при дозе в 0,6 Зв страхование будет неэффективным.

3.9. Разработка концепции страховой защиты населения регионов, которое пострадало в результате аварии на ЧАЭС.

Большие территории Украины (5 областей – Киевская, Житомирская, Волынская, Ровенская и Черниговская) попали под влиянием Чернобыльской

аварии. Уровни загрязнения в этих областях изменяются от 1 до 10-15 Ки/км². По реальным оценкам от 80 до 95 % всей дозы в НП составляет доза 1986 года. Эта доза, которую еще нужно реконструировать, уже заложена в популяциях населения областей и сформировала заметные радиационные риски в этих регионах. Предварительные оценки доз для населения этих регионов составляют от 80 до 500 мЗв. Соответственно этим дозам ожидаемые радиационные риски составляют от 10^{-4} до $5 \cdot 10^{-3}$ в год. Поскольку эти риски сформировались в 1986 году, поэтому повлиять на них никакими реальными защитными контрмерами уже не можем. Остается только отслеживать, диагностировать и лечить последствия этих рисков медицинскими средствами. Но это уже борьба с реализованными рисками, которая потребует значительных затрат. И главное, неизвестно, кого из когорты населения коснется тот или иной соматический и/или генетический риск. Известно, что в плане радиочувствительности даже взрослые люди могут различаться до 10 и более раз. Так доза в 1 мГр, может означать и 1 мЗв, а может быть равной по своим последствиям дозе в 100 мЗв. Особенно эта разница в радиочувствительности относится к детям. В таких условиях угадать, кому из людей у каждом НП 2,3,4 зоны может стать необходимой сложная диагностика и лечение, не удастся. Поэтому диагностические и медицинские усилия в Украине будут неизбежно распыляться. А это в условиях дефицита средств опасно.

Поэтому нами и предлагается следующая концепция страховой защиты населения:

1. Государство как виновник, навязанного Чернобыльской аварией, радиационного риска формирует специальный страховой фонд денежных средств.

2. Государство выбирает или создает свою страховую компанию, которая будет проводить за государственный счет обязательное страхование населения пострадавших регионов, которые попали под действие аварии в 1986 году и их детей.

3. Размер страхового взноса на год для жителей устанавливается по результатам реконструкции доз 1986 г, которую на Украине еще предстоит

произвести, структуру и оценки ожидаемых доз облучения. При дозе в 100 мЗв, например, и риска в 10^{-3} /год, страховой взнос в размере - 2 \$, может «закрыть» последствия риска в 2000 \$.

4. При реализации страхового случая в виде существенного вреда здоровью человека, страховая компания, согласно условиям страхового полиса, подбирает клиенту клинику, финансирует диагностику и лечение. Важно, что при этом человек не остается один на один с бедой.

Реализация такой концепции потребует решения ряда научных задач:

1. Четкая реконструкция доз 1986 г для всех НП пострадавших регионов Украины.

2. Создание банка моделей типовых агроэкосистем, агроценозов, и НП пострадавших регионов Украины для моделирования и оценки распределения и перераспределения радионуклидов в зависимости от: а) уровня и спектра радионуклидного загрязнения; б) особенностей ведения сельского хозяйства; в) особенностей ландшафтов, где по склонам может происходить интенсивное перераспределение радионуклидов; г) особенностей режима питания и прогнозируемых уровней радионуклидного загрязнения продуктов питания.

Банк таких моделей позволит оценить и спрогнозировать динамику формирования доз и рисков для населения, и позволит выделить критические группы населения, для которых в первую очередь будет нужна система страховой защиты.

Другие контрмеры, 25 лет спустя, после аварии будут малоэффективны. В то же время страховая защита при минимуме затрат, позволит заметно снизить радиационные риски для населения и обеспечить ему экологическую безопасность.

3. Разработка способов и получения результатов математического моделирования радиоэкологических процессов для применения и реализации концепции страховой защиты населения Украины, пострадавшего вследствие аварии на Чернобыльской АЭС.

Наше исследование посвящено разработке и реализации конкретных подходов и моделей радиоэкологических процессов в выбранных ландшафтах и экосистемах. Ограничение полученных результатов в том, что в разработанных моделях учтены процессы распределения и перераспределения только одного радионуклиду – ^{137}Cs . Поэтому использовать эти модели для первых лет после аварии, когда существовал большой спектр дозообразующих радионуклидов, не стоит. Но те особенности, которые проявляются на поздних этапах аварии на ее восстановительном этапе, в моделях могут быть оценены и спрогнозированы. Полученные нами результаты моделирования распределения и перераспределения радионуклидов в типовых для Украины, склоновых и горных экосистемах и ландшафтах, позволили нам сделать очень важный вывод – исходные уровни распределения загрязнения ландшафтов радионуклидами, имеют главное значение в первые годы после аварии, но с годами вступают в действие мощные процессы перераспределения поллютантов, что, в значительной мере, становится определяющим для формирования дозовых нагрузок для людей, особенно для населения, которое проживает в частях ландшафтов, сопряженных с местами первичного аварийного загрязнения. Наши результаты моделирования указывают на то, что в склоновых экосистемах реализуется принцип трансляции коллективной дозы, а значит и радиационных рисков на другие территории, которые расположены рядом с зонами первичного загрязнения. В частности установленные нами данные о концентрировании радионуклидов в нижних частях склонов и горных экосистем, потребуют жесткого их учета при оценках долгосрочных отдаленных рисков в разных НП. Это означает, что НП, которые не были первично существенно загрязнены радионуклидами вследствие аварии, могут «получить» от соседних территорий значительный «подарок» в виде большого количества радионуклидов, из-за поверхностного стока. Это может означать, что безопасные НП могут стать опасными и сформировать заметные радиационные риски, которые тоже будут требовать страховой защиты. И это при том, что в первые годы после аварии, такие НП не требовали специальной защиты и контрмер. Наши результаты моделирования потоков радионуклидов в склоновых и горных экосистемах и применения возможных контрмер по их торможению или переориентации этих

потоков, показали принципиальную возможность и эффективность использования такого рода контрмер. Данные моделирования полученные нами, показали перспективность разработанного и примененного нами подхода к моделированию динамики потоков радионуклидов в склоновых и горных экосистемах. Понятно, что подобные результаты моделирования должны быть широко использованы при оценках дозовых нагрузок и радиационных рисков в НП Украины, которые первично в первые годы после аварии не имели заметных доз, а значит не требовали страховой защиты. Таким образом, территория, которая требует мониторинга, контрмер и страховой защиты будет значительно большей, чем та оценка, которая учитывала только аварийное первичное загрязнение.

Для нас это означает, тот факт, что серьезные экологические аварии, имеют тенденции к «размазыванию» по более значительным территориям, чем это видно по первичным полям загрязнения. Это явление следует оценивать, разрабатывать необходимые модели, чтобы учесть такие процессы при оценках экологической безопасности конкретных НП и больших территорий. Существующие методы и подходы сконцентрированы на проблемах первых этапов после аварии и загрязнения, и практически не учитывают сложные динамические экологические процессы в реальных ландшафтах и экосистемах. Это касается не только влияния отдаленных экологических процессов на популяции населения, и биоты в целом.

Выводы

1. В данной работе был реализован перспективное направление радиоэкологии – разработка цикла камерных моделей относительно миграции радионуклидов по типовым склоновым экосистемам Украины. Реализация этого подхода позволила установить взаимосвязь между основными входными и выходными скоростями, которые описывают взаимосвязь между компонентами экосистемы, количественно оценить параметры модели и составить прогноз миграции радионуклидов для разных скоростей перехода радионуклидов из камеры в камеру.

2. Моделирование миграции радионуклидов проведено для наиболее типовых экосистем Украины – склоновых, горных и прибрежных зон Украины. Результаты

моделирования показали, что такие экосистемы характеризуются достаточно высокими скоростями распределения и перераспределения радионуклидов, поэтому составляют высокую экологическую опасность для регионов Украины. Это позволило вычислить величины прогнозируемых коллективных и индивидуальных доз облучения населения, которое используют данные экосистемы. Сама величина коллективной дозы наиболее адекватно характеризует степень экологической опасности для данной территории.

3. Для выбранных типовых экосистем Украины построены соответствующие блок-схемы, выбранные параметры взаимосвязи между камерами, с помощью которых установлены характер и динамика распределения радионуклидов элементами экосистемы. Рассмотрены разные варианты скоростей перехода радионуклидов из камеры в камеру. Это позволило подсчитать значения персональных радиационных рисков для населения в зависимости от изменения скоростей перехода радионуклидов -параметров модели экосистем.

4. Результаты моделирования миграции радионуклидов показали существенную разницу между распределением радиоактивных веществ в разных типах экосистем, характерных для Украины. Склоновые экосистемы имеют заметную динамику формирования влияния радионуклидов на людей, что реализуется в дозе: от 11 до 33% от запаса радионуклидов в экосистеме.

5. Показано, что выбор оптимальной стратегии проведения защитных мер (контрмер) для минимизации радиационных рисков должен основываться на анализе и прогнозе радиационной ситуации в разных типах экосистем и определения тенденции в ее изменении. Это обуславливает определение прогнозируемых оценок содержания, количества радионуклидов в основных структурных единицах экосистем и оценки эффективности контрмер. Полученные результаты показывают, что динамические модели, которые описывают основные особенности действия контрмер, могут быть удобным и эффективным инструментом для оценки необходимости проведения контрмер и обоснования оптимальных стратегий их применения.

6. Результаты моделирования радиоэкологических процессов методом камерных моделей в экосистемах склонов дают возможность выбора эффективной системы контрмер. Проведенные исследования показали, что наиболее эффективным из предложенных контрмер на поздних сроках после аварии есть оборудование подпорной стенки и дороги между опушкой и лугом склоновой экосистемы.

7. Исследования моделей типовых склоновых, горных экосистем Украины на устойчивость показали устойчивость этих моделей экосистем по Ляпунову с достаточным запасом устойчивости. Это позволяет применять метод камерных моделей для описания и миграции радионуклидов по любым экосистемам Украины.

8. Для эффективного применения страховой защиты населения нужна четкая реконструкция доз облучения населения пострадавших регионов Украины. Моделирование радиоэкологических процессов методом камерных моделей позволяет получить набор таких моделей для прогноза и динамики формирования доз и рисков для населения.

Литература:

1. Игре А.Л., Корогодина В.И. О распределении радиоактивных загрязнений в медленнообмениваемом водоеме // Мед. радиология. – 1960. - № 1. – С. 67 - 73.
2. Кутлахмедов Ю.А., Поликарпов Г.Г., Корогодина В.И. Принципы и методы оценки радиоемкости экологических систем // Эвристичность радиобиологии: Киев: Наук. думка, 1998. - с. 109 - 115.
3. Пчеловская С.А., Кольцова Е.Ю., Кутлахмедов Ю.А. Исследование и моделирование радиоемкости экосистем // Збірник наук. праць Інституту ядерних досліджень – 2004. – № 2 (13). – С. 96-104.
4. Кутлахмедов Ю.А., Корогодина В.И., Кольтовер В.К. Основы радиоэкологии. – Киев: Вища шк. 2003. – 319 с.
5. Кутлахмедов Ю.А., Д.М.Гродзинский, А.Н.Михеев, В.В.Родина. Методы управления радиоемкостью. Методическое пособие, 2006 г, 172 с. Киев, КГУ.

6. Кутлахмедов Ю.А. Медико-биологические последствия Чернобыльской аварии. Ч.1. Долгосрочные радиозэкологические проблемы Чернобыльской аварии и контрмеры. - Киев: МЕДЭКОЛ, 1998.- 172 с.

Глава 4. Разработка принципов и алгоритмов применения методов (контрмер) по защите биоты экосистем.

4.1. Экологическое нормирование радиационного фактора.

Этот раздел посвящен проблеме экологического нормирования допустимых сбросов и выбросов разных радионуклидов в любые экосистемы. Это важно потому, что существует настоятельная потребность согласовать эти процессы на основе экологического нормирования, а не только на базе гигиенических стандартов, которые доминируют в современной экологии. Существующая парадигма современной экологии об отсутствии проблем для биоты в случае выдерживания норм для человека является неверной, не всегда выполняется, на что указывают современные исследования и расчеты. Это в первую очередь связано с теми фактами, что человек способен избегать негативных влияний поллютантов, а биота, как правило, не может этого делать. Поэтому 4 раздел книги посвящен обсуждению данной важной проблемы.

4.1.1. Зонирование дозового влияния на экосистемы

В большинстве радиологических ситуаций, биота в среде, где она растет, поддается одновременно внешнему (от источников облучения, которые находятся вне биоты) и внутреннему (от инкорпорированных в тканях радионуклидов) облучению. В биоценозе, который облучается, по отношению к организмам, которые рассматриваются, источниками облучения могут стать инкорпорированные (накопленные) радионуклиды, которые содержатся в соседних организмах. Для отдельных органов растений и животных внешними также являются источники, которые находятся в других частях этого же растения или животного.

При загрязнении биоценозов искусственными радионуклидами на начальном этапе радиоактивные вещества находятся на поверхности почвы и воды и в контакте с растениями и животными. Только через определенный промежуток времени радионуклиды перераспределяются по абиотической составляющей экосистемы под влиянием ветра, роста биомассы и осадков, которые появляются,

а также перемещаются в глубину почвы и водоема в результате миграционных процессов или антропогенных мер.

В случае радионуклидных выбросов в окружающую среду возникает необходимость определения граничных значений поступления радионуклидов в экосистему, когда вследствие их действия еще не осуществляются существенные изменения в самой экосистеме.

Природной мерой для оценки предельно-допустимого выброса радионуклидов в экосистему является дозовая нагрузка, или мощность годовой дозы облучения. В работе Г.Г. Поликарпова и В.Г. Цыцугиной была введена шкала дозовых нагрузок на экосистемы в виде четырех дозовых границ (таблица 5.1).

Таблица 4.1. Шкала дозовых нагрузок и зон в экосистемах

Номер дозового предела	Зона	Мощность дозы, Гр/год
1	Зона радиационного благополучия	$< 0,001 - 0,005$
2	Зона физиологической маскировки	$> 0,005 - 0,05$
3	Зона экологической маскировки:	
3.1	а) наземные животные	$> 0,05 - 0,4$
3.2	б) гидробионты и наземные животные	$> 0,05 - 4$
4	Зона явных экологических эффектов:	
4.1	а) драматических для наземных животных	$\geq 0,4$
4.2	б) драматических для гидробионтов и наземных животных	≥ 4
4.3	в) катастрофических для животных и растений	≥ 100

Из данной шкалы vyplывает, что реальной дозой границей для сброса и „складирования” радионуклидов в экосистемах и их компонентах может быть мощность дозы, которая не превышает 0,4-4,0 Гр/год, когда по шкале можно ожидать сначала проявления явных экологических эффектов. Согласно оценок мощность фонового облучения в 0,4-4,0 Гр/год отвечает концентрации ^{137}Cs около 200-1000 кБк/кг в экосистеме или ее компонентах (наземные растения и гидробионты) и около 200 кБк/кг для экосистемы с включением наземных животных, что в среднем составляет 600 кБк/кг. Расчеты проведенные на основе дозовых коэффициентов, разработанных В. Amiro представлены у таблиці 4.2.

Таблица 4.2. Величины значений дозовых коэффициентов для биоты экосистем по некоторым радионуклидам

Радионуклид	Внутреннее облучение Гр/год/Бк/кг	Внешнее облучение			
		Вода Гр/год/Бк/м ³	От воздуха Гр/год/Бк/м ³	От почвы Гр/год/Бк/кг	Вегетация Гр/год/Бк/кг
^{137}Cs	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-6}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$	$4,02 \cdot 10^{-6}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$
^3H	$2,88 \cdot 10^{-8}$	0	0	0	0
^{40}K	$3,44 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,64 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
^{32}P	$3,52 \cdot 10^{-6}$	$1,57 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,36 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
^{241}Am	$2,86 \cdot 10^{-5}$	$1,48 \cdot 10^{-6}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$	$2,22 \cdot 10^{-7}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$
^{239}Pu	$2,64 \cdot 10^{-5}$	$3,72 \cdot 10^{-6}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$	$5,58 \cdot 10^{-9}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$

⁹⁰ Sr	9,92 10 ⁻⁷	3,07 10 ⁻⁷	2,83 10 ⁻⁷	4,61 10 ⁻⁷	2,83 10 ⁻⁷
²²² Rn	1,12 10 ⁻⁴	8,91 10 ⁻⁵	6 10 ⁻⁶	1,43 10 ⁻⁵	6 10 ⁻⁶
¹⁴ C	2,5 10 ⁻⁷	6,51 10 ⁻⁸	6,01 10 ⁻⁹	9,77 10 ⁻⁹	6,01 10 ⁻⁹

Данные таблицы 4.2. по модели разработанной Б. Амиро, позволяют рассчитывать дозовые нагрузки на дикую биоту в разных типах экосистем.

4.2. Экологическое нормирование в озерной экосистеме

4.2.1. Результаты моделирования допустимых сбросов в озерную экосистему

По оценке предельно допустимых концентраций радионуклидов ¹³⁷Cs в элементах экосистемы, возможно оценить критические сбросы и выбросы в экосистемы (начнем с примера – озеро). На основе модели радиоемкости озерной экосистемы нами показано, что для бентоса донных отложений пресноводного водоема предельно допустимый сброс радионуклидов в водоем (N_k) не должен пересыщать следующую величину:

$$N_k < \frac{LHS}{kF}, \quad (4.1)$$

где L – рассчитан на основе предельной дозы в 4 Гр/год (предел) концентрации радионуклидов в ¹³⁷Cs в водной биоте (600 кБк/кг);

S – площадь водоема;

H – средняя глубина водоема;

k – коэффициент накопления радионуклидов из воды донными отложениями;

F – фактор радиоемкости донных отложений водоема

Для биоты, которая живет в толще воды предельно допустимый сброс радионуклидов не должен превышать (N_b) :

$$N_b < \frac{LHS}{K_b(1-F)} , \quad (4.2)$$

где K_b – коэффициент накопления ^{137}Cs в системе вода-биота водной толщи.

Для конкретного пресноводного водоема, где $S = 2 \text{ км}^2$, $H = 4 \text{ м}$, $K_b = 1000$, $F = 0,7$ критическая величина сброса радионуклидов по расчетам по этой модели составляет не больше: $N_b < 10 \text{ ТБк}$ у воду всего водоема. В тоже время критическая величина сброса радионуклидов в водоем для его бентоса оценивается по формуле (4.1) величиною $N_k < 110 \text{ ГБк}$. Эта величина в 90 раз меньше, чем допустимый сброс ^{137}Cs в воду данного озера, который оценивается для биоты водной толщи водоема. Далее, для наглядности, приведем конкретный пример применения такой модели к озерной экосистеме.

4.2.2. Анализ и расчет допустимых сбросов радионуклидов в озеро.

Допустим, что в озеро площадью в 1 км^2 было сброшено всего $1 \text{ МБк } ^{137}\text{Cs}$. Пусть глубина озера равняется 5 м , толщина активного слоя ила – 10 см , $K_{\text{ил}}$ илов – 200 , а в расчет возьмем варианты когда $K_{\text{биоты}}$ биоты живущей в донных отложениях, который составляет от 1 до 100000 . Проведем анализ того, какие количества радионуклида можно сбросить в такое озеро с тем, чтобы доза на биоту бентоса не превышала критический предел $K_{\text{крит}}$ в 4 Гр/год . Используя, выше приведенные формулы проведем расчет допустимых сбросов ^{137}Cs (таблица 4.3).

Расчет был проведен таким образом. Зная закономерность перераспределения радионуклидов по компонентам озерной экосистемы можно установить уровни радиоактивности в этих составляющих. Потом, опираясь на таблицу дозовых цен или коэффициентов, (табл. 4.2), можно рассчитать составляющие дозы на биоту от разных компонент озерной экосистемы при разных значениях $K_{\text{биоты-бентоса}}$.

Суммируя дозу по соответствующим столбцам таблицы 4.3, мы рассчитаем суммарную дозу на бентос при величине исходного сброса радионуклидов всего в 1 МБк ^{137}Cs . Далее берем, например, суммарную дозу в последнем столбце, которая равняется $4,7 \cdot 10^{-3}$ Гр/год, это при сбросе в 1 МБк. А если допустимая доза на донную биоту, как мы установили, не должна превышать 4 Гр/год, то поделив величину 4 Гр/год на оценочную величину $4,7 \cdot 10^{-3}$ Гр/год мы имеем оценку количества- Бк в допустимом сбросе, что составляет – $8,5 \cdot 10^8$ Бк/год, или 0,023 Ки/год. Таким образом, следует отметить, что при сверхвысоких значениях K_n биоты (100000 единиц) допустимый годовой сброс радионуклидов в данное озеро, может составить очень малую величину всего 0,023 Ки/год всего на 1 км^2 площади озера.

Аналогичный расчет мы провели для другого биогенного радионуклида – ^{90}Sr . Видно, что в зависимости от K_n биоты допустимые сбросы у данное озеро составляют для ^{137}Cs от- 0,023 до 2100 Ки за год, а для ^{90}Sr – от 0,1 до 7800 Ки в год. И это если сбросы происходят только один год, как это было при аварии на ЧАЭС. Если это действующие АЭС, то понятно, что допустимые сбросы за год будут значительно меньшие, чтобы не превысили дозовые пределы. То есть при реальных значениях K_n для донной биоты, могут действовать жесткие пределы на допустимые уровни сбросов в такую озерную экосистему. При этом в большинстве случаев уровни загрязнения воды, на которую, существуют гигиенические нормативы (2 Бк/л для ^{137}Cs), будут оценены, как значительно меньшие чем эти гигиенические нормативы. Таким образом, анализ показывает, что реально в этом случае озерной экосистемы экологический норматив может быть оценен, как много более жесткий чем известный гигиенический норматив.

Таблица 4.3. Расчет величины дозы на компоненты озерной экосистемы и допустимого годового сброса ^{137}Cs в зависимости от значений K_n для биоты бентоса *

Дозы от компонент	K_n биоты донных отложений озера (бентоса)
-------------------	--

озерной экосистемы, которые действуют на биоту	1	10	100	1000	10000	100000
От воды	5,4-9	5,4 -9	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9
От донных отложений	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8
От вегетирующей биомассы озера	1,4-8	1,4-7	1,4-6	1,4-5	1,4-4	1,4-3
Внутренняя доза	3,3-8	3,3-7	3,3-6	3,3-5	3,3- 4	3,3-3
Суммарная доза на биоту	5,2-8	4,8-7	4,7-6	4,7-5	4,7-4	4,7-3
Допустимый сброс в озеро ^{137}Cs за год	7,7+13 Бк 2100 Ки	8,4+12 Бк 220 Ки	8,4+11 Бк 22 Ки	8,5+10Бк 2,3 Ки	8,5+9 Бк 0,23 Ки	8,5+8 Бк 0,023 Ки
Допустимый сброс в озеро ^{90}Sr за год	2,9+14 Бк 7800 Ки	3,8+13 Бк 1020 Ки	3,9+12 Бк 105 Ки	3,9+11 Бк 10,5 Ки	3,9+10 Бк 1 Ки	3,9+9 Бк 0,1 Ки

* 5.2 -9 означает $5,2 \cdot 10^{-9}$ и т.д.

В целом в радиоэкологии в сфере экологического нормирования доминирует такая парадигма “если в радиоэкологической ситуации хорошо жить человеку, то биоте тем более ничего не повредит”. Анализ, который был нами проведен, показывает, что это совсем не так. То есть безопасная для человека ситуация может обернуться высокими дозами для биоты вследствие перераспределения радионуклидов и высоких значений- K_n , которые свойственны для биоты. То есть в условиях озера, когда гигиенические нормативы на питьевую воду легко можно выполнить, а пределы на дозу для биоты озера могут быть невыполнимыми.

Следует подчеркнуть, что превышение дозовых пределов на биоту донных отложений может привести к

отмиранию части биоты, а это в свою очередь приведет к подкислению водной среды (рН может упасть до значений 5-6), что, в свою очередь, может вызвать десорбцию радионуклидов, которые накоплены в донных отложениях. А это будет означать значительное повышение загрязнения воды, что очевидно будет превышать и гигиенические нормативы.

Понятно, что установление реально действующих экологических нормативов для Украины и других государств задача очень и очень не простая. Проблема в том, что практически невозможно установить единые экологические нормативы на допустимые сбросы радионуклидов для разных экосистем. Каждое озеро, вообще любая отдельная экосистема, будет требовать разработки отдельной модели и оценки действующей величины экологического норматива. Но проблема остается и ее необходимо разрабатывать. Такие самые проблемы возникают и для других типов экосистем.

4.3. Экологическое нормирование для склоновой экосистемы.

Наблюдения в зоне ЧАЭС за перераспределением радионуклидов в склоновых экосистемах на берегу реки Уж показали быструю динамику и концентрирование радионуклидов на береговой террасе и в донных отложениях реки. Нами была построена модель радиоемкости склоновой экосистемы и показана ее эвристичность (рис. 4.1). Таким образом можно считать, что анализ радиоемкости перспективный и в случае линейно организованных экосистем по типу склоновых. Разработанные модели позволяют оценить и прогнозировать закономерности распределения радионуклидов и определить критическую биоту, которая может получать заметные дозовые нагрузки.

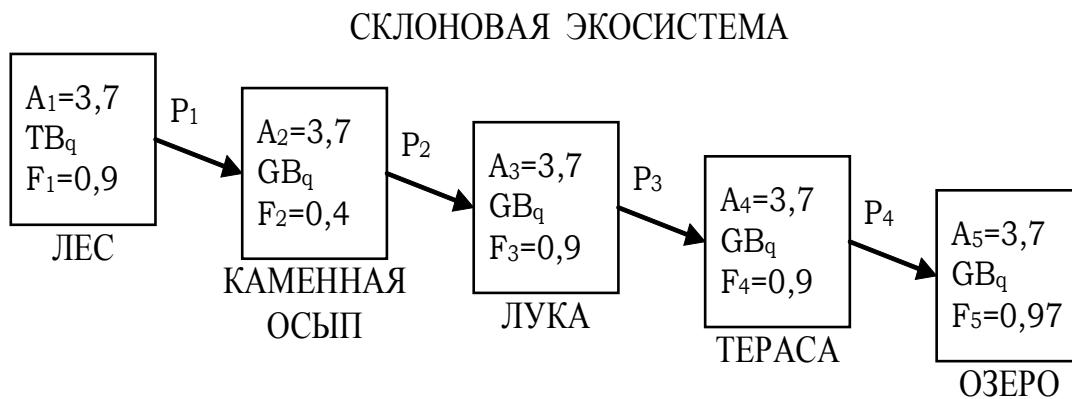


Рис. 4.1. Модель радиоемкости склоновой экосистемы

F_i – фактор радиоемкости составляющих элементов склоновой экосистемы

$P_i - 1 - F_i$ – вероятность стока радионуклидов элементами склоновой экосистемы

A_i – начальное загрязнение (радиоактивность – B_q)

Для анализа выбрали простую склоновую экосистему:

лес $\Rightarrow$ каменистая осыпь $\Rightarrow$ луг $\Rightarrow$ терраса $\Rightarrow$ озеро.

Результаты моделирования динамики перераспределения радионуклидов в такой склоновой экосистемы приведены на рис. 4.2.



Рис 4.2. Динамика перераспределения радионуклидов ^{137}Cs в типовой склоновой экосистеме

Установлено по результатам моделирования, что критическим звеном, который означает радиоемкость, является биота донных отложений озера в данной склоновой экосистеме.

4.3.1. Оценка экологических нормативов на предельно допустимые сбросы и депонирование радионуклидов в склоновых экосистемах.

Разработанная модель оценки радиоемкости склоновой экосистеме позволяет оценить время и место ожидаемого в динамике миграции, концентрирования радионуклидов в некоторых элементах склоновой экосистемы. По формуле (4.3) может быть оценен фактор радиоемкости склоновой экосистемы (F_s), которая представлена на рис. 4.2.

$$F_s = 1 - \prod_{i=1}^k P_i = 1 - P_s, \quad (4.3)$$

где P_i – вероятности стока радионуклидов от соответствующего элемента склоновой экосистемы за год (P_1 – сток из лесной экосистемы, P_2 – с каменистой осыпи, P_3 – из луговой экосистемы, а P_4 – из экосистемы террасы к озеру).

Практически это означает, что параметры миграции и концентрирования радионуклидов в лесу (вершина склоновой экосистемы), на опушке, на лугах, на террасе и на пойме озера, и/или в донных отложениях водотока (речка, ручей, озеро, болото и т. п.) определяют, в конце концов, предельно допустимый сброс радионуклидов в данную экосистему. Для случая первичного сброса радионуклидов только в лесную часть экосистему ($N_k(L)$) величина загрязнения и сброса получена следующая формула (неравенство):

$$N_k(f) < \frac{N_k(L)}{P_s \cdot T}, \quad (4.4)$$

где $N_k(f)$ – предел сброса в озеро, оцененный нами выше, для конкретного выбранного озера (не может превышать величину в 110 ГБк);

T – количество лет сброса (нами были использованы оценки за 20 лет стока).

Чтобы выполнить это неравенство сброс в лесную экосистему не должен пересыщать определенного по этой формуле величины сбросу в лес – $N_k(L)$.

4.3.2. Расчет и анализ допустимых сбросов радионуклидов в склоновой экосистеме.

Рассмотрим для примера относительно простую склоновую экосистему, которая составлена из 4-х компонент: лес; луг; сельскохозяйственная терраса; озеро. Вероятности сброса, которые фигурируют в формуле (4.3), установим в виде таких реальных значений: лес-луг = 0,03; луг-терраса = 0,1; терраса-озеро = 0,2. Как показал предыдущий расчет, критическим в этой склоновой экосистеме будет донная биота озера. Для примера проанализируем вариант, когда K_n донной биоты

составляет 10^4 единиц. Тогда, если допустить, что процесс поверхностного стока по склоновой экосистеме такой, как было рассчитано в табл. 4.3, то допустимый уровень разового годового сброса не должен превышать $2,3/20 = 0,11$ Ки/год. Исходя из такой оценки, можно рассчитать, что уровень загрязнения террасы не должен превышать величину $0,11/0,2 = 0,55$ Ки. Для выполнения такой оценки уровень загрязнения лугов не должен превышать величину $0,55/0,1 = 5,5$ Ки. Тогда мы можем рассчитать величину допустимого загрязнения источника поступления радионуклидов в данную склоновую экосистему – лесной компоненты; он не должен превышать величину: $5,5/0,03 = 183$ Ки. Это общий запас радионуклидов во всей лесной экосистеме. А если площадь леса составляет около 10 км^2 , то плотность его загрязнения не может превышать 18 Ки/км^2 .

Такой уровень загрязнения практически есть на значительной территории 30-километровой зоны отчуждения Чернобыльской аварии и сел 2, 3 зоны. Это означает, что даже при существующих уровнях загрязнения радионуклидами склоновых экосистем, можно ожидать в депонирующих компонентах (в нашем примере, это озеро) превышения дозовых нагрузок на биоту. Еще следует заметить, что в выбранном нами примере загрязненным считается только источник – лесная компонента склоновой экосистемы. Реальные ситуации в Украине такие, что первичное загрязнение может лежать и на всех составляющих склоновой экосистемы. В этом реальном случае уровни допустимого загрязнения составляющих склоновой экосистемы будут значительно более жесткими.

4.3.3. Расчет и анализ допустимых сбросов радионуклидов в лесной экосистеме.

Даже в выбранном простом типе склоновой экосистемы, критической составляющей биоты экосистемы, кроме донной биоты озера, следует рассмотреть и ситуацию у лесной экосистемы. Анализ радиоэкологии лесной экосистемы показывает, что в лесу можно ожидать заметных дозовых нагрузок в подстилке, где также могут быть достигнуты критические значения доз. Известно, что состояние лесной подстилки определяют комплекс видов редуцентов (черви, микоризные грибы, микроорганизмы и т.п.). Если радионуклидное загрязнение приведет к

угнетению и/или гибели биоты лесной подстилки, то это может привести к гибели всего леса.

Рассмотрим пример такой лесной экосистемы и проведем расчет допустимых уровней загрязнения леса (для гипотетического уровня сброса в лес 1 МБк/км^2 ^{137}Cs) по методике расчета, которую мы использовали в разделе 4.3.1. при рассмотрении ситуации в озерной экосистеме. В лесной экосистеме наблюдается развитие ситуации в исходном направлении. Уровень распределения загрязнения в лесу такой: в подстилке находится 80 % всего загрязнения цезием-137, в почве – 10 %, еще 10 % радионуклидов находятся в древесине. K_n для древесины леса оценивается – в 1, K_δ – для биоты лесной подстилки варьирует в значениях 1, 10, 100 (таблица 4.5). Коэффициент ветрового подъема радионуклидов составляет – 10^{-6} м^{-1} .

Таблица 4.5. Расчет величины дозы (Гр) на компоненты лесной экосистемы и допустимого годового сброса ^{137}Cs в зависимости от значений K_δ для биоты лесной подстилки.

Доза от составляющих лесной экосистемы (Гр/год)	K_δ – коэффициент накопления радионуклидов из почвы биотой лесной подстилки		
	1	10	100
От воздуха	1,4 - 13	1,4 - 13	1,4 - 13
От почвы	1 - 9	1 - 9	1 - 9
От подстилки	6,4 - 8	6,4 - 8	6,4 - 8
От древесины	4,3 - 10	4,3 - 10	4,3 - 10
Внутренняя доза для биоты лесной подстилки	6,5 - 8	6,5 - 7	6,5 - 6

Суммарная доза	1,3 - 7	7,2 - 7	6,6 - 6
Допустимый сброс в лес ^{137}Cs (Бк/км ²) за один год	3,1 + 13	5,6 + 12	6, 1 + 11
Допустимый сброс в лес ^{137}Cs (Ки/км ²) за один год	837	152	16,5
Допустимый сброс ^{90}Sr (Ки/км ²) за один год	4500	640	67

Запись в таблице 4,3 – 10 , означает $4,3 \cdot 10^{-10}$

Оценив суммарную дозу на биоту подстилки от гипотетического уровня сброса в лес в размере 1 МБк/км² ^{137}Cs , мы имеем такую оценку дозы при $K_{\delta} = 100$, в величине $6,6 \cdot 10^{-6}$ Гр/год. А предельно-допустимая доза, как мы оценили, составит 4 Гр/год. Снова, как и в предыдущем случае, поделив $(4 \text{ Гр} / 6,6 \cdot 10^{-6} \text{ Гр}) \cdot 1 \text{ МБк} = 6,1 \cdot 10^{11}$ Бк/год для варианта с $K_{\delta} = 100$. Для меньших значений K_{δ} , имеем и большие уровни допустимых уровней сброса радионуклида ^{137}Cs в лесную экосистему. Следует заметить, что при $K_{\delta} = 100$, допустимый сброс ^{137}Cs не должен превышать 16,5 Ки/км². Одновременно в предыдущем расчете для склоновой экосистеме мы получили оценку допустимого сброса радионуклидов ^{137}Cs в лесную экосистему в размере 18 Ки/км². Тут данные обоих расчетов близки друг другу. Но для склоновой экосистемы, какими являются практически все экосистемы Украины, следует четко рассчитывать, какая именно биота является критической по дозе. То есть, где именно при реальных оценках K_{δ} и K_n можно раньше ждать превышения установленного предела для экологического норматива в 4 Гр/год. Априори, это нельзя сказать. Поэтому каждый раз начиная расчеты для конкретных локальных экосистем нужно сравнивать степень критичности разных составляющих биоты реальной локальной экосистемы и оценить для нее экологический норматив на допустимые уровни загрязнения экосистемы. Задача достаточно сложна, поскольку

требует серьезного научного исследования значений- K_b , K_n та др. для установления критической составляющей биоты, на которую необходимо ориентироваться при расчетах экологических нормативов на допустимые сбросы в них разных радионуклидов.

Больше того, такие оценки могут меняться по разным сезонам года (в какой сезон происходят сбросы), от интенсивности сбросов, от динамики роста биомассы биоты и ее видовой структуры и т.д. Но все это, в первую очередь, и означает жесткую необходимость проведения таких исследований и расчетов. Особенно это важно в условиях влияния на биоту разных поллютантов, при возможности их синергического (взаимно усиливающей) действия на биоту экосистем. Без проведения таких исследований и оценок можно легко потерять не только отдельные виды биоты, а и всю биотическую компоненту, которая обеспечивает благополучие и даже выживание экосистем разного уровня.

До сих пор мы говорили об отдельных локальных экосистемах (озеро, лес и т.д.), и о линейных экосистемах (склоновые экосистемы). Но реальная биота живет и функционирует в пространственных ландшафтных экосистемах.

4.4. Экологическое нормирование в ландшафте методами аналитической ГИС (геоинформационной системы) технологии

4.4.1. Фактор радиоемкости экосистемы.

Для оценки состояния и благополучия экосистем используют до 30 разных показателей и параметров: от показателя разнообразия видов до биомассы и др. Важной особенностью этих показателей является то, что практически все они начинают существенно изменяться только тогда, когда биота показывает значительные изменения. с практической точки зрения важно иметь показатели и параметры, какие позволяли бы опережающим образом оценивать состояние биоты экосистем и особенности распределения и перераспределения поллютантов в реальных ландшафтах.

На основе экспериментальных исследований и теоретического анализа предложено использовать такую меру, как *радиоемкость* и/или *фактор радиоемкости* экосистем и ее составляющих.

Радиоемкость, как мы уже упоминали выше, определяется, как предельное количество поллютантов (радионуклидов), которые может аккумулироваться в биотических компонентах экосистемы без нарушения ее основных функций (восстановления численности и кондиционирования среды существования). **Фактор радиоемкости** определяется как часть поллютантов, которые накапливаются в той или иной части экосистемы (в ландшафте). Для оценки благополучия биоты в экосистеме нами было предложено использование в качестве определяющих два основных параметра: биомасса видов в экосистеме и их способность очищать (кондиционировать) среду от отходов жизнедеятельности и поллютантов, которые попадают в экосистему.

4.4.2. Концепция трассеров в радиоэкологии

Наши локальные исследования проводились на водной культуре растений, с использованием ^{137}Cs как трассера, через поведение которого можно оценивать влияние на экосистемы разных факторов биотического и абиотического происхождения. Исследования поведения и перераспределения трассера ^{137}Cs Чернобыльского происхождения проводился в натурных экспедиционных исследования на склоне около реки Уж в 30-километровой зоне ЧАЭС возле села Новоселки.

Исходными материалами для примененной нами математичкой модели и ГИС-анализа являются картографические материалы, данные полевых исследований и дистанционного зондирования, статистические материалы по природным и антропогенным характеристикам территории исследования, показателями ее загрязнения, а также любые другие материалы, которые имеют пространственную привязку и могут быть переведены в компьютерный формат для использования в рамках данной модели.

Исходные материалы проходят предварительную обработку, которая включает в себя сканирование и графическую коррекцию, регистрацию и геометрическую коррекцию, векторизацию и классификацию информации, группирование полученных векторных информационных слоев и их объединение с базами данных.

Проведений цикл исследований на модельной экосистеме (водной культуре растений) показал, что фактор радиоемкости биоты по отношению к искусственному трассеру (^{137}Cs) является очень чувствительным показателем. Чем выше фактор радиоемкости биоты модельной экосистемы, тем лучше удерживается трассер в биоте и тем больше степень благополучия биоты. Мы распространили этот подход на реальные экосистемы – озеро, каскад водоемов. Показано, что действительно изменения параметров радиоемкости могут служить адекватным показателем распределения и перераспределения радионуклидов в экосистеме и мерой благополучия биоты в ней. Таким образом, перспектива подхода с позиций моделей радиоемкости для анализа локальных экосистем четко показана.

Наблюдения в зоне ЧАЭС за перераспределением радионуклидов в склоновых экосистемах на берегу р. Уж в 30-км зоне отчуждения ЧАЭС показали быструю динамику и концентрирование радионуклидов на береговой террасе и в донных отложениях реки. Была построена модель радиоемкости склоновой экосистемы и показана эвристичность. Можно считать, что анализ радиоемкости перспективен и в случае линейно организованных экосистем по типу склоновых. Модели позволяют оценить и прогнозировать закономерности распределения радионуклидов и определять критическую биоту, которая может получать заметные дозовые нагрузки.

4.4.3. Исследование радиоемкости ландшафтов.

Анализ поведения поллютантов в склоновых экосистемах, которые составляют основу практически любого наземного ландшафта, показал возможность описания распределения и перераспределения радионуклидов методами теории радиоемкости с использованием камерных моделей. Исследования показали, что скорость

перемещения радионуклидов в ландшафте определяется, в основном, несколькими характеристиками: крутизной склона (P_1), видом покрытия (P_2), плотностью насаждения в ландшафте (P_3), вертикальной (P_4) и горизонтальной (P_5) миграцией. Методами ранговой оценки была проведена оценка вероятностей влияния этих показателей ландшафта на перераспределение радионуклидов. Каждый из показателей оценивается в диапазоне значений от 0 до 1. В силу независимости показателей ландшафта, общая оценка вероятности миграции радионуклидов элементами ландшафта определяется как свернутая вероятность и рассчитывается по формуле:

$$P = P_1 \cdot P_2 \cdot P_3 \cdot P_4 \cdot P_5. \quad (4.5)$$

Особенную проблему представляют реальные ландшафты, когда оценки параметров радиоемкости касается больших территорий, где действуют системы факторов, которые влияют на перераспределение радионуклидов биотическими и абиотическими компонентами экосистем. Определены главные факторы влияния на параметры радиоемкости: крутизна склонов, вид растительного покрытия поверхности, скорости стока, тип почвы и т.п. Видимо из натурных исследований процессов движения радионуклидов по склоновым системам и процессов эрозии почв при действии поверхностного стока, что интенсивность стока резко возрастает с величиной крутизны склона. По оценкам и литературным данным, при величине крутизны склона в $1-3^\circ$ вероятность стока за год составляет 0,01-0,05 от запаса поллютанта на данной части склона, а при крутизне склона в $25-30^\circ$ вероятность стока радионуклидов и других поллютантов приближается к 1.

Используя технические возможности программного продукта ESRI ArcGIS, была разработана модельно-аналитическая ГИС, что позволяет анализировать и проводить прогнозы миграции загрязняющих веществ в экосистемах. Математической основой данной ГИС является математическая модель миграции веществ-загрязнителей в экосистемах. Основными информационными составляющими данной модели являются физико-химические и биохимические характеристики веществ-загрязнителей, а также природные и антропогенные

факторы среды. Анализ исходных данных позволяет нам выйти на определяющие блоки модели – показатели скоростей сброса и выноса загрязнителей в экосистемах.

В результате обработки исходных данных и их анализа в ArcGIS с использованием модулей Spatial Analyst и 3D Analyst, создаются аналитические карты, которые представляют собой индексированные растровые изображения, которые складываются из пикселей заданного размера. Каждый из таких пикселей имеет определенное цифровое, индексное или логическое значение, которое он получает в результате выполнения расчетов по одному из возможных алгоритмов интерполяции данных исходных, растровых или векторных информационных ГИС-слоев.

Вследствие проведения ряда пространственно-математических расчетов с растровыми информационными слоями, мы можем получить набор необходимых растрово-индексных аналитических карт с показателями скоростей сброса, выноса и аккумуляции веществ-загрязнителей для каждого из пикселей, которые, имея заданную размерность, представляют собой элементарную пространственную единицу местности. Используя компонент „Растровый калькулятор” из арсенала модуля Spatial Analyst, согласно принятой математической модели, задаем последовательность математических операций, которые будут реализовываться над индексными показателями аналитических карт, а также вводим слой с данными по загрязнению и количество циклов расчета, которые имитируют временной промежуток (как правило в 1 год). В результате этих расчетов мы получаем новый индексный растровый слой с изображением прогнозируемых показателей загрязнения территории, которые исследуются через заданный промежуток времени.

В результате могут быть получены оценочные и прогнозные карты для выбранного полигона (заказник “Лесники” в Конча-Заспе около Киева на берегу реки).

На рисунке 4.3 показаны карты показателей радиоемкости ландшафта исходного полигона (справа) и структуры его рельефа (слева).

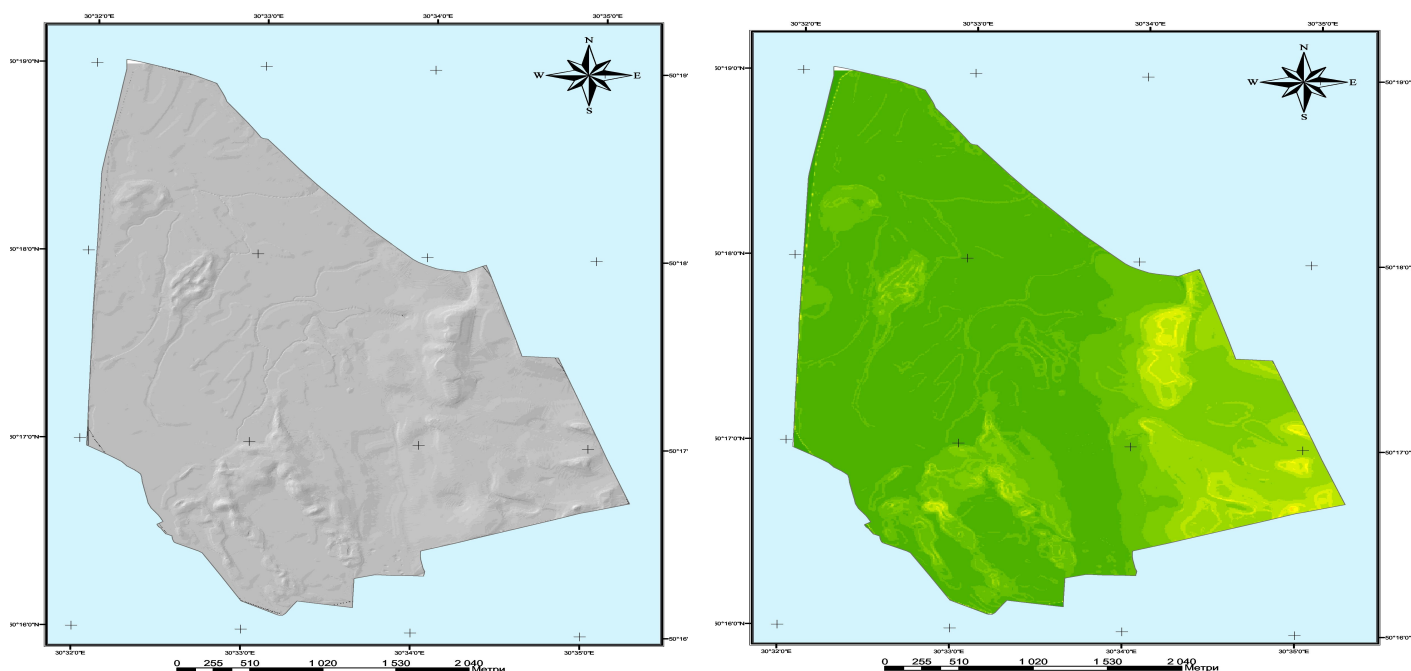


Рис. 4.3. Реальные значения показателей радиоемкости ландшафта заказника “Лесники” в Конча-Заспе возле Киева (справа) и его рельеф (слева).

Используя параметры, которые влияют на перераспределение радионуклидов в ландшафте, построены карты (рис. 4.4) исходного равномерного загрязнения ландшафта ^{137}Cs (слева), и карта перераспределения радионуклидов исходя из параметров через 10 лет после аварии (справа). Видно, что ожидается заметное перераспределение поллютанта в исследованном ландшафте.

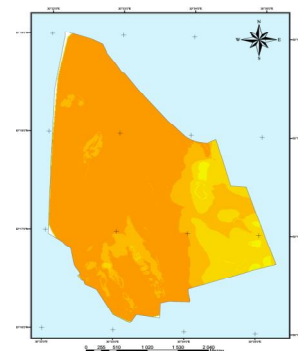
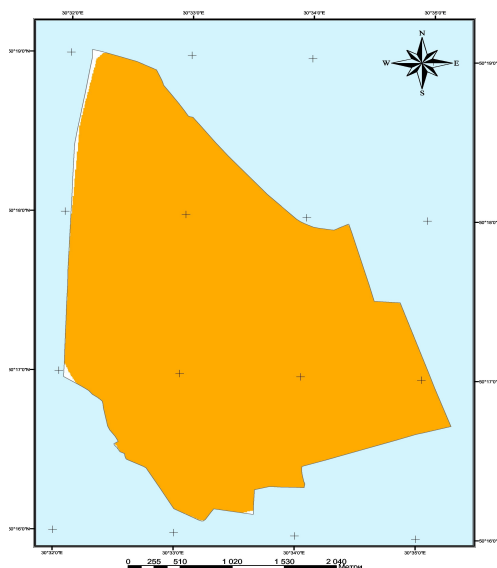


Рис. 4.4. Равномерное распределение радионуклидов ^{137}Cs на исследованном по (исходное состояние – слева) и перераспределение радионуклидов через 10 лет после (справа)

Этот процесс усиливается (рис. 4.5) через 20 лет оценки (слева), а через 30 лет после аварии прогнозная карта (справа) показывает остро выраженное концентрирование радионуклидов в понижения ландшафта (более темная красная краска).

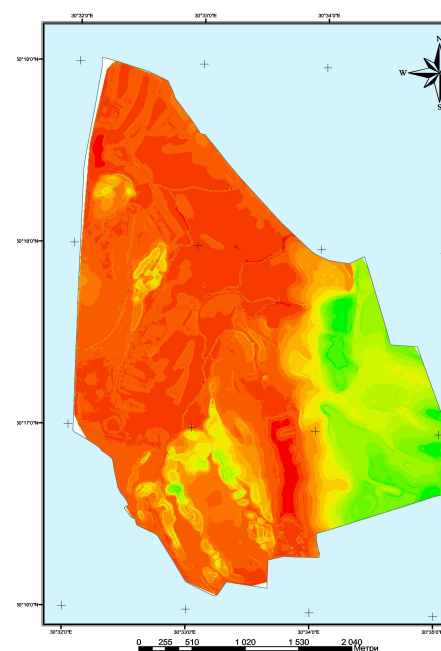
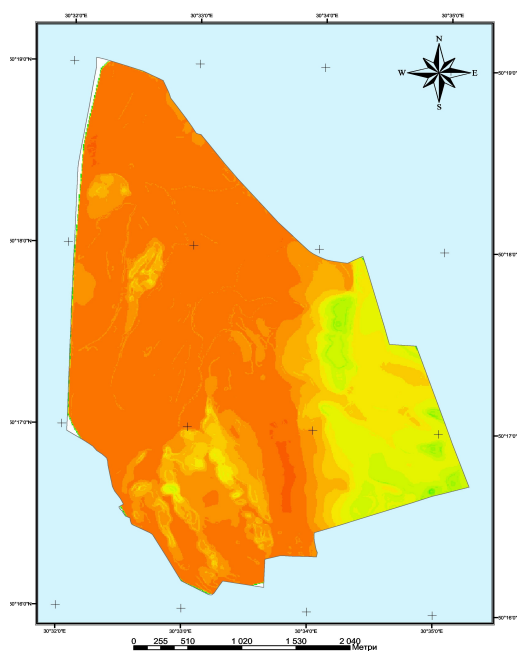


Рис.4.5. Перераспределение радионуклидов через 20 лет после аварии (слева) и через 30 лет после аварии (справа)

Кроме оценочных и прогнозных карт разработана методика, которая дает возможность проводить реконструкцию процесса загрязнения территории, дозовых нагрузок, а также, по результатам точечных замеров, полученных в полевых условиях, реализовывать экстраполяцию показателей загрязнения на весь район исследований и во временной динамике.

4.5. Контрмеры в радиоэкологии

Экологические нормативы и состояние загрязнения экосистем существенно зависит от использования разных контрмер. В условиях существования возможности радионуклидных выбросов и сбросов от ядерных предприятий и установок принято разрабатывать и применять специальные контрмеры для защиты для населения и окружающей среды от попадания радионуклидов в ОС (окружающую среду) и влияния радионуклидного загрязнения. Контрмеры могут быть локального характера (в месте загрязнения) и общего (влияют на всю территорию, которая загрязнена радионуклидами).

4.6. Радиоэкологическая оценка эффективности контрмер.

Во всех случаях разработки, планирования и реализации контрмер принято оценивать и прогнозировать их эффективность. Критериями для оценки эффективности контрмер является степень уменьшения средней индивидуальной дозы для персонала или населения и/или уменьшения коллективной дозы облучения. После оценки уменьшения индивидуальной и коллективной дозы вследствие определенной контрмеры проводят расчет соотношения польза-вред.

Рассчитывают стоимость применения определенной контрмеры и другие затраты, а также оценивают *уменьшение* (экономия) *эквивалентной коллективной дозы облучения*, что достигается при этом. Зная стоимость 1 чел.-Зв (чел.-бер), нетрудно рассчитать стоимость позитивного эффект, которого можно достигнуть благодаря применению определенной контрмеры.

Сравнение стоимости достигнутого позитивного эффекта и стоимости вреда (то-есть стоимость контрмеры и его последствий) дает возможность оценить разницу между ними. Такая оценка получила название *настоящей (чистой) пользы*. Если настоящая польза существенно превышает вред вследствие определенной контрмеры, его применение является радиозэкологически целесообразным. Если это расхождение небольшое или негативное, то использовать такую контрмеру в конкретных условиях нецелесообразно. Анализ всей системы контрмер дал возможность установить определенную общую закономерность, которая состоит в наличии предельного уровня дозы облучения, выше которого, применение контрмер целесообразно, а ниже – неэффективно.

4.6.1. Контрмеры в условиях радиационных аварий.

В систему планирования вмешательств в случаях радиационных аварий МКРЗ заложено три принципа:

1. Избегать возникновения значительных нестохастических эффектов влияния ионизирующего облучения на человек через применение мер по ограничению индивидуальной дозы к уровням, ниже от предельных для возникновения этих (соматических) эффектов.
2. Ограничивать риск от стохастических (генетических) эффектов с помощью защитных мер, при которых достигается настоящая польза.
3. Ограничивать общую количество случаев стохастических эффектов, насколько это допустимо, путем уменьшения коллективной дозы облучения (видоизмененный принцип ALARA, один из основных принципов радиационной защиты: поглощенная доза облучения должна быть настолько низкой, насколько это допустимо с учетом экономических и социальных факторов).

Для принятия решений по выбору контрмер в условиях радиационной аварии считают целесообразным разделить течение аварии на временные этапы: *ранний*, *промежуточный* и *восстановительный*.

Ранний этап состоит из двух стадий:

- 1) от существования угрозы значительного выброса от ядерной установки до того момента, когда он происходит или устанавливается контроль над ядерной установкой (станцией);
- 2) в течении нескольких часов (от 1,5 часа и больше) от начала выброса радионуклидов. В случае аварии на ЧАЭС этот этап продолжался около 10 суток.

Для раннего этапа развития аварии характерно, что все контрмеры и решения по их использованию касаются управления ядерным предприятием. Сложность ситуации состоит в невозможности предвидения развития событий.

Аварийные планы и сценарии на этом раннем этапе предусматривают необходимые защитные меры и мониторинг среды вокруг ядерного предприятия.

Возможны два варианта облучения людей:

- 1) вследствие внешнего влияния облучения;
- 2) через вдыхание радионуклидов.

Это облучение касается практически только персонала предприятия.

Промежуточный этап аварии охватывает период от нескольких часов от начала аварии и до нескольких суток, когда выброс уже произошёл. Если выброс состоит не только из радиоактивных инертных газов, то вероятно выпадение радионуклидов. Возможно также продолжение неконтролируемого выброса.

На этом этапе аварии могут наблюдаться три варианта (пути) облучения людей:

- 1) внешнее – от радионуклидов, которые выпали, и от факела (тучи);
- 2) внутреннее – от употребления воды и еды;
- 3) ингаляционное.

Аварийные планы и применение необходимых мер зависит от данных мониторинга. Проводят консультации с группой экспертов для определения необходимости контрмер по защите населения. Состав группы экспертов определяют заранее.

Восстановительный этап аварии – это период принятия решений и применения необходимых мер по возвращению к нормальной жизни. Этот период может быть длительным (для аварии на ЧАЭС он продолжается и сейчас). На этом этапе завершают и прекращают меры защиты персонала и населения. Все решения по использованию контрмер и их характера принимают с учетом социальных, экономических и технических факторов. в таблице 4.5. систематизированы основные контрмеры для разных этапов развития аварии на ядерных предприятиях.

Таблица 4.5. Контрмеры на разных этапах развития радиационной аварии

Контрмера	Этап развития радиационной аварии		
	ранний	Промежуточный	Восстановительный
Укрытие людей	+	+	_*
Самая простейшая		-	-
Защита органов дыхания			
Применение стабильного йода	+	+	-
Эвакуация населения	+	+	+
Переселение людей	-	+	-
Контроль доступа в	+	+	+

районы радионуклидного загрязнения			
Санитарная обработка людей	-	+	-
Контроль воды, продуктов питания, использование заготовленных кормов	-	+	-
Медицинская помощь	-	+	-
Дезактивация территории	-	-	+

* Неэффективность использования такой контрмеры на соответственном этапе развития радиационной аварии

В табл. 4.6. приведены рекомендации МКРЗ о мерах по защите населения при разных путях влияния

ионизирующего облучения.

Таблица 4.6. Основные меры защиты людей зависимо от путей влияния ионизирующего облучения.

Путь влияния	Меры
Внешний, радионуклиды в факеле выброса	Укрытие, эвакуация, переселение людей,

радионуклиды, которые выпали на территории (в том числе вызвали поверхностное загрязнение людей) Ингаляционный, вдыхание пара от факела выброса, вдыхание радионуклидов Попадание в организм из продуктов питания и с водой	контроль доступа в районы загрязнения, санитарная обработка, дезактивация территорий Укрытие, эвакуация населения, защита органов дыхания, применение стабильного иода, контроль доступа в районы загрязнения, санитарная обработка, дезактивация территорий Контроль пищевых продуктов и воды, использование заготовленных для животных кормов
--	--

Из таблиц 4.5 и 4.6 vyplывает, что некоторые контрмеры целесообразно проводить только на отдельных этапах аварии, когда они эффективны. Каждый из упомянутых контрмер направлен на разные пути влияния и формирования дозы облучения.

4.6.3. Принципы выбора контрмер.

Определение необходимости применения той или иной контрмеры зависит от соотношения риск-ущерб для людей, которые ощутили влияние ионизирующего излучения. Социальный ущерб и риск, связанный с мерами защиты населения, должны быть меньше, чем риск от отвергнутой благодаря этой контрмере эквивалентной дозы облучения. На основании расчетов

устанавливают оперативные уровни вмешательства в зависимости от дозы облучения. Эти дозы рассчитывают заранее. Устанавливают верхний уровень дозы облучения, выше которой применения определенной контрмеры считают обязательным. Нижний уровень индивидуальной эквивалентной дозы облучения отвечает той дозе, ниже которой нецелесообразно использовать определенную контрмеру, потому что, как указывалось, ущерб будет превышать позитивный эффект от его применения. Верхний и нижний уровни, по которым определяют необходимость определенных контрмер, устанавливают национальными нормативами. Если доза облучения находится в пределах этих уровней, выбор определенной контрмеры на основе экономических и технических возможностей страны, где происходит радиационная авария. В таблице 4.7 приведена рекомендованная МКРЗ система уровней доз для выбора контрмера, которые местные органы могут изменять и корректировать. Предельная эквивалентная доза облучения для человека, выше которой большинство контрмер является обязательными, составляет 0,5 Зв (50 бер).

Таблица 4.7. Рекомендованные МКРЗ уровни эквивалентной дозы облучения для выбора контрмер (по 60-той публикации МКРЗ)

Контрмера	Эквивалентная доза, Зв (бер)					
	на все тело				на отдельные органы	
	верхний уровень	нижний уровень	верхний уровень	нижний уровень	верхний уровень	нижний уровень
Ранний этап аварии						

Укрытие людей и применение стабильного йода	0,05(5)	0,005(0,5)	0,5(50)	0,05(5)
Эвакуация людей	0,5(50)	0,05(5)	5(500)	0,5(50)
Промежуточный этап аварии				
Контроль продуктов питания и воды	0,05(5)	0,005(0,5)	0,5(50)	0,05(5)
Переселение людей	0,5(50)	0,05(5)		

Рассмотрим характеристику некоторых контрмер.

1.Укрытие и самая простая защита органов дыхания:

- а) пребывание в помещении, которое уменьшает дозу внешнего облучения в 2-10 раз;
- б) закрытие окон, дверей и выключение системы вентиляции;
- в) дыхание через мокрую ткань, которая уменьшает ингаляционную дозу облучения в 10 раз.

2.Применение стабильного йода (таблетки калия йодида или йодат).

При поступлении ^{131}I в организм его накопление в щитовидной железе достигает максимума через 1-2 сутки, причем 50 % этой дозы формируется за 6 часов. Поглощение ^{131}I щитовидной железой прекращается обычно через 5 мин после применения 100 мг стабильного йода и продолжается около 30 мин., если человек поел. Самым эффективным является профилактическое введение йода до облучения (например, употребление еды с повышенным содержанием йода, йодированной соли). Применение стабильного йода через 6 часов после облучения снижает дозу в 2 раза, а через сутки является уже менее эффективным. Если выброс продолжается

долго (несколько суток, как в случае аварии на ЧАЭС), то применение йодной профилактики целесообразно на протяжении всего этого периода. Риск от применения стабильного йода незначительный.

3. Эвакуация населения потребует рассмотрения детального плана, который охватывает:

- а) оценку объема и характера аварии;
- б) предварительную оценку количества людей, которые потребуют эвакуации; в) наличие путей эвакуации и приемных пунктов;
- г) оценку погодных условий.

Следует особенно подчеркнуть, что эвакуация на раннем этапе аварии эффективна, если она проводится до появления факела и тучи. Эвакуация во время появления факела может только причинить вред, то есть привести к облучению. Подобная ошибка наблюдалась во время эвакуации населения в г. Припяти, когда вывоз людей автобусами проводился при факельных выбросах, на дорогах около “рыжего” леса, то есть при наличии особенно высоких уровней внешнего облучения.

4.6.4. Сравнительный анализ контрмер во время ликвидации аварии на ЧАЭС.

Контрмеры, реализованные в процессе ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, условно делят на два класса: *тактические* и *стратегические*. *Тактическими* можно считать оперативные меры после аварийного периода, направлены на уменьшение индивидуальных доз облучения для персонала и населения. *Стратегическими* считают контрмеры по уменьшению коллективных эквивалентных доз облучения для населения (табл. 5.8).

Стратегически самыми важными среди многомасштабных реализованных контрмер для Киева, по нашим оценкам, являются:

- 1) оперативное создание системы водоочистки и резервных систем водоснабжения города;

2) вывоз детей школьного возраста на летние месяцы в 1986 г.;

3) сбор и вывоз опавших листьев в 1986 г.

Определяя степень уменьшения ожидаемой коллективной эквивалентной дозы благодаря применению систем водоочистки питьевой воды, исходя из усредненных оценок, по которым в первые три месяца после аварии на вход гидроочистных сооружений города поступала вода с объемной активностью около $3,7 \cdot 10^2$ Бк/л (10^{-8} Ки/л), а на специальных фильтрах она очищалась до 37 Бк/л (по основным радионуклидам).

Расчеты показали, что средняя индивидуальная эквивалентная доза облучения на одного жителя Киева без водоочистки составила около 0,035 Зв (3,5 бер), а благодаря специальной водоочистке она уменьшалась до 0,003 Зв (0,3 бер). Для 3-миллионного города, которым является Киев, снижения ожидаемой коллективной эквивалентной дозы составить 10^4 чел.-Зв (10^6 чел.-бер).

Уровень поверхностной активности опавшей листвы в Киеве в 1986 г. из-за воздушной составляющей радионуклидного загрязнения достиг $3,7 \cdot 10^4$ Бк/кг, или 10^{-6} Ки/кг (по основным радионуклидам). По нашим оценками, опад таких листьев, превращения его в пыль или сжигание на кострах могло вследствие вторичного ветрового подъема сформировать дополнительную ингаляционную дозу около 0,007 Зв (0,7 бер) на человека. Вывоз на захоронение почти 20000 т листьев обусловило снижение коллективной эквивалентной дозы облучения для всего населения города приблизительно на $2,1 \cdot 10^4$ чел.-Зв ($2,1 \cdot 10^6$ чел.бер).

Таблица 4.8. Оценка уменьшения коллективной эквивалентной дозы облучения в Киеве вследствие использованных контрмер.

Радионуклид (ы)	Уменьшение дозы в зависимости от использованной контрмеры
-----------------	---

	Водоочистка		Сбор и вывоз опавшей листвы	Вывоз
	В течении первых трех месяцев после аварии	В течении 18 месяцев после аварии		
^{137}Cs	0,7	0,02	0,7	
^{90}Sr	0,007	0,0002		
	2,8	0,08		
$^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}$	0,28	0,000008		
	3,5	0,1		
	0,3	0,00021		
Суммарное уменьшение ожидаемой коллек- тивной эквивалентной дозы облучения, чел.-бер.	10^6		$2,1 \cdot 10^6$	

*У числителе – коллективная эквивалентная доза облучения, чел.-бер (1 чел.-бер = 0,01 чел.-Зв), в знаменателе – индивидуальная доза, бер (1 бер = 0,01 Зв).

Суммарное уменьшение коллективной дозы облучения вследствие вывоза детей на летний период из Киева оценивают в $0,7 \cdot 10^4$ чел.-Зв ($0,7 \cdot 10^6$ чел.-бер).

В целом рассмотренные выше контрмеры, по нашим оценкам, обусловили уменьшение ожидаемой коллективной дозы облучения на $13,2 \cdot 10^4$ чел.Зв ($13,2 \cdot 10^6$ чел.-бер). Этот очень значительная степень уменьшения дозы отражает высокую

эффективность использованных стратегических контрмер по защите больших групп населения. Следует заметить, что эффект снижения дозы было достигнуто радикально: опавшая листва вывезена и захоронена; при водоочистке радиоактивность сконцентрирована на фильтрах, то есть также захоронена; дети были вывезены из Киева, вследствие чего часть дозы внешнего облучения на них вообще не воздействовала.

Хорошо известны и реализованные в Украине и Беларуси такие контрмеры для уменьшения дозовых нагрузок на население, как, например, глубокая вспашка загрязненных почв, их мелиорация и известкование (табл. 4.9).

Таблица 4.9. Эффективность разнообразных методов дезактивации радионуклид-загрязненных почв

Метод дезактивации	Коэффициент дезактивации по индивидуальной дозе	Коэффициент дезактивации по коллективной дозе	Время, годы	Влияние на фактор
Закрепление территории	1,2	1,2	1	1
Снятие дернины (turf-cutter)	20	20	1	0,9
Снятие поверхностного слоя почвы грейдером, бульдозером, скрепером	6 - 8	2	1	0.05
Глубокая вспашка	2 - 3	1	2 - 3	1
Специальные севообороты	3 - 5	3 - 5	4 - 5	1

Благодаря использованию таких контрмер наблюдается уменьшение индивидуальных эквивалентных доз облучения в среднем приблизительно в 1-3 раза. Эти контрмеры оказались достаточно эффективными для уменьшения индивидуальных дозовых нагрузок. Однако основная часть коллективной дозы в сельской местности формируется через поступление радионуклидов с едой. Если вследствие вспашки, мелиорации или внесения удобрений, поступление радионуклидов в продукты питания уменьшается, то практически это означает, что это самое количество радионуклидов поступит в пищевой рацион человека не за 8-10 лет, а в течении 20-25 лет.

Понятно, что это количество радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr так или иначе поступит со временем в рацион питания, но большего количества людей и сформирует меньшую индивидуальную дозу. Уровень коллективной дозы при этом уменьшится только на 20-30 % за счет радиоактивного распада. Таким образом, тактические контрмеры, которые достаточно эффективны по критерию снижения индивидуальных доз облучения, являются малоэффективными относительно снижения коллективной дозы. Этот пример иллюстрирует важные принципиальные отличия, как в эффективности стратегических и тактических контрмер, так и в методах их оценки.

Если для локальных радиационных аварий наличную систему контрмер можно считать достаточно эффективной, то для сверхвысоких по последствиям аварий, таких как Кыштымская, Чернобыльская и авария на Фокусиме-1, оптимальные системы контрмер, которые еще должны быть разработаны и обоснованы.

Таким образом, при малых и средних индивидуальных эквивалентных дозах облучения (до 0,05 Зв, или 5 бер, на одного человека) в ситуации больших аварий эффективны и целесообразны стратегические контрмеры общерегионального характера и практически неэффективные контрмеры тактического класса. Для сравнительной оценки эффективности и оптимизации выбора контрмер нужно учитывать их влияние на параметры экосистем. Важно знать, что остается после применения контрмер дезактивированная “пустыня” или жизнеспособная экосистема.

4.7. Проблема экологического нормирования в свете Чернобыльской аварии.

Существующая у нас в стране и мире система гигиенического нормирования не решает проблему безопасности биоты экосистем, которая оказывается в зоне влияния радиационных аварий и выпадений. Как показал опыт оценки влияния радионуклидов на биоту в случаях Кыштымской и особенно Чернобыльской аварий, такие заметные влияния имеют место. Поэтому в 103 публикации МКРЗ, наконец, была поставлена проблема создания специальной системы экологического нормирования. МКРЗ предлагает вариант выбора особенно чувствительных видов в экосистеме, а по их реакции предлагается судить о превышении и или не превышении допустимых уровней загрязнения биоты экосистем.

На наш взгляд, разработка системы экологических нормативов на допустимые сбросы и выбросы поллютантов в биоту экосистем требует особенного подхода и создания специальных моделей. В существующей системе гигиенического нормирования действуют относительно простые подходы и модели оценки допустимых уровней загрязнения воздуха, воды и продуктов питания. Достаточно наладить их контроль и выполнение гигиенических нормативов может быть обеспечено. Задача установления экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения биоты намного сложнее.

Для того, чтобы ограничить дозу действия на биоту в структуре экосистемы необходимо установить динамику и закономерности распределения и перераспределения поллютантов по компонентам конкретных экосистем для определения критического звена биоты, где следует ожидать депонирования наибольшего количества поллютантов и самого высокого уровня действия дозы, и где могут быть самые большие негативные эффекты влияния на биоту. А это совсем не обязательно будут, выбранные заранее, наиболее чувствительные виды организмов. Обыкновенно на начальных этапах аварии, отдельные высокочувствительные виды, могут реагировать на относительно высокие дозы облучения, но не обязательно, что именно эти виды определяют судьбу биоты всей

экосистемы. Наконец, выживание биоты любой экосистемы определяются ее способностью сохранить биомассу, достаточно для воспроизводства данной экосистемы и поддержки способности кондиционирования места существования, пригодного для выживания для этой биоты. Поэтому мы считаем, что для биоты экосистем, где происходят реальные процессы распределения и перераспределения радионуклидов, которые попали в нее, в системе экологического нормирования должен использовать третий вариант определения критических составляющих биоты и уже по ним проводить нормирование радиационного фактора.

Используя натурные данные и результаты расчетов по разработанным нами моделям радиоемкости практически любой экосистемы, можно определить удельные значения радиоактивности по ^{137}Cs (в частности) в каждой из компонент биоты исследованной экосистемы. Используя данные о Кн. (коэффициентах накопления) ^{137}Cs , моделей радиоемкости разных составляющих данной экосистемы и результатов камерной модели исследованной экосистеме, можно получить данные о динамике распределения и перераспределения радионуклида ^{137}Cs , в соответствии с системой дифференциальных уравнений тех, что представляют камерную модель. Чтобы практически использовать предложенный подход, нами сделан расчет для склоновой экосистемы. Допустим, что начальный уровень поступления радионуклидов ^{137}Cs на верхний уровень экосистемы (прототип склона на берегу р.Уж) – лес, составляет 1 МБк. С помощью натурных данных и камерной модели исследованной экосистемы и моделей радиоемкости, проведем расчет того, какая часть радионуклидов и какая доза облучения биоты и концентрация радионуклидов ^{137}Cs формируется в разных элементах места существования (таблица 1). Установив уровни загрязнения биоты в разных камерах по модели Б.Амиро, можно оценить дозовые нагрузки на биоту, исходя из общего уровня поступления радионуклидов ^{137}Cs в 1 МБк. Ясно, что эти дозы будут малыми в сравнении с предложенной нами критической границей дозы в 4 Гр/год на биоту. Далее, решая пропорцию, определены границы поступления радионуклидов ^{137}Cs в камеру – Лес, при условии, что мощность дозы не превышает значения в 4 Гр/год. При этом показано, что наибольшие дозовые нагрузки ожидаются в биоте донных отложений озера. Из

таблицы 1 вытекает, что в зависимости от Кн – донной биоты, уровни допустимого радионуклидного загрязнения (экологические нормативы на допустимые сбросы радионуклидов ^{137}Cs) лесу заметно изменяются от значений в сотни Ки до единиц. Это означает, что: 1) критическая биота донных отложений может резко ограничить величину экологического норматива; 2) радионуклидному загрязнению может подвергаться не только верхний участок экосистемы склона, но и другие камеры экосистемы склона, что расположены ниже. При этом жесткость экологического норматива на допустимые уровни сброса радионуклидов заметно возрастает при ситуации, когда радионуклидному загрязнению ^{137}Cs подвергаются нижние уровни экосистемы склону – луг, терраса. Чем ниже по склону происходит загрязнение экосистемы склона, тем меньше допустимый уровень поступления радионуклидов в исследованную экосистему склона.

Таблица 4.10. Расчет величины дозы (Гр) на компоненты озерной экосистемы и допустимого годового сброса ^{137}Cs в зависимости от значений Кн, для биоты бентоса (при исходном значении поступления в лес 1 МБк ^{137}Cs).

Дозы от компонент озерной экосистемы, которые действуют на биоту	Кн. – биоты донных отложений озера(бентоса)					
	1	10	100	1000	10000	100000
От воды	5,4 -9*	5,4 -9	5,4 -9	5,4 -9	5,4 -9	5,4 -9
От донных отложений	3,2 -8	3,2 -8	3,2 -8	3,2 -8	3,2 -8	3,2 -8
От вегететующей биомассы в озере	1,4 -8	1,4 -7	1,4 -6	1,4 -5	1,4 -4	1,4 -3
Внутренняя доза	3,3 -8	3,3 -7	3,3 -6	3,3 -5	3,3 -4	3,3 -3
Суммарная доза на биоту	5,2 -8	4,8 -7	4,7 -6	4,7 -5	4,7 -4	4,7 -3
Допустимый сброс в лес ^{137}Cs при условии, что доза в донной биоте озера не превышает 4Гр/год	7,7 + 13 Бк	8,4 + 12 Бк	8,4 + 11 Бк	8,5 + 10 Бк	8,5 + 9 Бк	8,5 + 8 Бк
	2100 Кi	220 Кi	22 Кi	2,3 Кi	0,23 Кi	0,023 Кi
Допустимый сброс в лес ^{90}Sr при условии, что доза в донной биоте озера не превышает 4Гр/год	2,9 + 14 Бк	3,8 + 13 Бк	3,9 + 12 Бк	3,9 + 11 Бк	3,9 + 10 Бк	3,9 + 9 Бк
	7800 Кi	1020 Кi	105 Кi	10,5 Кi	1 Кi	0,1 Кi

*5,4 -9 означает $5,4 \cdot 10^{-9}$

Анализируя результаты расчетов представленные в таблице 4.10, следует подчеркнуть, что в последних двух строчках сделан перерасчет допустимых уровней сброса радионуклидов ^{137}Cs в озеро с помощью, описанной выше, пропорции. Таким образом экологический норматив на допустимый уровень поступления ^{137}Cs в первый год после аварии, при высоком реальном значении K_n донной биоты в 1000 единиц не должен превышать всего 2,3 Ки в ситуации разового сброса. В случае дополнительных сбросов радионуклидов в лес в дальнейшие годы после аварии, этот норматив будет оценен еще меньшей величиной. Идет речь о том, что высокие значения K_n донной биоты, критической для данной экосистемы склона, означают резко ограниченные уровни экологических нормативов на допустимые уровни сброса в участке склона, которые расположены ниже, допустимый экологический норматив на их загрязнение радионуклидами ^{137}Cs , будет еще заметно ниже. При этом можно посчитать, что гигиенические нормативы на воду озера, как питьевую (2 Бк/л), при таких экологических нормативах никогда не будет превышен. Также можно показать, что уровни загрязнения травы на лугу, кормовых трав на террасе, при уровне поступления радионуклидов ^{137}Cs в лес на уровне 2,3 Ки или 0,23 Ки, никогда не приведут к получению молока от коров, которые выпасаются на этом лугу и в результате откорма коров кормовыми травами на террасе, к превышению гигиенического норматива (ДУ-2006) на загрязнение молока в 100 Бк/л. Тоже самое, касается уровней загрязнения овощей от использования воды озера для их орошения, Это также не приведет к превышению гигиенического норматива на загрязнение овощей радионуклидами ^{137}Cs , в 60 Бк/кг. Таким образом, в данной реальной ситуации радионуклидного загрязнения экосистемы склона ^{137}Cs , предложены экологические нормативы на допустимые уровни сброса и выброса радионуклидов заметно ниже, чем гигиенические нормативы, что действуют в данной экосистеме склона.

Известно, что современная экологическая парадигма, которая действует, состоит в том, что если экологическая ситуация в конкретной экосистеме благоприятна для человека, тогда экологическая ситуация для дикой биоты тем

более будет благоприятна. Проведенный тут конкретный анализ по расчетам экологического норматива на допустимые уровни радионуклидного загрязнения ^{137}Cs , близкой к реальной, экосистеме склона показывает, что эта парадигма не всегда верна. Можно считать, что экологические нормативы на допустимые уровни загрязнения поллютантами реальных экосистем, могут быть более жесткими, чем человеческие гигиенические нормативы. Гигиенические нормативы относительно просты в разработке, потому, что они касаются только одного виду биоты – человека. При этом нормируются отдельные компоненты места существования – уровни загрязнения воздуха в зоне дыхания, питьевая вода и продукты питания. Таким образом, эти нормативы разрабатываются и рассчитываются одновременно и только изредка уточняются.

Нами показано, что разработка экологических нормативов на предельно – допустимые уровни сброса и выброса поллютантов в разные типы экосистем, а значит и обеспечения экологической безопасности, требуют специальных усилий и моделей. Сложность проблемы состоит в том, что даже для одной и той же экосистемы (например, экосистема склона) экологический норматив будет разным в зависимости от значений K_H – биоты донных отложений в соответствии с распределением поллютантов по компонентам экосистемы и так далее. Сложность задания возрастает при анализе и расчете экологических нормативов для разных типов экосистем, особенно объединенных в сложные ландшафтные экосистемы. Это может означать, что экологическое нормирования, если оно будет разработано, потребует значительных теоретических и экспериментальных усилий.

Анализ поведения поллютантов в экосистемах склонов, составляющих основу практически любого наземного ландшафта, показал возможность описания распределения и перераспределения радионуклидов методами теории радиоемкости, с применением камерных моделей. Исследования показывают, что скорость переноса радионуклидов в ландшафте определяются, в основном, несколькими характеристиками: крутизна склона (P1), вид покрытия (P2), расчлененность ландшафта (P3), вертикальная (P4) и горизонтальная миграция (P5). Каждый из показателей оцениваются от 0 до 1. Из-за независимости показателей ландшафта,

общая оценка вероятности миграции радионуклидов по элементам ландшафта определяются – как свернутая вероятность и определяется по формуле $P = P_1 \times P_2 \times P_3 \times P_4 \times P_5$. Особенную проблему представляют реальные ландшафты, когда оценки параметров радиоемкости относятся к большим территориям, где действуют системы факторов радионуклидов, которые влияют на перераспределение, по биотическим и абиотическим компонентам экосистем. Известно из натурных исследований по процессам движения радионуклидов по системам склонов, и за процессами эрозии грунтов при действии поверхностного стока, что интенсивность стока резко растет с крутизной склона.

Используя технические возможности программного продукта ESRI ARCGIS, нами была разработана модельно-аналитическая ГИС (геоинформационная система), которая позволяет анализировать и проводить прогнозы миграции загрязняющих веществ в экосистемах. Математической основой данной ГИС является разработанная нами математическая модель миграции веществ-загрязнителей в экосистемах. Основными информационными составляющими данной модели являются физико-химические и биохимические характеристики веществ-загрязнителей, а также природные и антропогенные условия окружающей среды. Анализ исходных данных позволяет нам выйти на ключевые блоки нашей модели – показатели скоростей поступления и выноса загрязнителей в экосистемах.

В результате нами получены оценочные и прогнозные карты для выбранного полигона – заказник «Лесники» в Конче-Заспе около Киева, на берегу реки. Полученные карты ландшафта исходного полигона и структуры его рельефа. Используя параметры, которые определяют перераспределение радионуклидов в ландшафте нами построены карты исходного равномерного загрязнения ландшафты Cs-137, и карта перераспределения радионуклидов через 10 лет после аварии. Установлено, что ожидается заметное перераспределение поллютанта в исследованном ландшафте. Этот процесс усиливается через 20 лет оценки, а через 30 лет после аварии прогнозная карта показывает остро выраженную концентрацию радионуклидов в зонах понижения ландшафта. (см. Рис 4.3-4.5).

Кроме оценочных и прогнозных карт, разработанная нами методика дает возможность проводить реконструкцию процесса загрязнения территории, а также, по результатам точечных измерений, полученных в полевых условиях, осуществлять экстраполяцию показателей загрязнений на весь район исследований, а также экологические нормативы для ландшафтов.

Литература

- 1.Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле// Радиационная биология и радиоэкология. – 1995.- Т.35. № 4. С.536-548
2. Amiro B.D. (1992): Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts, J. Environ. Radioactivity Vol.35, N1, : 37-51.
- 3.Войцехович О.В. Управління якістю поверхневих вод у зоні впливу аварії на Чорнобильський АЕС: Монографія / Серія „Радіація і вода”. – К.: Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, 2001. – 136 с.
- 4.Кутлахмедов Ю. О. Основы радиоэкологии: Навч. посіб./ Ю. О. Кутлахмедов, В. І. Корогодін, В. К. Кольтовер // за ред. В. П. Зотова. – К.: Вища шк., 2003. – 319 с.
- 5.Апплби Л. Дж. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля / Л. Дж. Апплби., Л. Довели, Ю. К.. Мирша // пер. с англ. под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. – М.: Мир, 1999. – 512 с.
- 6.Сердюцкая Л. Ф. Техногенная экология: Математико-картографическое моделирование / Л. Ф. Сердюцкая, А. В. Яцишин. – М.: Книжный дом „ЛИБРОКОМ”, 2009. – 232 с.
- 7.Горєв Л. П. Радіоактивність природних вод / Л. П. Горєв, В. І. Мелещенко, В. К. Хільчевський – К.: Вища шк., 2003. – 124 с.

Глава 5. Моделирование и оценка экологической емкости и надежности избранных экосистем.

При реализации проекта нами были проведены расчеты радиационной емкости и экологической емкости, которые учитывают как сценарии штатных выбросов опасных предприятий и предприятий ядерного энергетического цикла, так и возможные аварийные ситуации. На практике удобно использовать как параметр – фактор радиоемкости и экологической емкости. Этот фактор рассчитывается путем использования известного метода создания камерных моделей. Фактор экологической емкости и радиоемкости конкретного элемента ландшафта (F_j) или экосистемы определяется следующим образом:

$$F_j = \sum a_{ij} / (\sum a_{ij} + \sum a_{ji}) \quad [5.1]$$

Где $\sum a_{ij}$ - сумма скоростей перехода поллютантов из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент ландшафта, или экосистемы, согласно камерных моделей, а $\sum a_{ji}$ – сумма скоростей оттока поллютантов из исследуемой камеры - J - в другие составляющие компоненты экосистемы, сопряженные с ними . Количественные расчеты были нами дальше использованы для создания карт радиоемкости и экологической емкости территории Украины в зоне влияния

выбранных опасных для окружающей среды возле предприятий. Были разработаны и внедрены на выбранном полигоне НГЗ (Николаевского глиноземного завода), эффективные методы уменьшения (минимизации) поступления в окружающую среду загрязнения с промплощадок, водоемов-охладителей, хвостохранилищ (задернования, покрытия поверхностей матами из растительного сырья – тростник, камыш). Нами проведена адаптация предложенных методов к специфике конкретных производств, отходы, которых поступают в окружающую среду и складываются в открытые хвостохранилища.

5.1. Исследование экологического состояния Николаевского глиноземного завода

Построены картосхемы экологической емкости и влияния на окружающую среду (ОС) шламоохранилища красных шламов Николаевского глиноземного завода. На выбранных участках шламоохранилища будут выполнены работы по закреплению пылеобразующей поверхности с помощью дернования и покрытия растительными матами.

5.1.1. Характеристики шламоохранилища красных шламов на Николаевском глиноземном заводе.

Шламоохранилище ООО «НГЗ» предназначенное для складирования шламов, которые образуются в процессе производства глинозема. Шламоохранилище построено по проекту ГП «УКРВОДОКАНАЛПРОЕКТ» и принято в эксплуатацию.

Первая очередь – декабрь 1979 года.

Начало заполнения – июнь 1980 года.

Вторая очередь – декабрь 1984 года.

Особенности строения хвостохранилища влияют на его характеристику как источника поступления пыли и аэрозолей в ОС. Это фактически приземные источники неорганизованного поступления этих составляющих в ОС.

Внешние уклосы дамб и высушенные поверхности отработанных карт хвостохранилища могут быть поверхностями, которые пылят, и являются источниками ингаляционного загрязнения среды. Зоной применения методов пылеподавления и закрепления являются просторы между внешней и внутренней дамбой шламоохранилища (Рамка), включая дороги и уклосы на дамбах, а в будущем и вся поверхность шламоохранилища.

Состав и свойства шламов:

Красный шлам Николаевского глиноземного завода содержит щелочи

(компонента технологического процесса), оксиды Al_2O_3 , Fe_2O_3 , SiO_2 , CaO , MgO , Cr_2O_3 , SO_3 , Na_2O , K_2O , TiO_2 и микроэлементы Mn , Ni , V , Cr , Mo , Cu , Pb , Ga , Zr и другие. pH – среды шламов НГЗ от 8-12 (щелочная среда плюс соли). К токсичным солям, которые действуют на растения принадлежат, $NaCl$, $CaCl_2$, CaF_2 , Na_2SO_4 , $NaHCO_3$, Na_2CO_3 , а к нетоксичным $Ca(HCO_3)_2$, $CaSO_4$, $CaCO_3$. При содержании токсичных солей 0,8-1,5% та при pH больше 9 и выше растения гибнут. При анализе процессов накопления солей в почвах и разработке мер закрепления и рекультивации площадей имеет большое значение глубина грунтовых вод и их минерализация.

Ветровая эрозия.

Ветровая эрозия (дефляция) приводит к выдуванию из поверхностного слоя частички, которые могут переноситься на значительные расстояния и оседать в местах, где ослабляется подъемная сила ветра.

Основные пути загрязнения :

Загрязнение атмосферного воздуха обусловлено аэрозолями, которые образуются на поверхностях, которые пылят, связанных с наличием щелочи.

Загрязнение территории. Основной механизм загрязнения территории - ветровая активность и вторичный ветровой подъем на пляжах и откосов.

Ширина зоны вторичного загрязнения может достигать 700-900 м и больше от хвостохранилища. В процессе эксплуатации внутренняя дамба наращивается, что влияет на дальность распространения пыли с их поверхности. Это все приводит к необходимости увеличения размеров санитарно-защитной зоны хвостохранилища. Кроме возможности изменения непосредственного ухудшения санитарно-гигиенической обстановки, могут возникать экологические последствия не только в месте расположения шламохранилища. Может происходить повышение содержания тяжелых металлов в растениях, что может приводить к заметной миграции поллютантов по биологическим цепочкам. Особенно важна реальная возможность поступления поллютантов в Днепро-Бугский лиман и их токсичное влияние на биоту водоема.

Таблица 5.1.Средние данные по химическому составу красного шламв

Содержание оксидов, %									
Al ₂ O ₃ 12-16	Fe ₂ O ₃ 50-58	SiO ₂ 4,3-4,8	CaO 3,8-8,2	MgO 0,4-0,7	Cr ₂ O ₃ 1,9-2,1	SO ₃ 0,04-0,2	Na ₂ O 1,9-2,4	K ₂ O 0,2-0,4	TiO ₂ 5,3-5,5

Таблица 2. Содержание микропримесей в красном шламе

Содержание элементов в %								
марганец 0,01	никель 0,005	ванадий 0,04	хром 0,05	молибден 0,002	медь 0,002	свинец 0,003	галлий 0,002	цирконий 0,08

**Шламохранилище ООО «НГЗ» предназначено для складирования
шламов образующихся в процессе производства глинозема.
Шламохранилище построено по проекту ГПИ
«УКРВОДОКАНАЛПРОЕКТ» и принято в эксплуатацию.**



Фото 5.1. Общий вид шламохранилища НГЗ.



Фото 2. Часть рамки шламохранилища, планируемая для закрепления и пылеподавления.

5.1.2. Санитарно-гигиенические и экологические последствия длительного существования хвостохранилища НГЗ.

1. **Загрязнение атмосферного воздуха** обусловлено аэрозолями, которые образуются на поверхностях, которые пылят, что связано с присутствием щелочи.
2. **Загрязнение территории.** Основной механизм загрязнения территории - ветровая активность и вторичный ветровой подъем от пляжей и откосов.

Размеры зоны вторичного загрязнения могут достигать 700-900 м и больше от хвостохранилища. С годами внутренние дамбы наращиваются, что влияет на дальность распространения пыли с их поверхности. Это все приводит к необходимости увеличения размеров санитарно-защитной зоны хвостохранилища. Кроме возможности изменения непосредственного ухудшения санитарно-гигиенической обстановки, могут возникать экологические последствия не только в месте расположения шламохранилища. При этом может происходить повышение

содержания тяжелых металлов в растительности, что может приводить к заметной миграции поллютантов по биологическим цепочкам.

3. Загрязнение подземных вод. Это наиболее неблагоприятное экологическое последствие влияния хвостохранилища на ОС. Разнообразие геохимических и гидрографических свойств почв приводит к непредсказуемости экологических последствий для ОС.

В данном разделе рассматривается проблема пылеподавления и закрепления красных шламов на картах шламохранилища НГЗ, которые закрываются.

5.1.3. Исследование состояния и эффективности использованных методов пылеподавления на шламохранилище НГЗ.

Во время экспедиции на участке вблизи «Русской косы» был найден луговой участок пригодный для снятия дернины. Нами на этом участке были сняты пласты дернины, толщиной 4-5 см и общей площадью - 5 м². Эти пласты были размещены нами на плоском участке шламохранилища в двух вариантах. Одну площадку – 2,5 м², разместили прямо на поверхности шламохранилища, а на другой участок положили на лист полиэтиленовой пленки для защиты дернины снизу от действия вредных факторов красных шламов. Длительное регулярное наблюдение (в течении 4 месяцев) за задерненными участками показало, что за первые 2 месяца наблюдений они не потеряли своих природных свойств, цвета и прочности. Трава сохраняет способность расти, и нет изменений в окраске, что говорило бы о повреждении системы фотосинтеза растений. При этом участки дерна на пленке и без защиты пленкой практически не отличаются друг от друга. Отмечено вторичное загрязнение поверхности травы выпадениями щелочи, что пока не приводит к повреждению травы и дернины в целом. Это позволяет наблюдать за большим участком задернения на пляже шламохранилища.



Фото5.3. TURE CUTTER машина для снятия и подрезки дернины



Фото 5.4. Пласт подрезанной дернины, которая пригодна для использования.



Фото. 5.5. Часть площадки шламохранилища, которая покрыта снятой дерниной

Регулярные наблюдения показали, что дернина прочно лежит на дне на шламах, и видимых разрушений нет. Это может означать, что размещение дернины послужит надежным и долговременным способом для пылеподавления на шламохранилище НГЗ. Ожидаемое и наблюдаемое замерзание воды, не приводило к разрушению дернины. Все то, что происходит с дерниной на шламах, принципиально не отличается от ситуаций, которые возникают на заливных лугах и поймах рек. Поэтому есть все основания считать, что предложенный нами метод дернования поверхности шламохранилища НГЗ, себя оправдывает и может быть использован, как весьма перспективный.

Нами было сделано покрытие дерниной участка пространства шламохранилища на пляже площадью в 250 м^2 . Такой эксперимент позволил нам проверить пылеподавляющие свойства дернины и их устойчивость к щелочам и другим токсичным компонентам красных шламов, и к изменениям погодных условий. Показано, что дернина весьма



Фото 5.6. Конечный вид покрытия полигона дерниной и тростниковыми матами.

устойчива, к внешним климатическим и погодным условиям осени и зимы.

Во время экспедиции в 2010 г. на участке вблизи «Русской косы» была найдена залуженный участок пригодный для снятия дернины. Нами с помощью специальной машины «TURF CUTTER» на этом участке были снятые пласты дернины, толщиной 4-5 см и общей площадью - 250 м². Эти пласты были размещены нами на плоском участке шламохранилища в двух вариантах. Одну часть площадки –разместили прямо на поверхности шламохранилища, а другую часть дернины разместили на площадку, где положили дернину на полиэтиленовую пленку для защиты дернины снизу от действия вредных факторов красных шламов. Длительное регулярное наблюдение (в течении 4 месяцев) за задернованными участками показало, что они не потеряли своих природных свойств, цвета и прочности. Трава сохраняет способность расти, и нет изменений в окраске, что говорило бы о повреждении системы фотосинтеза растений. При этом участок дерна на пленке и без защиты

пленкой практически не отличаются друг от друга. Отмечено вторичное загрязнение поверхности травы выпадениями щелочи, которое пока не приводит к повреждению травы и дернины в целом. Необходимо было бы проверить это свойство устойчивости дерну при длительном действии щелочной среды шламохранилища, при изменении климатических условий.

Нами были продолжены наблюдения за состоянием и надежностью дернины, во время зимнего паводка с покрытием льдом, на пространстве между дамбами шламохранилища НГЗ. Регулярные наблюдения показали, что дернина прочно лежит на дне на шламах, и видимых разрушений нет. Это может означать, что размещение дернины послужит надежным и долговременным способом для пылеугнетения на шламохранилище НГЗ. Ожидаемое и наблюдаемое замерзания воды, не должно привести к разрушению дернины. Все то, что происходит с дерниной на шламах, принципиально не отличается от ситуаций, которые возникают на заливных лугах и поймах рек. Поэтому есть все основания считать, что предложенный нами метод задерновывания поверхности шламохранилища НГЗ, себя оправдывает и может быть использован как весьма перспективный.

5.1.3.1. Лабораторные исследования эффективности пылеподавления с использованием покрытия шлама дерниной.

Проводить опыты на самом шламохранилище, сложно и дорого, поэтому нужно проводить их в помещении лаборатории. В лабораторных опытах мы постарались воссоздать реальные условия шламохранилища, насколько это возможно. Лабораторные условия, нам представляются более адекватными заданию, потому что не зависят от погодных условий (дождь, ветер), которые мешают воспроизводимости опыта. Наши предварительные исследования в 30-км. Зоне ЧАЭС с дерниной, и исследования на шламохранилище, показали, что по этим полевым данным трудно оценивать параметры пылеподавления. Для данного лабораторного опыта дернину выращивали и готовили заранее на опытном поле

около Института и для опыта срезали машиной TURF CUTTER и помещали ее на 3 больших кюветы (1 м²), где был заранее рассыпан 5 –см слой красного шлама, привезенного нами с НГЗ. Контрольные кюветы не покрывали дерниной.

Наблюдения проводили в течение 3-х месяцев. В опыте определяли параметры, которые характеризуют уровень пылеподавления на контрольных и опытных кюветах. Оценку эффективности метода угнетения пылеподавления проводили с помощью мощных пылесосов (один пылесос над каждой из кювет). Сопло пылесосов закрепляли на штативах на высоте 0,5 м над поверхностью кюветы с дерниной, или шлама. В корпусе пылесоса на выходе сопла закрепляли пылеулавливающий карман в виде капроновой сетки. Была определен вес чистых, а потом и рабочих пылеулавливающих карманов. Пылесосы работали по 3 часа каждый день при общем сроке исследований 4 недели. Количество пыли, а значит и эффективность метода угнетения пылеобразования, оценивали по разнице веса пыли в опытных и контрольных вариантах.

Сводные данные относительно эффективности пылеугнетения приведены в таблице. 5.3.

Таблица 5.3. Сравнительная оценка количества пыли над контрольными и опытными кюветами и оценка относительной эффективности пылеугнетения по методу покрытия дерниной.

Вариант опыта	Вес пыли через 1 неделю опыта, г (среднее по 3-ем кюветам)	Вес пыли через 2 недели опыта, г	Вес пыли через 4 недели опыта, г
Контроль	12 ±0,4	64±5	178±12
Опытный вариант с использованием	0,5± 0,1	0,8±0,2	1.4±0,4

использованием покрытия шламов дерниной			
Показатель эффективности для опыта (соотношение веса пыли в карманах в разные сроки наблюдения)	24±3	80±7	127±14

Анализ результатов, приведенных в таблице 5.3. ,свидетельствует, что предложенный нами способ пылеподавления может позволить значительно понизить уровень пыли на шламохранилище. За месяц измерений уровень угнетения пылеподавления достигает 120-130 единиц . Экстраполяция этих данных на весь год может составить по показателю эффективности по величине ветрового подъема до 1200-1500 единиц. У нас есть все основания предложить данный метод пылеподавления, как один из основных для выживания на шламохранилище красных шламов НГЗ, для решения задач пылеподавления.

5.1.3.2.Лабораторные и полевые исследования эффективности пылеподавления с использованием покрытия шлама тростниковыми матами.

Нами были проведены лабораторные испытания устойчивости тростниковых матов к действию красных шламов НГЗ. Для этого на кюветах были размещены сплетенные из тростника маты малых размеров. Маты находились уже в течение 3 месяцев в высокощелочной среде (воду брали из шламохранилища – рН = (11 – 12). За длительный срок наблюдения тростниковые маты по своему виду и прочности не уступали контрольным. Можно считать, что даже настолько длительное действие

щелочной среды не вызывает разлагающего действия на биомассу высушенного тростника, который использовали для плетения матов. Это дает серьезную перспективу для использования таких матов на шламохранилище НГЗ.

Во время экспедиции на шламохранилище НГЗ нами были размещены заготовленные тростниковые маты размером 2х3 м². Два из них были закреплены деревянными стержнями на плоском участке шламохранилища, поблизости внутренней дамбы. А два других были закреплены на откосе внутренней дамбы шламохранилища. Тростниковые маты находились на шламохранилище больше 4-х месяцев. За это время использованные тростниковые маты не потеряли ни цвета, ни прочности. Полимерная веревка, которая их связывает, также не была повреждена щелочами и токсичными составляющими красных шламов. Деревянные стержни, вбитые в шлам, прочно удерживали тростниковые маты на плоском участке и на откосе. Важно было проследить, как сохранял свои свойства тростниковые маты во время ветров и морозов. Известно, что тростник стоит по берегам водохранилищ, вмерзает в лед, и практически до весны сохраняет все свои свойства. Использование тростниковых покрытий крыш домов в селах, показывает многолетнюю устойчивость этих покрытий к разным климатическим условиям. Необходимо проверить эту устойчивость в щелочной среде

шламохранилища.



Фото 4. Тростниковые маты, уложенные на плоской части шламохранилища.

При затоплении маты всплывали и плавали на поверхности воды. При снижении температуры, они могут вмерзнуть в лед, как это происходит в природных условиях. Следует впоследствии прочнее закреплять маты скобами, плотно забивая их в шлам. При этом вся система матов, может быть связана в один общий пласт. Это удерживает маты на местах их первичного закрепления. Тогда после спада воды - весной - летом, можно ждать, что маты опустятся и смогут продолжать свою работу

по закреплению и пылеподавлению красных шламов. Продолжение пребывания тростника под водой не должно его разрушить, что отвечает его биологии.

Нами было разработано покрытие тростниковыми матами, участка пространства на шламохранилище площадью около 200 м². При этом были использованы надежные методы закрепления матов на поверхности шламов. Такой эксперимент позволил проверить пылеугнетающие свойства тростниковых матов и их устойчивость в разных погодных и климатических условиях, особенно в зимних условиях 2010 г.



Фото 6. Размещение тростниковых матов на откосе шламохранилища.

Рис 5.8. Размещение тростниковых матов на откосе шламохранилища НГЗ.

Лабораторные опыты по оценке эффективности пылеподавления путем покрытия тростниковыми матами были проведены по методу аналогичному, тому,

который был использован нами для дернины. Поэтому тут мы приведем только сводные результаты. Сводные данные относительно эффективности пылеподавления путем покрытия поверхности шламов тростниковыми матами приведены в таблице 5.4.

Таблица 5.4. Сравнительная оценка количества пыли над контрольными и опытными кюветами и оценка относительной эффективности пылеподавления по методу покрытия шлама тростниковыми матами.

Вариант опыта	Вес пыли через 1 неделю опыта, г (среднее по 3-ем кюветам)	Вес пыли через 2 недели опыта, г	Вес пыли через 4 недели опыта, г
Контроль	12 ±0,4	64±5	178±12
Опытный вариант с использованием матов.	0,8± 0,1	1,6±0,2	2.4±0,4
Показатель эффективности для опыта (соотношение веса пыли в карманах в разные сроки наблюдения)	15±2	40±5	74±8

Анализ результатов, приведенных в таблице 5.4., свидетельствует, что предложенный нами способ пылеподавления также может позволить значительно

понизить уровень подъема пыли на шламохранилище. За месяц измерений уровень угнетения пылеобразования достигает 70-90 единиц. Экстраполяция этих данных на вес год может составить по показателю эффективности по величине ветрового подъема до 700-900 единиц. У нас есть все основания предложить метод пылеподавления, как один из основных для использования на шламохранилище красных шламов НГЗ, для решения задач пылеподавления. Следует заметить, что этот метод пылеподавления менее эффективный чем, задержание, по той причине, что маты не делаются сплошными и непроницаемыми для пыли. У той же время покрытие тростниковыми матами в целях пылеподавления очень эффективно, как показали наши исследования, при их использовании на откосах, на неровностях пляжей шламохранилища, и особенно при их использовании на поверхностях, так называемого “лунного ландшафта”. Так, что комбинация задержания и покрытия тростниковыми матами, очень перспективна для использования на шламохранилище НГЗ.

5.1.3.3. Особенности задерживания поверхности пляжей и откосов шламохранилища НГЗ .

Метод задерживания поверхностей, которые пылят, часто применяется при рекультивации карьеров, после вскрышных работ, на терриконах и тому подобное.

Суть предложенного нами метода – снятия на залуженных территориях верхнего слоя дернины толщиной 2-5 см и перемещение его на поверхность шламохранилища, которая требует закрепления. Снятие дерна можно производить с помощью специальной машины – TURF CUTTER, которая способна срезать дерн необходимой толщины полосами до 50 см шириной. Дерн может быть легко свернут в рулоны, и вывезен на шламохранилище. Для защиты от действия токсичных веществ, дерн требует подкисления поверхности шламов или покрытия пленкой, однако это дороже, чем дощевание подкисленной водой. Дерн содержит необходимый запас питательных веществ и семян достаточный для длительной выдержки этого дерна на поверхности шламохранилища. Из-за токсичности

шламов, корневая система не должна выходить за границы дернины, и поэтому при необходимости, дернина может быть временно снята для выборки шламов и потом возвращена на место, как это делается в западных странах на поверхностях, которые были вскрыты. Реально лучше использовать, цельный дерн.

Предложенный нами метод задернения поверхностей красных шламов НГЗ должен включать следующие этапы:

1. Подкисление поверхности красного шлама для защиты от токсичного действия щелочей.
2. Подбор залуженных территорий вблизи НГЗ, с прочной дерниной, пригодную для ее снятия и перенесения на пляжи и откосы шламохранилища НГЗ.
3. Снятие полос дернины на луговой территории с помощью специальной машины (TURF CUTTER). Эта машина способна нарезать узкие (шириной 40-50 см) полосы дерна при толщине 1-5 см. Чем мощнее дернина, тем более тонкой может быть заготовленная дернина, с сохранением ее прочности. Реально использовали дернину толщиной 3-5 см. Исследования в зоне Чернобыльской аварии показали, что луг после удаления дернины восстанавливается за 1,5 – 2 месяца вегетации. На месте снятия дернины прорастали семена диких трав и происходит быстрое залужение поверхности.
4. После применения Turf Cutter, который подрезает дерн, дернина в виде полосы длиной до 3-5 м легко скатывается в рулоны и при помощи транспортера загружается на автомобиль для доставки на шламохранилище.
5. После доставки на шламохранилище, рулоны транспортером выгружаются и раскатываются на поверхности пляжей и откосов шламохранилища.
6. После раскатывания и закрепления рулонов дернины на пляжах и откосах желательно регулярное (1 раз в неделю) дощевание на протяжении 1-2 месяцев. Естественно, эти работы следует проводить в летне-осенний период, когда на лугах есть прочная дернина и хороший травостой.

После этого осуществляют закрепление дернины на пляжах и откосах, что обеспечивает по результатам исследований , проведенным нами в 10-км. зоне

ЧАЭС, снижение ветровой и водной эрозии может достигать в 600-800 и больше раз.

Поскольку нижние под поверхностью слои шлама достаточно токсичны для растений, то это не позволит растениям дернины (пырей ползучий, например) прорости в шламы и жестко закрепить дернину. Наши лабораторные и полевые исследования показали, что этого не происходит. Это означает, что не будет проблем, если понадобится скатать дернину и выделить или подсыпать дополнительно шлам. После этого этапа нужно будет снова произвести локальное подкисление поверхности, а потом возвращение дернины на место. Опыты в Чернобыле показали, что даже при не сплошном покрытии поверхностей, которые пылят, метод обеспечивает высокое снижение ветрового подъема (не меньше 200 раз), даже при «шахматном» размещении дернины или при чередовании полос дернины и открытых шламов.

Проведенная оценка затрат на использование такого метода пылеподавления и закрепления дала оценку около 500\$ /га. Расчет производился из расчета плеча перевозок не больше 10-20 км. от места снятия дернины к месту ее использования. Продуктивность работы по покрытию поверхностей, которые пылят, при таких плечах перевозок дернины, составила 0,2 га в день. Время лимитируется малой скоростью работы машины –Turf Cutter – для подрезания дернины – не более 300 м² в час. В расчете пока не учтены затраты на «приобретение» самой дернины. Для приобретения дернины желательно будет договариваться с хозяйствами, где есть луговые территории, и где можно снимать верхний слой дернины, без потери родючести почв.

5.1.3.4. Особенности использования тростниковых матов на шламохранилище НГЗ.

Как один из вариантов при использовании биологических методов для пылеподавления на шламохранилище НГЗ могут быть использованы тростниковые маты.

Тростник – один из древних строительных и кровельных материалов, которые и сегодня широко используются населением как доступный, дешевый и прочный материал.

Тростник – многолетнее растение из семейства мятликовых. Растет на проточных водах, на богатых, часто засоленных почвах по берегам водоемов, в долинах рек. Сдержит до 50% крахмала, 5% белка, 32% клейковины. Тростник используют для производства бумаги, плетения корзин, рогожи. После прессования получают хороший строительный материал – камышит.

Камышит используют для заполнения стен каркасных строений, пристройки перегородок, укрепления перекрытий и покрытий в малоэтажном строительстве. Камышит относится к материалам, употребляемым, для теплоизоляции, отличается пористым устройством, малым объемным весом.

Тростник озерный – многолетнее растение из семейства осоковых. Растет по берегам водоемов, в воде, на заболоченных берегах, болотах, образуя заросли. Его можно встретить по всей территории Украины. Химический состав тростника изучен недостаточно. Известно, что его стебли и корневища содержат до 48% углеводов, до 6% протеинов и до 3% жира.

Тростник устойчив к влажности. Это растение не поглощает воду, не промокает и не набухает. Изделия из тростника устойчивы к самым экстремальным метеоусловиям, им не страшны замерзание и резкие перепады температур, они прочны и долговечны (до 50 лет).

Используют тростник как топливо, на корм скоту, для получения спирта, бумаги, дубильных веществ, молочной кислоты и глицерина. Для изготовления крыш, матов, ковров используется специально выращиваемый, водяной тростник осенне-зимней вырубки.

Тростниковая крыша домов изготавливается из стеблей длиной 1.5-2.5 метра, толщина крыши от 25 до 35 см. Влажность в тростниковую крышу не проникает глубже, чем на 3-5 см, дождь и снег скатываются по стеблям тростника, вниз с крыши.

Система пылеподавления, в которой используются камышово-тростниковые маты, на нашем мнению, полностью отвечает всем требованиям:

1. подавление образования пыли на шламохранилище может быть доведено до низкого уровня в любой период года и при любых обстоятельствах;
2. система подавление пыли должно быть достаточно долговечной, поточный ремонт системы должен сохранять не меньше 95% ее функций;
3. система должна позволять раскрывать любой участок шламохранилища для реализации шламов и в дальнейшем восстанавливать пылеподавляющее покрытие на этом участке;
4. материалы, использованные в системе, не должны вносить в шламохранилища дополнительное органическое загрязнение;
5. материалы, использованные для подавления пыли, должны быть недорогими и общедоступными.

Исходя из этих требований, пылеподавляющая система формируется из тростниковых матов размером 2х3 м. Во-первых, такой размер удобен для изготовления матов. В природных условиях заросли тростника достигают высоты 3.5–4 метров. После удаления верхних тонких частей растений, остается плотный крепкий ствол трехметровой длины. При толщине 3-5 см, ширине 2 и длине 3 метра, маты удобные при транспортировании, укладке их на поверхность шламохранилища и при перемещениях их во время растягивания и закрытия участков хранилища. Вес матов такого размера обеспечивает их способность сохранять свое положение на пляжах хранилища при ветровом воздействии.

5.1.3.5.Проведение рекультивации поверхности шламохранилища путем создания штучного луга.

В этом методе была использована процедура рекультивации поверхности хвостохранилища красных шламов на НГЗ. Для этого были выполнены следующие этапы работы:

1. Поверхность шламов была промыта подкисленной водой, для уменьшения рН поверхности до значений $pH = 7-7,5$.
2. Потом на поверхность шлама техническими средствами наносились слои глины для защиты растений от действия токсикантов и щелочи.

3. На слои глины были нанесены или из городских отстойников, как почва для выращивания растений.

4. Были собраны и заготовлены семена диких трав на смежных к хвостохранилищу территориях. Вместе с тем было использовано приобретенные семена трав пригодных для рекультивации. Это прежде всего овсяница луговая и райграсс в виде смеси семян 3: 1.

5. На созданных поверхностях с помощью бороны было проведено разрыхление почвы с последующим высевом семян.

6. Поверхности, которые были засеяны, обработали с помощью легкого катка, для защиты от ветрового сдува и от выедания семян птицами.

7. Потом было проведено орошение посевов, которое выполнялось регулярно, раз в неделю.

Таким образом, было рекультивировано около 6 га поверхности хвостохранилища красных шламов НГЗ.



Фото 5.9. Нанесение слоя глины на поверхность хвостохранилища красных шламов на НГЗ.



Фото 5.10. Нанесение слоя илов (почвы) на поверхность хвостохранилища красных шламов на НГЗ.



Фото 5.10. Часть поверхности хвостохранилища красных шламов на НГЗ после реализации рекультивации (2 месяца спустя).

При рекультивации семенами диких трав были использованы следующие виды: пырей ползучий (*Agropyrum repens*), куколица белая (*Melandrium album*), березка полевая (*Convolvulus arvensis*), бекмания луговая (*Beckmania eruciformis*), китник луговой (*Alopecurus pratensis*), тонконог луговой (*Poa pratensis*), пожитница многолетняя (*Lolium perenne*), кострица луговая (*Festuca pratensis* L. var. *Arundinacea*), лядвинец обыкновенный (*Lotus corniculatus*), буркун белый (*Melilotus albus*) или виды, которые относятся к перечисленным выше родам.

При рекультивации были также использованы смеси семян : овсяница луговая и райграсс в соотношении 3:1. Эти два подхода для рекультивации были нами использованы, на хвостохранилище красных шламов НГЗ.

Таким образом разработанный нами совместно с НГЗ метод рекультивации, был реализован на значительной площади в 6 га. Такой вид покрытия также может быть эффективно использован на НГЗ и других опасных по пылепереносу, объектах. Оценка снижения параметров дефляции по методу рекультивации составила около 40 единиц. Следует отметить, что данный метод рекультивации может быть реализован на больших площадях, а при оптимальном выборе

растений, будут достаточно стойким к токсической составляющей шламохранилища. Недостатком метода, является практическая невозможность, отбора красных шламов из под почвенного и глиняного покрытия. Это может быть необходимым для реализации на продажу красных шламов, как вторичное сырье.

5.2. Построение и анализ картосхем экологической емкости территории НГЗ для выбора мест применения методов пылеподавления.

Нами была построена с помощью ГИС технологии интегрированная картосхема территории, которая сопряжена с НГЗ и которая может быть потенциально загрязненной за счет дефляции токсичных материалов с поверхности шламохранилища. Для этого были использованы :

1. Космическая карта территории НГЗ и шламохранилища;
2. Годовые данные воздушных потоков приповерхностных слоев атмосферы согласно розы ветров;
3. Ландшафтные и антропогенные характеристики шламохранилища и прилегающих территорий (орография и рельеф, растительность, характеристики поверхности, строения и т.д.);

Это позволило нам создать карту экологической емкости ландшафта. Этот параметр определяет способность элементов реального ландшафта удерживать поллютанты, которые могут поступать на ландшафт вследствие дефляции и пылепереноса от шламохранилища красных шламов НГЗ. Ранее мы уже показали, что способность элементов экосистемы удерживать поллютанты, определяет также надежность исследуемой экосистемы, как системы транспорта поллютантов. Это явление в интегрированном виде представлено на картосхеме территории шламохранилища НГЗ



Фото 5.11. Космоснимок общего вида расположения НГЗ (видно красное пятно хвостохранилища)



Фото 5.12. Крупный план НГЗ и хвостохранилища красных шламов.

На фото 5.10 представлены космоснимки территории НГЗ относительно Южного Буга и Днепробугского лимана (в нижней части снимка) На фото 5.11 крупным планом выделено «влажное» хвостохранилище красных шламов (в центре снимка).. На расстоянии 3 км в направлении северо- запада . видно контур нового «Сухого» шламоохранилища. Близость влажного шламоохранилища к Днепробугскому лиману и к селу Лиманы (на юг),(пастбище "Русская коса", в частности) делают эту ситуацию весьма опасной при существенном пылевом переносе токсичных материалов из шламоохранилища.

На фото 5.12 представлена картосхема экологической емкости территории влияния НГЗ на ОС. На картосхеме , как это было указано выше, учтены все необходимые показатели : среднегодовую розу ветров , крутизну поверхности ландшафта поблизости щламоохранилища, тип покрытия и т.д. Это дало нам возможность построить динамику распространения пыли за счет ветрового переноса в ОС. Красным цветом показаны уровни и направления распространения, степень опасности токсичной пыли для ОС. Чем больше красной краски тем больше уровень загрязнения и уровень опасности выноса токсичной пыли из шламоохранилищ НГЗ. Иначе говоря, более красный цвет означает более существенное загрязнение, и исчерпание показателя экологической емкости (надежности) территории. Мы тут наблюдаем зоны разного уровня загрязнения и влияния токсичной пыли на ОС .

Видно, что есть повышенный перенос пыли на север в направлении к г. Николаев, и что особенно опасно существенный сброс пыли к Днепробугскому лиману и далее к Черному морю. Поэтому необходимость проведения закрытия поверхности шламоохранилищ разными методами является предельно необходимым для экологической безопасности региона. На фото 5.13, нами сделан прогноз возможного пылепереноса при реализации возможной пылевой бури, от НГЗ на север к г. Николаев, что особенно опасно и требует применения предложенных контрмер именно на поверхности влажного щламоохранилища.

**Николаевский глиноземный завод.
Ветровой перенос поллютантов в приземных слоях атмосферы**

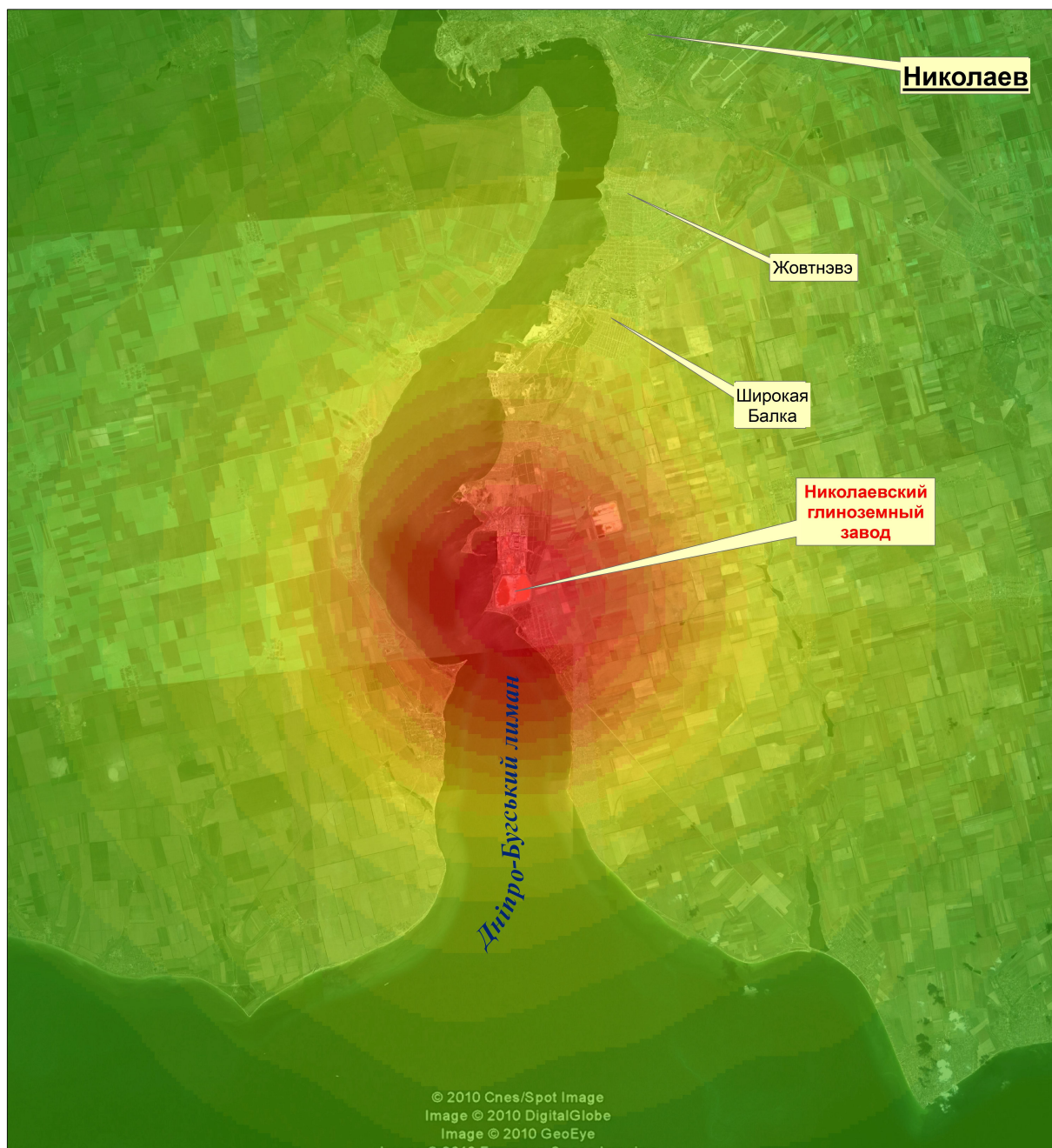


Фото 5.13. Картограмма экологической емкости (надежности) зоны влияния НГЗ.

Фото 5.14. Картосхема экологической емкости (надежности) зоны влияния НГЗ в случае значительной пылевой бури в северном направлении к г. Николаев.

Щламохранилище расположено практически на берегу Днепро-Бугского лимана. На юг в 1 км от хранилища расположено село Лиманы, пойменный луг «Русская коса», а на севере расположен сам НГЗ. Наибольшее загрязнение воздушным путем согласно прогноза, может произойти на запад и юг от щламохранилища красных щламов . Поэтому полигоном, который требует использования средств пылеподавления в первую очередь является поверхность самого щламохранилища. Именно такой путь способен привести к радикальному уменьшению экологических рисков от пылевого переноса поллютантов на ОС. Этим в первую очередь достигается резкое повышение фактора экологической емкости (надежности) поверхности щламохранилища от низкого значения в 0,1 до высоких значений в 0,7-0,9. Подчеркнем, что параметр -фактор экологической емкости (надежности –это безразмерная величина, которая определяет удерживающую способность компонента экосистемы относительно поллютантов.(0 – будет означать практическую невозможность удержания поллютанта в исследованном компоненте экосистемы (нулевая надежность по способности удерживания поллютантов), а 1- означает абсолютную удерживающую способность (надежность), то есть в нашем случае невозможность существенного пылевого переноса поллютантов от щламохранилища в окружающий ландшафт).

Для луга уже загрязненного поллютантами, оптимально было применить дезактивацию. В частности, это может быть снятие верхнего слоя дернины и залужение дезактивированного луга. Для временного пылеудержания возможно использовать тростниково-камышовые маты.

5.3. Построение и анализ картосхем экологической емкости территории хвостохранилища Восточного-горнобогатительного комбината для выбора мест применения методов пылеподавления.

На выбранных участках хвостохранилища могут быть выполнены работы по закреплению пылеобразующей поверхности с помощью разработанных нами

способов.

**Восточный горно-обогатительный комбинат.
Ветровой перенос загрязнителей
в приземных слоях атмосферы**

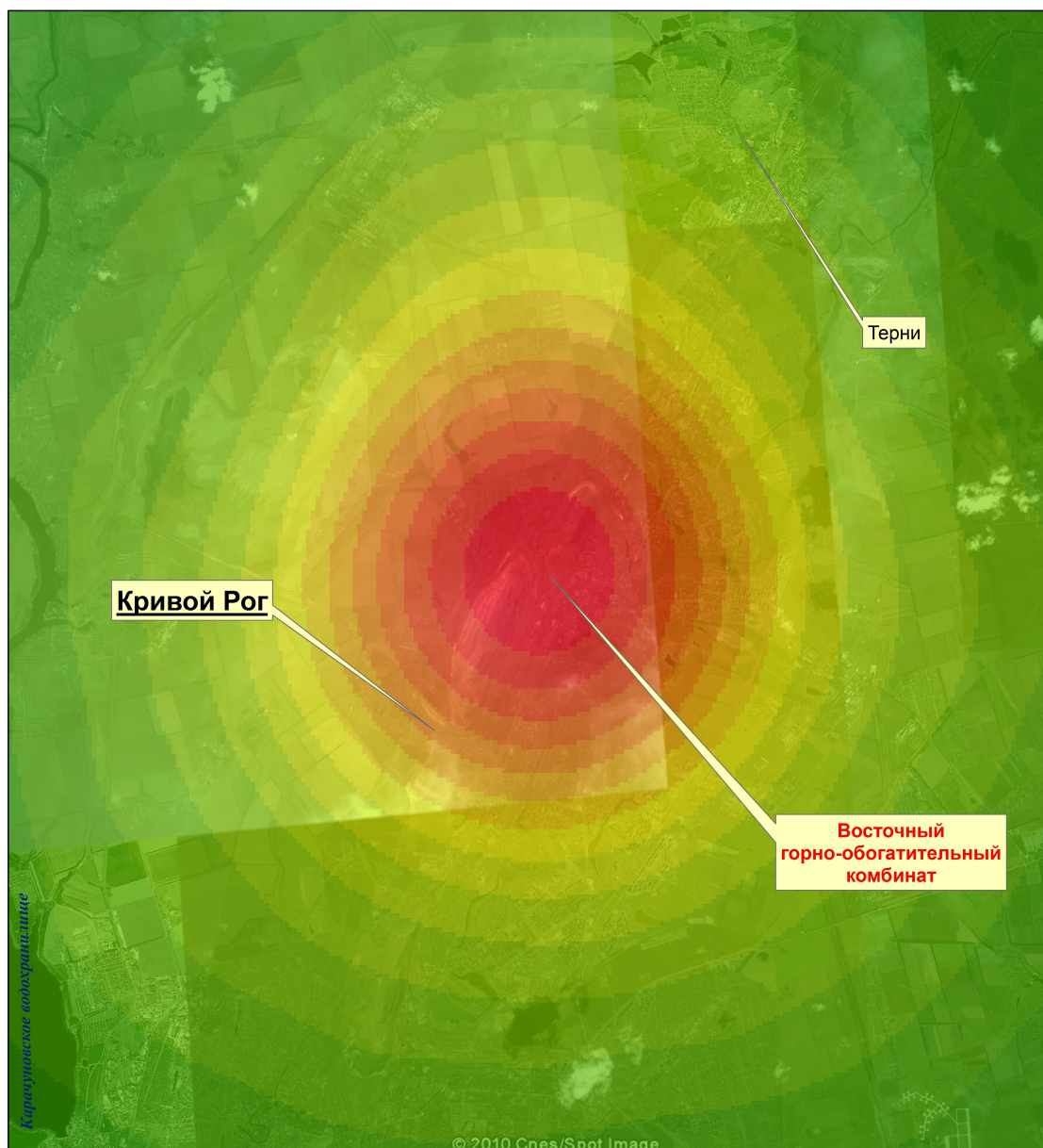


Фото 5.15. Карта-схема экологической емкости (надежности) и экологической опасности в зоне влияния Восточного горно-обогатительного комбината (вблизи г. Желтые воды).

Применяя, выше упомянутые ГИС технологии, нами были построены картосхемы экологической емкости (надежности) и экологической опасности ветрового переноса поллютантов от ВостГОК. Это в первую очередь ветровой перенос от хвостохранилищ вблизи самого комбината, в частности идет речь о хвостохранилище «Щербаковское» (фото 5.14). Поэтому можно считать необходимым проводить, контрмеры по пылеподавлению именно на хвостохранилище «Щербаковское».

5.4. Основные характеристики территории «Вост ГОК».

На территории Украины добыча и переработка урановых руд осуществляет Государственное предприятие «Восточный горно-обогатительный комбинат » (ГП «Вост ГОК»).

Для ОС и населения основную опасность составляют большие по объемом и активности хвостохранилища, содержат отходы переработки урановых руд, общее количество которых составляет около 66 млн.тонн и имеет суммарную активность около $4,4 \cdot 10^{15}$ Бк (120000 Ки)

ГП «Вост ГОК» имеет лицензию АЯР (администрации ядерного регулирования) на проведение деятельности по переработке урановых руд. Это включает переработку урановых руд на Гидрометаллургическом заводе (г.Желтые воды), переработку урановых руд купного (на Смолинской шахте) и блокового (на Ингульской шахте) выщелачивание, эксплуатацию хвостохранилища «Щербаковское», проведения рекультивации иных работ на хвостохранилище «КБЗ», проведение мониторинга на некультивированных участках подземного выщелачивания «Девладовое» и «Братское».

Источниками загрязнения ОС на Желтоводской промплощадке являются пылегазовые вентиляционные выбросы, радиоактивные хвосты, пыление отвалов радиоактивных пород, выделения радона из хвостов и отвалов.

Хвостохранилище КБЖ(карьер бурих железняков) ГМЗ расположено на

северной части города. Под хвостохранилище использован отработанный карьер. Складирование хвостового материала проводилось с 1964-1995 гг. путем гидроналива. Сейчас большая часть с целью защиты от пыления покрыта слоем земли, а другая часть образует резервный пруд. Общая активность 27000 Ки (количество 19,3 млн. т) Площадь хвостохранилища 55,6 га. Мощность дозы гамма-облучения в пределах санитарно-защитной зоны 17-60 мкР/час, в чаше водохранилища -120-200 мкР/час, на выпускных конусах –до 460 мкР/час.

Хвостохранилище «Щ» расположено в 1,5 км к югу от г. Желтые воды в пределах балки «Щ» (Щербаковская) в виде двух секций –Старая и Новая. Старая имеет площадь 98,4 га, Новая – 265 га. Количество отходов 37 млн т. с активностью 48400 Ки. Пляжи данного хвостохранилища радиоактивного загрязнения воздушной среды. Мощность дозы гамма-облучения в пределах санитарно-защитной зоны изменяется от 22 - 40 мкР/час, на дамбе -41-75 мкР/час, в чаше водохранилища – 142-175 мкР/час. Из хвостохранилища КБЖ и Щ выделяется радон, который в результате диффузии и переноса ветром дает дополнительное облучение населения м. Желтые Воды и составляет от 60 Бк/м³ до 10 Бк/м³, которые уменьшаются с расстоянием от источника.

Персонал ГП «Вост ГОК», занятый на работах по добыче и переработке урановой руды, подвергается одновременному влиянию нескольких радиационно-опасных факторов (радона, дочерних продуктов его распада, рудной пыли, которые содержат долго существующие природные радионуклиды). Результатами многолетних анализов состояния радиационной безопасности на ГП «Вост ГОК» значения годовых эффективных доз облучения персонала находятся в пределах основного дозового предела облучения персонала на ядерных производствах -20 мЗв/год, установленного законом Украины «О защите человека от влияния ионизирующего облучения».

Отдельную проблему составляет теоретически возможное серьезное влияние на ОС в зоне хвостохранилищ ГП «Вост ГОК». Если в результате пылевой бури хотя бы 1- 3 % запаса радионуклидов будет перенесено приземными потоками воздуха на расстояние 10-20 км, тогда поверхностное загрязнение почвы в зоне

влияния такого атмосферного явления, может по предварительными оценками составит около 1 – 3 кКи на площади приблизительно в 500 км². Тогда плотность радионуклидного загрязнения ландшафта составит около 2 – 4 Ки/км². Оценки дозовых нагрузок для людей в зоне таких выпадений может составить 1- 5 мЗв/год, при действующем нормативе на допустимый уровень 1 мЗв/год при природном фоне облучения. Влияние таких выпадений на биоту в зоне осадения наземных экосистем может составить до 0,1 Гр/год, а для биоты водных экосистем до 0,5 Гр/год. Таким образом, происходит влияние возможных переносов радионуклидов с пляжей и поверхностных зон хвостохранилища, протечек с пульпопроводов , которые имеют место на ГП «Вост ГОК».

Поэтому применение средств пылеподавления на хвостохранилище ГП «Вост ГОК» для того, чтобы минимизировать экологический вред от возможных пылепереносов поллютантов. Фактор экологической емкости (надежности) хвостохранилища ГП «Вост ГОК» оценивается величиной в 0,3 -0,4 . Поэтому использование дернины для сухой части хвостохранилища. Это позволит поднять уровень фактора радиоемкости (надежности) для задернованных участков до значений 0,7 – 0,8 Для этих частей хвостохранилища, которое может затапливаться во время заполнения хвостохранилища, пульпой с ГП «Вост ГОК», или во время интенсивных дождей и весеннего таяния снега, можно использовать другой разработанный нами способ. Это в первую очередь покрытие таких затапливаемых участков камышово-тростниковыми матами. Для надежности их желательно закреплять на планках со специальными подвижными петлями. Как показали наши опыты на НГЗ, при затоплении такие камышово-тростниковыми матами всплывают, а при спаде воды , снова опускаются на свое место расположения. Этот путь является оптимальным для самого хвостохранилища. Согласно картосхемы, видно направление наиболее вероятного загрязнения по предыдущие годы пылепереноса на экосистемы ОС. Крайне необходимо провести на зоне влияния ГП «Вост ГОК» на ОС мониторинг возможного загрязнения. Если этот уровень загрязнения превышает 0,1 Ки/км², тогда на таких участках необходимо провести дезактивационные работы. В частности можно рекомендовать для задернованных

участков, использовать метод снятия дернины (например с помощью машины Turf cutter), который по нашим экспериментальным данным по дезактивации радионуклидзагрязненного полигона около с. Буряковка в 30-км зоне ЧАЭС, реально дает коэффициент дезактивации - Кд в 20 единиц (следует указать, что Кд – это отношение уровня загрязнения до применения средства дезактивации, до того уровня загрязнения, который остается после дезактивации. Для открытой поверхности, где нет дернины, можно использовать способ рекультивации путем создания травяного газона (это третий способ, который мы использовали для пылеподавления на НГЗ).

5.5. Построение и анализ картосхем экологической емкости (надежности) территории и влияния на окружающую среду в зоне расположения действующих АЭС (Южно-Украинская, Хмельницкая, Запорожская).

Были установлены критические места возможного депонирования выбросов и сбросов и предложены возможные контрмеры по снижению влияния на ОС.

На фото 5-15,16, 17 показаны картосхемы влияния указанных АЭС на ОС. Приведем важные характеристики экологического влияния указанных АЭС.

Южно-Украинская АЭС.

На ЮУ АЭС эксплуатируются 3 энергоблока. Согласно требований, НРБУ-97 противорадиационной защиты населения, оценка влияния радиационно-ядерных опасных объектов, к которым принадлежат АЭС, осуществляется путем регламентации и контроля газоаэрозольных выбросов и жидкостных сбросов радионуклидов. На выполнение этих требований на ЮУ АЭС установлены допустимые и контрольные уровни газоаэрозольных выбросов и жидкостных сбросов радионуклидов. За период работы ЮУ АЭС зарегистрирован практически один случай превышения контрольного уровня выбросов радиойода из вентиляционных труб ЮУ АЭС ($1,9 \cdot 10^5$ кБк/в сутки, допустимый $7,4 \cdot 10^5$ /сутки). За 3

года эксплуатации уровни выбросов радиойода составили от 0,1 до $8,5 \cdot 10^6$ кБк /в сутки.

По ИРГ (инертные радиоактивные газы) выброс составил $2,9 \cdot 10^{10}$ Бк/ (МВт(эл) год. Нормированный выброс йода -131 составил $1,6 \cdot 10^4$ Бк/ (МВт(эле) год. Нормированный выброс других аэрозолей составил $8,9 \cdot 10^4$ Бк/ (МВт(эл) год. Максимальная величина в сбросе составил тритий $3,1 \cdot 10^6$ Бк/ (МВт(эл) год. Сброс без трития составил $8,3 \cdot 10^4$ Бк/ (МВт(эл) год. Характерные величины активности отдельных радионуклидов в сбрасываемых водах 0 - 1 Бк/л. Среднемесячный объем воды составляет 4300 тыс.м³ .Среднесуточная

Южно-Украинская АЭС. Воздушный перенос загрязнителей в приземных слоях атмосферы

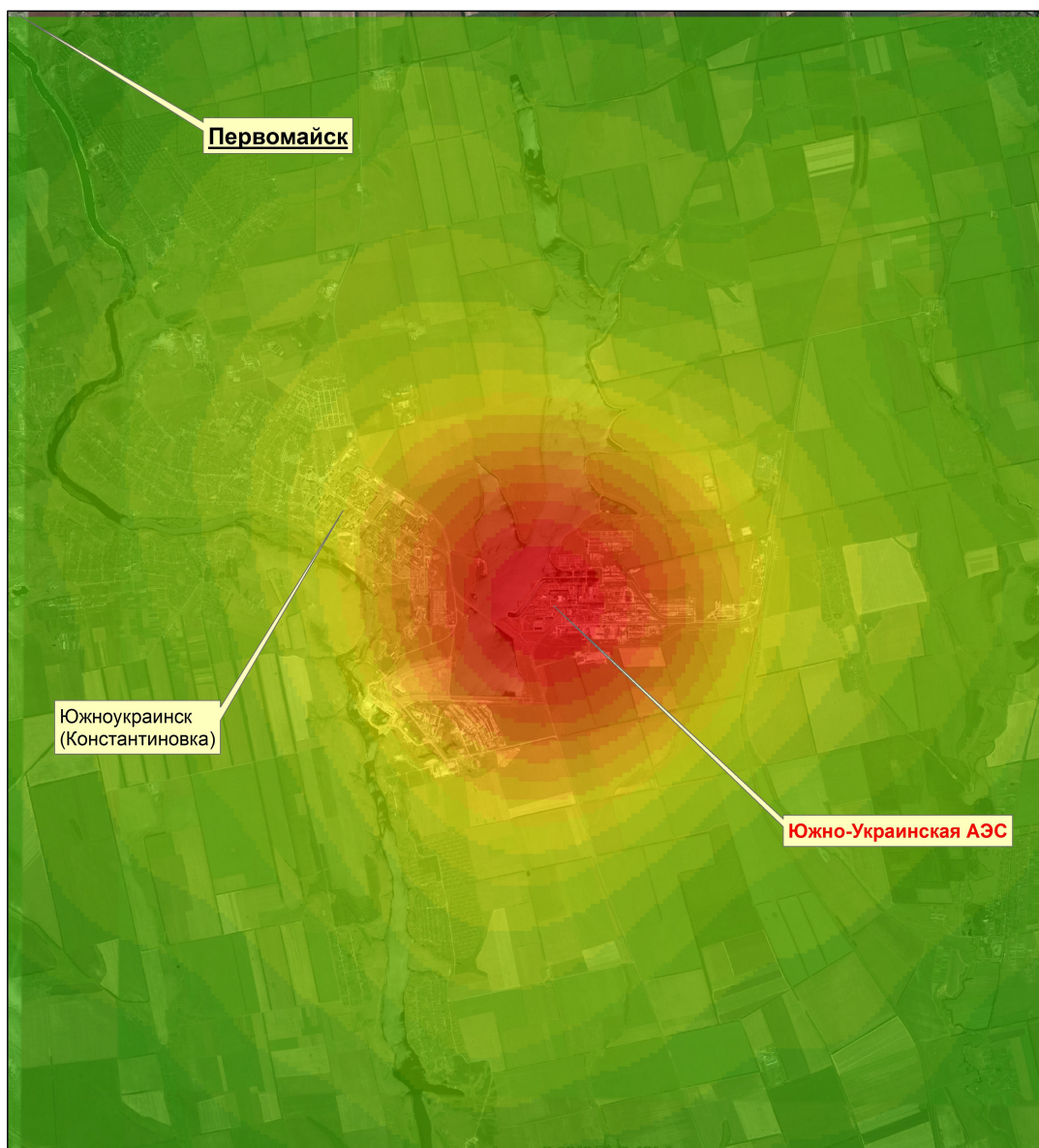


Фото 5.16. Картограмма экологической емкости (надежности) и экологической опасности в зоне влияния Южно-Украинской АЭС.

суммарная бета активность атмосферных выпадений составляет около 2 Бк/м^2 . Максимальные концентрации Цезия -137, стронция -90 и трития в ташлыкском

водохранилище составляет $0,8 \cdot 10^{-2}$, 0,05 и 230 Бк/л соответственно. На 500 м ниже сброса Ташлыкского водохранилища составляет $0,4 \cdot 10^{-2}$, 0,02 и 80 Бк/л соответственно. В р. Арбузинка объемная активность трития составляла 500 Бк/л.

Выбросы долгоживущих радионуклидов (ДЖН) из вентиляционных труб ЮУ АЭС, составили от 100 до 1000 кБк/сутки (контрольный уровень для ДЖН установлен на уровне $2,7 \cdot 10^4$ кБк/сутки, допустимый уровень – $3,3 \cdot 10^5$ кБк/сутки. Практически до сих пор превышений выбросов ДЖН на ЮУ АЭС не происходило. По официальным данным концентрации радионуклидов в воздухе приземного слоя атмосферы, в подземных и поверхностных водах в районе размещения ЮУ АЭС не превышали допустимых уровней, регламентированных НРБУ-97.

Эта картина, не включает таких явлений как локальное заметное выпадение радионуклидов на прилегающие экосистемы. В соответствии с картосхемой, это могут быть места по розе ветров (фото 5.16). Это в первую очередь г. Южноукраинск на юг от ЮУ АЭС. Проблемы загрязнения касаются также НП около ЮУ АЭС: с. Бужкое, с. Алексеевка, с. Новоселовка и с. Агрономия. Следует выполнить и разработать детальный мониторинг для выявления возможных опасных мест выпадений радионуклидов до уровня 0, 1 Ки/км² и выше. Выявив такие участки концентрирования выбросов радионуклидов на окружающих элементах ландшафтов, следует разработать для них средства рекультивации, ремедиации и дезактивации. Наши опыты на полигонах НГЗ позволяют нам предложить следующие наиболее оптимальные средства:

1. На задернованных участках для дезактивации можно предложить апробированный нами метод снятия дернины (K_d (коэффициент дезактивации) = 20 единиц). Открытые вследствие дезактивации участки предлагается закрепить от пылеобразования наиболее оптимальным, апробированным нами методом и провести рекультивацию с подсевом трав на открытые поверхности удастся увеличить фактор экологической емкости та радиоемкости (показатель надежности) до значений в 0,3-0,5 единиц с увеличением этих значений в процессе рекультивации.

2. Для открытых поверхностей (в частности, песчаных) оптимально использовать разработанный и апробированный нами на НГЗ метод пылеудержания с помощью покрытия камышово-тростниковыми матами, что также позволит увеличить влажность под покрытием камышово-тростниковых матов. Желательно под покровом камышово-тростниковых матов проводить подсев трав, которые способны рекультивировать такие участки в условиях песчаной почвы и дефицита влаги. Это может позволить установить значения экологической емкости до 0,3 единиц с последующим увеличением этого значения в процессе рекультивации.

Считаемо, что полученные нами данные по применению предложенных тут методов на полигоне НГЗ, позволяет нам предложить такую же стратегию и для ОС в зоне влияния других АЭС.

Хмельницкая АЭС (ХаАЭС).

На ХаАЭС работает 2 энергоблока.

Согласно требований, НРБУ-97 протиррадиационной, защиты населения от влияния радиационно-ядерных опасных объектов, к которым принадлежит ХаАЭС, осуществляется путем регламентации и контролю газоаerosольных выбросов и жидкостных сбросов радионуклидов. Для выполнения этих требований на ЮУ АЭС установлены допустимые и контрольные уровни газоаerosольных выбросов и жидкостных сбросов радионуклидов. За период работы ХаАЭС не зарегистрировано случаев превышения контрольного уровня выбросов радиойода из вентиляционных труб ХаАЭС ($4,4 \cdot 10^4$ кБк/в сутки, допустимый уровень составляет 10^6 в сутки). За годы эксплуатации уровни выбросов радиойода составили от 0,1 до $2,3 \cdot 10^6$ кБк /в сутки.

По ИРГ выброс составил $5,5 \cdot 10^{10}$ Бк/ (МВт(эл) год. Нормированный выброс йода -131 составляет $3,8 \cdot 10^5$ Бк/ (МВт(эл) год. Нормированный выброс долгоживущих радионуклидов составляет $8,9 \cdot 10^4$ Бк/ (МВт(эл) год. Максимальная величина в сбросе составляет по тритию $3,1 \cdot 10^6$ Бк/ (МВт(эл) год. Сброс без трития составляет $8,9 \cdot 10^4$ Бк/ (МВт(эл) год. Характерные величины активности отдельных

радионуклидов в сбросных водах 0,- 1 Бк/л. Среднемесячный объем воды составляет 4300 тыс.м³. Среднесуточная суммарная бета активность атмосферных выпадений составляет около 2 Бк/м². Максимальные концентрации Цезия -137, стронция -90 и трития в р. Горынь равняются 0,03 , 0,02 и 6,6 Бк/л соответственно. В пруду –охладителе эти уровни составляют 0,05 , 0,025 и 45 Бк/л соответственно.

Выбросы долгоживущих радионуклидов (ДЖН) из вентиляционных труб ХаАЭС, составил от 100 до 300 кБк/сутки (контрольный уровень для ДЖН установлен на уровне 2,8 10³ кБк/сутки, допустимый – 6,4 10⁴ кБк/сутки. Практически до сих пор превышений выбросов ДЖН на ХаАЭС не происходило. По официальным данным концентрации радионуклидов в воздухе приземного слоя атмосферы, подземных и поверхностных водах в районе размещения ХаАЭС не превышали допустимых контрольных уровней и уровней , регламентированных НРБУ-97.

Хмельницкая АЭС. Воздушный перенос поллютантов в приземных слоях атмосферы

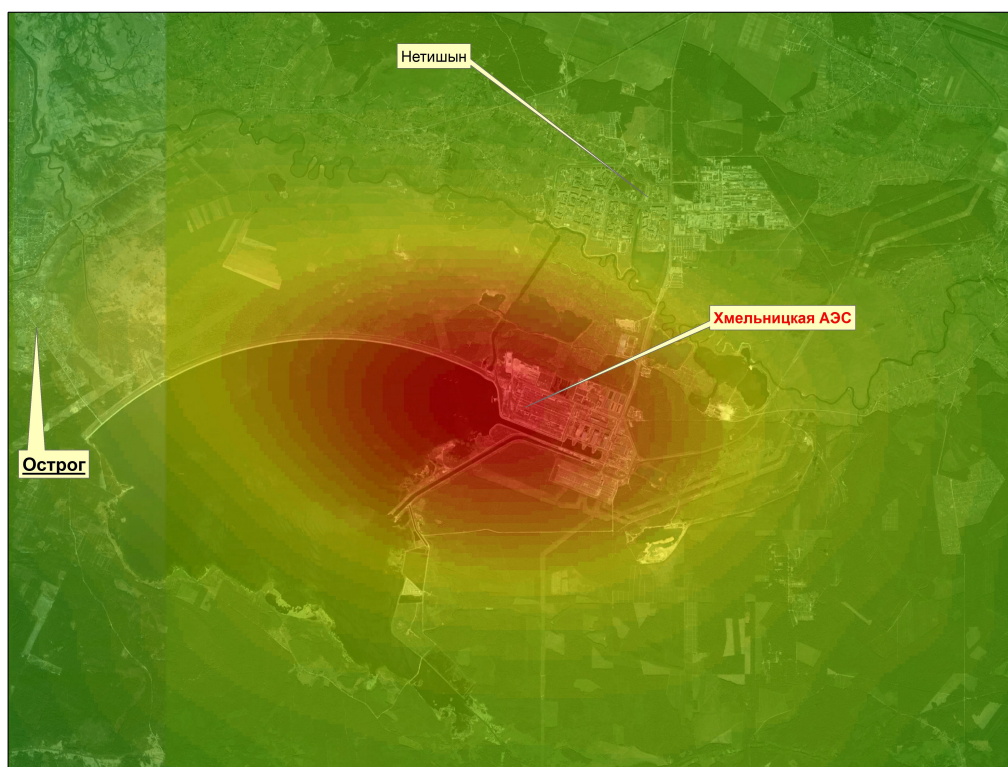


Фото 5.17. Картограмма экологической емкости (надежности) и экологической опасности в зоне влияния ХаАЭС.

Эта не включает таких явлений как локальное заметное выпадение радионуклидов на прилегающие экосистемы. По картосхеме, это могут быть места по розе ветров (фото 5.17). Возможен существенный перенос поллютантов в направлении г.Острог и меньший риск оценивается для населения города энергетиков г. Нетешин.

Следует выполнить детальный мониторинг для выявления возможных опасных мест выпадений радионуклидов до уровня 0, 1 Ки/км² и выше. Выявив такие участки концентрирования выбросов радионуклидов на окружающих элементах ландшафтов, следует разработать для них способы рекультивации, ремедиации и дезактивации. Наши опыты на полигонах НГЗ позволяют нам предложить следующие наиболее оптимальные способы:

1. На задернованных участках для дезактивации можно предложить апробированный нами, метод снятия дернины ($K_d=20$ единиц). Открытые вследствие дезактивации участки, предлагается закрепить для подавления пылеобразования наиболее оптимальным, апробированным нами методом, и провести рекультивацию с подсевом трав на открытые поверхности удастся увеличить фактор экологической емкости и радиоемкости (надежность) до значений в 0,3-0.5 единиц и с увеличением этих значений в процессе рекультивации.

2. Для открытых поверхностей (в частности, песчаных) оптимально использовать разработанный и апробированный нами на НГЗ, метод пылеподавления с помощью покрытия камышово-тростниковыми матами, что также позволит увеличить влажность под покрытием матов. Желательно под покровом матов проводить подсев трав, которые способны рекультивировать такие участки, в условиях песчаной почвы и дефицита влаги. Это может позволить установить значения экологической емкости до 0,3 единиц с последующим увеличением этого значения в процессе рекультивации.

Считаем, что полученные нами данные по использованию предложенных тут методов на полигоне НГЗ, позволяют нам предложить такую же стратегию и для

Запорожская АЭС (ЗаАЭС).

На ЗаАЭС работают 6 энергоблоков.

Согласно требований, НРБУ-97 касательно, противорадиационной защиты населения от влияния радиационно-ядерных опасных объектов, к которым принадлежит ЗаАЭС, осуществляется путем регламентации и контроля газоаэрозольных выбросов и жидкостных сбросов радионуклидов. Для выполнения этих требований на ЗаАЭС установлены допустимые и контрольные уровни газоаэрозольных выбросов и жидкостных сбросов радионуклидов. За период работы ЗаАЭС не зарегистрированы случаи превышения контрольного уровня выбросов радиойода из вентиляционных труб ЗаАЭС ($3,2 \cdot 10^5$ кБк/в сутки, допустимый $1,5 \cdot 10^6$ /сутки). За годы эксплуатации уровни выбросов радиойода составили от 0,1 до $1,3 \cdot 10^6$ кБк /в сутки.

В среднем выброс ИРГ составляет $4,4 \cdot 10^{10}$ Бк/ (МВт(эл) год. Выброс Йода-131 составляет в среднем $5,9 \cdot 10^6$ Бк/ (МВт(эл) год. Средний выброс радионуклидов йода составляет $1,2 \cdot 10^6$ Бк/ (МВт(эл) год. Активность цезия-137 в воздухе составляет около $2 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³. Среднесуточная бета-активность осаждения на поверхность составляет 2 Бк/м². Для реактора ВВЭР основной вклад в общую активность выброса составляет тритий. Тут его активность может составлять $3,3 \cdot 10^5$ Бк/ (МВт(эл) год.

Выбросы долгоживущих радионуклидов (ДЖН) из вентиляционных труб ЗаАЭС, составлял от 200 до 800 кБк/сутки (контрольный уровень для ДЖН установлен на уровне $9,3 \cdot 10^3$ кБк/сутки. Практически до сих пор превышений выбросов ДЖН на ЗаАЭС не происходит. Повышенные уровни, которые наблюдались в некоторые годы, были связаны с ремонтными работами. По официальным данным концентрации радионуклидов в воздухе приземного слоя атмосферы, подземных и поверхностных водах в районе размещения ЗаАЭС не

превышали допустимых контрольных уровней и уровней , регламентированных НРБУ-97.

Запорожская АЭС. Воздушный перенос загрязнителей в приземных слоях атмосферы



Фото 5.18. Картограмма экологической емкости (надежности) и экологической опасности в зоне влияния Запорожской АЭС.

Эта картина , не включает таких явлений как локальное заметное выпадение радионуклидов на прилегающие экосистемы. По картограмме, это могут быть места по розе ветров . Следует выполнить детальный мониторинг для выявления возможных опасных мест выпадений радионуклидов до уровня 0, 1 Ки/км² и выше. Выявив такие участки концентрирования выбросов разработать для них способы рекультивации, ремедиации и дезактивации. Наши опыты на полигонах НГЗ позволяют нам предложить следующие наиболее оптимальные способы:

1. На задернованных участках для дезактивации можно предложить апробированный нами метод снятия дернины ($K_d=20$ единиц). Открытые вследствие дезактивации участки предлагаются закрепить для снижения пылеобразования наиболее оптимальным, апробированным нами методом и провести рекультивацию с подсевом трав на открытые поверхности и таким образом удастся увеличить фактор экологической емкости и радиоемкости (надежности) до значений в 0,3-0,5 единиц с увеличением этих значений в процессе рекультивации.

2. Для открытых поверхностей (в частности, песчаных) оптимально использовать разработанный и апробированный нами на НГЗ метод пылеподавления с помощью покрытия камышово-тростниковыми матами, что также позволит увеличить влажность под покрытием матов. Желательно под покровом матов проводить подсев трав, которые способны рекультивировать такие участки в условиях песчаной почвы и дефицита влаги. Это может позволить установить значения экологической емкости (надежности) до 0,3 единиц с последующим увеличением этого значения в процессе рекультивации.

Считаем, что полученные нами данные по применению предложенных тут методов на полигоне НГЗ, позволяет нам предложить такую стратегию и для ОС в зоне влияния ЗаАЭС.

Существующее на ЗаАЭС хранилище отработанного ядерного топлива не формирует заметных сбросов и выбросов в ОС, поэтому не требует использования дополнительных средств пылеудержания и дезактивации от этих влияний.

Выводы

1. Анализ материалов по условиям хранения и работы на шламохранилище НГЗ показал необходимость закрепления и пылеподавления пылящих поверхностей, для защиты персонала, населения и ОС.

2. Экспертный анализ, и по результатам исследований нами было показано, что наиболее перспективными являются такие способы и методы: а) камышово-

тростниковые маты; б) задернение; в) дощевание подкисленной водой; г) рекультивация

3. Эти методы были испытаны в полевых и лабораторных условиях, показали свою достаточно высокую эффективность по снижению показателей дефляции и устойчивости к условиям токсичности красных шламов.

4. Анализ показывает, что технология пылеподавления и закрепления шламов предусматривает ее использование на трех компонентах шламохранилища – дорогах (внешних и внутреннекартовых), откосах внутренних дамбах и пляжах.

5. Поскольку главным и самым токсичным фактором на шламохранилище является щелочи, тогда первый этап закрепления должен включать дощевание подкисленной водой. Такая обработка поверхности, во-первых, способствует снижению токсичности переносимой, ветром пыли, и во-вторых, позволит дальше наносить на поверхность шламов эффективные виды покрытий – дерн и камышово-тростниковые маты.

6. Для контроля за надежностью и эффективностью покрытий предусмотрена система мониторинга ветрового подъема и пылепереноса на самые ближайшие к шламохранилищу территории.

7. С помощью ГИС технологии нами построены картосхемы территории ряда опасных объектов и определены показатели экологической емкости (надежности) сопряженных с ними элементов ландшафта .

8. За данными полученных картосхем экологической емкости могут быть установлены места потенциального загрязнения ОС и возможности использования предложенных методов пылеподавления.

9. Таким образом, нашими исследованиями заложены основы для создания макета и проекта будущей технологии пылеподавления и закрепления красных шламов на шламохранилище НГЗ и других опасных объектах Украины.

Глава 6. Теория радиоемкости и модели надежности при оценке экологических рисков в экосистемах.

Теоретическая экология и радиоэкология не имела выбора моделей и параметров, пригодных для оценок и расчетов радиоэкологических процессов и рисков в экосистемах разного типа. Кыштымская (Россия, 1968) и, особенно, Чернобыльская (1986) и авария на Фокусиме-1 (2011 г.) авария показали четкую необходимость развития именно теоретических исследований в этой области. Доминирующие исследования по мониторингу радионуклидных загрязнений в экосистемах, конечно, необходимы, но не достаточны, и без использования широкого перечня теоретических моделей трудно сделать заметные обобщения для продуктивного использования большого количества существующих данных по мониторингу. Поэтому возникает необходимость создания подходов для опережающей оценки состояния биоты экосистем при действии разных факторов влияния физической и химической природы. Эту роль может выполнить развиваемая нами теория и модели радиоемкости экосистем.

6.1. Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии.

Представление о факторе радиоемкости, предложенное Агре и Корогодиным в 1960 р., положено нами в основу новой радиоэкологической концепции. Через поведение параметра радиоемкости можно оценить состояние биоты экосистемы. Следует повторить, что радиоемкость определяется как граничное количество радионуклидов, которое по своим дозовым влияниям еще не способно нарушить основные функции биоты: способность сохранить биомассу и кондиционировать среду существования. Построенные модели радиоемкости экосистем и предложенные параметры способны адекватно реагировать на влияние разных факторов (γ -облучение, тяжелые металлы и т.д.). По результатам проведенных опытов предложенные параметры могут четко отображать влияние факторов на биоту и опережать по своим реакциям биологические ростовые показатели. Установлено, что реакция параметров радиоемкости может служить в качестве

«экологического градусника», который измеряет состояние и благополучие биоты, и быть мерой для эквидозиметрической оценки влияния радиационного и химического факторов.

Разработанные и построенные нами модели для оценки параметров радиоемкости разных типов экосистем (наземных, водных, лесных, горных, лугов и урбоэкосистем) можно использовать как универсальный подход к моделированию радиоемкости разного типа экосистем, описывать самые разнообразные экосистемы, и сравнивать их по этим показателям [1-4].

Разработанные модель и параметр для оценки синергизма действия комбинированных факторов. Показано, что в динамике роста биоты в экосистемах характер взаимодействия разных факторов, изменяется от синергизма до антагонизма. Нами была показана ведущая роль процессов восстановления при действии на биоту радиационного и химического факторов [1-7].

После Чернобыльской аварии такой трассер является неизбежным спутником в жизни биологических объектов практически всех экосистем Украины. Исследования показали, что распределение и перераспределение данного трассера в водных и наземных экосистемах, четко реагирует на все существенные внешние факторы влияния (климат, паводки, контрмеры и т.т.), а также на разные типы загрязнителей (тепловые сбросы, дозы облучения, химические поллютанты и т. п.). При этом было показано, что каждое существенное влияние на экосистему не может не отобразиться на распределении трассера и на параметрах радиоемкости по нему. Такой подход, который развивается в наших исследованиях, позволит использовать параметры радиоемкости для эквидозиметрической унифицированной оценки действия самых разных факторов на биоту экосистем. На этой основе нами предложено метод экологического нормирования для определения допустимых уровней влияния поллютантов на биоту экосистем. Фактор радиоемкости – определяет долю радионуклидов, которые удерживаются в биотических и абиотических компонентах экосистемы [5-9].

Основным методом исследования является создание моделей для оценки синергизма действия на биоту разных факторов физической и химической природы. Основные параметры для модели получены нами в экспериментальных исследованиях на водной культуре растений кукурузы и из полевых натурных наблюдений, которые используются для оценки параметров скоростей перехода поллютантов между камерами экосистемы.

6.1.1. Модель и параметр для оценки синергизма при действии комбинированных факторов.

Показано, что в динамике роста биоты в экосистемах характер взаимодействия разных факторов изменяется от синергизма до антагонизма. Показана ведущая роль процессов восстановления при действии на биоту радиационного и химического факторов [10-12].

Проанализировано возможное влияние разных факторов (радиации – γ -облучения и химического фактора – внесения соли тяжелого металла кадмия) на параметр радиоемкости данной упрощенной экосистемы. Речь идет об определении меры количественной оценки синергизма или антисинергизма действия разных факторов на биоту экосистемы.

Определим коэффициент синергизма как (6.1):

$$P = \frac{S_{Cd+обл}}{S_{Cd} \cdot S_{обл}} \cdot S_0 \quad (6.1)$$

где S_0 – отношение факторов радиоемкости биоты контрольного варианта (каждое из них определяется как отношение скоростей поглощения трассера к скорости его оттока в воду, в данном случае для контрольного варианта); $S_{Cd+обл}$ – тоже самое отношение при комбинированном влиянии радиации и токсичного металла; S_{Cd} и $S_{обл}$ – отношение факторов радиоемкости для независимых влияний каждого из факторов. Если $p = 1$, то понятно, что никакого синергизма в действии разных факторов на параметры радиоемкости нет. Если $p < 1$, то это может свидетельствовать о существенном вкладе синергизма, то есть усиления действия двух факторов в сравнении с действием отдельно каждого из этих факторов. Если

же $p > 1$, то мы имеем дело с антисинергизмом, то есть с явлением, когда один фактор уменьшает негативное действие второго фактора, или наоборот.

Таким образом, нами разработана схема и введен параметр для оценки степени синергизма разных факторов через вышеупомянутый коэффициент – p . Как уже было показано выше, когда время наблюдения велико, то можно рассчитывать и оценивать фактор радиоемкости для биоты и для ОС таким образом:

Фактор экологической емкости и радиоемкости конкретного элемента экосистемы и/или ландшафта (F_j) определяется при использовании камерных моделей (6.2):

$$F_j = \sum a_{ij} / (a_{ij} + \sum a_{ji}) \quad (6.2)$$

где $\sum a_{ij}$ – сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент экосистемы $-j$, согласно камерных моделей, а $\sum a_{ji}$ – сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из исследуемой камеры J – в другие составляющие экосистемы, которые сопряжены с ними.

Показано, что соотношение скоростей поглощения и оттока трассеров и элемента минерального питания - калия пропорционально биомассы биоты и коэффициента накопления в данном опыте в системе «вода – биота».

6.2. Моделирование и теоретический анализ радиоемкости ландшафтов.

Исследования указывают, что скорость переноса радионуклидов в ландшафте определяется, в основном, несколькими характеристиками исходного полигона и структуры его рельефа. Используя параметры, которые управляют перераспределением радионуклидов в ландшафте, были построены карты динамики загрязнения ландшафта Cs-137, и карта перераспределения радионуклидов через 10, 20 и 30 лет после аварии [11,12].

Метод использования аналитической ГИС технологии в современной радиоэкологии может плодотворно использован в общей экологии. Предложенные тут методы и методики радиоэкологических исследований на основе теории и моделей надежности и радиоемкости биоты экосистем, могут быть с успехом использованы при решении разных проблем современной экологии.

Это, прежде всего проблема создания системы экологического нормирования вредных факторов через реакции той биоты, которая может получать наибольшее вредное влияние при внесении в экосистемы самых разных поллютантов.

На этой теоретической базе могут быть созданы эффективные методы оценок экологических рисков при влиянии на биоту физических, химических и других загрязнителей.

Использование радиоактивных трассеров (например, Cs-137), позволяет на основе теории и моделей надежности и радиоемкости экосистем исследовать фундаментальные характеристики биоты и устанавливать закономерности распределения и перераспределения поллютантов через поведение радиоактивных трассеров, которые были «щедро» разбросаны после Чернобыльской аварии на территории Украины, Беларуси и России.

6.3. Исследование и оценка надежности систем транспорта радионуклидов в локальной агроэкосистеме.

Полученные нами результаты по оценке распределения и перераспределения радионуклидов в агроэкосистеме (на примере с. Галузия, Волинская область) показали заметную динамику формирования дозовых нагрузок на людей. Для оценки и прогноза таких процессов нами предложено использовать модели и теорию надежности. Для этого агроэкосистема рассматривается как система транспорта радионуклидов от почвы к человеку. Нами предложены количественные методы оценки надежности отдельных элементов агроэкосистемы и агроэкосистемы

в целом. Данный метод и модели позволили по-новому взглянуть на проблему экологической безопасности человека и рассмотреть проблемы применения защитных контрмер.

Исследования радиоэкологических процессов в агроэкосистемах особенно важны для оценки и прогноза их экологической безопасности для населения, особенно при формировании дозовых нагрузок. Кроме использованного нами раньше метода камерных моделей, считаем необходимым разработать подходы к более общей оценки надежности и устойчивости агроэкосистемы. Речь идет об анализе агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от почвы к человеку, средствах и методах модификации данных процессов.

Наша задача применить эффективный анализ к агроэкосистеме, как системе транспорта радионуклидов от ОС к человеку, используя теорию и модели надежности. Реализация данной задачи позволит значительно расширить круг средств теоретической радиоэкологии и может существенно дополнить существующий метод камерных моделей.

Разработанные нами модели и теория радиоемкости экосистем позволит ввести адекватный параметр – фактор радиоемкости – для определения состояния биоты экосистемы [3].

Радиоемкость – лимит радионуклидного загрязнения биоты экосистемы, при котором не наблюдаются серьезные изменения ее функционирования. При превышении данного лимита могут наблюдаться угнетение и/или подавление роста биоты. Фактор радиоемкости определяется как часть радионуклидного загрязнения, способного накапливаться в той или иной части (компоненте) экосистемы, без нарушения ее структуры. Экспериментальными и теоретическими исследованиями установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежности биоты в ней. В частности, в исследованиях с растительными экосистемами показано, что способность биоты накапливать и удерживать радионуклидный трассер ^{137}Cs , аналог минерального элемента питания растений калия, отображает устойчивость и надежность биоты данной экосистемы.

Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме при влиянии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия биоты и надежности экосистемы.

Таким образом, можно утверждать, что параметр радиоемкости способен выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы, а также экосистемы в целом. Чем выше фактор радиоемкости, и/или вероятность удержания трассера в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составляющих элементов экосистемы. Используя эти параметры надежности элементов экосистемы, и зная структуру конкретной экосистемы, мы имеем возможность адекватно оценивать надежность всей экосистемы через ее способность обеспечивать распределение и перераспределение трассера, которые отображают ее устойчивое состояние [3].

Исходя из проведенных теоретических исследований, можно считать, что, используя параметры скоростей обмена радионуклидов между камерами (α_{ij} и α_{ji}), можно оценивать надежность компонента экосистемы, как элемента системы транспорта радионуклидов по камерам по формуле:

$$P_i = \Sigma \alpha_{ij} / (\Sigma \alpha_{ij} + \Sigma \alpha_{ji}) \quad (6.3),$$

где P_i – надежность i -того элемента экосистемы, как удерживателя трассера (радионуклида), $\Sigma \alpha_{ij}$ – сумма скоростей перехода радионуклидов в сопряженные с ней камеры, $\Sigma \alpha_{ji}$ – сумма скоростей перехода радионуклидов в камеру i из сопряженных с ней камер, от которых радионуклиды поступают в данную камеру, надежность этого процесса мы оцениваем через P_i .

Таким образом, мы оцениваем надежность i -того элемента экосистемы по его способности удерживать радионуклиды, которые попадают в него. Далее, зная надежность схему - структуру обеспечения надежности транспорта радионуклидов от компонентов экосистемы к человеку, на основе модели надежности можно оценить надежность всей системы транспорта радионуклидов от экосистемы к людям.

6.3.1. Моделирование агроэкосистемы методами теории надежности.

Применим разработанный подход к оценке надежности транспорта радионуклидов для агроэкосистемы с. Галузия [1, 2].

Основные блоки транспорта радионуклидов в исследованной агроэкосистеме, получены (см рис. 3.20.).

Нами установлено, что основными дозообразующими компонентами данной агроэкосистемы, являются 4 основных пастбища. Эти пастбища функционируют, в надежность смысле, как параллельная система. Согласно теории надежности [3] общая надежность данной агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от пастбищ к людям, может быть представлена в виде суммы параметров надежности составляющих блоков-пастбищ.

Камерную модель данной агроэкосистемы, возможно представить в виде структуры, которая представлена (см рис 3.21.). Видно, что транспортный поток радионуклидов от каждого пастбища (пастбища) образуют параллельную систему, поставки радионуклидов к популяции населения, образует четко последовательную систему: почва - трава - корова - молоко - мясо - люди. Надежность такой последовательной экосистемы может быть представлена в виде произведения параметров надежности составляющих блоков, которые образуют транспортный поток радионуклидов. Оценка надежности каждого из блоков может быть рассчитана с помощью формулы

На основе наших экспедиционных исследований, по результатами наблюдений и расчетов нами получены оценки скоростей перехода между камерами исследованной агроэкосистемы (см. таблица 3.6.).

Данные таблицы 3.6. позволяют провести оценки надежности компонентов экосистемы по предложенной нами формуле (6.1) и, зная последовательный характер связи отдельных компонентов агроэкосистемы с популяцией населения, провести оценку надежности данной агроэкосистемы, как системы транспорта

радионуклидов от пастбищ к населению. Для простоты мы ограничимся расчетом надежности исследуемой агроэкосистемы при средних значениях параметров скоростей (табл. 6.2 для агроэкосистемы с. Галузия). Результаты расчетов представлены в таблице 6.3. Показанный тут подход может быть применен для оценки эффективности разного типа контрмер, которые представлены в таблице 6.1.

Таблица 6.1.

Оценка надежности агроэкосистемы без участия контрмер и оценка эффективности применения разных контрмер в агроэкосистеме (на примере с. Галузия) путем оценки надежности поступления радионуклидов Cs^{137} от 4-х основных пастбищ (при средних скоростях перехода радионуклидов между камерами модели).

Контр-меры	K_d^* (1)	№ пастбища	Запас р/н, Ки	Надежность транспорта р/н (по молоку)	Надежность транспорта р/н (по мясу)	Надежность общего транспорта р/н	Переход р/н (Ки)	Суммарный переход р/н (Ки) по пастбищам, коллективная доза и K_d	K_d (2) по надежности
Контр-меры не применялись	1	1	0,0056	0,03	0,022	0,052	0,0008	0,0022 (1,6 Чел. Зв) $K_d = 1$	1
		2	0,0169	0,025	0,019	0,044	0,0007		
		3	0,0003	0,029	0,027	0,056	0,0004		
		4	0,0011	0,041	0,033	0,074	0,0008		
Удобрения	2	1	0,0056	0,015	0,011	0,026	0,00015	0,013 (0,96 люд-Зв) $K_d = 1,7$	0,0022/0,0013 = 1,74
		2	0,0169	0,013	0,009	0,022	0,00037		
		3	0,0003	0,021	0,020	0,041	0,00026		
		4	0,0011	0,025	0,019	0,044	0,00048		
Сеянка	3	1	0,0056	0,0106	0,0079	0,0185	0,0001	0,008 (0.6 люд-Зв)	2,75

		2	0,0169	0,008	0,006	0,014	0,0002	$K_D = 2,7$	
		3	0,0003	0,017	0,016	0,033	0,0002		
		4	0,0011	0,017	0,013	0,030	0,0003		
Уборка дернины (3-5 см)	10	1	0,0056	0,0033	0,0024	0,0057	0,00003	0,000032 (0,024 люд-3в) $K_D = 66,7$	69
		2	0,0169	0,0029	0,0022	0,0051	0,00009		
		3	0,0003	0,0069	0,0065	0,0134	0,00008		
		4	0,0011	0,0061	0,0047	0,0108	0,000012		
Ферраци- новые болюсы	4	1	0,0056	0,014	0,013	0,027	0,0002	0,0012(0,88 люд-3в) $K_D = 1,8$	1,8
		2	0,0169	0,013	0,012	0,025	0,0004		
		3	0,0003	0,0104	0,0102	0,0206	0,0001		
		4	0,0011	0,023	0,022	0,045	0,0005		
Ферраци- новые Фильтры (для молока)	5	1	0,0056	0,0297	0,02	0,0497	0,0003	0,0021 (1,6 чел-3в) $K_D = 1$	1,05
		2	0,0169	0,0252	0,0174	0,0426	0,0007		
		3	0,0003	0,026	0,024	0,05	0,0003		
		4	0,0011	0,0416	0,0293	0,0709	0,0008		

Удобрения + уборка дернины + болюсы	2 х 10 х 4	1	0,0005 6	0,015	0,01	0,025	0,000014	0,000024(0,016 люд- Зв) К _д =100	91,7
		2	0,0016 9	0,0025	0,0017	0,0042	0,0000071		
		3	0,0000 3	0,01	0,009	0,019	0,0000005 7		
		4	0,0001 1	0,014	0,009	0,023	0,0000025		
Лес: грибы и ягоды								0,34 чел.Зв	
Огород								0,2 чел.Зв	

* К_д – коэффициент дезактивации, показывает во сколько раз может быть снижена доза облучения людей после применения конкретной контрмеры.

6.3.2. Анализ полученных результатов.

Для анализа используем результаты расчетов, которые показаны в таблице 6.3. В первом блоке таблицы представлены данные по расчетам надежности транспорта радионуклидов по 4-х пастбищам: сначала при ситуации формирования дозы за счет использования молока, а потом – за счет употребления говядины.

По этим данным были просчитаны величины перехода радионуклидов Cs^{137} ко всем группам населения. Эту величину можно использовать для расчета коллективной дозы, используя величины коэффициентов дозовых цен для Cs^{137} [4, 5, 6] ($2 \cdot 10^{-8}$ Зв/Бк). Полученная оценка коллективной дозы составляет около 1,6 чел.Зв в год. При этом оценка средней величины индивидуальной дозы облучения людей составляет около 1,1 мЗв/год (при норме – 1 мЗв/год).

При этом оценки добавки к коллективной дозы за счет использования продуктов лес (0,34 чел.Зв/год) и продукции огорода (0,2 чел.Зв/год). Тогда суммарная коллективная доза составляет около 2, 14 чел.Зв/год, а индивидуальная доза облучения для каждого жителя данного села может составить 1,4 мЗв/год.

В данной агроэкосистеме могут быть задействованы разные контрмеры. В табл. 6.3 представлены расчетные данные по ряду возможных контрмер для снижения коллективных доз для населения с. Галузия. Из возможных контрмер [4, 5, 6] мы выбрали только некоторые.

Контрмера, которая чаще используется после аварии на Чернобыльской АЭС, – внесения повышенных норм удобрений. При этом коэффициент дезактивации (K_d) составляет около 2 -единиц. Это означает, что при выращивании продукции растениеводства на повышенных нормах удобрений ожидаемая индивидуальная доза может быть снижена в 2 раза. В таблице 6.1. представлены данные расчета значений K_d по величине снижения дозы при использовании этой контрмеры. Расчет показал, что при этом наблюдается снижение поступления радионуклидов в продукты питания людей в 1,74 раза. То есть получено, что K_d по величине экономии коллективной дозы для всего села за счет использования 4-х пастбищ составляет 1,74.

После аварии на ЧАЭС также был использован такая контрмер, как сеянка – когда дикие пастбища засевают культурными травами. При этом на данных территориях наблюдаются более высокие урожаи с наиболее низкими значениями коэффициентов накопления (K_H) в системе почва-трава. В этом случае значения K_d могут быть более 3. Системные расчеты методами теории надежности (при этом экосистема рассматривается как надежностная параллельная система из четырех пастбищ) составили по всем пастбищам значения $K_d = 2,75$. Это приемлемые значения K_d .

Эффективным методом дезактивации может быть и удаление на пастбищах верхнего слоя дернины с помощью специальной машины TURF CUTTER . Применение данной контрмеры в 30-км зоне на территории Беларуси и Украины показало резкое, более чем в 10 раз, снижение загрязнения молока и мяса у коров, которых выпасают на обработанном таким образом пастбище. Расчеты показали, что по параметрам надежности K_d после использования снятия дернины, по величине K_d может составить 69 единиц. Следует отметить, что данная контрмера трудоемка и достаточно дорогая.

В Ровенской области в качестве контрмер были апробированы такие методы, как введение в желудок коровы феррациновых болюсов ($K_d = 4$), а также сепарацию полученного от коров молока через специальные фильтры, которые обработаны феррацином ($K_d = 5$). Феррацин имеет избирательную способность связывать цезий и, тем самым, снижать его содержание в молоке, которое, как известно, является основным дозообразующим продуктом питания, особенно у жителей сельской местности.

Более детальный расчет на основе предложенной модели надежности позволил провести всестороннюю оценку эффективности данных контрмер. Показано, что по результатам таких системных расчетов K_d для феррациновых болюсов составил около 1,8 единиц, а феррациновых фильтров 1,05. Это показывает, что локальная эффективность контрмеры еще не гарантирует общей системной эффективности для всей агроэкосистемы.

Для полноты картины на основе предложенного метода, мы рассмотрели вариант использования ряда контрмер: внесение удобрений, снятия дернины и применения болюсов. Считалось, что комбинация контрмер, окажется заметно эффективнее каждого отдельно примененной контрмеры. Расчет показав, что комбинированное использование контрмер может позволить заметно, до 69 раз, снизить коллективную дозу для данного села.

Ясно, что в условиях относительно малых уровней радионуклидного загрязнения использования такой комбинированной системы контрмер не реально. В то же время подобные комбинации могут быть полезными для других интенсивно загрязненных радионуклидами регионов Украины и Беларуси.

Можно привести предварительные выводы :

1. Агроэкосистема является важным источником для последующего транспорта радионуклидов из ОС к человеку. Чем больше фактор радиоемкости данной агроэкосистемы, тем она более надежна в понимании надежности поступления радионуклидов к людям.

2. Опираясь на скорости миграции, распределения и перераспределения радионуклидов-трассеров ^{137}Cs в компонентах агроэкосистемы, а также по величине перехода цезия ко всем группам населения, можно рассчитывать величину надежности данной агроэкосистемы, и оценить вклад разных составляющих агроэкосистемы в формирование дозовых нагрузок на население.

3. В зависимости от количества радионуклидов, которые выпали на территорию можно применять разные контрмеры, эффективность которых зависит от многих факторов (например, типа почв, влажности, количества осадков и т.п.) и оценивать их полезность.

4. Применение моделей и теории надежности для исследования экологических процессов в разных типах экосистем полезно и эвристично, так как позволяет оценивать основные характеристики и фундаментальные свойства экосистем, путем отслеживания поведения трассера – радионуклида Cs-137.

5. Предложенный нами метод оценки надежности может быть применен

для оценки уровня загрязнения и переходов других поллютантов в экосистемах разного типа.

6.4. Оценка надежности избранных экосистем.

6.4.1. Надежность склоновой экосистемы.

Таблица 6.2.

Значения коэффициентов перехода радионуклидов из камеры в камеру.

a_{ij}	Минимальные	Средние	Максимальные
a_{21}	0.01	0.03	0.05
a_{32}	0.05	0.1	0.15
a_{43}	0.1	0.15	0.2
a_{54}	0.1	0.2	0.3
a_{65}	0.2	0.3	0.4
a_{67}	0.03	0.05	0.07
a_{68}	0.04	0.07	0.1
a_{76}	0.3	0.5	0.7
a_{86}	0.4	0.6	0.8
a_{87}	0.03	0.05	0.07
a_{94}	0.2	0.4	0.6
a_{96}	0.05	0.1	0.15

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dx(t)}{dt} = -0,06x(t), \\ \frac{dy(t)}{dt} = 0,03x(t) - 0,13y(t), \\ \frac{dz(t)}{dt} = 0,1y(t) - 0,18z(t), \\ \frac{dk(t)}{dt} = 0,15z(t) - 0,63k(t), \\ \frac{dl(t)}{dt} = 0,2k(t) - 0,33l(t), \\ \frac{dn(t)}{dt} = 0,3l(t) + 0,05o(t) + 0,07p(t) - 1,23n(t), \\ \frac{do(t)}{dt} = 0,5n(t) - 0,13o(t), \\ \frac{dp(t)}{dt} = 0,05o(t) + 0,6n(t) - 0,1p(t), \\ \frac{dm(t)}{dt} = 0,4k(t) + 0,1n(t). \end{array} \right. \quad (6.4)$$

Для анализа перехода радионуклидов из камеры в камеру были выбраны средние значения коэффициентов. Перенос радионуклидов из одной камеры в другую происходит по законам кинетики первого порядка, его описывают системой простых дифференциальных уравнений (см. рис .3.12-3.13.).

Таблица 6.3.

Накопление радионуклидов в камерах

Камеры	Максимальная активность радионуклидов (%)	Время (годы)
Опушка	12	12
Луг	6	20
Терраса	1.4	20
Пойма	0.82	24
Вода	0.32	30
Биота	1.16	44
Донные отложения	2.3	48
Человек	22	80

Таблица 6.4.

**Прогноз распределения коллективной и индивидуальной дозы для населения в количестве 500 человек
при разных случаях загрязнения (склоновые экосистемы)**

	Минимальная скорость переходов.
--	---------------------------------

Активность радионуклида, <i>Kи</i>	1	5	10	40
Коллективная доза, Чел/Зв	$8,14 \cdot 10^1$	$4,07 \cdot 10^2$	$8,14 \cdot 10^2$	$3,256 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, Зв	0,01628	0,814	1,628	6,512
Средняя скорость переходов.				
Активность радионуклида, <i>Kи</i>	1	5	10	40
Коллективная доза, Чел/Зв	$1,628 \cdot 10^2$	$8,14 \cdot 10^2$	$1,628 \cdot 10^3$	$6,512 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, Зв	0,3256	1,628	3,256	13,024
Максимальная скорость переходов.				
Активность радионуклида, <i>Kи</i>	1	5	10	40
Коллективная доза, Чел/Зв	$2,442 \cdot 10^2$	$1,221 \cdot 10^3$	$2,442 \cdot 10^3$	$9,768 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, Зв	0,4884	2,442	4,884	19,536

Таблица 6.5.

Прогноз надежности типовой склоновой экосистемы при разных уровнях радионуклидного загрязнения (^{137}Cs) верхней части экосистемы (лес)

Уровень загрязнения	10 Ки/км ²	50 Ки/км ²	100 Ки/км ²
---------------------	-----------------------	-----------------------	------------------------

1.Лес	0,934	0,671	0342
2.Опушка	1	1	1
3. Луг (6%)	0,999	0,997	0,993
4.Сельскохозяйственная терраса(1,4%)	0,9998	0,999	0,998
5.Пойма озера(0,82%)	1	0,9994	0,999
6.Биота донных отложений озера(1,16%)	0,95	0,748	0,496
Общая надежность экосистемы	0,886	0,5	0,168

Нами был проведен расчет надежности транспорта радионуклидов по склоновой экосистеме.

Таблица 6.6.

Надежность типовой склоновой экосистемы как системы транспорта Cs-137 к озеру и к человеку
(параметры озера: $S=1 \text{ км}^2$, $H=5 \text{ м}$, $V=5E+9 \text{ л.}$, донные отложения: $S=1 \text{ км}^2$ $h = 0,1 \text{ м}$, $K_H=1000$) (Без контрмер).
Считается, что в лесу лежит запас радионуклида в 1 Ки Cs-137.

Камера	Вероятность сброса	Коментарии
--------	--------------------	------------

1.Лес	0,029	
2.Опушка	0,77	Загрязнения воды ожидается с вероятностью $1 \times 2 \times 3 \times 4 \times 5 \times 6 = 1,5 \text{ Е-3}$. Это означает, что содержание цезия в воде составляет всего $1,1 \text{ Е-2 Бк/л}$
3.Луг	0,6	
4.Терраса	0,57 (к человеку- 0,4)	Загрязнение донных отложений в озере ожидается с вероятностью $1 \times 2 \times 3 \times 4 \times 5 \times 6 = 9 \text{ Е-3}$. Это означает, что содержание цезия в донных отложениях составляет $3,3 \text{ Бк/л}$.
5.Пойма	0,2	
6.Биота озера	0,33	При $K_H=1000$, содержание цезия в биоте донных отложений составляет 3300 Бк/кг . Тогда по отношению к предельной дозе в 4 Гр/год (600 кБк/кг) , допустимый уровень загрязнения леса составляет 182 Ки .
7.Донные отложения	0,1	
8.Вода озера	0,77	Люди получают от воды озера и продукции террасы радионуклиды с вероятностью $5,4 \text{ Е-3}$. При этом загрязнение травы на террасе составляет около 5 Бк/кг . Допустимый уровень загрязнения кормовой травы составляет 1000 Бк/кг (при этом уровень загрязнения молока ожидается в 100 Бк/л). Тогда по молоку допустимый уровень загрязнения леса по запасу радионуклидов не превышает 200 Ки .
9.Люди	0,4 +0,1	

Таблица 6.7.

Надежность типовой склоновой экосистемы как системы транспорта Cs-137 к озеру и к человеку

(параметры озера: $S=1 \text{ км}^2$, $H=5 \text{ м}$, $V=5E+9 \text{ л.}$, донные отложения $S=1 \text{ км}^2$; $h = 0, 1 \text{ м}$, $K_H=1000$) (при участии выбранных контрмер (КМ)). Считается, что в лесу лежит запас радионуклидов в 1 Ки Cs-137.

Камера	Вероятность сброса (без КМ) $K_D=1$	Контрмеры				
		Пожарозащитная полоса между лесом и опушкой $K_D=1,5$	Дорога между лесом и опушкой $K_D=2$	Удаление дернины на террасе $K_D=10$	Подпорная стенка в почве между террасой и поймой $K_D=2$	Влияние всех контрмер одновременно
1.Лес	0,029	0,02	0,02	0,029	0,029	0,02
2.Опушка	0,83	0,83	0,4	0,83	0,83	0,4
3.Луг	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
4.Терраса	0,57 (к человеку 0,4)	0,57 (к человеку 0,4)	0,57 (к человеку 0,4)	0,12	0,57 (к человеку)	0,12
5.Пойма	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1
6.Биота озера	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
7.Донные отложе-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

ния						
8.Вода озера	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,72
9.Люди	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1
Вероят- ность сброса 1х2х3х4х 5х6	1,5 E-3 Кд(2)=1	1,1 E-3 Кд(2)=1,4	2,7 E-4 Кд(2)=5,6	3,3 E-4 Кд(2)=4.5	8,7 E-4 Кд(2)=1,7	5,8 E-5 Кд(2)=25,9

6.4.2.Надежность локальной агроэкосистемы.

Таблица 6.8.

Оценка и расчет надежности агроэкосистемы, с. Галузия как системы поступления радионуклидов Cs-137

от пастбищ в популяцию людей, которые живут в этом селе. Блок- схема камерной модели с. Галузия приведена выше. Оценивается по надежно-последовательной модели - надежность «поступления» радионуклидов от каждого из пастбищ села.

Номер пастбища и значения скоростей	Надежность поступления радионуклидов через молоко	Надеж-ность поступле-ния радионук-лидов через мясо	Надежность поступления радионуклидов через экспорт	Сумма величин надежности по строчкам	Надежность по всем пастбищам при разных значениях	Ожидаемая коллективная доза, (дозовая цена Cs-137=2
--	--	---	---	--	--	--

скоростей перехода между камерами	через молоко	через мясо	через экспорт молока и мяса вместе	таблицы (по пастбищам)	значениях параметров	цена Cs-137=2 E-8)
1.MIN	0,00518	0,00424	0,00505	0,01447	0,1202 (MIN)	2,94 E+3
1. MIDLE	0,0273	0,0203	0,0185	0,0661	Σ Ai = 3,968	
1. MAX	0,04177	0,02742	0,02687	0,09606		
2.MIN	0,00297	0,00266	0,00426	0,00991		
2. MIDLE	0,0243	0,0184	0,0246	0,0653	0,3041 (MIDLE)	8,92 E+3
2. MAX	0,0367	0,0244	0,0122	0,0733	Σ Ai =3,968	
3.MIN	0,01109	0,01097	0,01069	0,03275		
3. MIDLE	0,0281	0,0265	0,0228	0,0774		
3. MAX	0,0552	0,0446	0,0353	0,1378	0,4574 (MAX)	13,43 E+3
4.MIN	0,0194	0,0166	0,02707	0,0631	Σ Ai =3,968	
4. MIDLE	0,0419	0,0323	0,0421	0,1153		
4. MAX	0,0642	0,0454	0,0380	0,1502		

Таблица 6.9.

Оценка эффективности применения разных контрмер в агроэкосистеме (на примере с. Галузия) путем оценки надежности поступления радионуклидов Cs-137 от 4-х основных пастбищ (при средних скоростях перехода радионуклидов между камерами блок –схемы модели).

Контр-мера	Кд (1)	Пастбище (№)	Запас р/н (Ки)	Надежность транспорта р/н (по молоку)	Надежность транспорта р/н (по мясу)	Надежность общего транспорта р/н	Переход р/н (Ки) к человеку	Суммарный переход р/н (Ки) по пастбищам, коллективная доза, Кд	Кд(2) по надежности
Нет контрмер	1	1	0,0056	0,03	0,022	0,052	0,0008	0,0022 (1,6 чел.Зв) Кд=1	1
		2	0,0169	0,025	0,019	0,044	0,0007 Кд = 1		
		3	0,0003	0,029	0,027	0,056	0,0004		
		4	0,0011	0,041	0,033	0,074	0,0008		
Удоб-рения	2	1	0,0056	0,015	0,011	0,026	0,00015 Кд =2,15	0,013 (0,96) Кд=1,7	0,0022/0,0013 = 1,74
		2	0,0169	0,013	0,009	0,022	0,00037		
		3	0,0003	0,021	0,020	0,041	0,00026		
		4	0,0011	0,025	0,019	0,044	0,00048		
Сеянка	3	1	0,0056	0,0106	0,0079	0,0185	0,0001 Кд= 3,4	0,008 (0.6)	2,75
		2	0,0169	0,008	0,006	0,014	0,0002		

		3	0,0003	0,017	0,016	0,033	0,0002	Кд=2,7	
		4	0,0011	0,017	0,013	0,030	0,0003		
Снятия дернины (3-5 см)	10	1	0,0056	0,0033	0,0024	0,0057	0,00003 Кд=12,9	0,000032 (0,024) Кд=66,7	69
		2	0,0169	0,0029	0,0022	0,0051	0,00009		
		3	0,0003	0,0069	0,0065	0,0134	0,00008		
		4	0,0011	0,0061	0,0047	0,0108	0,000012		
Феррационные болюсы	4	1	0,0056	0,014	0,013	0,027	0,0002	0,0012(0,88) Кд=1,8	1,8
		2	0,0169	0,013	0,012	0,025	0,0004 Кд=2,3		
		3	0,0003	0,0104	0,0102	0,0206	0,0001		
		4	0,0011	0,023	0,022	0,045	0,0005		
Феррационные фильтры (молоко)	5	1	0,0056	0,0297	0,02	0,0497	0,0003	0,0021 (1,6) Кд= 1	1,05
		2	0,0169	0,0252	0,0174	0,0426	0,0007 Кд=1,3		
		3	0,0003	0,026	0,024	0,05	0,0003		
		4	0,0011	0,0416	0,0293	0,0709	0,0008		
Удобрения + снятие дернины	2х	1	0,00056	0,015	0,01	0,025	0,000014	0,000024(0,016) Кд=100	91,7
	10	2	0,00169	0,0025	0,0017	0,0042	0,0000071 Кд=60		
	х	3	0,00003	0,01	0,009	0,019	0,00000057		

+	4	4	0,00011	0,014	0,009	0,023	0,0000025		
болюсы									

6.4.3. Надежность экосистемы каскада Днепровских водохранилищ.

Таблица 6.10.

Оценка надежности биоты в каскаде Днепровских водохранилищ при расчете на сброс 1 Ки Cs-137 в условиях межени (М) и паводка (П) 3 % водности (раз в 30 лет) по содержанию Р/н. в каждом из компонент экосистем водохранилищ (Ки)

Водохранилище	Содержание(Ки) у М та П состоянии	Биота (Ки)	Вода (Ки)	Тип	Активность ила Бк/кг	Активность донной биоты при К _Н =1000 Бк/кг	Активность воды Бк/л	Активность биоты в воде К _Н =1000 Бк/кг	Примечание (оценка допустимого уровня содержания Cs-137 в биоте составляет 600 кБк/кг. Тогда допустимый сброс составляет (превышение))	
Киевское S=920км ² , V=3,7 км ³	0,7	0,2	0,1	М	0,3 Бк/кг	300 Бк/кг	2Е-3	2	2000 Ки	46 раз
	0,5	0,3	0,2	П	0,4	400	3Е-3	3	1500	61 раз

Каневское	0,06	0,03	0,01	М	3,2E-2	32		Для остальных водохранилищ	18750	5 раз
S=680 км ² V=2,6 км ³	0,08	0,08	0,02	П	4,3E-2	43			13954	6,6 раз
Кременчугское	0,008	0,001	0,001	М	1,3E-3	1,3		Полученные значения активности очень малы поэтому их можно не считать	460 кКи	Нет превышения
S=2250 км ² V=13,5 км ³	1,2E-2	4E-3	4E-3	П	2E-3	2			Дальше по Cs-137 нет превышений по дозовым нагрузкам на донную биоту. На биоту водяной толщи также нет превышения дозы в 4 Гр/год	
Запорожское	7E-4	2E-4	1E-4	М	4,6E-4	0,5				
S=570 км ² V=2,4 км ³	2E-3	1,2E-3	8E-4	П	1,3E-3	1,3				
Днепро-ское	7E-5	2E-5	1E-5	М	6E-5	0,06				
S=410 км ² V=3,3 км ³	4E-4	2,4E-4	1,6E-4	П	4E-4	0,4				
Каховское	8E-6	1E-6	1E-6	М	1,5E-6	0,015				

S=2150км ²	1E-4	3,2	3,2	П	1,7E-6	0,017			
V=18,2 км ³		E-5	E-5						

Реальное количество сброшенного Cs-137 по содержанию в илах Киевского водохранилища составило около 92 кКи.

6.5. Заключение.

1. В данном разделе представлены данные анализа надежности транспорта радионуклидов в склоновой экосистеме. Типовая упрощенная блок-схема склоновой экосистемы представлена на рис 6.3. На основе собственных исследований на склоновых экосистемах в 30-км зоне отчуждения ЧАЭС (на реке Уж), и литературных данных проведены оценки значений скоростей перехода радионуклидов цезия-137 (таблица 6.4). Тут приведены минимально возможные скорости, средние и максимальные значения. Для средних значений скоростей перехода построена система обыкновенных дифференциальных уравнений (6.2). Решения этой системы уравнений в графическом виде представлены на рис 6.4 и 6.5. Видно, что, как правило динамика перераспределения радионуклидов между камерами имеет максимум. В качестве общей характеристики разных составляющих склоновой экосистемы, можно использовать значения максимальных уровней содержания радионуклидов (процент от общего запаса в экосистеме) и срок, когда он формируется (таблица 6.5). Видно, что наибольший запас формируется на опушке (12%) и на лугу (6 %), а потом со временем до 22 % от запаса переходит в зону пользования человеком этой склоновой экосистемой, но через длительный срок в 80 лет. То есть, в конце концов, практически большая часть радионуклидов, из запаса в склоновой экосистеме доходит до людей в виде накопленной дозы облучения, что может быть оценена через дозовые коэффициенты. В таблице 6.6. сделаны оценки индивидуальных и коллективных доз для случая села с 500 жителями. Видно, что (с учетом радиоактивного распада) при максимальных скоростях переходов между камерами склоновой экосистемы в популяции людей даже при малых уровнях запасов радионуклидов (1 Ки), коллективная доза может достигать 200 Чел-Зв. Эти заметные величины, которые требуют учета и контрмер. Опираясь на формулу 6.1 имеем, возможность оценить надежность транспорта радионуклидов от леса до популяции людей (таблица 6.7). В этих камерах, где есть биота можно спрогнозировать поражение

биоты при высоких уровнях плотности загрязнения леса. Поэтому общая надежность транспорта радионуклидов по данной склоновой экосистеме уменьшается от 0,89 (при 10 Ки /км²) до 0,17 (при плотности загрязнения 100 Ки /км²). С учетом влияния радионуклидов на биоту озера также проведена оценка путей и вероятности поступления радионуклидами популяции людей (таблица 6.8). Для разработки возможных методов защиты людей в склоновой экосистеме рассмотрены некоторые потенциально эффективные контрмеры, и оценено их возможное влияние на систему транспорта радионуклидов к озеру и к человеку (таблица 6.9). Для анализа выбраны следующие контрмеры: пожарозащитная полоса между лесом и опушкой, дорога между лесом и опушкой, удаление дернины на сельскохозяйственной террасе, и создание защитной подпорной стенки между террасой и поймой озера. Эти контрмеры так или иначе применялись, или могут быть применены на склоновых экосистемах. Контрмеры влияют на величину скоростей переходов между камерами. Наибольшее влияние, как способ снижения дозы облучения людей (через коэффициент дезактивации) имеют дорога между лесом и опушкой ($K_d = 5,6$), и удаление дернины на террасе ($K_d = 4,5$). А самая лучшая ситуация, когда эти две контрмеры будут использованы вместе ($K_d = 25,2$).

2. Расчет надежности локальной агроэкосистемы проведен нами на примере с. Галузия, о которой речь шла выше. Из таблицы 6.10 видно, что наибольшая надежность поступления радионуклидов от 4-х пастбищ к человеку, оценена для максимальных скоростей перехода радионуклидов (в 4 раза больше чем при минимальных скоростях. Это означает, что и доза при этом в 4 раза выше. В таблице 6.11 приведены данные оценок эффективности некоторых контрмер в плане снижения потока радионуклидов от 4-х реальных пастбищ в данном селе (внесение повышенных норм удобрений, переход от диких пастбищ до сеянки, снятие дернины на пастбищах и высев травы, применение введения коровам феррациновых болюсов, и фильтрация молока на сепараторах через феррациновые фильтры. Коэффициент

дезактивации выбранных контрмер составляет от 2 до 13 единиц. Оптимальная оценка может быть рассчитана для комбинированной системы контрмер: удобрения, снятие дернины, и применение феррациновых болюсов. В этой ситуации мы можем иметь значение K_d в 60 единиц, что характеризует значительную потенциальную эффективность контрмер в локальных агроэкосистемах.

3. Нами проведен также анализ надежности экосистемы каскада Днепровских водохранилищ, как системы транспорта радионуклидов от каскада к людям.

Показано (таблица 6.12), что каскад Днепровских водохранилищ имеет оценки высокой надежности «поступления» радионуклидами к людям, как в период межени, так и при паводках высокой 3% водности. При малом сбросе радионуклидов (1 Ки цезия-137 в год) ситуация не составляет заметных экологических рисков для биоты и для людей, через использование воды для орошения и для питья. Но реальные количества накопленных радионуклидов, в частности, в илах Киевского водохранилища составляет около 92 кКи цезия-137, что потребует значительного внимания и учета при реальных количествах сбросов радионуклидов. А если учесть еще сбросы стронция-90, то ситуация потребует сурового контроля.

4. В целом использование анализа радиоэкологических ситуаций в разных типах экосистем с использованием моделей и теории надежности показало себя эффективным и эвристичным средством оценок и моделирования радиоэкологических и экологических ситуаций и может быть с успехом использоваться в дальнейших исследованиях.

Литература.

1. Моделювання радіоекологічних процесів методом камерних моделей на прикладі села у Волинській області / І.В. Матвєєва, В.Р. Заїтов, Ю.О.

- Кутлахмедов та ін. // Вісник Національного авіаційного університету. – 2005. – № 3. – С. 173–176.
2. Порівняння радіоекологічних процесів на прикладі сіл, забруднених Cs-137 та Sr-90, оцінених за методом камерних моделей / І.В. Матвєєва, Ю.О. Кутлахмедов, В.М. Ісаєнко та ін. // Ядерна фізика та енергетика. Національна Академія Наук України, Інститут ядерних досліджень. – Київ. – 2006. – № 2(18) – С. 93–98.
3. Theory of Reliability in Radiation Ecology / Yuriy A. Kutlakhmedov, Iryna V. Matveeva, Anastasiya G. Salivon, Victor V. Rodyna // Proceedings of International Symposium on Stochastic Models in Reliability Engineering, Life Science and Operations Management. – Israel, 2010. – 275 с.
4. Медико-биологические последствия Чернобыльской катастрофы: отдалённые радиоэкологические и радиобиологические проблемы и анализ эффективности контрмер по защите био- и экосистем от последствий Чернобыльской катастрофы: в 2 ч. / Под ред. Ю.А. Кутлахмедова, В.П. Зотова – К.: МЕДЭКОЛ, 2000. – 293 с.
5. Методология систематизации и адаптации моделирующей прогнозно-аналитической системы для создания мер по снижению негативных эффектов для экосистем и населения / Под общ. ред. д.б.н., проф. В.П.Зотова и д.б.н., проф. Ю.А. Кутлахмедова. – Киев: Медэкол-МНИЦ Био-Экосистем, 2003. – 216 с.
6. Проблемы и перспективы фитодеконтаминации и фитомикробной ремедиации почв, загрязнённых радионуклидами / Ю.А. Кутлахмедов, Н.В. Зезина, А.Н. Михеев и др. // Экотехнология и ресурсосбережение. – 2004. – № 1. – С. 49–53.
7. Kutlakhmedov Y., Korogodin V., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V. Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol. – 1997. – 5 (1). – P. 25–35.

8. Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // Мед. радиология. – 1960. № 1. – С. 67-73.

9. Кутлахмедов Ю. А., Корогодин В. И., Кольтовер В. К. Основы радиозэкологии. – Киев: Выща шк. – 2003. – 319 с.

10. Поликарпов Г. Г., Цыцугина В. Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле// радиационная биология и радиозэкология. – 1995.- Т. 35. № 4. С. 536-548

11. Amiro B.D. (1992): Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts, J. Environ. Radioactivity Vol. 35, № 1, P. 37-51.

12. Кутлахмедов Ю. А., Петрусенко В. П. Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів у типовій екосистемі схилів для ландшафтів України. Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 2. – С. 134–136.

13. Кутлахмедов Ю. А., Петрусенко В. П. Аналіз ефективності контрзаходів для захисту екосистем на схилових ландшафтах методом камерних моделей. Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 4. – С. 163–165.

14. Матвеева И. В. Дослідження та оцінювання надійності систем транспорту радіонуклідів у локальній агроєкосистемі. – 2011, Вісник національного авіаційного Університету № 2(47). – С. 148-154.

15. Кутлахмедов Ю. А., Матвеева И. В., Заитов В.Р. Моделирование радиозэкологических процессов методом камерных моделей на примере села в Волынской области. Вісник Національного авіаційного університету. – 2005. – № 3. – С. 173 –176.

16. Кутлахмедов Ю. А., Матвеева И. В., Исаенко В. Н. Особенности радиозэкологических процессов в селе Тернопольской области, оцененных по

методу камерных моделей. Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 2. – С. 126–128.

17. Кутлахмедов Ю. А., Корогодин В. И., Родина В. В., Матвеева И. В., Петрусенко В. П., Саливон А. Г., Леншина А. Н. Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии. В сб. материалов Международной конференции «Радиоэкология: итоги, современной состояние и перспективы» – Москва, 2008. – С. 177-193.

18. Гродзинський Д. М., Кутлахмедов Ю. О., Михєєв О. М., Родіна В. В. Методи управління радіємністю екосистем. / Під редакцією акад.. Д. М. Гродзинського. – Київ: Фітосоціонер, 2006. – 172 с.

Глава 7. Надежность биосферы и человеческой цивилизации (мысли в заключение вслух и без ссылок).

7.1. Биосфера – прародительница и дом для человечества.

Некоторые общие сведения о биосфере.

На уровне 1973 года **численность** человечества достигла 5 миллиардов, а сейчас, наверное, достигает 7 миллиардов людей, которых содержит биосфера планеты Земля.

Численность человечества растет достаточно круто вверх, практически по экспоненте.

Биомасса производимая на планете Земля достигает $8,5 \cdot 10^{10}$ тонн/год, то есть 14-15 тонн/год в расчете на одного человека. Из них 10 т это древесные породы.

Сельскохозяйственная биотехнология производит около $7,5 \cdot 10^9$ т /год или 4 кг продуктов в день на человека. Из них зерно - 0,7 кг, мясо -0,06 кг, картофель около -0,12 кг, молоко -1 л и т.д.

Производство топлива - $6 \cdot 10^{10}$ т/год, примерно 10 кг/день на человека (отопление, технологии, производство). На все про все. В энергии около 500кКал/день на человека.

Мусоропроизводство. Примерно 2 кг/день на человека.

Биосфера существует в режиме необходимости создания, поддержания и роста численности человечества и биомассы. Второе важно для биосферы, а первое для человечества. Для обеспечения этих функций жестко необходимо –кондиционирование, очистка среды обитания от отходов

Без выполнения этих условий не будут обеспечены все основные атрибуты гомеостаза биосферы:

А) Атмосфера. Количество O_2 , должно быть необходимым и достаточным для всех аэробных организмов и, особенно для людей.

Тут не все гладко – задымленность и запыленность атмосферы, загрязнение NO , CO , сернистым газом, аэрозольными примесями.

Б) Вода. Запас пресной воды на планете достаточно высоки составляет

$2,4 \cdot 10^7 \text{ км}^3$ (ледники, 90% воды на полюсах, Ледовитый океан и Антарктида .

Доступной является вода озер ($0,18 \cdot 10^6 \text{ км}^3$), атмосферная вода ($1,3 \cdot 10^4 \text{ км}^3$), в руслах рек ($2 \cdot 10^4 \text{ км}^3$), биологическая вода - 10^3 км^3 . Таким образом, объем доступной воды составляет около $1,9 \cdot 10^{17}$ л. На одного человека приходится в виде общего запаса $3 \cdot 10^7$ л на одного человека Земли. Из них на питье 10^{13} л на все человечество. Таким образом, без возобновления ресурса доступной воды, ее не хватает. Значит, используется недоступная вода. При этом эталонно чистой воды, практически нет. Необходим интенсивный круговорот воды. А при наличии примесей, кислотных дождей и пр. необходима водоочистка. Практически воду без очистки в развитых странах не пьют.

В) Запасы минеральных ресурсов (K, N, Na, P, S, Ca и т.п.) .

Запасы еще есть, но без должной утилизации их надолго не хватит. Они ведь почти не возобновляются.

Г) Радиационный режим планеты. В силу ухудшающейся прозрачности атмосферы, количество и качество (спектральный состав) уменьшаются. Разрушение озонового слоя приводит к росту уровня ультрафиолетового излучения на поверхности планеты (УФ- А.В.С), составляющей солнечного излучения, что вредно сказывается на растениях и других организмах.

Растет тепловое воздействие на планету (что связывают с потеплением климата?).

Д) Энергетическое благополучие Земли. Естественного топлива (нефть, газ, уголь) не так много в доступном виде. Поэтому земляне пошли на широкое использование ядерной энергетики (уран и прочие радионуклиды). Их запасы на Земле достаточны, но не бесконечны. Однако человечество идет на это, но не всегда удачно. Ядерные аварии и катастрофы (Кыштым, Уиндскейл, Три майл айленд, Чернобыль, Фокусима). Ясно, что здесь нужно менять идеологию, технологию и практику применения ЯЭУ (ядерных энергетических установок). Это может быть, например: а) применение малых АЭС, помещенных под землей и недоступных для вмешательства, б) баржи с ЯЭУ малой мощности (по типу АПЛ) и т.д.

Необходимо также разработка идей, техники и практики использования альтернативных источников энергии:

- ветер,
- солнце,
- приливы,
- геотермальные станции и др.

На планете явно выражены катастрофические ситуации для людей и биоты. Кроме уже упомянутых ядерных аварий, это всем известные экологически проблемные места:

Днепропетровск, Днепродзержинск, урановые рудники (г.Желтые воды), Запорожье (металлургия), озеро Байкал, высыхание Аральского моря и т.п.

Ситуация на Земле еще не катастрофическая, но проблем достаточно. Есть надежда, что точка бифуркации, известная из теории катастроф- точка, где ход событий ведущих к катастрофе еще не пройдена.

На языке теории надежности можно полагать, что надежность поддержания оптимальной биомассы - $P_b(t)$ в экосистеме не хуже оптимальной, а

надежность кондиционирования - $P_c(t)$ – удержания оптимального уровня кондиционирования среды обитания от поллютантов и продуктов жизнедеятельности. Эти две подсистемы работают в последовательной надежностной схеме. То есть они должны выполняться одновременно и независимо. Тогда общая надежность определяется как произведение обеих вероятностей $P_{eco}(t)$:

$$P_{eco}(t) = P_b(t) \times P_c(t) \quad (7.1.)$$

По сути эти $P_b(t) \times P_c(t)$ должны быть близки к 1, иначе высокая надежность всей экосистемы не будет реализована.

7.2. Формальные количественные закономерности надежности экосистем, определяющие $P_b(t)$ и $P_c(t)$.

Начнем с определений. **Экосистема** –самоорганизованная система видов, занимающих определенный ареал обитания и выполняющая две основные функции.

1.Первая функция –обеспечение продуктивности (биомассы и численности_ во времени и пространстве. При этом должно выполняться условие:

$dM_{\Pi} / dt > 0$, что отражается в накоплении биомассы. Скорость роста биомассы должна быть больше -0.

2. Вторая функция –кондиционирование среды обитания то есть очистка среды обитания, утилизация отходов :

$dM_{отх} / dt \leq 0$, масса отходов должна убывать или хотя бы оставаться на одном уровне.

Итак M_{Π} продуктивность биомассы, $M_{отх}$ -масса отходов, требующая утилизации (кондиционирования). При этом, чем выше скорость утилизации, тем лучше условия для накопления биомассы. Условия стабильности

(постоянства) в экосистеме, когда скорость роста биомассы и скорость кондиционирования среды удовлетворяет равенству:

$$dM_{\Pi} / dt \approx dM_{\text{отх}} / dt \quad (7.2.)$$

Оптимальным является превышение скорости кондиционирования над скоростью накопления биомассы.

Для случая замкнутых экосистем (а таких большинство) без расширения ареала обитания, скорость роста биомассы должна превышать скорость формирования отходов:

$$dM_{\Pi} / dt > dM_{\text{отх}} / dt \quad (7.3.).$$

Видно, что условие (7.3.) может выполняться за счет расширения ареала обитания. Это могло происходить на ранних этапах эволюции биоты и жизни человечества. А также это может происходить за счет увеличения кондиционирующей способности экосистемы.

Несколько связно существующих экосистем образуют биоценоз. Для такого биоценоза из К-экосистем верно следующее неравенство:

$$\Sigma dM_{\Pi} / dt > \Sigma dM_{\text{отх}} / dt \quad (7.4) .$$

Биоценоз, как самоорганизующаяся система из нескольких связных экосистем, может достигать стабильности при условии :

$$\Sigma dM_{\Pi} / dt - \Sigma dM_{\text{отх}} / dt \leq 0 \quad (7.5)$$

Условие (7.5), это когда накопление биомассы в биоценозе больше или равно скорости утилизации отходов (кондиционирования среды).

В биологических приложениях –экосистема –это сообщество популяций нескольких видов, связанных трофическими связями, и выполняющих, выше упомянутые две функции. Традиционно рост численности – N одной из популяций описывается известным уравнением :

$$dN / dt = (K - C) - E N^2 \quad (7.6), \text{ где}$$

K – коэффициент размножения особей в популяции, C – коэффициент скорости гибели особей в популяции, включая процессы старения, E – параметр, задающий конкуренцию особей в популяции (за пищу и т.д.) в ареале обитания, и конкуренцию с другими видами в экосистеме.

Для экосистем, состоящей из нескольких популяций и видов – n , можно по аналогии записать следующее соотношение для численности одной популяции – N в экосистеме :

$$dN / dt = (K - C) - E N^n \quad (7.6), \text{ где}$$

K – коэффициент размножения особей в популяции, C – коэффициент скорости гибели особей в популяции, включая процессы старения, E – параметр задающий конкуренцию особей в популяции (за пищу и т.д.) в ареале обитания, и конкуренцию с другими видами – n , в экосистеме.

Ясно, что надежность функционирования экосистем обеспечивается надежным одновременным выполнением обеих функций – продуктивности и кондиционирования.

Продуктивность без кондиционирования долго реализовываться не может (биота задохнется), а эффективное кондиционирование среды обитания без роста продуктивности (в частности, роста массы видов-редуцентов), невозможно и бессмысленно. Тогда общая надежность может быть определена, как для четко последовательной системы, в виде произведения надежности выполнения этих двух функций (см. 7.1.). Здесь рассмотрена относительно простая экосистема.

7.3. Надежность человеческой популяции.

Сформулируем очевидный постулат. Прогрессивная эволюция человека, как вида возможна только при увеличении его численности – N_m , и необходимой для его жизни биомассы.

$$dNm / dt > 0 \quad (7.7)$$

Аналогичная закономерность верна и для других видов биоты. Условие

$$dNm / dt < 0 \quad (7.8)$$

соответствует вымиранию и гибели популяции.

Условие $dNm / dt = 0 \quad (7.9)$

соответствует стабильности численности, которое естественно неустойчиво.

Условие (7.7) отражает опережающее увеличение численности популяции людей, на основе роста биомассы продуцентов- М (растениеводство, животноводство и т.д.). Условие превышения относительного прироста биомассы в трофической цепи человека, над приростом относительной численности и обеспечивает надежное существование вида:

$$dM / M dt > dNm / Nm dt \quad (7.10).$$

Накопление биомассы является функцией продуктивности всех биоценозов биосферы. Обмен биомассой между биогеоценозами не велик, поэтому относительный прирост биомассы всей биосферы состоит из сумм относительных приростов отдельных экосистем биогеоценозов. Тогда в общем виде :

$$dM / M dt = \Sigma dMi / Mi dt \quad (7.11) .$$

Очевидно, что повышение скорости накопления продуктивной биомассы, в биосфере, возможно лишь при условии еще более интенсивного накопления доступной по форме энергии (тепло, пища, и пр.). Поскольку внешние источники энергии (Солнце)на Земле в среднем постоянно, то речь может идти о высвобождении энергии как биогенными, так и технологическими средствами.

Эти процессы можно представить в виде следующей схемы, которая обеспечивает основную систему связей и условий существования человека, как вида (схема 7.1.).

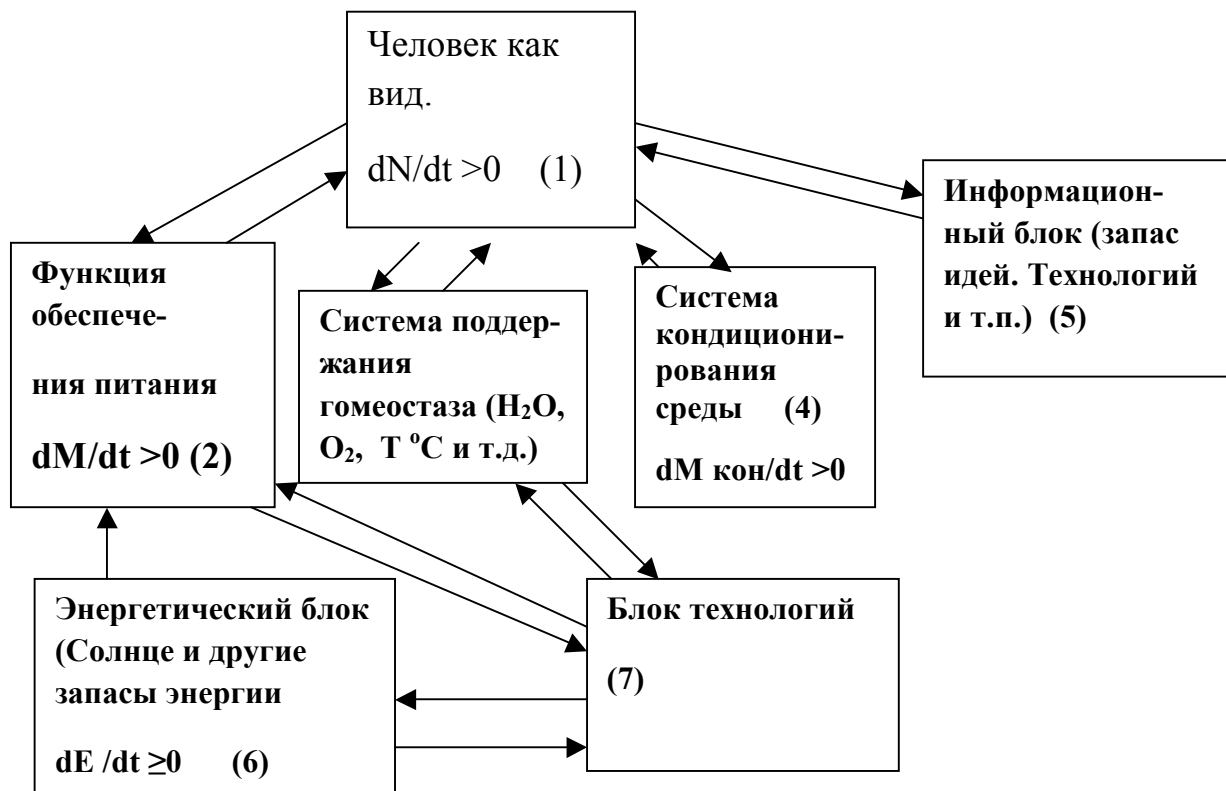


Схема 7.1. Блок-схема обеспечения стабильности человеческой популяции как вида.

Из этой схемы следует, что общее условие стабильности экосистемы Земли:

$$dE /dt > dM_{\text{кон}}/dt > dM/dt > dN/dt > 0 \quad (7.12).$$

Это условие означает, что обеспечение энергией человеческой популяции, должно превосходить темп кондиционирования среды обитания, которые превышают производство продуктивной биомассы (продукты питания и т.д), а далее превышение роста численности популяции людей, которое в свою очередь должно быть больше нуля.

По своей надежностной структуре , данная схема (схема 7.1.) образует 4 последовательных блока, (П- питание людей, Г –поддержание гомеостаза условий жизни людей, К- система кондиционирования среды обитания людей, Э –энергообеспечение жизни людей), которые должны работать одновременно, тогда надежность человека, как вида может быть, описана в виде произведения, для простого стационарного случая):

$$R_{\text{ч}} = R_{\text{п}} \times R_{\text{г}} \times R_{\text{к}} \times R_{\text{э}} \quad (7.13.), \text{ где}$$

$R_{\text{ч}}$ – надежность (вероятность существования человека, как вида (размножающегося и удерживающего ареал его обитания)).

$R_{\text{п}}$ - вероятность (мера) надежности обеспечения людей продуктами питания и водой)

$R_{\text{г}}$ – вероятность (надежность) поддержания условий гомеостаза (кислород – O_2 , вода – H_2O , азот – N , фосфор- P , углерод – C , Кальций – Ca и т.д)

$R_{\text{к}}$ - вероятность (надежность) обеспечения системы кондиционирования среды обитания -очистки от поллютантов и продуктов жизнедеятельности.

$R_{\text{э}}$ - вероятность (надежность) энергетического обеспечения существования человека, как вида (тепло, энергообеспечение производства продуктов питания, обеспечения условий гомеостаза, функции кондиционирования, работы информационного блока и т.п.). Эта величина ограничена постоянством общего запаса энергоресурсов, и слабым использованием альтернативных источников энергии. Условия поддержания жизнеспособности и гомеостаза, также не просты из-за ограничений запасов воды, кислорода, минеральных ресурсов и других факторов.

Условие превышения роста свободного количества энергии над другими показателями благополучия, требует особо высокой надежности именно энергетического блока, который, по сути, и определяет все основные перспективы и благополучие человеческого вида.

Единственным эффективным средством повышения надежности каждого из блоков и всей системы в целом, это широкое использование блока технологий, определяемого состоянием и надежностью работы блока информации (ценной и полезной) – Ри.

Ри- надежность работы блока информации в малой степени зависит от блока энергии, а в значительной степени от ценности заключенной в нем информации (идей и разработанных технологий и средств к ним. (Ри) в свою очередь зависит от прогрессивности развития человека, как вида (от его интеллекта, образованности и т.д.). Здесь явно выплывает определение прогрессивного развития человека, как вида не только от роста его численности, чего явно недостаточно. Прогрессивность жизни и эволюции человека, как вида, тем выше, чем больше оно накапливает ценной и полезной информации, как источника новых прогрессивных технологий. Прогрессивность новой технологии означает, ее большую производительность и эффективность по обеспечении работы всех блоков, и меньшую потребность в энергии, по сравнению предсуществующими вариантами технологий.

Важно подчеркнуть, что в отсутствии катастроф, надежность информационного блока, должна только расти. Рост надежности блока - Ир и затем -Рт, в конечном итоге может дорастить и повысить надежность человека, как вида. Блоки -Ри и -Рт – работают явно последовательно, а с остальными блоками, они работают параллельно. На заре человечества связка этих блоков была мало выражена.

Тогда общая надежность человека, как вида, может быть описана следующей формулой (7.14), развернутой из формулы (7.13):

$$Рч = Рп \cdot Рг \cdot Рк + Рэ + Ри \cdot Рт \quad (7.14).$$

Понятно, что все величины надежности варьируют от 0 до 1.

7.4. Надежность популяции людей и проблемы вырождения.

1. Информационный и технологический блок напрямую зависят от качества человеческих популяций. А реально здесь налицо признаки вырождения и его влияние на эти блоки и конечно от реализации жизнеобеспечения и благополучия человеческой популяции.

1. Для «аристократической» части популяции – вырождение общеизвестно, из-за близкородственных браков .
2. Вырождение в обычных популяциях людей (в СНГ и в Украине, в частности). Тут ряд причин:
 - а) исчез культ интеллекта и труда, появился культ денег любой ценой. В результате появилось множество «лишних» людей. Это прежде всего люди физического интеллекта (рабочие, мастера) которые в принципе не могут заработать много денег. Зато появились и укрупнились криминальные сообщества. Бандиты и проститутки сплотились быстро и начали отнимать деньги у остальной части популяции (лохов). Тем самым создана новая бандитская «аристократия» (новые русские, украинцы и т.д). Она также склонна к скрещиванию, и в конце концов, к «близкородственным» по уровню интеллекта и образования, бракам, В результате резко падает планка интеллектуальной жизни. Нет необходимости в новых знаниях, технологиях , идеях. Темп создания новой полезной и ценной информации резко падает (по крайней мере, в СНГ).

Чтобы удачно воровать, новые знания и интеллект почти не нужны (Рынок все спишет). А в результате:

- 1) научная составляющая жизни падает,
- 2) творчество нужно только то, что продается (закон Геббельса-Китайгородского). А продаются вещи популярные, порнуха и пр. Растет национализм, последнее прибежище негодяев.

3)экология –сохранение среды обитания ненужная роскошь. Можно построить бункер. И все можно купить: чистый воздух, воду, доброкачественную пищу ит.д. А для остальных людей, можно пустить в ход суррогаты, заменители, и все что попадается и продается.

2. **Медицина** конечно будет вырождаться и уже вырождается в денежный эквивалент.

-Плати, плати, а за качество здоровья никто не отвечает.

-Лекарства, любые, случайные и часто ни на что негодные (но все дороже и дороже).

-Уровень подготовки и качество врачей и медработников падает. А зачем, можно заработать на халтуре.

-Здесь в медицине научная составляющая особенно уязвима и падает.

3. **Образование.**

- Подготовка кадров ИТР, особенно, падает и трудно возобновляется.

-Квалифицированные рабочие практически не готовятся.

-Доминирует подготовка экономистов, юристов и менеджеров (если утрировать, то это воры и их защитники).

-Естественные науки никому не нужны . А зачем ? И так проживем.

Пусть редкие яйцеголовые, трудятся впроголодь, если не способны уйти в бандиты, шлюхи и шлюхеры, коммерсанты и т.п.

- Шоу бизнес –серость и пошлость. Настоящее искусство просто исчезает в катакомбах рынка.

4. В результате,Украина, по крайней мере, уходит в подстилку ЕС, США и т.п. Люди наши «разбрызгаются» на поле заробитчанства.

Ресурсы Украины, хапнут и распродадут. Украина, как страна и Украинцы , как популяция уйдут на задворки Европы, Америки, а могут быть, поглощены, утилизированы Азией (Китай, Япония и т.д.).

7.5. Надежность биосферы.

На популярном языке надежность биосферы базируется на 6-и китах:

- Экология
- Экономика
- Энергетика
- Ресурсы
- Информация
- Технология.

Чтобы не одичать надежность всех 6 –систем должна быть высокой (больше 0,5). Система первых 4-х подсистем связана последовательно, потому что отсутствие любой из них, может привести к деградации и гибели человечества. Поэтому ни одно из этих 4-х базовых направлений человеческой деятельности не должно и не может быть утрачено.

Экология –основа жизнеобеспечения и благополучия людей (воздух, вода, продукты питания) и ,в конце концов выживаемость.

Экономика – если это не узаконенное воровство и обман, база становления и освоения ресурсов Земли для жизни.

Энергетика – основа развития и выживания. Без нее невозможны все остальные составляющие.

Ресурсы – возобновляемые и не возобновляемые –основа жизни и становления технологий, промышленности.

Как гласит древняя притча : «Когда будет сожжен последний кусок дерева, Когда буде съедена последняя рыба, Люди поймут, что питаться деньгами нельзя».

Информация – царица всего сущего в Человечестве . Речь идет о полезной и ценной информации, а не о той чернухе, порухе и нелепостях ,которыми пестрят наши СМИ.

Технология – оператор реализации информации в виде средств и методов общения с природой и средой обитания. Создание пищи, очистка воды, воздуха и т.п.

Как же человечество содержит все эти составляющие, без которых невозможна жизнь и выживание людей и человечества в целом?

В области **экологии**, человечество лишь частично выполняет свои сохранительные функции, а большей части не дорабатывает. Мы бестолково эксплуатируем нашу экологию, в меру своей сиюминутной выгоды и испорченности.

Экономика –рыночная, работает не на сохранение людей, а на их эксплуатацию в угоду кучке олигархов. Это система выкачивания ресурсов земли и человеческих ресурсов для формирования денежных масс.

Энергетика –истощается и эксплуатируется вперед в области не возобновляемых энергоресурсов, а путь возобновляемых ресурсов почти не развивается. Не выгодно. Расход доминирует , а зато мусоропроизводство растет. Это основной путь «развития и прогресса» человечества.

Информация – основная функция создания полезной информации «затарена» информационным мусором. Ценная информация либо не создается, либо не используется.

Технология – это система средств методов (операторов) для выполнения на высоком уровне всех необходимых функций. Очевидно, что именно

создание, применение и использование ценной информации в технологиях оправдывает существование и жизнеспособность человечества. На основании, созданной умом и трудом, ценной информации создаются операторы (технологии), ее использующие и полезно реализующие. При этом именно блоки информации и технологии должны быть максимально использованы во всех сферах жизнеобеспечения человечества. Это и образует ноосферу.

Эти два блока (информации и технологии) живут и развиваются за счет :

- роста численности популяции людей;
- роста качества интеллектуальной деятельности человечества ;
- становление и развитие интеллекта путем воспитания и образования людей;
- в результате может быть достигнуто формирование специалистов – интеллектуалов, способных решать задачи :
 - а) усваивать и осваивать уже накопленную ценную информацию,
 - б) создавать новую информацию (наука, труд творчество),
 - в)реализовывать (изобретать) пути использования новой, да и старой информации, путем создания операторов и операционных систем,
 - г)создавать более совершенные технологии во всех сферах жизни людей,
 - д) осваивать и реализовывать эти технологии: в экологии, в энергетике, в ресурсодобыче и ресурсосбережении, в формировании разумной экономики, в развитии и становлении нового потока ценной информации.

Как же человечество решает эти задачи:

- интеллект работает, но плохо и медленно, и совсем не в той части, где это жизненно необходимо. Масса мозга практически не растет.
- извилины не очень «извиваются»,

-воспитание и образование только постоянно реформируются, но не дорабатывают. Советская система образования и воспитания, разрушена на Украине, а новая так и не построена,

-формирование полноценной когорты ИТР специалистов, реально не работает.

Такие мысли порождает сложившаяся на Украине ситуация.