

քաղաքների տեսակները, նրանց հզորությունները, ինչպես նաև ենթաֆորմացիաների հետ կապված հանքաքաղաքները:

Տեքստում բերվում են նաև եզրակացություններ այն մասին, որ հրաբխադիատոմիտային ֆորմացիայում գտնվող դիատոմիտային հանքաքաղաքների որակական հատկանիշների և ֆորմացիոն տեսակների փոխհարաբերությունները հնարավորություն են տալիս հանրապետության տարածքում կատարելու դիատոմիտային հումքի որոնման գիտական կանխագուշակումներ:

T. A. AVAKIAN

FORMATIONAL CRITERIA FOR PROSPECTING OF DIATOMITE DEPOSITS IN ARMENIA

The basis subformation types of volcanogenic-diatomite formation and their role in a qualitative estimate of diatomite deposits, are considered.

Л И Т Е Р А Т У Р А

1. Авакян Т. А. О характере распределения аморфного кремнезема в диатомитовых породах Армянской ССР.—Изв. АН АрмССР, Науки о Земле, № 5, 1975, с. 79—83.
2. Авакян Т. А. Силициты плиоцен-четвертичного возраста.—В кн.: Кремнистые породы фанерозоя территории Армянской ССР. Ереван: Изд. АН АрмССР, 1987, с. 136—168.
3. Авакян Т. А. Геология и закономерности образования вулканогенно-диатомитовой формации и месторождений диатомитов Армении. Автореф. дисс. на соискание ученой степени доктора геол.-мин. наук.—М.: 1992, 29 с.

Известия НАН РА, Науки о Земле, 1994, XLVII, № 3, 42—49

В. Л. АНАНЯН

О РАДИОАКТИВНОСТИ ПОЧВ АРМЕНИИ В СВЯЗИ С АВАРИЕЙ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Показано, что после аварии на ЧАЭС радиоактивные выбросы достигли Армении. В основном это были короткоживущие изотопы, в том числе ^{134}Cs . Концентрация выпавших долгоживущих изотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr незначительны и на фоне радиоактивного загрязнения почв глобальными радионуклидами их влияние почти не проявилось. Концентрации их в почвах в 1988—1989 году были соизмеримы с уровнем 1980—1984. годов.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС, происшедшей 26 апреля 1986 г., было обнаружено повышение уровня радиоактивности почв в отдаленных регионах страны, в том числе и в Армении. В связи с этим представляется важным выявить качественные и количественные показатели дополнительного радиоактивного загрязнения почв Армении.

По данным Ильина, Павловского [3], в момент аварии выброс ^{90}Sr , ^{131}I и ^{137}Cs составил соответственно 8,1, 270 и 37 ПКи. Отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ равнялось примерно 4,6. По мере удаления местности от Чернобыля соотношение нуклидов изменялось. Основными дозобразующими радионуклидами для данной аварии оказались ^{131}I — $T^{1/2}=8$ дней, ^{134}Cs — $T^{1/2}=2,07$ года и ^{137}Cs — $T^{1/2}=33$ года. В первые дни и недели после аварии активность пищевых продуктов была обусловлена в основном ^{131}I . Ввиду короткого периода полураспада ^{131}I в течение 1,5 месяца распался. При оценке радиологической обста-

новки в сфере агропромышленного производства в районе аварии Корнеевым и др. [4] в пробах почв были идентифицированы 11 радиоактивных изотопов.

С аграрно-радиологической точки зрения на загрязненной территории ведущим является ^{137}Cs и, в первые 2 года, ^{134}Cs . Установлено, что в зависимости от направления и расстояния от источника выброса состав радионуклидов изменялся. Выбросы были обогащены летучим ^{137}Cs , чем и вызвано его обогащение в почвах отдаленных регионов. В работе приведены данные о составе радионуклидов в пахотных почвах за пределами 30 км зоны на 15 июня 1986 г. (в процентах от суммы гамма-излучающих нуклидов): $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ —17—28, ^{144}Ce и ^{103}Ru —12—13 и 10—11, ^{134}Cs — 11,2—4,5 и 10,3, ^{137}Cs —15,9—8,1 и 16,7%. Исходя из этих данных, отношение $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ равнялось 1,4—1,8 и 1,6.

После аварии на Чернобыльской АЭС нами были проведены дополнительные исследования радиоактивности почв Армении. Произведены измерения бета-активности и определения радионуклидов ^{137}Cs , ^{134}Cs и ^{90}Sr .

Таблица 1

Бета-активность почв Армении

Пояс, почвы, угодье	Годы	Бк/кг	V, %	S _r , %	n	кБк/м ²
Разные почвы (естественный уровень)	до 1954	$\frac{238-625}{483 \pm 106}$	22	3	12	23
Полупустынный, бурые, пашня	1959—1960	$\frac{505-780}{695}$	—	—	4	38
	1990	$\frac{512-616}{559 \pm 36}$	6	2	8	31
Сухостепной, каштановые, пашня	1959—1960	$\frac{650-797}{707 \pm 75}$	11	5	5	34
	1990	$\frac{540-621}{587 \pm 24}$	4	2	8	27
Лугостепной, черноземы, пашня	1959—1960	$\frac{583-733}{610 \pm 64}$	11	5	6	27
	1990	$\frac{540-621}{587 \pm 24}$	4	2	8	27
Лугостепной, черноземы, целина	1959—1960	$\frac{954-2061}{1305 \pm 430}$	33	10	8	58

Таблица 2

Суммарная бета-активность почв лугостепного пояса. Сенокосные луга. 1986—1987 гг.

Пункт	Описание места, разрез, прикопка	Глубина, см	Бк/кг	кБк/м ²
1	2	3	4	5
Элиджа	База Зоовет. нп-та Низина, Пр-1	0—10	1022	46,0
		10—20	795	
		40—50	795	
		65—75	840	
		90—107	750	
	Пашня, середина балки, низина, Пр-4	0—20	600	42,9
		Склон по профилю, Пр-6	0—10	
	Нижняя часть балки, склон, Пр-6	0—10	945	42,9
		Терраса, Пр-7	0—10	
	Склон, Пр-8	0—10	945	42,9
		Балка, низина, Пр-12	0—10	

1	2	3	4	5		
Лерна- нист	Выровненная терраса Пр-9	10—20	462	42,9		
		40—50	803			
		60—70	704			
		95—105	359			
		0—10	945			
		10—20	590			
		40—50	500			
		115—125	545			
		У края балки, Пр-10	0—10		1318	61,3
		У подножья г. Ирак-даг, Пр 11, траншея	0—10		1250	56,2
			10—20		591	
20—56	659					
90—100	1136					
145—155	840					
Адис	Пр-2	200—210	932	43,9		
		0—10	977			
		10—20	840			
Севаберд	Терраса, Пр-3	0—10	1136	51,1		
		10—20	346			
Дилижан Семеновка	Крутой склон, Пр-13 Слабый склон, Пр-18 Поляна, Пр-14 Северный склон, Пр-15 СВ склон, Пр-1.	0—10	909	40,9		
		0—10	1000	45,0		
		0—10	1358	61,1		
		0—10	1182	53,2		
		0—10	1273	53,3		

$\text{Бк/м}^2 = \frac{38-57}{47 \pm 3,7}$ $V=7,8\%$ $S_r=1,1\%$ $n=14$ (слой 0—10 см)

$\text{Бк/кг} = \frac{909-1358}{1095 \pm 152}$ $V=14\%$ $S_r=3,5\%$ $n=16$ (слой 0—10 см)

Приведенные в табл. 1 данные бета-активности почв, взятых до 1954 г., т. е. не загрязненных искусственными радионуклидами, показывают естественный уровень радиоактивности.

В результате испытаний ядерного оружия произошло загрязнение среды искусственными радионуклидами в глобальном масштабе. В 1959—1960 гг. уже наблюдается повышение уровня радиоактивности почв. Уровень β -активности почв возрастал вплоть до 1963—1964 гг. В последующие годы, после соглашения государств о прекращении наземных испытаний, уровень радиоактивности постепенно снижался. После аварии на ЧАЭС β -активность почв снова достигла уровня 1959—1960 годов.

В табл. 2 приведены данные измерения бета-активности образцов почв лугостепного пояса, взятых после аварии на ЧАЭС, в августе-сентябре 1986 и 1987 годов. Результаты показали, что уровень бета-активности в поверхностном 0—10 см слое почв сенокосных лугов колеблется в пределах 909—1318 Бк/кг. Колебания связаны в основном с изрезанностью рельефа. Распределение радиоактивности по элементам рельефа и с глубиной почвы имеет отмеченную ранее закономерность [1]. Выпадающие с атмосферными осадками радионуклиды стекают со склонов и накапливаются на низинных участках рельефа. Основная доля радионуклидов содержится в слое 0—10 см и с глубиной снижается. Надо отметить, что в некоторых разрезах наблюдается накопление радионуклидов в иллювиальном слое, глубина которого изменяется в зависимости от рельефа, например, в разрезе Пр-1—65—75 см, Пр-12—40—50 и Пр-11—90—100 см. Уровень β -активности в поверхностном слое почв соизмерим с уровнем, отмеченным в 1959—1960 гг. на целинных участках лугостепной зоны (таблица 1). Повторное измерение в 1991 г. нескольких образцов, имеющих сравнительную повышенную β -активность, подтвердило то обстоятельство, что радиоактивные выпадения от Чернобыльской аварии состояли в основном из короткоживущих радионуклидов. Например, в образце Пр-1 активность в 1986—1987 гг. составила 1022 Бк/кг, при повторном измерении — 656 Бк/кг, в образце Пр-2 соответственно 977 и 640 Бк/кг.

Радиоактивность почв лугостепного, субальпийского и альпийского поясов
Гегамского хребта и Арагаца. Сенокосы и пастбища (0—10 см)
(определен гамма-спектрометрическим методом)

Регион	Пункт, год	№ разреза, микрорельеф Бк/кг	Бк/кг			$^{137}\text{C}_s$ $^{134}\text{C}_s$	$^{137}\text{C}_s$ кБк/м ²	$^{137}\text{C}_s$ в % от β-актив- ности
			β-ак- тив- ность	$^{137}\text{C}_s$	$^{134}\text{C}_s$			
Западные склоны Гегам- ского хребта	Элджа, 1986 2100 м	7. терраса	1227	115,6	28,0	4,1	5,2	9,4
		8. слабый склон	954	114,8	13,7	8,3	5,2	12,0
		1. низина	1024	131,5	16,7	7,8	5,9	12,8
	Дерна- нист, 1986	9. слабый склон	954	73,6	6,6	11,0	3,3	7,6
		11. низина	1250	190,4	11,8	16,1	8,6	15,2
	Севаберд, 1986 2500 м	3. терраса	1136	98,1	2,9	33,4	4,4	8,6
13. крутой склон 2500 м.н.у.м., овчарня		909	27,0	следы	—	1,2	2,9	
—	Артиз, 1987	2000 м.н.у.м., крутой склон	—	44,8	7,4	6,0	2,0	—
Гора Арагац	1988	Арагац, 3250 м 0—5 см	—	291,5	15,2	19,1	13,1	—
		плато 5—10 см	—	17,0	5,0	3,4	—	—
		Арагац, слабый склон 2700м 0—10см	—	78,9	8,1	9,7	3,6	—
—	1989	1500 м.н.у.м 0—10 см	—	70,0	29,3	2,4	3,2	—
		целина 10—20 см	—	15,6	7,4	2,1	—	—
		1500м. пашня 0—10 см	—	50,0	7,4	6,7	2,2	—

Гегамский хребет: $^{137}\text{C}_s$ — $\frac{73-190}{136 \pm 72}$ V—53%, n—8, 6,1 кБк/м² (по среднему)

По данным 1980—
1982 гг. в тех же
поясах $^{137}\text{C}_s$ — $\frac{90-196}{152 \pm 39}$ V—26—29%, n—7—8, 7,3 кБк/м² (по среднему)

Эти данные показывают качественную характеристику радиоактивности почв. Чтобы выяснить за счет чего повысился уровень суммарной бета-активности почв надо иметь данные о содержании отдельных радионуклидов, главным образом основных дозообразующих долгоживущих радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr .

По нашим данным (табл. 3), в почвах горно-лугового, луго-степного поясов содержание общего ^{137}Cs в 1980—1982 гг. составило 90—196, в среднем 152 ± 39 Бк/кг или $7,3$ кБк/м². В октябре 1986 г. в почвах горно-лугового и лугостепного поясов Гегамского хребта содержание общего радиоцезия колебалось в пределах 73,0—190,0 Бк/кг или по среднему— $6,1$ кБк/м², что соизмеримо с данными 1980—1984 гг. В пункте Севаберд на высоте 2500 м имеется участок, огороженный камнями, куда на ночь собирались стада овец (овчарня). Взятый здесь образец представляет почву, обогащенную навозом. Содержание ^{137}Cs здесь в несколько раз выше, чем в почве прилегающей территории— $477,8$ Бк/кг. Это объясняется тем, что в навозе происходит концентрирование химических веществ, в том числе и радионуклидов. Это обстоятельство указывает на необходимость радиологического обследования пунктов скопления скота.

В 1988 г. на Арагаце в зависимости от высоты над уровнем моря от 1500 до 3250 м содержание радиоцезия в поверхностном слое почвы составило соответственно 70,0—78,9—291,5 Бк/кг или $3,2$ — $3,6$ — $13,1$ кБк/м². Колебания в содержании радионуклидов зависят от особенностей рельефа. Из табл. 3 видно, что на склонах содержание ^{137}Cs значительно меньше, чем на ровных участках террас и понижениях, где происходит накопление стекающих со склонов с осадками веществ.

В почвах полупустынного и сухостепного поясов содержание ^{137}Cs

Таблица 4

Содержание радионуклидов в почвах полупустынного и сухостепного предгорного поясов (определено гамма-спектрометрическим методом)

Регион	Пункт, год	Рельеф, уголье (глубина взятия образца, см)	Бк/кг		$\frac{^{137}\text{Cs}}{^{134}\text{Cs}}$	^{137}Cs кБк/м ²
			^{137}Cs	^{134}Cs		
Арагатская равнина	Мецамор, 1988	Пашня, люцернище, 0—20 см	26,3	18,1	1,4	1,3
	Арагат, 1989	Равнина, пашня, озимая пшеница	16,7	13,1	1,3	0,8
Предгорье		Люцернище, 0—20 см	27,8	10,4	2,7	1,3
	Аван, 1989	Холм, целина, слабый склон 0—10 см	32,6	8,1	4,0	1,6
	Урцадзор, 1989	Слабый склон, люцернище, 0—20 см	21,1	12,6	1,7	1,0
		Равнина, пашня, озимая пшеница	16,3	—	—	0,8

В целом по региону, 1988—1989 гг. ^{137}Cs — $\frac{16,3-32,6}{23,5 \pm 6,5}$ Бк/кг. $V=28\%$, $1,13$ кБк/м² (по среднему)

В целом по региону, 1980—1982 гг. ^{137}Cs — $\frac{23-60}{37 \pm 11}$ Бк/кг. $V=26\%$, $1,17$ кБк/м² (по среднему)

значительно ниже, чем в горных районах (табл. 4). По определениям, проведенным после аварии на Чернобыльской АЭС, четкого повышения ^{137}Cs в почвах не отмечается — содержание его находится практически на уровне 1980—1982 годов. Однако большие колебания его по поверхности указывают на «свежие» выпадания. Расчеты показали, что в 1980—1982 годах коэффициент вариации равнялся $V=26\%$, при $n=7$.

После аварии на ЧАЭС в горных районах $V=53\%$ ($n=8$), а в Араратской равнине $V=28\%$ ($n=6$). Представительность точек небольшая, но тенденция эта наблюдается. Четким показателем радиоактивных выпадений в результате аварии на ЧАЭС является обнаруженный в почвах ^{134}Cs , период полураспада которого равен 2,07 лет. Взятые образцы были проанализированы в 1988—1989 году, т. е. спустя 2—3 года, когда ^{134}Cs более чем наполовину распался. Как указывалось выше, отношение $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ в выбросах равнялось примерно 1,4—1,8. Приведенные данные показывают, что отношение это в почвах колеблется в больших пределах — от 2,1 до 33,4. В некоторых пунктах отмечаются только следы ^{134}Cs . Такие большие различия указывают на неравномерность в выпадениях радионуклидов на Земной поверхности.

Приведенные в табл. 5 данные показывают, что содержание ^{90}Sr в бурых и светлокаштановых почвах Араратской равнины и ее предгорий в 1983 и 1988—1989 годах находятся примерно на одном уровне. Можно считать, что в этом регионе дополнительное загрязнение почв радиостронцием за период после аварии на ЧАЭС фактически не выявлено.

Таблица 5

Содержание ^{90}Sr в бурой и светло-каштановой почвах Араратской равнины и предгорий

Год Показатели	1983		1988—1989
	Араратская равнина	Предгорье	В целом по региону
Бк/кг	$\frac{2,6-4,1}{3,3 \pm 0,6}$	$\frac{5,9-6,5}{6,3 \pm 0,2}$	$\frac{3,6-7,3}{5,0 \pm 1,1}$
Коэффициент вариации, %	18	15	21
Число пунктов	9	5	24
кБк/м ² , по средним	0,15	0,28	0,23

Полевые обследования гамма-фона почв, проведенные нами еще в 1962—1966—1970 годах [2] на территории Армении, показали, что естественный уровень гамма-фона на различных типах почв составил 9—18 мкр/час. По данным АрмСЭС, измерения, проведенные в 1987 году в Армении, показали, что гамма фон колеблется от 6 до 17 мкр/час, т. е. при отмеченных уровнях загрязнения почв радионуклидами, главным образом ^{137}Cs , обладающим жестким излучением, повышения гамма-фона не произошло.

Таким образом, на основании приведенного материала можно сделать следующий вывод. Наличие в почвах ^{134}Cs однозначно указывает на то, что радиоактивные выбросы после аварии ЧАЭС дошли до Армении. В основном это были короткоживущие изотопы. Дополнительное загрязнение почв радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr практически не обнаруживается при сравнении с состоянием загрязнений в 1980—1984 и более ранние годы. За период до аварии на ЧАЭС какая-то часть их распалась, вымылась и была вынесена растениями, т. е. имелись «потери» радионуклидов из верхних слоев почв. Небольшие количества радиоактивных чернобыльских выбросов, дошедших до Армении, очевидно, покрыли эти «потери» и в результате мы отмечаем концентрации их в почвах, соизмеримые с глобальными загрязнениями за период 1980—1984 годы.

ՀԱՅԱՍՏԱՆԻ ՀՈՂԵՐԻ ՌԱԳԻՈԱԿՏԻՎՈՒԹՅՈՒՆԸ
ՉԵՐՆՈԲԻԼՅԱՆ ԱԷԿ-Ի ՎԹԱՐԻՑ ՀԵՏՈ

Ա մ փ ո փ ու մ

Չերնոբիլյան ԱէԿ-ի վթարի հետևանքով ռադիոակտիվ արտանետումները հասել են նաև Հայաստան: Այդ վթարի հիմնական զոզակազմող ռադիոնուկլիդներն են՝ ^{131}I ($T_{1/2}=8$ օր), ^{134}Cs ($T_{1/2}=2,07$ տարի) և ^{137}Cs ($T_{1/2}=33$ տարի):

ՉԱէԿ-ի վթարից հետո մեր կողմից կատարվել է Հայաստանի հողերի ռադիոակտիվության լրացուցիչ ուսումնասիրություն: Որոշվել է հողերի ընդհանուր բետա-ակտիվությունը, ինչպես նաև ^{137}Cs , ^{134}Cs և ^{90}Sr պարունակությունը:

Պետք է նշել, որ միջուկային զենքերի փորձարկումների հետևանքով տեղի էր ունեցել ռադիոակտիվ նյութերով միջավայրի աղտոտում գլոբալ մասշտաբով: Ամենաբարձր մակարդակը դիտվել էր 1963—1964 թթ.: Հետագայում ռադիոակտիվության մակարդակը աստիճանաբար նվազել էր:

Չերնոբիլյան աղետի հետևանքով Հայաստանի հողերի բետա-ակտիվությունը որոշ չափով բարձրացել է և հասել 1959—1960 թթ. մակարդակին (աղյուս. 1, 2): 1991 թ. մի քանի համեմատաբար բարձր ռադիոակտիվություն ունեցող հողերի նմուշների կրկնակի չափումները հաստատեցին այն հանգամանքը, որ Հայաստանի վրա տեղած ռադիոակտիվ արտանետումները հիմնականում բաղկացած են կարճատև կյանք ունեցող իզոտոպներից՝ օրինակ՝ Սր—1 նմուշում β -ակտիվությունը կազմել էր 1022 բկ/կգ, կրկնակի չափումից հետո կազմել է 656 բկ/կգ, Սր—2 նմուշում համապատասխան՝ 977 և 640 բկ/կգ: Աղյուսակ 3 և 4-ում Հայաստանի տարբեր գոտիներից վերցրած հողերում ^{137}Cs պարունակության տվյալները ցույց են տալիս, որ նշված ռադիոնուկլիդների պարունակությունը ավելի բարձր է լեռնային գոտիներում: ՉԱէԿ-ի վթարից հետո ^{137}Cs պարունակության հրստակ բարձրացում հողերում չի նկատվում — նրա պարունակությունը մոտ է 1980—1982 թթ. մակարդակին:

^{90}Sr պարունակությունը Արարատյան դաշտավայրի և նախալեռնային շրջանների հողերում 1983 թվականի համեմատությամբ համարյա չի փոխվել (աղյուս. 5): Նույնը կարելի է ասել գամմա-ճառագայթման մակարդակի վերաբերյալ:

Այսպիսով, կարելի է հանդել հետևյալ եզրակացության՝ ^{134}Cs (աղյուս. 3) առկայությունը հողերում միանշան ցույց է տալիս, որ ՉԱէԿ-ի ռադիոակտիվ արտանետումները հասել են Հայաստան: Հիմնականում դրանք բաղկացած են կարճատև կյանք ունեցող իզոտոպներից: ^{137}Cs և ^{90}Sr -ով լրացուցիչ աղտոտում հողերում չի հայտնաբերվել: Հարցը նրանումն է, որ այդ ժամանակամիջոցում ^{137}Cs , ^{90}Sr -ի մի մասը տրոհվել է, մասամբ արտալվացվել է հողի վերին շերտից և արտածվել բույսերի միջոցով, այսինքն, տեղի է ունեցել որոշակի «կորուստ»: Նշված ռադիոնուկլիդների ոչ մեծ քանակությունը, որը հասել է Հայաստան, հավանաբար ծածկել է այդ «կորուստը»:

V. L. ANANIAN

ON RADIOACTIVITY OF ARMENIAN'S SOILS IN THE CONNECTION WITH THE ACCIDENT AT THE CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT

It is shown that radioactive discharges after the accident at the Chernobil Nuclear Power Plant have reached Armenia. They comprised mainly short-living isotopes including ^{134}Cs . The concentrations of incident long-living isotopes of ^{137}Cs and ^{90}Sr are negligible and their effects were nearly

nonrevealed on the background of soil contamination by global radionuclides. Their concentrations in the soil in 1988—1989 were comparable with the level of 1980—1984.

Л И Т Е Р А Т У Р А

1. Ананян В. Л. Агрохимические исследования искусственных радионуклидов в Армянской ССР. Ереван: Изд. АН АрмССР, 1983, 202 с.
2. Ананян В. Л., Араратян Л. А. Атмосферные выпадания, их химический состав и радиоактивность в Армянской ССР. Ереван: Изд. АН АрмССР, 1990, 91 с.
3. Ильин Л. А., Павловский О. А. Радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и меры, предпринятые с целью их смягчения. Атомная энергия, т. 65, вып. 2, август 1988.
4. Корнеев Н. А., Поваляев А. П. и др. Сфера агропромышленного производства — радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и основные защитные мероприятия. Атомная энергия, т. 65, вып. 2, август 1988.

Известия НАН РА, Науки о Земле, 1994, XLVII, № 3, 49—56

Б. К. КАРАПЕТЯН, К. Б. КАРАПЕТЯН

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ИНТЕНСИВНОСТИ СИЛЬНЫХ ЗЕМЛЕТРЯСЕНИЙ ПО ПОВРЕЖДЕНИЯМ ЗДАНИЙ С АНТИСЕЙСМИЧЕСКИМИ МЕРОПРИЯТИЯМИ

Разработаны предложения для включения в соответствующий раздел Шкалы сейсмической интенсивности с целью оценки поведения зданий, в которых применены антисейсмические мероприятия, и установления балльности землетрясений. Они представляют определенный интерес, поскольку в сейсмических районах уже более полувека здания строятся с применением антисейсмических мероприятий и, следовательно, интенсивность происшедшего сильного или разрушительного землетрясения должна оцениваться, в основном, по повреждениям именно таких зданий.

В в е д е н и е

Интенсивность землетрясений, как известно, определяется по сейсмическим шкалам. Она выражается в баллах и устанавливается на основании характера повреждений зданий, остаточных явлений в грунтах, поведения людей и животных, положения различных предметов, а также замеренных величин параметров колебаний (смещений, скоростей, ускорений).

Сейсмические шкалы для определения интенсивности землетрясения стали применяться начиная со второй половины XIX века. Первые шкалы носили индивидуальный характер, поскольку составлялись применительно к отдельным землетрясениям. В последующем, в результате обобщения последствий ряда землетрясений, были предложены обобщенные сейсмические шкалы, которые стали применяться при обследовании происшедших землетрясений с целью установления их интенсивности.

Наиболее известными сейсмическими шкалами, которыми пользуются в различных странах, расположенных в сейсмических районах, являются: десятибалльная шкала Росси-Фореля (1873), двенадцатибалльная европейская шкала Меркалли-Канкани-Зиберга (1917), двенадцатибалльная американская модифицированная шкала MM (1931), семибалльная японская шкала (1950), двенадцатибалльная советская шкала (1952), двенадцатибалльная китайская шкала (1956).