

Л. Н. Отрешко, М. А. Журба, А. М. Билоус, Л. В. Йощенко

*Український науково-дослідницький інститут сільськогосподарської радіології  
Національного університету біоресурсів і природопольовання України, Чабани, Київська обл.***СОДЕРЖАНИЕ  $^{90}\text{Sr}$  И  $^{137}\text{Cs}$  В ДРЕВЕСИНЕ НА ЮЖНОМ ТОПЛИВНОМ СЛЕДЕ  
ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ**

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почве и маломерной неокоренной древесине в Иванковском районе Киевской области на южном топливном следе чернобыльских радиоактивных выпадений было измерено в 2012 - 2013 гг. В настоящее время биогенная и вертикальная миграция в почве  $^{90}\text{Sr}$  в лесах привела к обеднению в среднем на  $67 \pm 18\%$  его запаса в 20-сантиметровом корнеобитаемом слое почв с содержанием обменного кальция менее 0,25 мг-экв/100 г почвы. Поэтому сейчас загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  топливной древесины слабо зависит от содержания в почве обменного кальция (до 1 мг-экв/100 г) при одинаковых уровнях первоначального загрязнения почвы  $^{90}\text{Sr}$ . Коэффициенты перехода  $^{90}\text{Sr}$  в неокоренную древесину лиственных пород деревьев и сосны в среднем составляли  $34 \pm 20$  и  $61 \pm 56$  (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>), что в десятки раз превышает рекомендуемые МАГАТЭ величины. Практически на всей территории Иванковского района существует риск превышения гигиенического норматива содержания  $^{90}\text{Sr}$  в топливной древесине и хворосте.

*Ключевые слова:*  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , радиоэкология, Чернобыльская авария, лесные экосистемы, радиоактивное загрязнение, допустимые уровни.

**Вступлення**

В связи с изменением экономической ситуации в Украине в последнее время все чаще в личных подсобных хозяйствах (ЛПХ) и для обогрева общественных зданий используется местная топливная древесина. В пгт. Иванков Иванковского района Киевской области, находящегося в 3-й зоне радиоактивного загрязнения, строится тепловая электростанция (ТЭС) мощностью 18 МВт, которая будет использовать местную топливную древесину. Первая очередь ТЭС будет сжигать 7,2 т/ч древесной щепы при влажности 40 % и 19,6 т/ч – 2-я очередь ТЭС.

В 2005 г. в Украине были введены жесткие гигиенические нормативы содержания  $^{137}\text{Cs}$  (600 Бк/кг) и особенно  $^{90}\text{Sr}$  (60 Бк/кг) в топливной древесине и топливных пучках/хворосте - ГНПАР-2005 [1]. Эти допустимые уровни удельной активности радионуклидов были рассчитаны для случая использования топливной древесины в ЛПХ (8400 кг/год) с последующим применением золы на приусадебных участках в качестве удобрения [2]. При этом увеличение радиоактивного загрязнения дерново-подзолистой песчаной почвы за счет внесения золы на протяжении 30 лет не должно было бы приводить к превышению допустимого содержания (ДУ-2006)  $^{90}\text{Sr}$  (20 Бк/кг) и  $^{137}\text{Cs}$  (60 Бк/кг) в картофеле с этих участков [3]. На основании такого подхода были получены очень консервативные допустимые уровни содержания радионуклидов в топливной древесине (ГНПАР-2005) по сравнению с реко-

мендациями МАГАТЭ. Приводимый в TECDOC-1376 [4] дозовый конверсионный коэффициент с учетом всех путей воздействия как для  $^{90}\text{Sr}$ , так и для  $^{137}\text{Cs}$  был максимальным для детей меньше 1 года и составлял  $5 \cdot 10^{-5}$  мЗв/год при удельной активности топливной древесины 1 Бк/кг. При содержании  $^{90}\text{Sr}$  в топливной древесине 60 Бк/кг дополнительная эффективная доза будет составлять всего 0,003 мЗв/год. В Беларуси (ГН 2.6.1.10-1-01-2001) и Российской Федерации (СП 2.6.1.759-99) допустимые уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  в топливной древесине составляют 740 и 1400 Бк/кг (допустимый уровень содержания  $^{90}\text{Sr}$ , равный 370 Бк/кг, есть только в РФ).

ГНПАР-2005 применимы в случае использования топливной древесины в ЛПХ и не могут быть применимы для промышленных тепловых установок, для которых концентрирование радионуклидов в золе может достигать 100 раз. В связи с расширением использования древесного топлива в котельных установках и высокой удельной активности радионуклидов в золе в 2009 г. в Беларуси были введены более жесткие требования к содержанию  $^{137}\text{Cs}$  в щепе топливной – 300 Бк/кг (ТУ ВУ 100145188.003-2009) и в древесном топливе (дрова, щепы) для котельных с мощностью более 0,1 МВт - 200 Бк/кг. Для населения допустимый уровень содержания  $^{137}\text{Cs}$  в топливе (СТБ 1867-2009 «Отходы древесные для изготовления топлива» и СТБ 2027-2010 «Гранулы древесные топливные») в Беларуси остался равным 740 Бк/кг при условии, что содержание  $^{137}\text{Cs}$  в зольном остатке при сжигании

гранул не превысит нижнюю границу для малоактивных радиоактивных отходов в 10 кБк/кг.

Коэффициенты перехода (КП) радионуклидов в древесину (отношение удельной активности радионуклида в сухой древесине или коре (Бк/кг) к плотности загрязнения территории (кБк/м<sup>2</sup>)) сильно изменяются при разных лесорастительных

условиях для <sup>137</sup>Cs (рис. 1, а) [5] и содержания в почве обменного кальция для <sup>90</sup>Sr (рис. 1, б) [6]. Полученные в чернобыльской зоне КП <sup>90</sup>Sr в древесину сосны для дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почв существенно превышают средние значения (1,6 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>)), рекомендуемые МАГАТЭ [7].

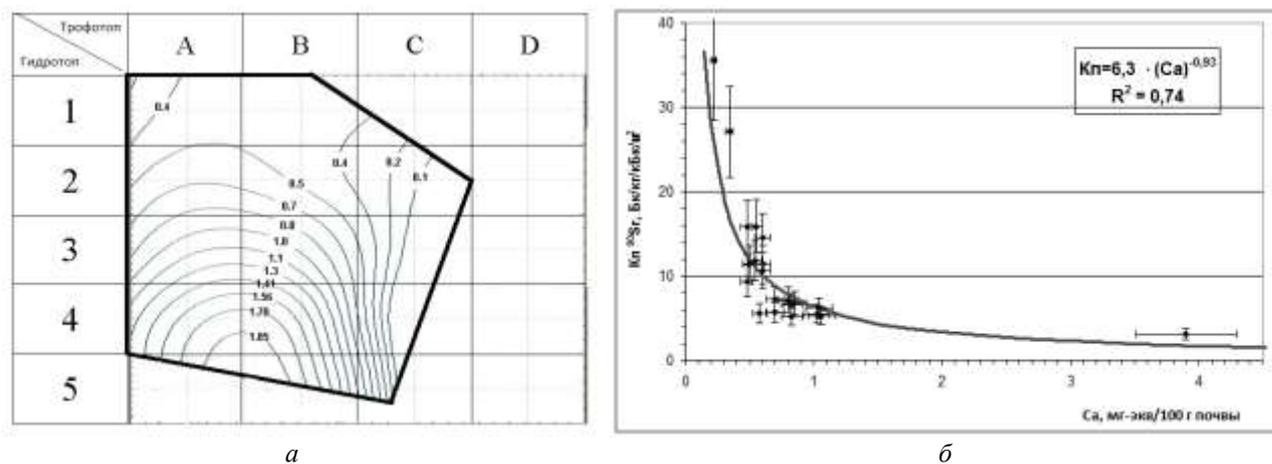


Рис. 1. Зависимость коэффициента перехода (КП, (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>)) в окоренную древесину сосны <sup>137</sup>Cs (а) от лесорастительных условий [7] и <sup>90</sup>Sr (б) от содержания в 20-сантиметровом корнеобитаемом слое лесной почвы обменного кальция (Са, мг-экв/100 г почвы) [8].

При плотности загрязнения территории <sup>137</sup>Cs выше 300 кБк/м<sup>2</sup> и <sup>90</sup>Sr выше 2 кБк/м<sup>2</sup> содержание радионуклидов в окоренной древесине может превышать гигиенические нормативы для топливной древесины 600 и 60 Бк/кг (ГНПАР-2005) соответственно [2]. Для неокоренной маломерной топливной древесины и хвороста превышения ГНПАР-2005 могут наблюдаться при меньших плотностях загрязнения почвы [8]. На южной границе зоны отчуждения ЧАЭС во всем Иванковском районе, где проживает население, в настоящее время плотность загрязнения территории <sup>137</sup>Cs не превышает 185 кБк/м<sup>2</sup>, при этом плотность загрязнения <sup>90</sup>Sr превышает уровень 2 кБк/м<sup>2</sup> [9, 10]. Иванковский район имеет наибольшую плотность загрязнения <sup>90</sup>Sr территории по сравнению с другими регионами Украины, пострадавшими после Чернобыльской аварии, где проживает население и ведется хозяйственная деятельность.

Во время Чернобыльской аварии более 90 % <sup>90</sup>Sr было выброшено в составе матрицы частиц облученного ядерного топлива – топливных частиц (ТЧ) [11, 12]. Южный топливный след радиоактивных выпадений образовались в результате окисления ядерного топлива, поэтому в кислых дерново-подзолистых почвах UO<sub>2+x</sub> частицы в настоящее время уже растворились, <sup>90</sup>Sr перешел в мобильные формы и его поступление в растения достигло максимума [11, 12]. В древо-

стое сосновых лесов в чернобыльской зоне сейчас может находиться до 2 % активности <sup>137</sup>Cs [13] и до 30 % - <sup>90</sup>Sr [14] от общего запаса в экосистеме, что также представляет угрозу в случае лесных пожаров на радиоактивно загрязненной территории [15, 16]. В связи с этим именно <sup>90</sup>Sr является наиболее критическим радионуклидом с точки зрения риска превышения его содержания в топливной древесине на топливном следе чернобыльских радиоактивных выпадений в Иванковском районе, примыкающем к 30-километровой зоне отчуждения ЧАЭС.

В последние годы в Украине из-за высокой стоимости, трудоемкости и длительности радиационный контроль содержания <sup>90</sup>Sr в продукции проводится очень редко. В связи с этим в настоящее время представляет большую важность оценка содержания <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs в топливной древесине в Иванковском районе, а также ее соответствие требованиям ГНПАР-2005 [2].

### Объекты и методы исследований

В 2012 - 2013 гг. для оценки уровней радиоактивного загрязнения топливной древесины был проведен отбор сопряженных проб почвы и маломерной неокоренной древесины в Иванковском районе Киевской области около 30-километровой зоны отчуждения ЧАЭС на участках с максимальной плотностью загрязнения <sup>90</sup>Sr территории (рис. 2, табл. 1).



Рис. 2. Расположение точек сопряженного отбора проб древесины 2012 - 2013 гг. в Иванковском районе Киевской области.

Таблица 1. Координаты точек сопряженного отбора проб древесины и почвы в 2012 - 2013 гг. в Иванковском районе Киевской области, содержание обменного кальция (Са) и кислотность водной вытяжки почвы (рН), а также удельная активность радионуклидов в образцах почвы,  $M \pm STD$

№ пробы*	Координаты точек отбора проб почвы и древесины		Са, мг-экв на 100 г	рН	Удельная активность радионуклидов в 20-сантиметровом слое почвы, Бк/кг		$A_{\text{Cs-137}} / A_{\text{Sr-90}}$
	Н	Е			$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	
1б	51,05359	30,14672	2,31	5,4	244 ± 48	93 ± 18	2,6 ± 0,7
2с	51,05398	30,14952	0,25	4,9	172 ± 35	11 ± 3	16 ± 5
3б	51,05423	30,16546	0,34	4,4	280 ± 56	69 ± 14	4,1 ± 1,1
4б	51,07891	30,12256	0,38	4,9	237 ± 48	20 ± 4	12 ± 3
5б	51,07981	30,31320	1,31	5,5	144 ± 29	51 ± 10	2,8 ± 0,8
6с	51,07864	30,32474	0,39	5,4	121 ± 24	24 ± 5	5,1 ± 1,4
7и	51,06586	30,34678	2,51	5,9	51 ± 10	32 ± 6	1,6 ± 0,4
8с	51,06097	30,34764	0,53	5,0	145 ± 29	22 ± 5	6,6 ± 1,9
9о	51,09399	30,33776	1,1	5,7	139 ± 28	38 ± 8	3,7 ± 1,0
10с	51,11827	30,27979	0,14	5,2	90 ± 18	4 ± 2	21 ± 6
11б	51,08599	30,26238	0,82	5,3	124 ± 25	51 ± 10	2,4 ± 0,7
12с	51,08994	30,26256	0,08	5,2	156 ± 31	9 ± 2	18 ± 5
13с	51,07068	30,22231	0,44	5,1	122 ± 24	27 ± 6	4,6 ± 1,3
14б	51,08693	30,19845	0,63	5,3	143 ± 28	48 ± 10	3,0 ± 0,8
15с	51,09366	30,18374	0,25	4,9	180 ± 36	12 ± 3	15 ± 4
16с	51,11642	30,14730	4,06	7,5	114 ± 23	43 ± 8	2,6 ± 0,7
17д	51,11547	30,13799	0,71	4,9	170 ± 34	23 ± 5	7,4 ± 2,1
18б	51,11382	30,12263	1,14	5,6	250 ± 51	46 ± 9	5,4 ± 1,5
19с	51,08847	30,12198	0,25	5,5	114 ± 23	20 ± 4	5,8 ± 1,6
20с	51,06345	30,06618	0,25	5,2	2548 ± 510	13 ± 3	193 ± 54
21б	51,06542	30,05221	0,92	5,3	90 ± 18	18 ± 4	5,0 ± 1,4
22с	51,03785	30,07690	0,53	5,6	138 ± 24	33 ± 7	4,2 ± 1,2
23с	51,00076	29,98040	0,81	5,0	290 ± 58	9 ± 2	32 ± 9
24с	50,96298	29,90474	0,09	4,5	67 ± 14	19 ± 4	3,5 ± 1,0
25б	50,88909	29,98512	0,91	5,3	88 ± 17	76 ± 15	1,2 ± 0,3
26с	50,88511	29,99046	0,06	5,0	52 ± 10	7 ± 2	7,9 ± 2,2

\* б – береза, д – дуб, и – ива, о – осина, с – сосна.

Отбор проб почвы проводили по стандартным утвержденным методикам, позволяющим определять медиану плотности загрязнения территории  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  на безградиентных пробоотборных участках с относительной погрешностью ( $\delta_{\gamma=0,95}$ ) не хуже 20 % при точности измерений активности радионуклидов в образцах на уровне 20 % [17]. Географические координаты каждой точки пробоотбора определялись с помощью приемника GPSmap 78s (Garmin, США) в системе WGS84 с точностью < 10 м (для 95 % измерений). Перед отбором проб проводилось измерение мощности эквивалентной дозы (МЭД) в воздухе радиометром-дозиметром РКС-01 «СТОРАТУ» (ECOTEST, Украина). Если на пробоотборном участке МЭД изменялась не более чем на 30 % на высоте 10 и 100 см от поверхности земли, то участок считали однородно загрязненным радионуклидами и пригодным для отбора проб почвы и древесины. Пробы почвы отбирались специальным цилиндрическим пробоотборником диаметром 37 мм на глубину пахотного слоя (20 см) в пяти точках на расстоянии 5 - 10 м друг от друга методом конверта, как и при картировании радиоактивного загрязнения 30-километровой зоны отчуждения ЧАЭС [12, 13]. После этого пять проб объединялись в одну общую объединенную пробу объемом 1000 см<sup>3</sup>, которая высушивалась, просеивалась через сито с ячейками 1 мм и тщательно гомогенизировалась.

Во всех пробах почвы с помощью стандартных методов измерялось содержание обменного кальция (Са) и кислотность водной вытяжки (рН) [18]. Перед радиохимическим выделением  $^{90}\text{Sr}$  пробы почвы озолялись в муфельной печи при температуре до 550 °С.

Сопряженные пробы маломерной неокоренной топливной древесины длиной около 20 см и диаметром около 5 см (не менее пяти точечных проб) отбирались на тех же пробоотборных участках, где и почва, с помощью пилы. В лабораторных условиях пробы древесины высушивались, измельчались и гомогенизировались для проведения измерений активности  $^{137}\text{Cs}$ . После гамма-спектрометрических измерения активности  $^{137}\text{Cs}$  пробы озолялись в муфельной печи при температуре до 550 °С для радиохимического выделения  $^{90}\text{Sr}$ .

Определения активности  $^{137}\text{Cs}$  в образцах проводились на гамма-спектрометре с пассивной защитой и полупроводниковым детектором из высокочистого германия GEM-30185, многоканальным анализатором ASPEC-927 и программным обеспечением GammaVision 32(ORTEC, США). Измерения образцов проводили в цилиндрических сосудах объемом 100 см<sup>3</sup> и сосудах Маринели объемом 1000 см<sup>3</sup>. Для калибровки гамма-спектрометра использовались сертифицированные эталоны. Активность  $^{90}\text{Sr}$  в образцах определяли стандартным радиохимическим методом [19] с использованием бета-спектрометра СЕБ-01-70 (АКП, Украина). Все измерительные приборы проходят ежегодную государственную поверку.

## Результаты

Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в 20-сантиметровом слое лесных почв составляла 51 - 290 Бк/кг (12 - 75 кБк/м<sup>2</sup>) и 4 - 93 Бк/кг (2 - 25 кБк/м<sup>2</sup>) (см. табл. 1), что согласуется с данными о плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  территории Иванковского района на 2014 г. – 10 - 125 кБк/м<sup>2</sup> и  $^{90}\text{Sr}$  – 1 - 100 кБк/м<sup>2</sup> [11]. В одной пробе почвы (№ 20с) удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  более чем на порядок величины превышала средний уровень и составляла 2548 Бк/кг, но при этом удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  составляла всего 13 Бк/кг, что требует дальнейшего уточнения. Содержание обменного кальция в почвах составляло 0,06÷4,1 мг-экв/100 г, а кислотность водной вытяжки была равна рН = 4,4 - 7,5.

В некоторых пробах почвы (2с, 4б, 10с, 12с, 15с, 23с и 26с) наблюдалось сильное обеднение содержания  $^{90}\text{Sr}$  по отношению к его среднему содержанию (см. табл. 1), а также содержанию  $^{137}\text{Cs}$  в 20-сантиметровом слое лесных почв.

Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в топливной древесине составляла 2 - 121 Бк/кг, а  $^{90}\text{Sr}$  – 41 - 643 Бк/кг, при этом только четыре пробы из 26 по содержанию  $^{90}\text{Sr}$  соответствовали допустимым уровням ГНПАР-2005 (60 Бк/кг) для топливной древесины и хвороста (табл. 2). Случаев превышения допустимого содержания  $^{137}\text{Cs}$  в топливной древесине (600 Бк/кг) не наблюдалось.

## Обсуждение

$^{90}\text{Sr}$  обладает высокой миграционной способностью в минеральных почвах с низким содержанием гумуса и обменного кальция, что может приводить к значительному обеднению корнеобитаемого слоя почв за счет вертикальной миграции с током влаги [20]. Средние геометрические значения экологических периодов полуочистения 20-сантиметровых горизонтов почв от  $^{90}\text{Sr}$  варьируют в пределах 3,7 – 84 лет. На минеральных почвах  $^{137}\text{Cs}$  значительно менее мобилен по сравнению со  $^{90}\text{Sr}$ . Поэтому при значимой вертикальной миграции  $^{90}\text{Sr}$  из 20-сантиметрового корнеобитаемого слоя почвы наблюдается

Таблица 2. Удельная активность радионуклидов в образцах маломерной неокоренной топливной древесины и ее соответствие допустимому содержанию для топливной древесины (ГНПАР-2005), а также КП радионуклидов в топливную древесину,  $M \pm \text{STD}$

№ пробы	Удельная активность древесины, Бк/кг		Соответствие ГНПАР-2005 для топливной древесины	КП, (Бк/кг)/(кБк/м <sup>2</sup> )	
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$		$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Лиственные породы					
1б	270 ± 54	633 ± 42	нет	4,4 ± 1,3	27 ± 6
3б	130 ± 38	643 ± 42	нет	1,9 ± 0,7	37 ± 8
4б	86 ± 26	392 ± 26	нет	1,5 ± 0,5	78 ± 17
5б	27 ± 16	463 ± 30	нет	0,8 ± 0,5	36 ± 8
7и	22 ± 11	216 ± 15	нет	1,7 ± 0,9	27 ± 6
9о	32 ± 18	151 ± 10	нет	0,9 ± 0,6	16 ± 3
11б	28 ± 16	340 ± 22	нет	0,9 ± 0,5	27 ± 6
14б	31 ± 25	362 ± 24	нет	0,9 ± 0,7	30 ± 6
17д	42 ± 27	398 ± 27	нет	1,0 ± 0,7	69 ± 15
18б	11 ± 8	313 ± 21	нет	0,18 ± 0,14	27 ± 6
21б	11 ± 6	104 ± 7	нет	0,49 ± 0,26	23 ± 5
25б	15 ± 8	171 ± 12	нет	0,68 ± 0,37	9,0 ± 1,9
Среднее				<b>1,3 ± 1,1</b>	<b>34 ± 20</b>
Сосна					
2с	121 ± 21	393 ± 27	нет	2,8 ± 0,8	151 ± 32
6с	13 ± 7	25 ± 3	да	0,4 ± 0,2	4,2 ± 1,0
8с	122 ± 13	41 ± 6	да	3,5 ± 0,8	7,8 ± 2,0
10с	< 9	357 ± 25	нет	-	324 ± 170
12с	6 ± 2	231 ± 16	нет	0,15 ± 0,07	105 ± 22
13с	21 ± 3	270 ± 19	нет	0,7 ± 0,2	40 ± 9
15с	43 ± 9	377 ± 26	нет	1,0 ± 0,3	122 ± 26
16с	17 ± 8	30 ± 3	да	0,6 ± 0,3	2,8 ± 0,6
19с	23 ± 8	286 ± 20	нет	0,80 ± 0,33	58 ± 12
20с	47 ± 1	219 ± 15	нет	-	67 ± 14
22с	< 3	83 ± 6	нет	-	10 ± 2
23с	14 ± 6	134 ± 9	нет	0,19 ± 0,09	58 ± 12
24с	19 ± 7	43 ± 4	да	1,12 ± 0,45	9,0 ± 2,0
26с	19 ± 8	265 ± 19	нет	1,42 ± 0,63	155 ± 33
Среднее				<b>1,1 ± 1,1</b>	<b>61 ± 56</b>

увеличение отношения активности в почве ( $A_{\text{Cs-137}}/A_{\text{Sr-90}}$ ) со временем по сравнению со значениями в первоначальных радиоактивных выпадениях с учетом радиоактивного распада радионуклидов. На обследованных сельскохозяйственных угодьях и территории населенных пунктов Иванковского района не наблюдалось достоверного изменения отношения  $A_{\text{Cs-137}}/A_{\text{Sr-90}} = 3,2 \pm 0,8$  в зависимости от содержания в 20-сантиметровом слое почвы обменного кальция (при содержании  $\text{Ca} > 1$  мг-экв/100 г почвы) [21, 22]. На более бедных лесных почвах Иванковского района среднее отношение  $A_{\text{Cs-137}}/A_{\text{Sr-90}} = 8 \pm 7$  было более чем в 2 раза выше и достоверно уменьшалось с уменьшением содержания в почве обменного кальция (рис. 3, а). Это указывает на существенную вертикальную миграцию  $^{90}\text{Sr}$  на бедных, слабо гумуси-

рованных дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почвах, а также его значимое поступление в биомассу древостоя лесов [23], что привело к обеднению содержания  $^{90}\text{Sr}$  в 20-сантиметровом корнеобитаемом слое почв более чем на 50 % (рис. 3, б). Так, при содержании обменного кальция менее 0,25 мг-экв/100 г почвы относительная утечка  $^{90}\text{Sr}$  из 20-сантиметрового слоя ( $100 \% \times (A_{\text{Cs-137}}/3,2 - A_{\text{Sr-90}})/(A_{\text{Cs-137}}/3,2)$ ) в среднем составляла  $67 \pm 18 \% (T_{\text{forest}1/2} = -\ln(2)/\ln(1-0,67) \cdot (2012 - 1986) = 16$  лет), а при  $\text{Ca} = 0,25 \div 1$  мг-экв/100 г почвы относительная утечка радиостронция была  $35 \pm 28 \% (T_{\text{forest}1/2} = -\ln(2)/\ln(1 - 0,35) \cdot (2012 - 1986) = 42$  года), что превышает его физический период полураспада в 29 лет – рис. 3, б). При содержании обменного кальция более 1 мг-экв/100 г почвы не наблюдалось значимого обеднения  $^{90}\text{Sr}$

корнеобитаемого 20-сантиметрового слоя почв за счет миграции радионуклида (см. рис. 3). В настоящее время интенсивность биогенной миграции

$^{90}\text{Sr}$  в древостой сосны может быть более значимой по сравнению с его вертикальной миграцией с током влаги [23].

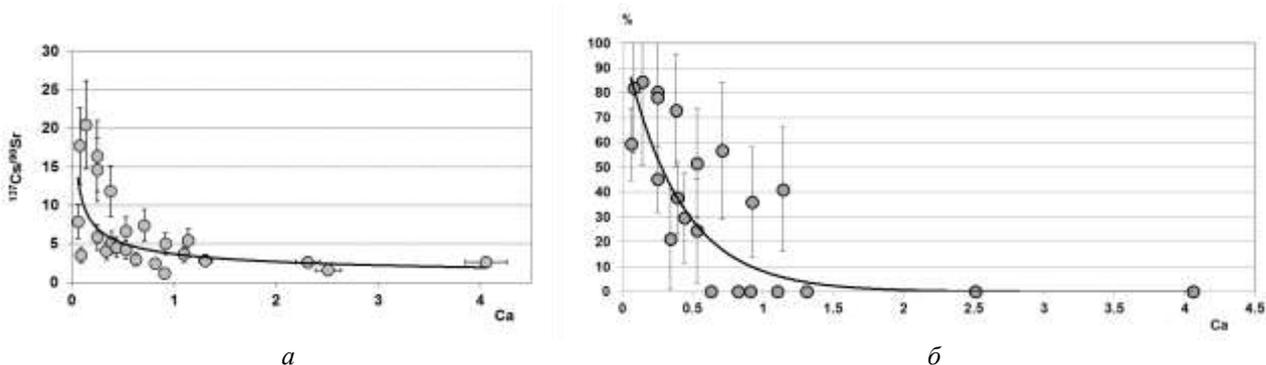


Рис. 3. Зависимость отношения активности  $A_{\text{Cs-137}}/A_{\text{Sr-90}}$  (а) и относительной утечки  $^{90}\text{Sr}$  (б) из 20-сантиметрового корнеобитаемого слоя лесных почв в 2012 - 2013 гг. от содержания в почве обменного кальция (Ca, мг-экв/100 г). Сплошная линия – линия тренда показательной функции.

Таким образом, достоверно установлено, что биогенная и вертикальная миграция  $^{90}\text{Sr}$  в лесах привела в настоящее время к значимому (более 50 %) обеднению 20-сантиметрового корнеобитаемого слоя почв при содержании обменного кальция менее 0,25 мг-экв/100 г почвы. Это необходимо учитывать при прогнозировании загрязнения лесной растительности и применения параметров корневого поступления, полученных в предыдущие годы.

Для параметризации интенсивности корневого поступления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в неокоренную маломерную топливную древесину (хворост/топливные пучки) были оценены КП радионуклидов из почвы (см. табл. 2). КП  $^{90}\text{Sr}$  в топливную древесину лиственных пород деревьев в среднем составлял  $34 \pm 20$  (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>) и изменялся от 9 до 78 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>), а для сосны –  $61 \pm 56$  (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>) и изменялся от 3 до 151 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>).

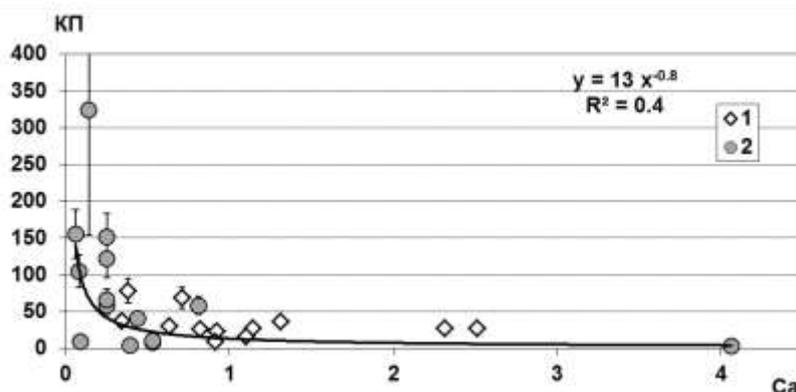


Рис. 4. Зависимость коэффициента перехода  $^{90}\text{Sr}$  (КП, ((Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>))) в неокоренную маломерную топливную древесину лиственных пород деревьев (1) и сосны (2) в 2012 - 2013 гг. от содержания в почве обменного кальция (Ca, мг-экв/100 г). Сплошная линия – линия тренда для древесины сосны.

Полученные значения КП (см. табл. 2, рис. 4) в некоторых случаях превышают значения, рекомендованные МАГАТЭ 0,6 - 10 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>) для березы и сосны [10]. Это объясняется тем, что измерения проводились для неокоренной маломерной топливной древесины (хвороста – топливных пучков), удельная активность которой до 10 раз может превышать удельную активность окоренной древесины. Кроме того, малоплодородные почвы рассматриваемого региона с низким содержанием гумуса и обменного кальция в настоящее время характеризуются повы-

шенными значениями КП  $^{90}\text{Sr}$  в древесину (см. рис. 1 и 4) из-за обеднения его содержания в 20-сантиметровом корнеобитаемом слое почв за счет миграции (см. рис. 3). Полученная зависимость для неокоренной маломерной древесины сосны (см. рис. 4) с учетом разбросов не противоречит ранее полученным результатам (см. рис. 1) [9], а также классической обратно пропорциональной зависимости КП  $^{90}\text{Sr}$  в растительность от содержания в почве обменного кальция [22]:

$$КП(\text{Ca}) = КП (\text{при } \text{Ca} = 1 \text{ мг-экв}/100 \text{ г})/\text{Ca}. \quad (1)$$

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в древесине ( $A_p$ , Бк/кг) на топливных следах радиоактивных выпадений на время  $t$  (год) без учета миграции радиостронция из подстилки в корнеобитаемый слой почвы в первые годы после чернобыльских радиоактивных выпадений будет определяться кинетикой его выщелачиванием из матрицы топливных частиц  $((1 - \Delta FP) = (1 - \exp(-k \cdot (t - 1986)))$ ) [14, 15], содержанием в почве обменного кальция ( $КП(\text{Ca}) = КП (\text{при } \text{Ca} = 1) \cdot \text{Ca}^{-1}$ , (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>)) и  $T_{\text{forest}1/2}(\text{Ca})$ , а также плотностью загрязнения почвы  $^{90}\text{Sr}$  ( $A_s$ , кБк/м<sup>2</sup>) на момент аварии (рис. 5):

$$\begin{aligned} A_p &= A_s \cdot \exp(-(\lambda + \ln(2)/T_{\text{forest}1/2}(\text{Ca})) \times \\ &\times (t - 1986)) \cdot (1 - \Delta FP) \cdot КП(\text{Ca}) = \\ &= A_s \cdot \exp(-(\lambda + \ln(2)/T_{\text{forest}1/2}(\text{Ca})) \times \\ &\times (t - 1986)) \cdot (1 - \exp(-k \cdot (t - 1986))) \cdot КП \\ &\quad (\text{при } \text{Ca} = 1) \cdot [\text{Ca}]^{-1}, \quad (2) \end{aligned}$$

где  $\lambda = 0,024 \text{ год}^{-1}$  – постоянная распада  $^{90}\text{Sr}$ ;  $k = 0,05 \text{ год}^{-1}$  – постоянная трансформации ТЧ для южного следа топливных радиоактивных выпадений при  $\text{pH} > 6,5$  ( $k = \infty$  для водорастворимых форм  $^{90}\text{Sr}$ ) [14, 15].

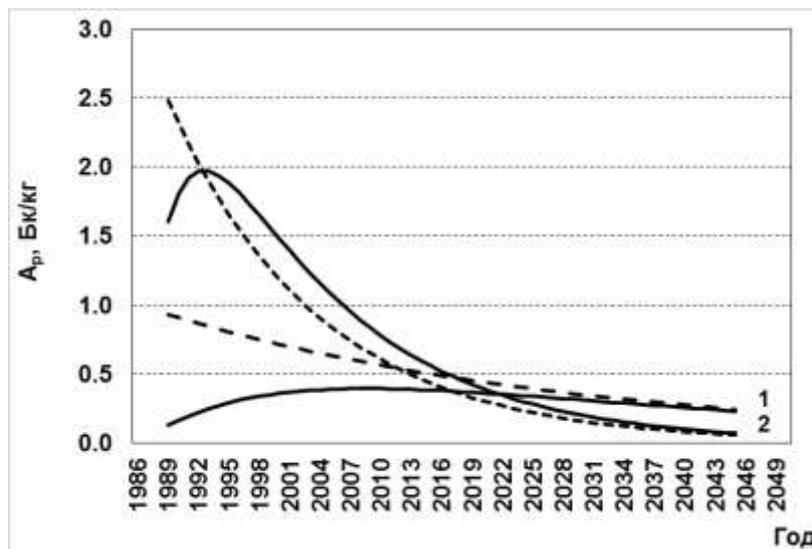


Рис. 5. Динамика корневого загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  древесины ( $A_p$ , Бк/кг) на конденсационных ( $k = \infty$ , пунктирные линии) и топливных ( $k = 0,05 \text{ год}^{-1}$ , сплошные линии) следах радиоактивных выпадений при  $A_s = 1 \text{ кБк}/\text{м}^2$  на 1986 год, КП (при  $\text{Ca} = 1$ ) = 1 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>) и при содержании в почве обменного кальция: 1 – 1 мг-экв/100 г почвы ( $T_{\text{forest}1/2} = \infty$  лет); 2 –  $[\text{Ca}] < 0,25 \text{ мг-экв}/100 \text{ г}$  почвы ( $T_{\text{forest}1/2} = 16$  лет).

При уменьшении содержания в почве обменного кальция увеличивается интенсивность корневого поступления  $^{90}\text{Sr}$  в древесину (см. рис. 1 и 4) и одновременно обеднение его содержания в 20-сантиметровом корнеобитаемом слое почвы за счет этого и вертикальной миграции (см. рис. 3). Два этих взаимно разнонаправленных процесса приводят к тому, что КП  $^{90}\text{Sr}$  в древесину сильно изменяется во времени и в настоящее время загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  однотипной древесины слабо зависит от содержания в почве обменного кальция ( $< 1 \text{ мг-экв}/100 \text{ г}$ ) при одинаковых уровнях первоначального загрязнения почвы  $^{90}\text{Sr}$  после аварии (см. рис. 5). В первое десятилетие после аварии удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в древесине была более высокой на слабо гумусированных почвах с низким содержанием обменного кальция. В будущем более высокие уровни загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  древесины будут наблюдаться при содержании в почве обменного кальция на

уровне около 1 мг-экв/100 г почвы. При более высоких уровнях содержания в плодородных почвах обменного кальция будет наблюдаться обратно пропорциональное уменьшение КП, что также будет приводить к меньшей удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в древесине на поздней фазе Чернобыльской аварии.

Следует особо отметить, что уже при плотности загрязнения территории  $^{90}\text{Sr}$ , начиная с 1 кБк/м<sup>2</sup> при КП (см. рис. 4.) выше 60 ((Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>)), в дровах и топливных пучках (хворосте) удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  может превышать гигиенический норматив ГНПАР-2005 – 60 Бк/кг. При плотности загрязнения территории  $^{90}\text{Sr}$  выше 5,5 кБк/м<sup>2</sup>, что характерно для восточной половины Иванковского района, удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в топливной древесине будет превышать 100 Бк/кг и золе – 10 кБк/кг, что требует ее отнесения согласно ОСПУ-2005 к малоактивным радиоактивным отходам со всеми вы-

текающими из этого последствиями. В связи с этим, зона 2а в Иванковском районе [11], где по плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  территории выше  $185 \text{ кБк/м}^2$  в начале 1990-х годов были введены ограничения на использование топливной и тонкомерной древесины, должна быть существенно расширена из-за возможности превышения гигиенических нормативов ГНПАР-2005 содержания  $^{90}\text{Sr}$  (при плотности загрязнения  $> 5,5 \text{ кБк/м}^2$ ), принятых значительно позже – в 2005 г.

### Выводы

Проведен комплексный мониторинг загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  тонкомерной неокоренной топливной древесины в наиболее загрязненном радиостронцием жилком Иванковском районе, примыкающем к зоне отчуждения ЧАЭС, на поздней фазе Чернобыльской аварии с целью радиационной защиты населения. При содержании обменного кальция менее  $0,25 \text{ мг-экв/100 г}$  почвы биогенная и вертикальная миграция  $^{90}\text{Sr}$  в лесах приводит к значимому (в среднем  $67 \pm 18 \%$ , период экологического полууменьшения 16 лет) обеднению 20-сантиметрового корнеобитаемого слоя почв. Из-за обеднения содержания  $^{90}\text{Sr}$  в корнеобитаемом слое слабо гумусированных почв, обусловленного миграцией радиостронция, про-

исходит изменение со временем величин КП  $^{90}\text{Sr}$  в древесину, что следует учитывать при прогнозировании динамики удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в древесине и ее соответствия гигиеническим нормативам.

На половине территории Иванковского района содержание  $^{90}\text{Sr}$  в неокоренной маломерной древесине может превышать гигиенически норматив ГНПАР-2005 ( $60 \text{ Бк/кг}$ ). Полученные результаты могут быть использованы для оптимизации системы лесопользования и радиационного контроля содержания  $^{90}\text{Sr}$  в топливной древесине.

Исходя из полученных данных, следует пересмотреть норматив на содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в топливной древесине, а также дополнить его отдельными нормативами (как в Беларуси) для древесного топлива промышленных энергетических установок.

За поддержку настоящей работы авторы выражают благодарность НУБиП Украины, исследовательскому контракту МАГАТЭ № 17928 «Environmental Behaviour and Biological Impact of Chernobyl Radioactive Particles» и проекту ЕС FP7 № 604974 «Coordination and Implementation of a pan-European instrument for radioecology (COMET)».

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гігієнічний норматив питомої активності радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у деревині та продукції з деревини (ГНПАР-2005). - Затверджено Наказом МОЗ України від 31.10.2005. - № 573. - 3 с.
2. Лось І.П., Шабуніна Н.Д., Орлов О.О. та ін. Обґрунтування нормативу на вміст радіонуклідів у паливній деревині та оцінка його виправданості // Довкілля та здоров'я. - 2008. - № 2. - С. 19 - 22.
3. Державні гігієнічні нормативи ГН 6.6.1.1-130-2006. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питної води (ДР-2006) // Офіц. вісн. України. - 2006. - № 29. - С. 142.
4. IAEA-TECDOC-1376. Assessing radiation doses to the public from radionuclides in timber and wood products. - Vienna: IAEA, 2003. - 67 p.
5. Орлов О.О., Долін В.В. Біогеохімія цезію-137 у лісобо́лотних екосистемах українського Полісся / За ред. Е. В. Собо́товича. - К.: Наук. книга, 2010. - 198 с.
6. Шитюк К.Ф. Оцінка можливості лісокористування в зоні впливу ЧАЕС на основі закономірностей поведінки радіонуклідів у лісових біогеоценозах: автореф. дис. ... канд. біол. наук, 03.00.01 - радіобіологія. - К.: КНУ ім. Т. Шевченка, 2011. - 25 с.
7. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments. Vienna: IAEA-TRS-472, 2010. - 194 p.
8. CD, АТЛАС. Україна, радіоактивне забруднення, MES, ТОВ "Інтелектуальні Системи ГЕО". - 2008.
9. Kashparov V.A., Lundin S.M., Khomutinin Yu.V. et al. Soil contamination with  $^{90}\text{Sr}$  in the near zone of the Chernobyl accident // J. of Environment Radioactivity. - 2001. - Vol. 56, No. 3. - P. 285 - 298.
10. Kashparov V.A., Lundin S.M., Zvarich S.I. et al. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout // The Science of the Total Environment. - 2003. - Vol. 317, Iss. 1 - 3. - P. 105 - 119.
11. Kashparov V.A., Protsak V.P., Ahamdach N. et al. Dissolution kinetics of particles of irradiated Chernobyl nuclear fuel: influence of pH and oxidation state on the release of radionuclides in contaminated soil of Chernobyl // J. of Nuclear Materials. - 2000. - Vol. 279. - P. 225 - 233.
12. Kashparov V.A., Ahamdach N., Zvarich S.I. et al. Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions // J. of Environmental Radioactivity. - 2004. - Vol. 72, Iss. 3. - P. 335 - 353.
13. Kashparov V.A., Lundin S.M., Kadygrib A.M. et al. Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters // J. of Environmental Radioactivity. - 2000. - Vol. 51. - P. 281 - 298.
14. Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Protsak V.P. et al. Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part I. Fire experiments // J. of Environmental Radioactivity. - 2006. - Vol. 86, Iss. 2. - P. 143 - 163.
15. Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Levchuk S.E. et al.

- Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part II. Modeling the transport process // J. of Environmental Radioactivity. - 2006. - Vol. 87, Iss. 3. - P. 260 - 278.
16. *Evangelidou N., Balkanski Y., Cozic A. et al.* Wildfires in Chernobyl-contaminated forests and risks to the population and the environment: A new nuclear disaster about to happen? // Environment International. - 2014. - Vol. 73. - P. 346 - 358.
  17. *Хомутинин Ю.В., Кашипаров В.А., Жебровская Е.И.* Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге. - К.: ВПОЛ, 2001. - 160 с.
  18. *Городній М.М., Лісовал А.П., Бикін А.В. та ін.* Агрохімічний аналіз. Підручник: навчальний посібник / За ред. М. М. Городнього. - К.: Арістей, 2004. - 522 с.
  19. *Павлоцька Ф.И.* Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансурановых элементов // Журнал аналитической химии. - 1997. - Т 52, № 2. - С. 126 - 143.
  20. *Иванов Ю.А., Левчук С.Е., Хомутинин Ю.В. и др.* Подвижность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в контрастных по свойствам почвах // Ядерна фізика та енергетика. - 2013. - Т. 14, № 3. - С. 288 - 294.
  21. *Отрешко Л.М., Левчук С.Е., Йощенко Л.В.* Вміст  $^{90}\text{Sr}$  в зерні на паливних слідах чорнобильських радіоактивних випадань // Ядерна фізика та енергетика. - 2014. - Т. 15, № 2. - С. 171 - 177.
  22. *Кашипаров В.А., Левчук С.Е., Отрешко Л.М., Малоштан И.М.* Загрязнение сельскохозяйственной продукции  $^{90}\text{Sr}$  в Украине в отдаленный период после Чернобыльской аварии // Радиационная биология. Радиоэкология. - 2013. - Т. 53, № 6. - С. 639 - 650.
  23. *Thiry Y., Colle C., Yoschenko V. et al.* Impact of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantings on long term  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  recycling from a waste burial site in the Chernobyl red Forest // J. of Environmental Radioactivity. - 2009. - Vol. 100, Iss. 12. - P. 1062 - 1068.

**Л. М. Отрешко, М. А. Журба, А. М. Білоус, Л. В. Йощенко**

*Український НДІ сільськогосподарської радіології НУБіП України, Чабани, Київська обл.*

#### **ВМІСТ $^{90}\text{Sr}$ І $^{137}\text{Cs}$ В ДЕРЕВИНІ НА ПІВДЕНОМУ ПАЛИВНОМУ СЛІДІ ЧОРНОБІЛЬСЬКИХ РАДІОАКТИВНИХ ВИПАДІНЬ**

Вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунті і маломірній неокорованій деревині в Іванківському районі Київської області на південному паливному сліді чорнобильських радіоактивних випадань був виміряний у 2012 - 2013 рр. У теперішній час біогенна і вертикальна міграція в ґрунті  $^{90}\text{Sr}$  в лісах призвела до збіднення в середньому на  $67 \pm 18\%$  його запасу в 20-сантиметровому кореневмісному шарі ґрунтів із вмістом обмінного кальцію менше 0,25 мг-екв/100 г ґрунту. Тому зараз забруднення  $^{90}\text{Sr}$  паливної деревини слабо залежить від вмісту в ґрунті обмінного кальцію (до 1 мг-екв/100 г) при однакових рівнях первісного забруднення ґрунту  $^{90}\text{Sr}$ . Коефіцієнти переходу  $^{90}\text{Sr}$  в неокоровану деревину листяних порід дерев і сосни в середньому становили  $34 \pm 20$  і  $61 \pm 56$  (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>), що в десятки разів перевищує рекомендовані МАГАТЕ величини. Практично на всій території Іванківського району існує ризик перевищення гігієнічного нормативу вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в паливній деревині та хмизі.

*Ключові слова:*  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , радіоекологія, Чорнобильська аварія, лісові екосистеми, радіоактивне забруднення, допустимі рівні.

**L. M. Otreshko, M. A. Zhurba, A. M. Bilous, L. V. Yoschenko**

*Ukrainian Institute of Agricultural Radiology,  
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Chabany, Kyiv region*

#### **$^{90}\text{Sr}$ AND $^{137}\text{Cs}$ CONTENT IN WOOD ALONG THE SOUTHERN FUEL TRACE OF CHERNOBYL RADIOACTIVE FALLOUT**

$^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  content in soil and unplanted wood of small size has been measured along the southern fuel trace of Chernobyl fallout, in Ivankov region of Kiev Oblast during 2012 - 2013. At present, due to biogenic and vertical  $^{90}\text{Sr}$  migration in soil of forests, is reserved in 20-cm rooting-layer, containing less than 0.25 mg-eq of exchangeable calcium per 100 g of soil, reduced by  $67 \pm 18\%$  in average. Therefore, contamination of fuel wood with  $^{90}\text{Sr}$  today is depended weakly on exchangeable calcium content in soil (up to 1 mg-eq/100 g), considering the equal levels of the initial soil contamination with  $^{90}\text{Sr}$ . Values of  $^{90}\text{Sr}$  transfer factor (TF) to unplanted wood of deciduous trees and pine mounted to  $34 \pm 20$  and  $61 \pm 56$  (Bq/kg)/(kBq/m<sup>2</sup>), in average, that is in dozens exceeded the values, recommended by IAEA. In practice, at total area of Ivankov region there exist a risk to overrun hygienic norm value of  $^{90}\text{Sr}$  content in fuel wood, and brushwood.

*Keywords:*  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , radioecology, the Chernobyl accident, forest ecosystems, radioactive contamination, permissible levels.

## REFERENCES

- Sanitary standard of specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in wood and products of wood (HNPAP 2005). - Approved by the Ministry of Health of Ukraine of 31.10.2005. - № 573. - 3 p. (Ukr)
- Los' I.P., Shabunina N.D., Orlov O.O. et al.* // *Dovkillya ta zdorov'ya*. - 2008. - No. 2. - P. 19 - 22. (Ukr)
- State hygienic standards GN 6.6.1.1-130-2006. Acceptable levels of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in food and drinking water (DR-2006) // *Ofitsiyni visnyk Ukrayiny*. - 2006. - No. 29. - P. 142. (Ukr)
- IAEA-TECDOC-1376. Assessing radiation doses to the public from radionuclides in timber and wood products. - Vienna: IAEA, 2003. - 67 p.
- Orlov O.O., Dolin V.V.* Biogeochemistry of cesium-137 in lisobolotnyh ecosystems Ukrainian Polissya / Ed. by E. V. Sobotovych. - Kyiv: Nauk. knyga, 2010. - 198 p. (Ukr)
- Shytyuk K.F.* Evaluation of forest management in Chernobyl NPP zone based on behavior patterns of radionuclides in forest ecosystems: PhD Abstract of thesis. Biol. Sciences, 03.00.01 - radiobiology. - Kyiv: Taras Shevchenko National University, 2011. - 25 p. (Ukr)
- Handbook* of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments. Vienna: IAEA-TRS-472, 2010. - 194 p.
- CD, ATLAS. Ukraine, radioactive contamination, MES, Ltd. "Intellectual systems GEO". - 2008.
- Kashparov V.A., Lundin S.M., Khomutinin Yu.V. et al.* Soil contamination with  $^{90}\text{Sr}$  in the near zone of the Chernobyl accident // *J. of Environment Radioactivity*. - 2001. - Vol. 56, No. 3. - P. 285 - 298.
- Kashparov V.A., Lundin S.M., Zvarich S.I. et al.* Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout // *The Science of the Total Environment*. - 2003. - Vol. 317, Iss. 1 - 3. - P. 105 - 119.
- Kashparov V.A., Protsak V.P., Ahamdach N. et al.* Dissolution kinetics of particles of irradiated Chernobyl nuclear fuel: influence of pH and oxidation state on the release of radionuclides in contaminated soil of Chernobyl // *J. of Nuclear Materials*. - 2000. - Vol. 279. - P. 225 - 233.
- Kashparov V.A., Ahamdach N., Zvarich S.I. et al.* Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions // *J. of Environmental Radioactivity*. - 2004. - Vol. 72, Iss. 3. - P. 335 - 353.
- Kashparov V.A., Lundin S.M., Kadygrib A.M. et al.* Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters // *J. of Environmental Radioactivity*. - 2000. - Vol. 51. - P. 281 - 298.
- Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Protsak V.P. et al.* Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part I. Fire experiments // *J. of Environmental Radioactivity*. - 2006. - Vol. 86, Iss. 2. - P. 143 - 163.
- Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Levchuk S.E. et al.* Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part II. Modeling the transport process // *J. of Environmental Radioactivity*. - 2006. - Vol. 87, Iss. 3. - P. 260 - 278.
- Evangelidou N., Balkanski Y., Cozic A. et al.* Wildfires in Chernobyl-contaminated forests and risks to the population and the environment: A new nuclear disaster about to happen? // *Environment International*. - 2014. - Vol. 73. - P. 346 - 358.
- Khomutinin Yu.V., Kashparov V.A., Zhebrovskaya E.I.* Optimization of sampling and measurement of samples with the radioecological monitoring. - Kyiv: VIPOL, 2001. - 160 p. (Rus)
- Gorodnii M.M., Lisoval A.P., Bykin A.V. et al.* Agrochemical analysis. Textbook / Ed. by M. M Gorodnii. - Kyiv, Aristey, 2004. - 522 p. (Ukr)
- Pavlotskaya F.I.* // *Zhurnal analiticheskoy khimii*. - 1997. - Vol 52, No. 2. - P. 126 - 143. (Rus)
- Ivanov Yu.A., Levchuk S.E., Khomutinin Yu.V. et al.* // *Nucl. Phys. At. Energy*. - 2013. - Vol. 14, No. 3. - P. 288 - 294. (Rus)
- Otreshko L.M., Levchuk S.E., Ioshchenko L.V.* // *Nucl. Phys. At. Energy*. - 2014. - Vol. 15, No. 2. - P. 171 - 177. (Ukr)
- Kashparov V.A., Levchuk S.E., Otreshko L.M., Maloshtan I.M.* // *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*. - 2013. - Vol. 53, No. 6. - P. 639 - 650. (Rus)
- Thiry Y., Colle C., Yoschenko V. et al.* Impact of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantings on long term  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  recycling from a waste burial site in the Chernobyl red Forest // *J. of Environmental Radioactivity*. - 2009. - Vol. 100, Iss. 12. - P. 1062 - 1068.

Надійшла 25.02.2015

Received 25.02.2015