

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ДЛЯ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПРИ ГИПОТЕТИЧЕСКИХ АВАРИЯХ НА АЭС

Д.Ю. Кремленков, М.Ю. Кремленков

НПО «Тайфун», г. Обнинск



Проведена оценка вероятного ущерба лесным и агроэкосистемам от аварийных выбросов цезия-137 и стронция-90 при гипотетических авариях на АЭС, основанная на использовании концепции радиоэкологического риска, включающей применение моделей распространения радиоактивных веществ в атмосфере и расчета поглощенных доз в критических группах экосистем. Показана зависимость вероятного радиоэкологического ущерба, выраженного в площади гибели экосистем, от масштабов аварийных выбросов радионуклидов, метеорологических условий, радиостойчивости критических групп растительных сообществ. Экологический риск, выраженный в виде возможной площади гибели экосистем в зоне, где дозовые нагрузки лежат в диапазоне от МЭПД до ЭПД составляет при загрязнении цезием-137 хвойных лесов около 2%, лиственных лесов – от 4 до 9%, при загрязнении стронцием-90 сельскохозяйственных посевов – от 2 до 4%.

Известно, что с воздействием объектов ядерной энергетики на человека и окружающую среду связан ряд проблем, таких как экологические последствия радиационных аварий, хранение и транспортировка отработавшего ядерного топлива, захоронение радиоактивных отходов, действие малых доз ионизирующего излучения, химическое и тепловое загрязнение окружающей среды, отчуждение земель и другие [1]. До сих пор проявляются последствия наиболее крупных аварий на атомных энергетических объектах, которые сопровождались выбросами значительных количеств радиоактивных веществ, загрязнением обширных территорий, переселением людей. Исходя из вероятностного характера радиационных аварий, необходимо быть готовым к ним и заранее знать возможные экологические, экономические и социальные последствия. Существующие в настоящее время подходы к проведению оценок последствий радиационных аварий для населения связаны с использованием таких характеристик, как годовая эффективная коллективная доза, индивидуальный и коллективный риск стохастических и детерминированных эффектов, которые могут также быть оценены в стоимостном виде в форме экономического ущерба. Подобные оценки связаны с ожидаемым прямым или косвенным радиационным воздействием на организм условно среднего человека и не учитывают сопутствующего радиационного воздействия на живую природу.

В настоящей работе проведена оценка вероятного ущерба лесным и агроэкосистемам от аварийных выбросов при гипотетических авариях на АЭС для перво-

го этапа аварий, основанная на использовании концепции радиоэкологического риска, включающей применение моделей распространения радиоактивных веществ в атмосфере и расчета поглощенных доз в критических группах экосистем [2-7]. При аварии в окружающую среду поступают разнообразные газообразные продукты деления и топливные частицы. К наиболее опасным радионуклидам для экосистем и человека относятся ^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr . Для иллюстрации подхода оценки радиоэкологического риска в работе выбраны ^{137}Cs и ^{90}Sr . По аналогии с оценкой радиоэкологического риска для населения использовалось понятие индивидуального экологического риска (ρ) для отдельных видов, который в соответствии с консервативным подходом можно представить в виде зависимости:

$$\rho = 0 \text{ при } D \leq \text{МЭПД} \quad (1)$$

$$\rho = p(D) * \beta * D \text{ при } \text{МЭПД} < D \leq \text{ЭПД} \quad (2)$$

$$\rho = p(D) \text{ при } D > \text{ЭПД}, \quad (3)$$

где D – поглощенная доза отдельных видов экосистемы, Гр; p – вероятность гибели отдельных видов экосистемы; β – коэффициент риска для различных экосистем; МЭПД – минимальный экологически значимый предел дозы (радиационные эффекты на уровне организмов, обратимые в течение короткого периода), Гр в год; ЭПД – экологически значимый предел дозы, определяемый радиоустойчивостью доминирующего вида экосистемы (радиационные эффекты необратимы).

Коллективный экологический риск R для сообщества, подвергающегося радиационному воздействию

$$R = \int_S P(D) dS, \quad (4)$$

где $P(D)$ – вероятность гибели экосистемы, получившей дозу D ; S – площадь загрязненной экосистемы, га.

Ущерб, выраженный в виде площади зоны, ограниченной изолинией ЭПД,

$$[Y1] = \int_{S(D > \text{ЭПД})} P(D > \text{ЭПД}) dS, \quad (5)$$

где $P(D > \text{ЭПД})$ – вероятность гибели экосистемы, получившей дозу, превышающую ЭПД; $S(D > \text{ЭПД})$ – часть площади экосистемы, где поглощенная доза превышает ЭПД, га.

Поскольку $P(D > \text{ЭПД}) = 1$, то

$$[Y1] = S(D > \text{ЭПД}) \quad (6)$$

Ущерб, выраженный в виде дополнительной площади ($S_{\text{дон}}$), ограниченной изолиниями ЭПД и МЭПД рассчитывался по формуле:

$$[Y2] = \int_{S(\text{МЭПД} < D \leq \text{ЭПД})} P(\text{МЭПД} < D \leq \text{ЭПД}) dS, \quad (7)$$

где $P(\text{МЭПД} < D \leq \text{ЭПД})$ – вероятность гибели для экосистемы, получившей дозу D в интервале (МЭПД; ЭПД]; $S(\text{МЭПД} < D \leq \text{ЭПД})$ – часть экосистемы, где поглощенная доза D находится в интервале (МЭПД; ЭПД].

Для расчета величины ущерба в виде дополнительной площади гибели экосистем использовали формулу

$$[Y2] = \beta * (\sum \Delta S_i * D_{im} - \text{МЭПД} * \{S(\text{МЭПД}) - S(\text{ЭПД})\}), \quad (8)$$

где i – число интервалов, в пределах каждого из которых поглощенная экосистемой доза D_{im} равна

$$D_{im} = \frac{(\max[D_i] - \min[D_i])}{2},$$

где $\max[D_i]$ и $\min[D_i]$ – максимальная и минимальная дозы в интервале ΔS_i ; ΔS_i – интервал, в пределах которого поглощенная доза равна D_{im} , га.

Расчет доз облучения экосистем проводился по методике расчета поглощенных доз β -излучения и γ -излучения цезия-137 в критических группах лесных экосистем, с учетом характеристик радиоактивных выбросов, применением методов расчета распространения и рассеяния радиоактивных примесей в атмосфере [2-7]. При расчете приземной концентрации радионуклидов использовались такие параметры, как высота и мощность выброса, скорость ветра, категория устойчивости атмосферы, температурный градиент нижних слоев атмосферы, скорость гравитационного осаждения радиоактивных веществ, скорость радиоактивного распада и др. Для расчета поглощенной дозы за год в различных частях древесных растений использовались значения дозовых коэффициентов, полученных для лесных массивов Воронежской области [4].

Для оценки поглощенных доз β -излучения стронция-90 и иттрия-90 у сельскохозяйственных растений были использованы материалы работы [2], в которой предоставлена информация о распределении поглощенных доз по периодам развития растений для β -излучения стронция-90 и иттрия-90. Плотность радиоактивного загрязнения отнормирована на 1 Бк/(м²), а плотность почвы принята равной $1,4 \cdot 10^3$ [кг/м³].

Расчет вероятных площадей гибели экосистем при гипотетических авариях на АЭС проводился по программе в среде Turbo Pascal. Обобщенные данные результатов расчета представлены в табл. 1-3. Количественная оценка экологического ущерба от загрязнения цезием-137 проводилась для экосистем хвойного и лиственного лесов, величина экологического предела дозы (ЭПД) которых составляет 30 и 300 Гр соответственно [5], при выбросах 10^4 , 10^5 и 10^6 Ки и различных классах устойчивости атмосферы. При этом за величину минимального экологического предела дозы для всех экосистем (МЭПД) принято 10 Гр.

В пределах зоны S_{30} дозовые нагрузки на экосистему хвойного леса выше экологического предела дозы (ЭПД), поэтому здесь можно ожидать полную гибель хвойного леса. Внутри зоны, ограниченной изолиниями 30 и 10 Гр, дозовые нагрузки лежат в пределах от МЭПД до ЭПД. Здесь вероятна частичная гибель леса (S_{don}). Из табл. 1 видно, что с увеличением на порядок аварийных выбросов цезия-137 вероятная площадь полной гибели леса (S_{30}) возрастает в 10-20 раз. Аналогично изменяется площадь дополнительной гибели хвойного леса (S_{don}) и общая площадь погибшего леса (S_o).

Экологический риск гибели хвойного леса в зоне, имеющей дозовую нагрузку от цезия-137 в пределах от МЭПД до ЭПД при аварийных выбросах, равных 10^4 - 10^6 Ки, составляет примерно 2% для любых погодных условий. Это означает, что вероятная площадь дополнительной гибели хвойного леса (S_{don}) составляет 2% от площади зоны, ограниченной изолиниями 30 и 10 Гр.

Экологический ущерб от аварийных выбросов цезия-137 в значительной мере будет определяться метеорологическими условиями. Наибольшие величины площадей S_{30} и S_{don} вероятны для класса устойчивости атмосферы F, при устойчивом состоянии атмосферы с умеренной скоростью ветра (2 м/с), при значительной температурной инверсии, когда значение вертикального градиента температуры достигает 1,6-4,0 град/100 м. Вероятная общая площадь гибели хвойного леса составляет 3,79 га. Наименьшее значение площади S_{30} и S_{don} отмечены при категории устойчивости атмосферы C. Эта категория погоды характеризуется слегка

неустойчивым состоянием атмосферы, слабой конвекцией при значительной скорости ветра (5 м/с).

Данные табл. 1 показывают, что с ростом температурного градиента в ряду классов устойчивости атмосферы *C-D-E-F* величина S_o увеличивается в 4-15 раз (при категории *E* и *F*). При выраженном неустойчивом состоянии атмосферы (классы *A* и *B*) величина вероятной площади гибели хвойного леса (S_o) в 5-7 раз ниже, чем при устойчивом антициклональном типе погоды (класс устойчивости *F*). Снижению величины площади гибели хвойных лесов при неустойчивом состоянии атмосферы способствует увеличение скорости ветра. Так, в ряду классов устойчивости погоды *A-B-C* увеличение скорости ветра в 2,5-5 раз может сократить площадь гибели хвойных лесов в 1,5-3 раза.

Примечательно, что наименьшее увеличение (в 11-12 раз) ущерба с ростом масштабов аварийных выбросов цезия-137 от 10^4 до 10^6 Ки вероятно для катего-

Таблица 1

Экологический ущерб для хвойного леса от выбросов цезия-137 при различных метеоусловиях

Суммарный выброс цезия-137, Ки	Категория устойчивости атмосферы	Площадь полной гибели леса, S_{30} , га	$S_{мэпд}-S_{эпд}$, га	Площадь дополнител. гибели леса, $S_{доп}$		Общая площадь гибели леса, S_o , га
				га	в % к $S_{мэпд}-S_{эпд}$	
10^4	A	0,80	1,9	0,04	2,2	0,84
	B	0,55	1,6	0,03	2,2	0,58
	C	0,24	0,9	0,02	2,1	0,26
	D	0,34	1,3	0,03	2,1	0,37
	E	1,10	4,0	0,09	2,2	1,19
	F	3,53	12,5	0,26	2,1	3,79
10^5	A	9,4	21,2	0,46	2,2	9,9
	B	8,0	19,9	0,43	2,2	8,4
	C	4,4	11,6	0,25	2,2	4,7
	D	6,7	19,0	0,40	2,1	7,1
	E	21,2	63	1,32	2,1	22,5
	F	68	185	3,95	2,1	72
10^6	A	104	240	5,2	2,2	109
	B	103	266	5,7	2,1	109
	C	62	171	3,6	2,1	66
	D	103	316	6,5	2,1	110
	E	353	1063	22,4	2,1	375
	F	883	1646	38,4	2,3	921

рии устойчивости атмосферы A , а наибольшее (в 16-20 раз) при категориях D и E (табл. 1).

Расчеты, выполненные для лиственного леса (табл. 2), показали, что при выбросах цезия-137, равных 10^4 Ки, площадь зоны S_{300} , ограниченной изолинией 300 Гр, равна нулю за исключением категории погоды A . Величина площади $S_{доп}$, лежащей в пределах зоны, ограниченной изолиниями 300 и 10 Гр, а, следовательно, и значения S_0 составляют 0,04-0,62 га. С увеличением масштабов выбросов цезия-137 в 10-100 раз величина вероятного экологического ущерба для лиственного леса возрастает. Так, при выбросах цезия-137, равных 10^5 Ки, величина площади полной гибели леса S_{300} составляет 0,19-2,81 га, а при выбросах 10^6 Ки может достигать 3,7-56,8 га. Эти результаты показывают, что при одинаковых масштабах

Таблица 2

Экологический ущерб для лиственного леса от выбросов цезия-137 при различных метеоусловиях

Суммарный выброс цезия-137, Ки	Категория устойчивости атмосферы	Площадь полной гибели леса, S_{300} , га	$S_{мэпд-Sэпд}$, га	Площадь дополнител. гибели леса, $S_{доп}$		Общая площадь гибели леса, S_0 , га
				га	в % к $S_{мэпд-Sэпд}$	
10^4	A	0,01	2,4	0,19	8,0	0,20
	B	0	1,8	0,11	6,2	0,11
	C	0	0,9	0,04	3,9	0,04
	D	0	1,4	0,05	3,9	0,05
	E	0	4,3	0,19	4,5	0,19
	F	0	13,7	0,62	4,5	0,62
10^5	A	0,69	26,0	2,2	8,3	2,9
	B	0,48	23,8	2,1	8,7	2,6
	C	0,19	13,6	1,0	7,2	1,2
	D	0,28	21,8	1,5	6,9	1,8
	E	0,88	72	4,8	6,7	5,7
	F	2,81	215	15,0	7,0	17,8
10^6	A	8,1	293	23,0	7,9	31,1
	B	6,8	313	22,6	7,2	29,4
	C	3,7	197	13,6	6,9	17,3
	D	5,6	353	23,1	6,6	28,7
	E	17,9	1198	78	6,5	96
	F	56,8	2203	194	8,8	251

выбросов цезия-137 площади полной гибели лиственного леса (S_{300}), где дозовые нагрузки превышают экологический предел дозы, значительно ниже (примерно в 15-20 раз), чем площади полной гибели хвойных лесов S_{30} .

Значения площадей дополнительной гибели лиственного леса $S_{доп}$ в 3-7 раз превосходят значения S_{300} , т.е. есть ущерб от аварийных выбросов цезия-137 для лиственного леса более выражен в гибели леса в зоне, где дозовые нагрузки на экосистему лежат в пределах от МЭПД до ЭПД (от 10 до 300 Гр). В целом при одинаковых выбросах цезия-137, равных 10^4 Ки, величина общей площади погибшего лиственного леса S_o в 4-7 раз меньше, чем общая площадь погибшего хвойного леса, а при выбросах 10^5 и 10^6 Ки – в 3-4 раза, что согласуется с более высокой радиочувствительностью хвойных лесов по сравнению с лиственными [8].

Как и для хвойного леса, атмосферные выпадения цезия-137 представляют наибольшую опасность для лиственного леса при устойчивом состоянии атмосферы,

Таблица 3

Экологический ущерб для сельскохозяйственных посевов от выбросов стронция-90 при различных метеоусловиях

Суммарный выброс цезия-137, Ки	Категория устойчивости атмосферы	Площадь полной гибели посевов, S_{60}	$S_{мэпд}-S_{эпд}$, га	Площадь дополнител. гибели посевов		Общая площадь гибели посевов, S_o
				$S_{доп}$, га	в % к $S_{мэпд}-S_{эпд}$	
10^4	A	0,27	2,2	0,09	3,9	0,36
	B	0,08	1,8	0,07	3,9	0,15
	C	0	1,0	0,02	2,0	0,02
	D	0	1,4	0,03	2,0	0,03
	E	0	4,2	0,11	2,6	0,11
	F	0	10,9	0,36	3,4	0,36
10^5	A	4,08	22,2	0,86	3,9	4,9
	B	3,22	20,4	0,77	3,8	4,0
	C	1,82	13,8	0,51	3,7	2,3
	D	2,66	21,0	0,77	3,6	3,4
	E	7,83	62	2,25	3,6	10,1
	F	19,9	152	5,61	3,7	25,5
10^6	A	42,4	231	8,9	3,8	51,3
	B	39,1	245	9,0	3,7	48,1
	C	25,6	173	6,3	3,6	31,9
	D	39,6	298	10,6	3,6	50,2
	E	121	910	32,7	3,6	154
	F	288	1471	60,6	4,1	349

слабом ветре, температурных инверсиях (классы устойчивости атмосферы F и E), а наименьшую – при слабой конвекции и при нейтральном состоянии атмосферы и сильном ветре (5 м/с), т.е. при классах устойчивости атмосферы C и D .

При сильно развитой конвекции (класс устойчивости атмосферы A) площадь гибели лиственного леса снижается в 3-8 раз (в зависимости от масштабов выбросов) по сравнению с классом устойчивости атмосферы F . При классах устойчивости атмосферы C и D общая площадь гибели лиственного леса S_{σ} при всех масштабах выбросов имеет наименьшие значения.

Увеличение скорости ветра в ряду категорий устойчивости атмосферы $A-B-C$ так же, как и для хвойных лесов, способствует снижению экологического ущерба для лиственного леса в 2-5 раз.

Экологический риск гибели лиственного леса в зоне, ограниченной изолиниями 300 и 10 Гр, составляет 4-9%. Причем, наименьшие значения риска (3-4%) отмечены при выбросах 10^4 Ки и категориях погоды C и D .

Для сельскохозяйственных посевов значение ЭПД составляет 60 Гр [5]. При выбросах стронция-90, равных 10^4 Ки, площади полной гибели S_{60} сельскохозяйственных посевов равны нулю, лишь при категориях устойчивости атмосферы A и B они составляют 0,1-0,2 га (табл.3). Площади дополнительной гибели агроэкосистем, $S_{доп}$, колеблются от 0,02 до 0,36 га и являются основной частью ущерба (за исключением категорий погоды A и B). Максимальный ущерб от дополнительной гибели посевов вероятен при устойчивом состоянии атмосферы (категория F). Он в 5-6 раз выше, чем при неустойчивом состоянии атмосферы (категории A и B). Минимальное значение дополнительного ущерба отмечено при категории состояния атмосферы D .

Вероятный общий ущерб для агроэкосистем, выраженный в общей площади погибших посевов (S_{σ}), имеет максимальные значения при категориях устойчивости атмосферы F и A . Неустойчивое состояние атмосферы (категория C) и сильный ветер уменьшают величину вероятного ущерба агроэкосистемам по сравнению с категориями погоды F и A в 19 раз.

При выбросах стронция-90, равных 10^5 и 10^6 Ки, площади зон, где дозовые нагрузки превышают ЭПД и происходит полная гибель посевов, S_{60} , составляют соответственно 1,8-20 га и 26-288 га. Значения $S_{доп}$ в 3-4 раза ниже, чем S_{60} .

Наибольший ущерб для сельскохозяйственных посевов от выбросов стронция-90, равных 10^5 и 10^6 Ки, вероятен при устойчивом состоянии атмосферы (категория F), наименьший – при категории погоды C .

Риск дополнительной гибели агроэкосистем в зоне с дозовыми нагрузками, лежащими в пределах от ЭПД до МЭПД, от выбросов стронция-90 составляет 2-4%.

Таким образом, использование концепции радиоэкологического риска, основанной на линейной зависимости вероятности гибели экосистем от дозы в диапазоне от МЭПД до ЭПД и проведение расчетных исследований по программе в среде Turbo Pascal, включающих расчет распространения радиоактивных веществ в атмосфере, расчет поглощенных доз в критических группах лесных и агроэкосистем, расчет экологического риска, выраженного в вероятной дополнительной гибели экосистем, дозовые нагрузки которых ниже экологического предела дозы, позволил сделать следующие выводы:

- экологический ущерб для наземных экосистем от воздействий аварийных выбросов цезия-137 и стронция-90 в значительной мере зависит от масштабов аварийных выбросов радионуклидов, метеорологических условий, радиоустойчивости критических групп растительных сообществ;
- экологический риск, выраженный в виде возможной площади гибели экосис-

тем (доли площади территорий зон, где дозовые нагрузки лежат в диапазоне от МЭПД до ЭПД), составляет при загрязнении цезием-137 хвойных лесов около 2%, лиственных лесов – от 4 до 9%, при загрязнении стронцием-90 сельскохозяйственных посевов – от 2 до 4%;

- при увеличении масштабов выбросов цезия-137 от 10^4 до 10^5 Ки вероятный ущерб для экосистемы хвойного леса, выраженный в площади погибших растительных сообществ, возрастает в 12-19 раз в зависимости от погодных условий, а для экосистемы лиственного леса – в 15-36 раз. При увеличении масштабов выбросов цезия-137 от 10^5 до 10^6 Ки вероятный ущерб для экосистем хвойного и лиственного леса возрастает в 11-17 раз. При увеличении масштабов выбросов стронция-90 от 10^4 до 10^5 Ки вероятный ущерб для экосистемы сельскохозяйственных посевов, выраженный в площади погибших растительных сообществ, возрастает в 14-117 раз, а при увеличении масштабов выбросов от 10^5 до 10^6 Ки – в 10-15 раз;

- наибольший экологический ущерб для экосистем от загрязнения радионуклидами вероятен при устойчивом состоянии атмосферы (категория F), наименьший – при неустойчивом состоянии атмосферы и сильном ветре (категория C);

- в зависимости от масштабов выбросов радионуклидов и погодных условий вероятный экологический ущерб для хвойного леса в 3-7 раз выше, чем для лиственного леса, что обусловлено более высокой чувствительностью хвойных деревьев к радиационным воздействиям .

Оценка вероятного экологического ущерба на основе концепции экологического риска позволяет учитывать дополнительные потери экосистем при радиоактивном загрязнении в диапазоне от МЭПД до ЭПД.

Литература

1. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. – М.: ИздАТ, 2000. – 384 с.
2. Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. Сельскохозяйственная радиоэкология/Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
3. Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности. – 4-е изд., перераб. и доп. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 352 с.
4. Радиационная безопасность и защита населения: Тез. докл. Международной научно-практ. конф. – Екатеринбург, 1995. – 124 с.
5. Романов Г.Н. Ликвидация последствий радиационных аварий. Справочное руководство. – М.: ИздАТ, 1993. – 336 с.
6. Zabudko A.N. The IAEA model for Aiding Decisions on Contaminated Forest and Forestry products. Technical Committee meeting held 30 October-3 November 1995.
7. Общие положения безопасности АЭС. Методы расчета распространения радиоактивных веществ с АЭС и облучение окружающего населения. Нормативно-технический документ стран-членов СЭВ и СФРЮ 38.220.56-84. – М.: Энергоатомиздат, 1984.
8. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Динамика радиационного поражения и восстановительных процессов в хвойных насаждениях в 10-километровой зоне контроля аварии на ЧАЭС//Радиационная биология. Радиоэкология. – 1995. – Т. 35. – Вып. 6. – С. 836-844.

Поступила в редакцию 15.01.2003

УДК 621.039.56

Mathematical Simulation of Dose Fields in the Planning of Repair Stuff Irradiation \O.L. Tashlykov, S.Ye. Sheklein, N.I. Markelov; Editorial board of journal "Izvestia vissikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika" (Communications of Higher School. Nuclear Power Engineering). – Obninsk, 2004. – 6 pages, 5 illustrations. – References, 5 titles.

The article shows a role of scheduling stage in optimizing cycle of repairing works, and methods to forecast radiation doses of the stuff. The dose imitation problems related with dose rate determination in the different points of working space and time in the corresponding radiation fields was shown. Design data for distribution of dose ratio fields from surface and line sources is listed.

УДК 621.039.56

Radiation Factor in the Problem of APR Use Ratio Improvement \S.Ye. Sheklein, O.L. Tashlykov, N.I. Markelov; Editorial board of journal "Izvestia vissikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika" (Communications of Higher School. Nuclear Power Engineering). – Obninsk, 2004. – 9 pages, 6 illustrations. – References, 6 titles.

The analysis of power use ratio is carried out for atomic power plants (APP) at Russia and abroad. APP under repair stoppage dependence on staff irradiation is shown. The problem of dose expenditures reduction for APP staff because of switching to radiation standards requirement NRB-99 of stuff irradiation reduction as much as 2,5 times was formulated. The repair personnel irradiation analysis was carried out for Russian APP.

Repair work optimization problems have been considered at the following stages: scheduling, work preparation, execution, work assessment and back-coupling. Key problems in the efficiency improvements of repair services for APP systems and equipment, which connected with repair personnel irradiation reduction was covered.

УДК 539.16.04: 502.3

Dose Analysis for the Population of Radioactive Contaminated Territories with the Use of Multilevel Adaptive Dose Models \V.I. Didenko, B.I. Yatsalo, G.Y. Bruk, V.Yu. Golikov; Editorial board of journal "Izvestia vissikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika" (Communications of Higher School. Nuclear Power Engineering). – Obninsk, 2004. – 7 pages, 3 illustrations, 1 table. – References, 9 titles.

The structure of external and internal doses to the population of the most radioactive contaminated districts of Bryansk region is considered. Model assessments of effective doses for 2003, 2010 and 2030 as well as the contribution of external/internal doses into total dose have been carried out. A brief description of multilevel adaptive dose models realised within stand-alone computer system DoseApplication and PRANA GIS-DSS are presented.

УДК 574: 621.039

The Estimate of Ecological Risk for Ground Ecosystems in Case of Nuclear Power Plant Failures \D.Y. Kremlenkov, M.Y. Kremlenkov; Editorial board of journal "Izvestia vissikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika" (Communications of Higher School. Nuclear Power Engineering). – Obninsk, 2004. – 8 pages, 3 tables. – References, 8 titles.

The estimate of probabilistic damage to forest- and agro-ecosystems from Caesium-137 and Strontium-90 emergency pollution in case of nuclear power plant failures is carried out. This estimate is based on radio-ecological risk conception, which involves application of radioactive substances distribution models in atmosphere, as well as calculation of absorbent radiation dose in critical ecosystem groups.

It is shown a radio-ecological damage defined in ecosystem's destruction aria and dependence of such damage on the scale of radionuclid emergency pollution, weather conditions and radio-stability of critical groups of plant communities. On the assumption of dose diapason from MELD to ELD, ecological risk defined in probable ecosystem's destruction aria is estimated: for Caesium-137 pollution about 2% of coniferous forest and from 4 to 9% of deciduous forest; for Strontium-90 pollution from 2 to 4% of agricultural crop.