



International Journal of Environmental Problems

Has been issued since 2015.
ISSN 2410-9339, E-ISSN 2413-7561
2016. Vol.(3). Is. 1. Issued 4 times a year

EDITORIAL BOARD

Volkov Aleksandr – Sochi State University, Sochi, Russian Federation (Editor in Chief)

Bashkin Vladimir – Scientific-Research Institute of Natural Gases and Gas Technologies – GAZPROM VNIIGAZ, Moscow, Russian Federation

Bityukov Nikolai – Sochi State University, Russian Federation, Sochi, Russian Federation

Glazko Valery – Moscow agricultural Academy named after K.A. Timiryazev, Russian Federation

Davitashvili Magda – Telavi State University, Telavi, Georgia (Deputy Editor-in-Chief)

Ivashkina Irina – Research and Design Institute of the General Plan of Moscow, Moscow, Russian Federation

Kalinichenko Valery – Institute of Soil Fertility of South Russia, Persianovsky, Russian Federation

Kochurov Boris – Institute of Geography of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russian Federation

Okolelova Alla – Volgograd State Technical University, Volgograd, Russian Federation

Journal is indexed by: **Cross Ref, OAJI, MIAR**

All manuscripts are peer reviewed by experts in the respective field. Authors of the manuscripts bear responsibility for their content, credibility and reliability.

Editorial board doesn't expect the manuscripts' authors to always agree with its opinion.

Postal Address: 26/2 Konstitucii, Office 6
354000 Sochi, Russian Federation

Website: <http://ejournal33.com/>
E-mail: sochio03@rambler.ru

Founder and Editor: Academic Publishing
House *Researcher*

Passed for printing 2.03.16.
Format 21 × 29,7/4.

Headset Georgia.
Ych. Izd. l. 4,5. Ysl. pech. l. 4,2.

Order № EP-03.

International Journal of Environmental Problems

2016

Is.

1



International Journal of Environmental Problems

International Journal of Environmental Problems

Издается с 2015 г.
ISSN 2410-9339, E-ISSN 2413-7561
2016. № 1 (3). Выходит 4 раза в год.

РЕДАКЦИОННЫЙ СОВЕТ

Волков Александр – Сочинский государственный университет, Сочи, Российская Федерация (Главный редактор)

Башкин Владимир – Научно-исследовательский институт природных газов и газовых технологий – Газпром ВНИИГАЗ, Москва, Российская Федерация

Битюков Николай – Сочинский государственный университет, Сочи, Российская Федерация

Глазко Валерий – МСХА имени К.А. Тимирязева, Российская Федерация

Давиташвили Магда – Телавский государственный университет, Телави, Грузия (заместитель главного редактора)

Ивашкина Ирина – Научно-исследовательский и проектный институт Генерального плана г. Москвы, Москва, Российская Федерация

Калиниченко Валерий – Институт плодородия почв юга России, Персиановский, Российская Федерация

Кочуров Борис – Институт географии РАН, Москва, Российская Федерация

Околелова Алла – Волгоградский государственный технический университет, Волгоград, Российская Федерация

Журнал индексируется в: **Cross Ref, OAJI, MIAR**

Статьи, поступившие в редакцию, рецензируются. За достоверность сведений, изложенных в статьях, ответственность несут авторы публикаций.

Мнение редакции может не совпадать с мнением авторов материалов.

Адрес редакции: 354000, Россия, г. Сочи,
ул. Конституции, д. 26/2, оф. 6
Сайт журнала: <http://ejournal33.com/>
E-mail: sochio03@rambler.ru

Подписано в печать 2.03.16.
Формат 21 × 29,7/4.

Учредитель и издатель: ООО «Научный
издательский дом "Исследователь"» -
Academic Publishing House *Researcher*

Гарнитура Georgia.
Уч.-изд. л. 4,5. Усл. печ. л. 4,2.
Заказ № EP-03.

2016

№ 1

CONTENTS

Relevant Topic

- Application of Remote Sensing for Monitoring of Subsurface Coal Fire: a Case Study in Khanh Hoa Coal Mine, Thai Nguyen Province, Vietnam
Le Hung Trinh 4

The Science and the Problems of Development

- Co-evolutionary biosemantics of evolutionary risk at technogenic civilization: Hiroshima, Chernobyl – Fukushima and further
Valentin T. Cheshko, Valery I. Glazko 14

Articles and Statements

- ¹³⁷Cs behavior in the system soil – plant in the stationary sampling sites located within the 30-kilometer zone of the Chernobyl NPP in the period 1987-1992: II. Vertical migration in soils and accumulation of ¹³⁷Cs in natural meadow grasses
Vyacheslav S. Anisimov, Natalia I. Sanzharova, Rudolph M. Alexakhin 26
- Technologies and Technical Means for Matter Recycling into the Soil (Review)
Valery P. Kalinitchenko 58

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*



Published in the Russian Federation
International Journal of Environmental Problems
Has been issued since 2015.

ISSN: 2410-9339

E-ISSN: 2413-7561

Vol. 3, Is. 1, pp. 4-13, 2016

DOI: 10.13187/ijep.2016.3.4

www.ejournal33.com



Relevant Topic

UDC 63.54

Application of Remote Sensing for Monitoring of Subsurface Coal Fire: a Case Study in Khanh Hoa Coal Mine, Thai Nguyen Province, Vietnam

Le Hung Trinh

Le Quy Don Technical University, 236 Hoang Quoc Viet, Hanoi, Vietnam

Email: trinhlehung125@gmail.com

Abstract

The Khanh Hoa coal mine is a surface coal mine in the Thai Nguyen province, which is one of the largest deposits of coal in the Vietnam. In recent years due to many reasons such as backward mining techniques and unauthorized mining caused subsurface coal fire in this area. Coal fire is a dangerous phenomenon which seriously affects the environment by releasing toxic fumes, causes forest fires and subsidence of infrastructure surface. This article presents study on the application of LANDSAT multi – temporal thermal infrared images, which help to detect coal fire. The results obtained in this study can be used to monitor fire zones so as to give warnings and solutions to prevent coal fire.

Keywords: subsurface fire, remote sensing, thermal infrared, LANDSAT, land surface temperature.

1. Introduction

Located in Southeast Asia, Vietnam is rich in mineral resources - precious potential resource for the country. Vietnam has big reserves of fossil energy with 10 billion tons of anthracite coal, more than 200 billion tons of brown coal in the northern delta area [1]. As most coal producing countries, Vietnam also has a serious coal fire problem, like USA, South Africa, Venezuela, China and India [6]. Coal fire is caused by the spontaneous combustion of coal during coal oxidation. A very recent, coal fire has been reported in the Nong Son coal mine (Quang Nam province, in 2014), Ha Lam, Thong Nhat, Khe Chuoi, Hong Thai coal mines (Quang Ninh province, in 2004, 2011) and Khanh Hoa coal mine (Thai Nguyen province, in 2014).

To control and mitigate coal fires, researchers in various countries have investigated coal combustion. Remote sensing with many advantages over traditional method has been effectively used for detecting and monitoring coal fire. In 1963, many researches in United States have used thermal remote sensing (TIR) techniques to monitor coal fire and its propagation. Since then, TIR has proven to be a reliable and useful tool for identifying subsurface coal fires. Cracknell, Mansor (1992), Prakash et al. (1999) used the Landsat 5 TM thermal infrared band to identify surface and subsurface fires in Jharia coalfields (India) and calculate the area of surface fires [2, 4]. Voigt et al (2004) described and integrated satellite image approach for detection and monitoring of near surface coal seam fires by observing subtle land surface changes induced by the fires [11]. Prasun et

al (2005) used Landsat 5 TM thermal band data for calculating surface temperature along with NDVI to identify coal fire in the Raniganj coalbelt, India [5]. Mishra et al (2014) found a correlation between satellite image temperature and surface temperature of the Jharia coalfield [6]. Mishra et al. (2012) estimated of air pollution concentration over Jharia coalfield and established a relation between satellite imagery and ground data. Based on this study, Mishra et al. proved that, the eastern part of Jharia coalfield was more polluted in comparison to the western part due to extensive mining activities as well as a large number of coal fires [7]. Chen et al (2007) based a combination of multi-temporal thermal infrared data, high spatial resolution remote sensing data and field measurements to detect coal fires dynamics in the Inner Mongolia Autonomous region in northern China [3]. Huo et al. (2014) used multi-temporal nighttime Landsat SWIR and TIR data to identify the thermal anomalies related to subsurface coal fires on the Rujigou coalfield (Northwest China) [8]. Gautam et al. (2008) used NOAA/AVHRR data to detect the surface hot spot of Jharia coalfield region by developing an algorithm to find out the subsurface hot spot with operational satellite data [9].

This paper focused on detection and dynamics of coal fire in Khanh Hoa coal mine, Thai Nguyen province (Vietnam) using Landsat multi-temporal thermal infrared data.

2. Study area and materials

Study area. The Khanh Hoa coal mine (Fig. 1) is located in the northern of Thai Nguyen city, about 80 km northeast of Hà Nội, the capital of Vietnam. The area is bounded by $21^{\circ}36'7''\text{N}$ latitude and $105^{\circ}46'59''\text{E}$ longitude. Coal mining is an important contributor to the development of local social economy, but also has negative impact on the environment, such as water and air pollution, coal fire. In the recent years, the Khanh Hoa coal mine has been affected by many coal fires [15].

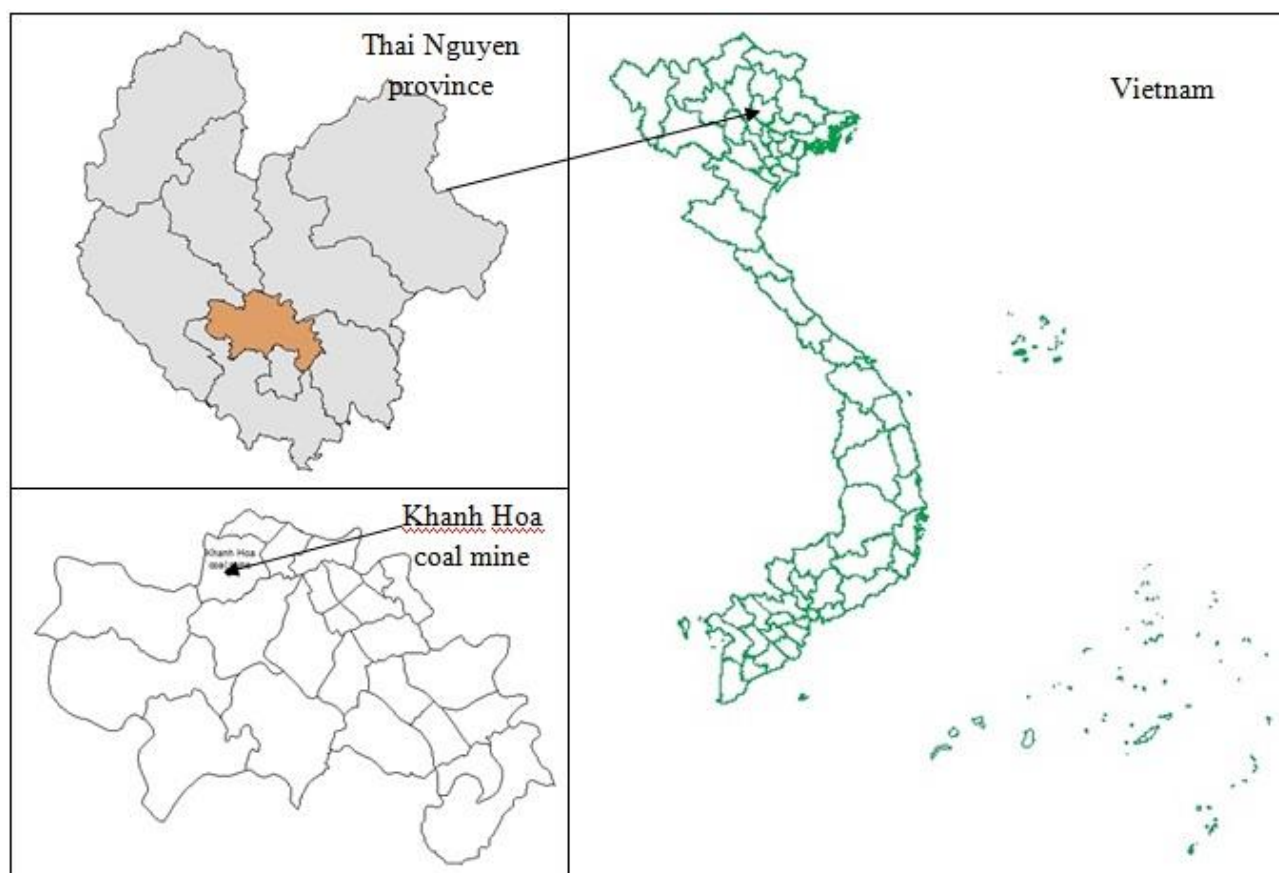
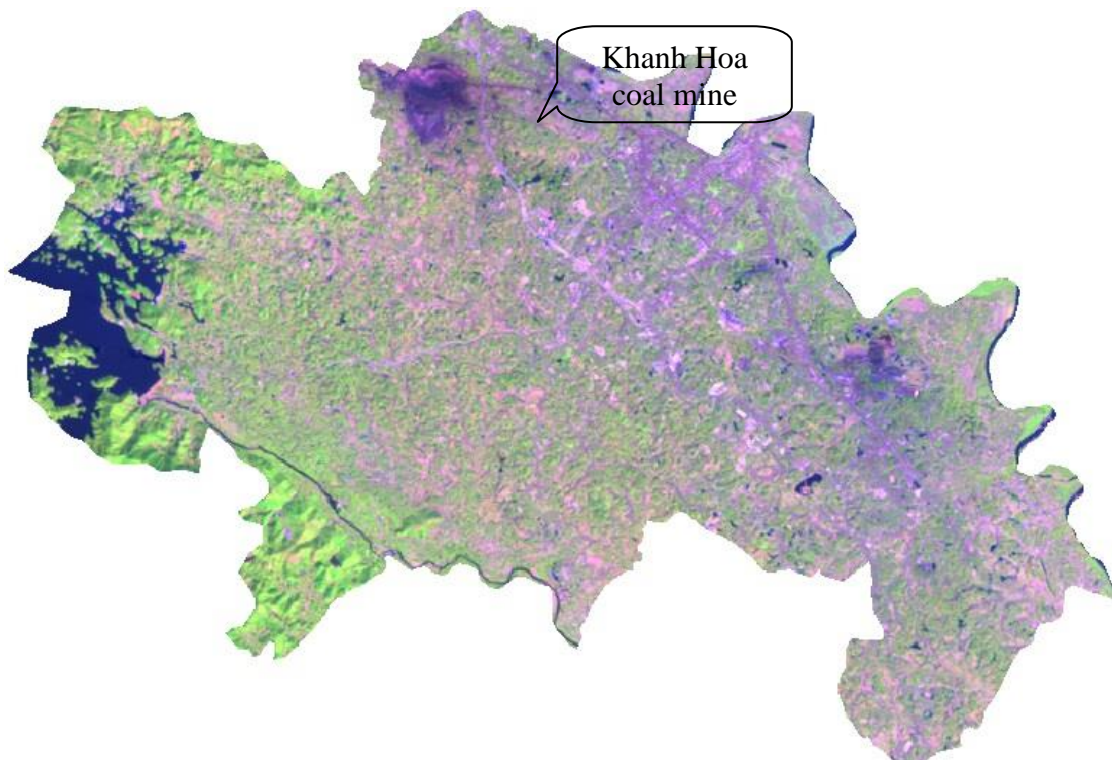
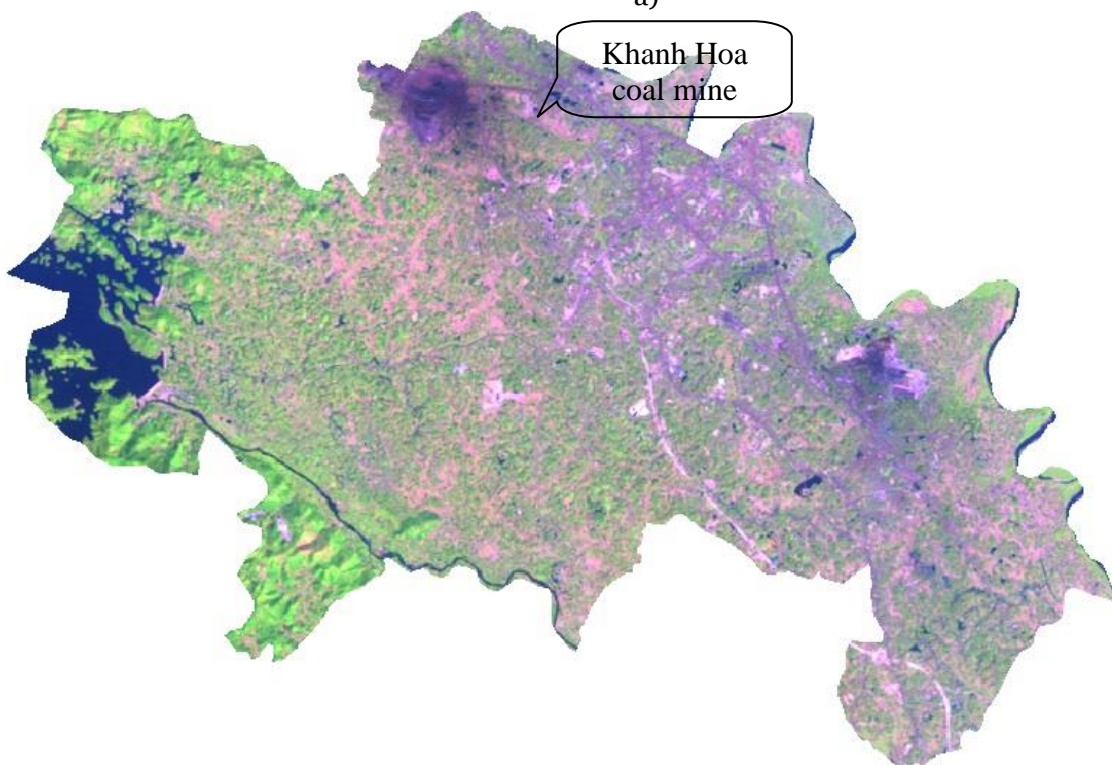


Figure 1. The study area, Khanh Hoa coal mine, Thai Nguyen province (Vietnam)

Data used. In this study, multi-temporal cloud – free Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ and Landsat 8 OLI data were collected (Figure 2a, 2b, 2c). All the Landsat data were the standard terrain correction products (L1T), downloaded from United States Geological Survey (USGS – <http://glovis.usgs.gov>) website. The data used in this study was grouped into two categories (Table 1): the thermal infrared data was used to calculate temperature, the red and near infrared band to calculate surface emissivity based on normalized difference vegetation index (NDVI).



a)



b)

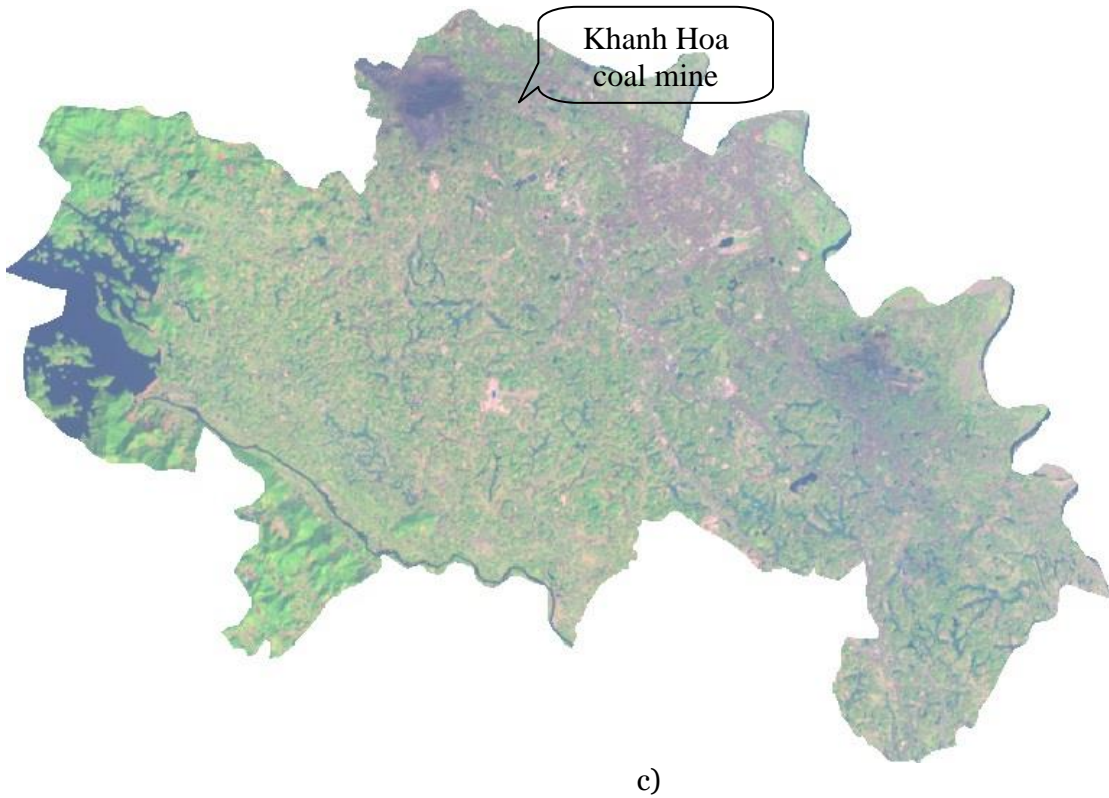


Figure 2. Landsat multispectral image of the Thai Nguyen city 08 November 2007 (a), 08 November 2010 (b) and 19 January 2014 (c)

Table 1. The Landsat data used for NDVI and temperature retrieval to coal fire detection in the study

No.	Data type	Band used for temperature	Band used for NDVI	Time of data acquisition
1	Landsat 7 ETM+	6	3, 4	8 November 2007
2	Landsat 5 TM	6	3, 4	8 November 2010
3	Landsat 8 OLI	10	4, 5	19 January 2014

3. Methodology

3.1. Conversion of the digital number to spectral radiance

Image processing started with radiometric and geometric correction. Radiometric correction done by converted the digital number value to radiance value. Based on NASA model, the digital values of thermal band Landsat 5 TM and Landsat 7 ETM+ were converted to spectral radiance ($Wm^{-2}\mu m^{-1}$) using following equation [14]:

$$L_{\lambda} = \frac{L_{max_{\lambda}} - L_{min_{\lambda}}}{Q_{calmax} - Q_{calmin}} (Q_{cal} - Q_{calmin}) + L_{min} \quad (1)$$

Where

L_{λ} - Spectral radiance at the sensor's aperture [$W/(m^2.sr.\mu m)$]

Q_{cal} - Quantized calibrated pixel value

Q_{calmax} - Maximum quantized calibrated pixel value corresponding to $L_{max_{\lambda}}$

Q_{calmin} - Minimum quantized calibrated pixel value corresponding to $L_{min_{\lambda}}$

$L_{max_{\lambda}}$ - Spectral at sensor radiance that is scaled to DNmax [$W/(m^2.sr.\mu m)$]

$L_{min_{\lambda}}$ - Spectral at-sensor radiance that is scaled to DNmin [$W/(m^2.sr.\mu m)$]

Table 2. Landsat TM and ETM+ spectral radiance $L_{max\lambda}$, $L_{min\lambda}$ dynamic ranges [14]

No.	Data type	Band	$L_{max\lambda}$	$L_{min\lambda}$
1	Landsat 7 ETM+	6.1 Low gain	17.04	0.0
		6.2 High gain	12.65	3.2
2	Landsat 5	6	15.3032	1.2378

Landsat 8 OLI and TIRS band data can be converted to spectral radiance using the radiance rescaling factors provided in the metadata file [14]:

$$L_{\lambda} = M_L \cdot Q_{cal} + A_L \tag{2}$$

Where

M_L - Band specific multiplicative rescaling factor from the metadata (RADIANCE_MIUL_BAND_x, where x is the band number)

A_L - Band specific additive rescaling factor from the metadata (RADIANCE_ADD_BAND_x, where x is the band number)

Q_{cal} - Quantized and calibrated standard product pixel values (DN)

Table 3. Landsat 8 TIRS spectral radiance M_L , A_L dynamic ranges [14]

No.	Data type	Band	M_L	A_L
1	Landsat 8 TIRS	10	$3.3420 \cdot 10^{-4}$	0.10000
2	Landsat 8 TIRS	11	$3.3420 \cdot 10^{-4}$	0.10000

3.2. Conversion of the spectral radiance to brightness temperature

The Landsat thermal band data can be converted from spectral radiance to brightness temperature using following equation [14]:

$$T = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{K_1}{L_{\lambda}} + 1\right)} \tag{3}$$

Where

T - At satellite brightness temperature (K)

K_1 - Calibration constant 1 [W/(m².sr.μm)]

K_2 - Calibration constant 2 [K]

Table 4. Landsat TM, ETM+ and Landsat 8 thermal band calibration constants [14]

No.	Data type	Band	K_1 (W/(m ² .sr.μm))	K_2 (Kelvin)
1	Landsat 5 TM	6	607.76	1260.56
2	Landsat 7 ETM+	6	666.09	1282.71
		10	774.89	1321.08
3	Landsat 8	11	480.89	1201.14

3.3. Estimation of surface emissivity

In this paper, the surface emissivity is determined by using method based on NDVI image, which proposed by Valor and Caselles (1996). For Landsat thermal band, the surface emissivity can be calculated by following equation [12]:

$$\varepsilon = \varepsilon_v \cdot P_v + \varepsilon_s \cdot (1 - P_v) \tag{4}$$

Where

ε - Surface emissivity

ε_v - Emissivity of pure vegetation covers area

ε_s - Emissivity of pure soil area

P_v - The percentage of vegetation in one pixel, which calculated by equation:

$$P_v = \left(\frac{NDVI - NDVI_{min}}{NDVI_{max} - NDVI_{min}}\right)^2 \tag{5}$$

NDVI – normalized difference vegetation index, which can be calculated by equation:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (6)$$

Where RED and NIR – the spectral reflectance in red and near – infrared band, respectively.

3.4. Calculation of land surface temperature

In the final step, land surface temperature (LST) is estimated by the following equation:

$$LST = \frac{T}{1 + \frac{\lambda \cdot T_E}{\rho} \cdot \ln \varepsilon} \quad (7)$$

Where

λ - The wavelength of the emitted radiance; T – brightness temperature; ρ – constant ($1,438 \cdot 10^{-2}$ m.K), which calculated by equation: $\rho = \frac{h \cdot c}{\sigma}$, σ – Stefan Boltzmann's constant, which is equal to $5,67 \cdot 10^{-8}$ ($Wm^{-2} \cdot K^{-4}$); h – Plank's constant ($6,626 \cdot 10^{-34}$ J.sec); c – velocity of light ($2,998 \cdot 10^8$ m/sec).

4. Results and discussion

For determining surface emissivity by this methodology, values of soil and vegetation emissivity are needed. This study has been used more than 100 training samples for bare soil and vegetation cover areas to calculate normalized difference vegetation index (NDVI). Finally, NDVI for pure soil and pure vegetation cover of study area equal 0.125 and 0.510, respectively. Emissivity of pure soil and pure vegetation cover areas are calculated using method of Van de Griend (1993) by following equation [13]:

$$\varepsilon = 1.0094 + 0.047 \ln(NDVI) \quad (8)$$

Emissivity of pure soil and pure vegetation cover areas identified by using this method equal 0.912 and 0.978 respectively. On the basis of land surface temperature image, there was a good contrast between suspected coal fire area and surroundings. As seen on these images, subsurface coal fires in Khanh Hoa coal mine (northern) is clearly visible. Surface temperature in Khanh Hoa coal mine so much higher than in surroundings, even compare in urban area, which is characterized by impervious surfaces. The land surface temperature distribution map of the study area displays the different zone of temperatures. The density sliced image shows nine temperature zones that represents greater than 35, 33 – 35, 31 – 33, 29 – 31, 27 – 29, 25 – 27, 23 – 25, 21 – 23 and less than 21 °C respectively, in which areas of prominent temperature anomalies colored in red (Fig. 3 – 5).

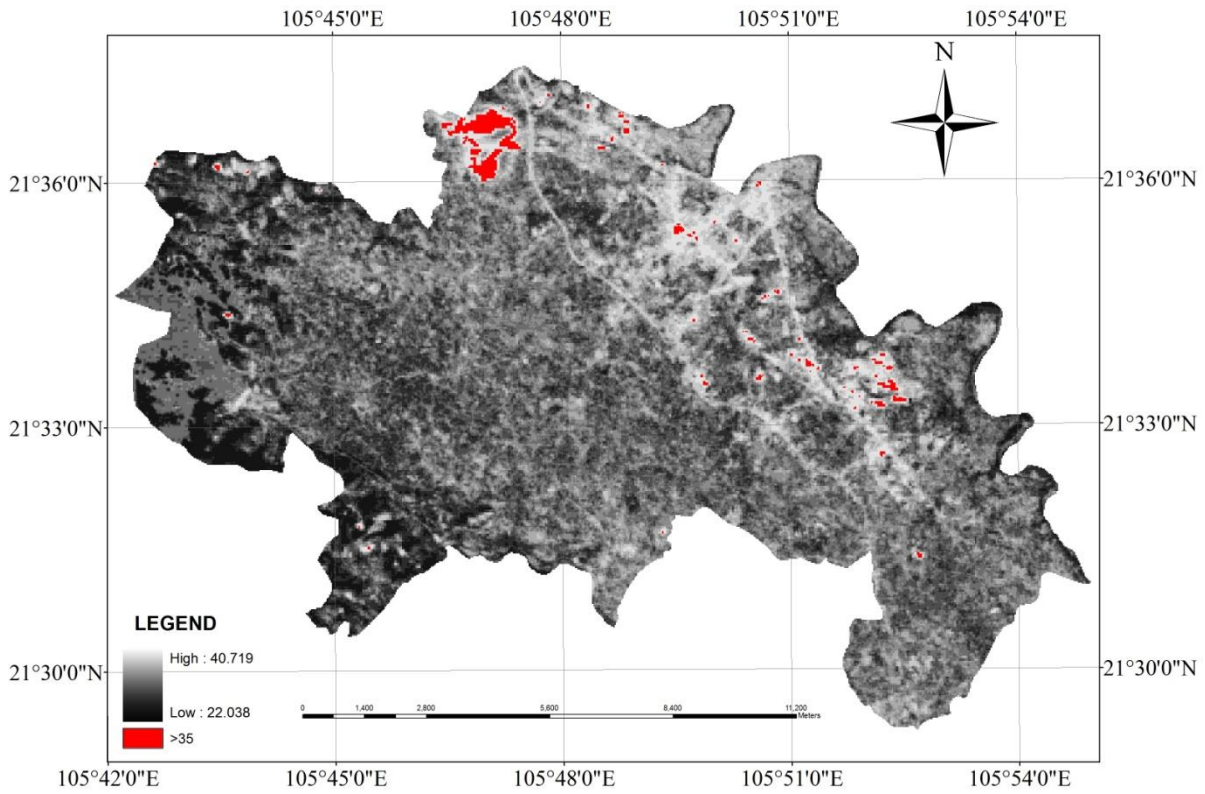


Figure 3. Subsurface coal fire in Khanh Hoa coal mine in 08 November 2007

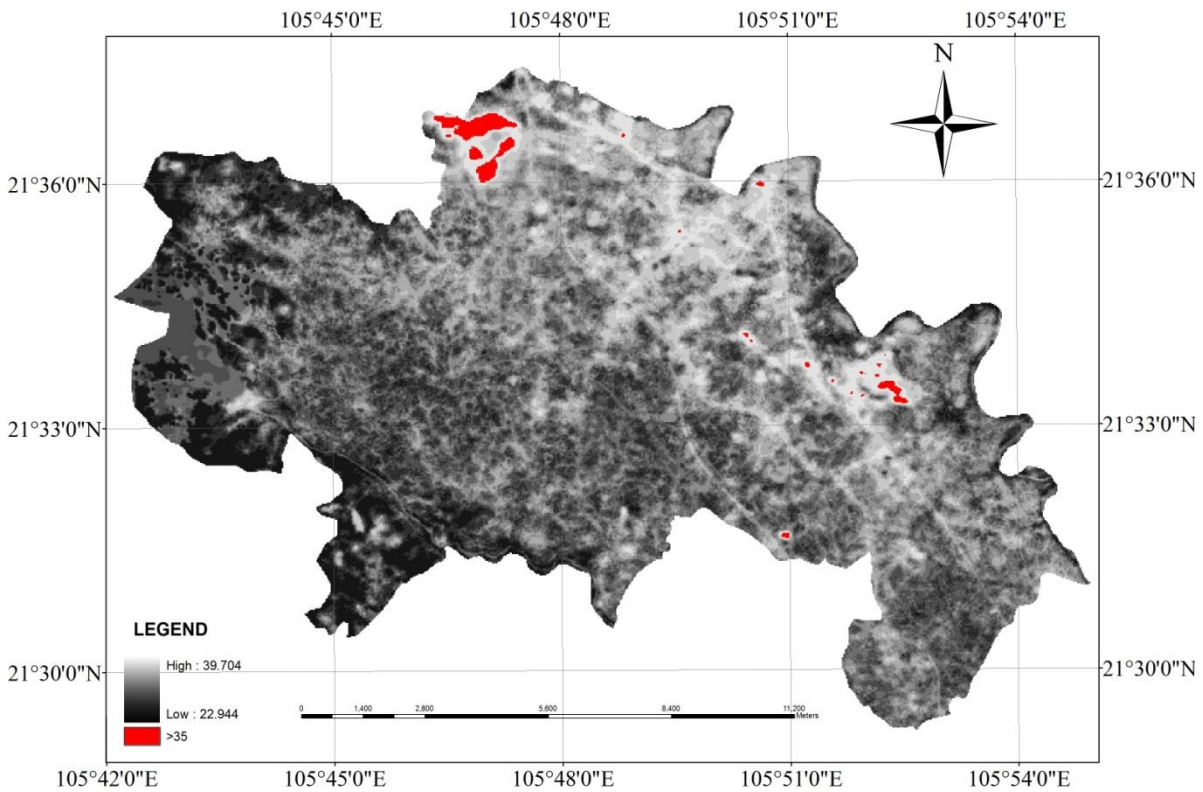


Figure 4. Subsurface coal fire in Khanh Hoa coal mine in 08 November 2010

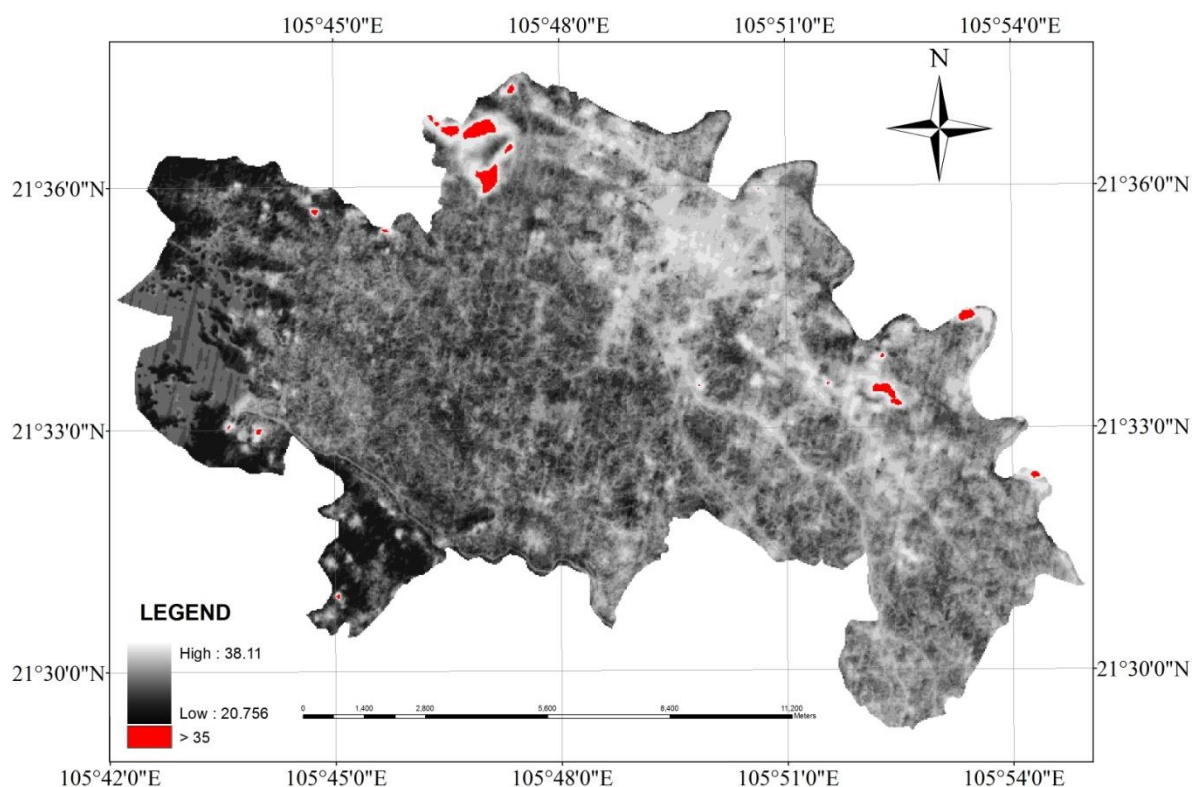


Figure 5. Subsurface coal mine in Khanh Hoa coal mine in 19 January 2014

The study shows that the total coal fire affected area was increased from 2007 to 2010 and reduced to 2014. The coal fire area in Khanh Hoa coal mine was found in increasing order 139.56 ha in 2007 to 158.76 ha in 2010 and decreasing to 74.43 ha in 2014 (Table 5). The fire area accounts for increase of 13.76 % during 2007 – 2010 and decrease of 53.12 % during 2010 – 2014.

Table 5. Subsurface coal fire area in different year calculated by Landsat data

No.	Time of data acquisition	Area of surface coal fires (ha)
1	8 November 2007	139.56
2	8 November 2010	158.76
3	19 January 2014	74.43

5. Conclusion

Coal fire is a dangerous phenomenon which affects seriously on the environment. Land surface temperature is higher in the zones of subsurface coal fire than in their surroundings areas. Remote sensing technique with many advantages compare tradition method has been used as a reliable tool for coal fire detecting and monitoring since 1960. In this study, multi-temporal Landsat TM, ETM+ and Landsat 8 thermal band data from 2007 to 2014 were used to calculate spectral radiance and converted to the brightness temperature. To retrieve the land surface temperature, the surface emissivity was estimated using NDVI index based on method developed by Valor and Caselles (1996) [12] and Van de Grined (1993) [13].

The dynamics of coal fires in Khanh Hoa coal mine during period of 2007 – 2014 were studied and calculated from the multi-temporal coal fire map. The subsurface coal fires areas increased from 139.56 ha in 2007 to 158.76 ha in 2010, and decreased to 74.43 ha in 2014. The results which are obtained in this study can be used to supervise of fire zones, giving warnings and measures to prevent this problem.

References

1. Luu Duc Hai, Nguyen Thi Hoang Lien (2009). *Renewable energy policies for sustainable development in Vietnam*, VNU Journal of Sciences, Earth Sciences, Vol. 25, Issue 3, 133 – 142.
2. Prakash, A., Gupta, R. P. (1999). *Surface fires in Jharia Coalfield, India - their distribution and estimation of area and temperature from TM data*, International Journal of Remote Sensing, 20, pp. 1935-1946.
3. Chen Y., Li J., Yang B., Zhang S. (2007). *Detection of coal fire location and change based on multi – temporal thermal remote sensed data and field measurements*, International Journal of Remote Sensing, Vol. 28, Issue 15, pp. 3173 – 3179.
4. Cracknell A.P., Mansor S.B. (1992). *Detection of sub – surface coal fires using LANDSAT thematic mapper data*, International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, Vol. 29, pp. 750 – 753.
5. Prasun K., Kuntala L., Kanika S. (2005). *Application of remote sensing to identify coal fires in the Raniganj coalbelt, India*, International journal of Applied earth observation and Geoinformation, 117, 8 pp.
6. Mishra R.K., Roy P.N.S., Pandey J., Khalkho A., Singh V.K. (2014). *Study of coal fire dynamics of Jharia coalfield using satellite data*, International journal of Geomatics and Geosciences, Vol. 4, No. 3, 477 – 484.
7. Mishra R.K., Pandey J., Chaudhary S.K., Khalkho A., Singh V.K. (2012). *Estimation of air pollution concentration over Jharia coalfield based on satellite imagery of atmospheric aerosol*, International journal of Geomatics and Geosciences, Vol. 2, No. 3, 723 – 729.
8. Hongyuan Huo, Xiaoguang Jiang, Xianfeng Song, Zhao-Liang Li, Zhouya Ni, Caixia Gao (2014). *Detection of coal fire dynamics and propagation direction from multi-temporal nighttime Landsat SWIR and TIR data: A case study on the Rujigou coalfield, Northwest China*, Remote sensing, 6, 1234 – 1259.
9. Gautam R.S., Singh D., Mittal A. (2008). *An efficient contextual algorithm to detect subsurface fires with NOAA/AVHRR data*, IEEE Geoscience and Remote sensing, Vol. 46, Issue 7, 2005 – 2015.
10. Zhang J., Wagner W., Prakash A., Mehl H., Voidt S. (2004). *Detecting coal fires using remote sensing techniques*, International journal of Remote sensing, 25, 3193 – 3220.
11. Voigt S., Tetzlaff A., Zhang J., Kunzer C., Zhukov B., Strunz G., Oertel D., Roth A., Dijk P. van, Mehl H. (2004). *Integrating satellite remote sensing techniques for detection and analysis of uncontrolled coal seam fire in North China*, International journal of coal geology, 59, 121 – 136.
12. Valor E., Caselles V. (1996). *Mapping land surface emissivity from NDVI. Application to European African and South American areas*, Remote sensing of Environment, 57, pp. 167–184.
13. Van de Griend A.A., Owen M. (1993). *On the relationship between thermal emissivity and the normalized difference vegetation index for natural surface*, International journal of remote sensing, 14, pp. 1119 – 1131.
14. National Aeronautics and Space Administration (NASA), *LANDSAT Science data user's Handbook*, 186 pp, <http://landsathandbook.gsfc.nasa.gov/>.
15. <http://www.vinacomin.vn>

УДК 63.54

Дистанционные методы мониторинга подземного угольного пожара: на примере угольной шахте Ханьхоа, провинция Тхайнгуен, Вьетнам

Ле Хунг Чинь

Технический университет им. Ле Куи Дон, Ханой, Вьетнам

Аннотация. Угольная шахта Хань Хоа, находящаяся в провинции ТхайНгуен, одно из крупнейших месторождений угля во Вьетнаме, где уголь добывается открытым способом.

По разным причинам, среди которых использование ненадлежащих технологий и несанкционированное недропользование, в этой местности происходят поверхностные и подземные угольные пожары. Подземные угольные пожары – опасные явления, сопровождаются выбросом ядовитых газов и лесным пожарами, пагубно влияют на весь регион. Данная работа посвящена применению серии разновременных тепловых ИК изображений LANDSAT для выявления подземных угольных пожаров. Полученные результаты могут эффективно использоваться при мониторинге подземных угольных пожаров и выработки предупреждающих мероприятий.

Ключевые слова: подземный угольный пожар, дистанционное зондирование, инфракрасная съемка, LANDSAT, поверхностная термодинамическая температура.

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*



Published in the Russian Federation
International Journal of Environmental Problems
Has been issued since 2015.

ISSN: 2410-9339

E-ISSN: 2413-7561

Vol. 3, Is. 1, pp. 14-25, 2016

DOI: 10.13187/ijep.2016.3.14

www.ejournal33.com



The Science and the Problems of Development

UDC 616:572.1/4:504.03(8)

Co-evolutionary biosemantics of evolutionary risk at technogenic civilization: Hiroshima, Chernobyl – Fukushima and further...

¹ Valentin T. Cheshko

² Valery I. Glazko

¹ Kharkiv National University named after V.N. Karazin, Ukraine; Kharkiv National University of Economics named after S. Kuznets, Ukraine

² Russian State Agrarian University – Moscow agricultural Academy (MTAA) named after K.A. Timiryazev, Russian Federation

127550 Timiryazevskaya st., 49, Moscow

Centre of Experimental Embryology and Reproductive Biotechnology (CEERB); Russian Academy of Agricultural Science, Russian Federation

127422, Kostyakow st., 12, Bl. 4, Moscow, Russian Federation

¹ PhD, Doctor of Political Sciences, Leading Researcher at the Institute of Biology of Kharkiv National University named after V.N. Karazin; Professor of Philosophy and Political Science of the Kharkiv National University of Economics named after S. Kuznets

E-mail: cheshko@karazin.ua

² Doctor of Agricultural Sciences, Professor, Academician of Russian Academy of Science (foreign participator), Head of the Centre of Nanobiotechnology of MTAA, Leading researcher of CEERB

E-mail: vigvalery@gmail.com

Abstract

From Chernobyl to Fukushima, it became clear that the technology is a system evolutionary factor, and the consequences of man-made disasters, as the actualization of risk related to changes in the social heredity (cultural transmission) elements. The uniqueness of the human phenomenon is a characteristic of the system arising out of the nonlinear interaction of biological, cultural and techno-rationalistic adaptive modules. Distribution emerging adaptive innovation within each module is in accordance with the two algorithms that are characterized by the dominance of vertical (transgenerational) and horizontal (infection, contagion) adaptive streams of information, respectively. Evolutionary risk is the result of an imbalance of autonomous adaptive systems have an essential attribute of adaptive strategy of Homo. Technological civilization inherent predisposition to overcome their dependence on biological and physical components. This feature serves as an enhancer of the evolutionary generating conjugate with the scientific and technological development risk We can assume the existence of an intention of Western mentality to a high priority (positive or negative) of technological modifications micro-social environment and post-Soviet (East Slavic) mentality to modification of macro-social system.

Keywords: Chernobyl, technogenic catastrophes, an evolutionary existential risk, stable evolutionary strategy.

1. Введение

С 1945 г. социоантропогенез вступил в крайне опасную фазу – эволюционную сингулярность. Величина эволюционного риска стабильной адаптивной (эволюционной) стратегии Homo sapiens (Stable Evolutionary Strategy of Homo sapiens – SESH) достигла экзистенциального уровня. Владимир Вернадский к этому времени уже предложил символ-бренд нового этапа развития биосферы – ноосфера. Однако в категориальном аппарате трансдисциплинарной матрицы постакадемической науки прижился иной концепт – Антропоцен, вероятно, в силу своей незаангажированности гуманистическими, т.е. императивными корнями. Действительно, как обозначение синдрома кризиса техногенной цивилизации, стремящегося перейти в кризис антропологический. «Антропоцен», не имеющий ассоциаций с рациональностью, а лишь констатирующий зависимость эволюционного процесса от наличия человека разумного, подходит лучше. Именно поэтому позднейшее высказывание Славоя Жижека «Добро пожаловать в Антропоцен» [1], воспринимается нами с горькой иронией.

Три топонима, вынесенные в заголовок, служат метками трех фаз становления эволюционного техногенного риска, как основного фактора эволюции биосферы и антропосферы:

Хиросима – скачкообразное возрастание техногенного риска, как результат попыток устранения более слабых (в данном случае. геополитических военных конфликтов) рисков технологическим путем;

Чернобыль – спонтанная актуализация экзистенциального риска, как неизбежный результат научно-технологического прогресса (наука, есть технология превращения рисков ложного знания в источник знания объективно-истинного и средство рационализации реальности);

Фукусима – превращение техногенного риска экзистенциального уровня в элемент культуры общества риска как современной, пред-сингулярной фазы эволюции цивилизации и человека как биологического вида.

Если после Хиросимы основным источником риска считались немедленные и отдаленные деструктивные изменения генома (генетический груз), то уже на третьей фазе (т.е. на временном отрезке от Чернобыля к Фукусиме) стало ясно, что технология представляет собой системный эволюционный фактор антропогенеза, а последствия техногенных катастроф, как актуализация риска, связаны с изменениями в культуре, ментальности и прочих элементах социальной наследственности (культурной трансмиссии) сложной системой положительных и отрицательных прямых и обратных связей.

Иными словами, актуальный техногенный риск как фактор эволюционного стресса всегда сопровождается совокупным действием факторов, которые в эволюционной биоинформатике считаются относящимися к эпигенетической надстройке.

Более того, в механизмах актуализация эволюционного риска наличествуют одновременно вертикальные (трансгенерационные, от родителей к потомкам) взаимодействия, и горизонтальные (контагинация) взаимодействия, существенно ускоряющие эволюционные трансформации и увеличивающие величину риска. В частности, трансгенерационная передача ответов родителей на стресс может быть обусловлена культурным наследованием, индуцируемыми эпигенетическими изменениями в гаметах родителей, в гаметах потомков в эмбриогенезе, в эмбрионах на ранних этапах развития, а также в микробиоме родителей и потомков [2, 3].

Риск стал элементом повседневной жизни, воспринимается как проявление нормы «человекоразмерной» (В.С. Степин) реальности. И, как следствие, гуманистический (императивно-аксиологический параметр), наряду с традиционным, дескриптивным, становится элементом содержания теории биологической эволюции. Иными словами, мы вправе говорить об эволюционной семантике эволюционного процесса, вообще и эволюционного риска, в частности. Настоящая статья посвящена теоретическому осмыслению именно этого, семантического фактора интегральной величины эволюционного риска современных технологий. И Чернобыльская катастрофа здесь только

отправная точка, предвещающая создание в будущем транс-дисциплинарной метатеории эволюционного риска.

2. Обсуждение и результаты

Философия и идеология техногенной ментальности: ментальные корни общества риска

В наших предыдущих публикациях мы писали, что ментальности Западной цивилизации присуща взрывоопасная смесь абсолютного индивидуализма, технологической мощи и гуманистической интенции человеческого интеллекта, воплотившаяся в декларированной Карлом Поппером идеологии «социальной инженерии частных решений» [4]. Западному варианту техногенной цивилизации (со времен торжества Христианства, по крайней мере) присуща изначальная ценностная доминанта (предиспозиция) на преодоление своей зависимости от биологического фундамента и телесной организации. Ментальным идеалом современного становится тезис о человеческой телесности и, в целом, биологической организации индивидуума как производной социокультурной, а не биологической эволюции.

Из культурной антропологии этот постулат мигрировал в парадигму эмпирической социологии и практической политики, формируя соответствующий социальный заказ на развитие обеспечивающих технологических схем. Целый спектр эмоциональных мотиваций к модификации собственной телесной организации широко распространен во всех социокультурных типах, казалось бы, вне прямой связи с адаптивностью [5]. Эта культурная ценностная предиспозиция есть системная адаптация непрямого действия, поскольку формирует способность преодолеть эффект торможения биологического компонента *SESH* в адаптиогенезе. Как писал Бовуар С.: *«Победа Духа над Телом»* есть залог более высокой адаптивной индивидуальной пластичности, групповой приспособляемости, но и более высокого уровня эволюционного риска. Как следствие, тезис о преодолении биологической детерминации гендерных ролей общественной жизни как показателя социального прогресса вообще, а не только женской эмансипации [6].

Этот тренд становится центральным элементом парадигмального осмысления неоднозначных данных об эволюционных отношениях биологического (*Sex*) и социального (*Gender*) пола. В большинстве публикаций отчетливо прослеживается поиск аргументов, подтверждающих, что, если социокультурное распределение социальных ролей между различными полами и детерминировалось ранее генетическим наследованием, то впоследствии эта каузально-субстанциональная связь была преодолена. Характерно название одной из статей недавнего времени»: «Выйдя из тени пещерного человека: [Экономическое] гендерное неравенство наций прогнозирует степень половой дифференциации» [7]. На основе собственных изысканий авторы утверждают, что статистическое распределение гендерных ролей коррелирует прежде всего со статистическим распределением экономического статуса мужского и женского пола, а не со сформировавшимся в ходе ранних стадий антропогенеза распределением социальных ролей между полами внутри социальной группы гоминид.

Гендерная проблематика здесь избрана в качестве примера только в силу своей динамичности и революционности по отношению к социокультурным стереотипам за последние 60–70 лет. На самом деле самореализация собственной уникальности с использованием технологии в качестве орудия реализации экзистенциального жизненного проекта индивидуума заняла со середины XX века лидирующие позиции в системе ценностных приоритетов техногенной цивилизации, или, по крайней мере, ее Западного варианта. Мир вступил в эпоху Антропоцена с началом неолитической революции [8].

Ноосфера подразумевает прямое влияние разума на течение эволюционного процесса. Таким образом, ноосфера хронологически поздняя стадия антропоцена. Однако этими существенными различиями обеих концепций не исчерпываются.

Наступление Ноосферной эры – по В.И. Вернадскому – диагностируется, так сказать, с помощью «социогуманитарного синдрома» – комплекса симптомов, касающихся социальной и духовной жизни (подробнее см.: [9]).

Концепция ноосферы В.И. Вернадского с точки зрения интеллектуальной традиции имеет «гибридное» происхождение. В равной мере на нее оказали влияние как идеи русских

космистов, начиная с Николая Федорова, так и теоретическое осмысление накапливаемых эмпирико-научных фактов. В.И. Вернадский и К.Э. Циолковский, испытавшие в молодости влияние учения основателя русского космизма, сумели редуцировать некоторые его мысли к сциентистской исследовательской и технолого-инновационной программе, рационализировали концепцию Николая Федорова, сделали ее приемлемой для техногенного менталитета.

Идея антропоцена [10] доступна (в отличие от теоретико-философских изысканий В.И. Вернадского) и может быть подвергнута прямой эмпирической верификации, т.е. имеется система критериев (симптомов) наступления нового геохронологического периода, однозначно устанавливаемых чисто опытным путем. Технологии High Hume, или NBIC по существу есть технологиями управления эволюционным процессом, который включает не в последнюю очередь самого человека в качестве, одновременно, и объекта, и субъекта эволюции, внутреннего контроля и внешней манипуляции. Это и сообщает термину антропоцен антиутопический и антиметафизический метафорический смысл. В этом его достоинство, но в этом и его недостаток, затрудняющий его уже не эмпирическую, а социальную верификацию.

Естественнонаучная компонента диагностикума антропоцена (изменение состава атмосферы, массовое вымирание биологических видов, глобальное потепление) соответствует системе технологических рисков, решаемых при помощи алгоритмов, создаваемых техникой безопасности. Социогуманитарный ряд представлен рисками антропологическими (экологическая катастрофа, биогенетическая редукция человеческой личности до манипулируемых механизмов и всеобщий информационно-цифровой контроль нашей жизни). В пункте пересечения обоих диагностических рядов мы наблюдаем слияние категорий эволюционного и экзистенциального рисков в единый концепт.

Рационально-гуманистическая идеология техногенной цивилизации уже не вправе считать природу человека мировой константой в процессе глобальной эволюции. Эта операция редуцировалась к тезису о замещении антропогенеза социокультурогенезом, делала логически непротиворечивой трансформацию идеи «естественных прав человека» в чисто конвенционалистскую юридическую доктрину. Основой этой макроэволюционной и макросоциальной трансформации было кантианское освобождение Разума от внерациональных особенностей его биологического субстрата. Основой этого оказывался свойственная Интеллекту способность преобразовать реальность в соответствии с собственным образом – целью, не связанной с этой, внерациональной реальностью.

Спустя более полутора веков эту искомую цель Тейяр Де Шарден назвал «точкой Омега». Разум не просто становится правителем реальности, он становится над ней, как некий трансцендентальный агент, программирующий и форматирующий эволюцию Вселенной.

В XX веке классическая и молекулярная генетика, а затем геномика сделали человека объектом манипуляций информационных технологий.

Эти изменения коснулись всех сторон человеческой жизни – от глобальной экологии до экономической теории. И оказалось, что в новой системе духовных приоритетов и ориентиров эволюционные «рациональные модели психологически нереалистичны» [11]. Конкретно это было сказано об экономике, но, в сущности, применимо к эволюции любой самоорганизующейся системы с участием человека. Тем более это применимо к эволюции – биологической, культурной, социальной – самого человека (*Homo sapiens*).

Внедрение в ментальность двух концепций, вскоре ставших символами-брендами современной техногенной цивилизации трансгуманизм (Дж. Хаксли, конец 1950-х гг.) и биоэтика (Р. Ван Поттер, середина 1960-х гг.) стало симптомом глубокой реконструкции многомерного эволюционного ландшафта, в котором протекает процесс социоантропогенеза. Как писал недавно один исследователь, «нам не обязательно много знать о природе человека, чтобы у нас появились этические опасения по поводу изменения ее (природы человека) посредством биотехнологии... Концепт «природа человека» должен соотноситься с чем-то в реальном мире, если мы хотим иметь моральные основания для этого, но нам вовсе не обязательно при этом быть в состоянии сказать точно, что означает «быть человеком» [12]. Эта смутно-интуитивистская тревога в ходе конкретно научных изысканий получает эмпирическое и, поэтому, неизбежно фрагментарное подтверждение. Полученные аргументы, однако, нарушают стройную иерархию дедуктивных выводов,

связывающих предельные абстрактные принципы с отдельными фрагментами человеческого бытия, и усиливает алармистские ожидания современной цивилизации.

В век геномной инженерии и *High Hume* технологий это грозит расщепить эволюционную историю *Homo sapiens* на множество индивидуальных экзистенциальных проектов, что будет означать конец человечества как некоей целостности разумных существ [13]. Из мировой константы, вынесенной за скобки уравнения социокультурогенеза, природа человека превращается в переменную, способную элиминировать себя самое. Верить в способность человеческого разума преодолеть результаты собственной эволюционной истории, в независимость системы общечеловеческих ценностей от биологической составляющей человеческого существа становится все труднее. Равно как и в отсутствие обратного влияния человеческой культуры на эволюцию генома современного человека.

Позиции философской и биологической антропологии выглядят в этом пункте едва ли не взаимоисключающими. Еще Иммануил Кант утверждал, что, обретя разум, человек обрел и способность, и долг ставить перед собой цели, автономные от законов природы, и, тем самым, перешел из царства необходимости в царство свободы. Затем Френсис Фукуяма в своей нашедшей на рубеже веков книге «Наше постчеловеческое будущее» привел кантовскую сентенцию, что даже мыслящие дьяволы в аду, должны будут придерживаться определенных правил морали [14]. Очевидная интерпретация этого изречения: мир моральных норм есть трансцендентная реальность, не сводимая к реальности физической, а, следовательно, и эволюционно-биологической. Сам Ф.Фукуяма с такой интерпретацией, кстати, не согласен. И как антитезис, кантовско-фукуямовскому действительно очень сильному аргументу, звучат столь же убедительные соображения современного итальянского теоретика-экономиста Уго Пагано. Даже сам категорический императив Иммануила Канта, требующий, чтобы человек относился к своим ближним как к цели, а не к средству ее достижения, исходит неявно из свойственной человеку способности к сочувствию и эмпатии, возможности поставить себя мысленно на место другого [15]. Эта способность есть следствие структурно-функциональной организации высших отделов мозга гоминид, обеспечивается соответствующими генетическими программами и возникла в ходе биологической эволюции. Как не парадоксально, эти общемировоззренческие и абстрактно теоретические выкладки выходят на конкретную юридическую практику.

Как предполагается в некоторых современных теоретических описаниях нейрогенеза человека, формирование структурно-функциональной организации высших отделов головного мозга и, соответственно, психических процессов в постнатальный период имеет так называемый «второй пик», синхронный с периодом полового созревания. Свойственная подростковому и юношескому возрасту человека пластичность и неустойчивость организации высших отделов головного мозга есть проявление биологической адаптации – высокого уровня развития интеллектуальных способностей. Последние, как известно, сопряжены с процессом цефализации (роста объема и усложнение структуры головного мозга), растягивающий период постнатального развития человека до двух десятилетий. Но эта же системная биологическая адаптация влечет за собой адаптацию культурно-социальную – необходимость корректировки применения юридических норм (практически двойных стандартов вынесения судебных решений и их выполнения) в зависимости от возраста фигурантов. В процессе развития нервной системы человека наблюдается период, когда у индивидуума наблюдается рост порога удовлетворения сенсорного голода (стремление к получению новых ощущений), повышенной эмоциональной возбудимости при относительно низкой способности рационалистически контролировать импульсивные поведенческие акты. Это ведет к более высокой зависимости от социального окружения, склонности к рискованному поведению и проч. Эти социальные и социально-психологические особенности этой возрастной группы коррелируют и со структурными особенностями префронтальных отделов коры головного мозга. Коррекция судебной практики в направлении роста внимания к психофизиологическому онтогенетическому фактору составляет один из выраженных трендов развития западной юридической культуры, в частности США [16].

Те же самые **взаимные коннотации** лежат в основе современных объяснительных моделей социально-исторической динамики традиционных культур и современного общества [17]. Технологический прогресс является фактором изменения

демографической ситуации, когда на одном из этапов ее эволюции происходит, вследствие увеличения качества жизни, доля юношеского населения (как только что говорилось, отличающегося высокой эмоциональностью и активностью) заметно возрастает, что в свою очередь, дестабилизирует устойчивость векторов социального развития и устойчивость социального порядка [18]. Особенности онтогенетической динамики формирования нервной системы человека в значительной мере проистекают из цефализации, которая, в свою очередь, стимулировала и стимулировалась социокультурогенезом. Развитие социального интеллекта как условие роста и усложнения организации конкурирующих друг с другом социумов вывело размеры головного мозга за пределы морфофизиологической нормы дородового периода созревания человеческого существа. Итак, растянутый период детства предопределяется логикой процесса социального развития.

Но ведь и течение социокультурогенеза не только детерминировалось, но и адаптировалось к биологической норме реакции и морфофизиологическим границам человеческих возможностей. (Очевидный пример – особенности правовой практики с точки зрения социальной статики. С точки зрения социальной динамики таковым примером будут экономико-политические алгоритмы, обеспечивающие стабильность социального развития – без потрясений и кризисов, или наоборот, эксплуатирующие социальную нестабильность в интересах определенных социальных групп). В рамках такой концепции и биологический (генетический) и социальный (экономический) редукционизм, как и сама дилемма объяснительных моделей в социологии и антропологии *Nature versus Nurture*, оказываются недопустимыми, основанными на логических ошибках упрощениями.

Итак, с одной стороны факторы биологической, социокультурной и технологической природы включаются в ткань современных теорий и технологий социально-политического управления и манипулирования. С другой – базисные мировоззренческие и идеологические системы современной цивилизации (сформировавшиеся в основном в XVII–XVIII вв.) испытывают постоянно возрастающее дестабилизирующее и рискогенное давление со стороны научных теорий и технологических реалий.

Теория техногенного эволюционного риска

Исходным, основанным на данных эмпирической антропологии постулатом теории эволюционного риска техногенной цивилизации является констатация сложной эмерджентной феноменологии процесса (социо-культуро-техно)антропогенеза. Эмерджентность проявляется в непредсказуемых макро-значимых результатах микроэволюционных девиаций («Эффект бабочки» Рея Брэдбери). При этом появление нового макро-мутационного изменения происходит внезапно, по достижении некоего порога сложности, проявляющегося в возникновении порогового множества микромутаций. Следовательно, мы имеем дело не просто с эволюцией человека как биологического вида, а с эволюцией некоей сложной адаптивной системы, коей биосистематики присвоили наименование *Homo sapiens* в зоне сингулярности – перехода через критический уровень сложности.

Биологический фундамент, как субстанциональность социокультурного и рационалистического бытия человека перестал быть мировой константой в антропном уравнении глобальной эволюции. Эта истина из деклараций маргинальных социальных общностей превратился в хорошо обоснованный эмпирически и теоретически постулат современной мировоззренческой и (что еще важнее) – конкретно-научной парадигмы. Один из известных исследователей-политологов Петер Хатеми недавно заявил: «биология и генетика, конечно, крайне важные факторы, но их роль не является фиксированной. Мы формируем политику, которая формирует эволюцию» [19] (курсив наш – Авт.). Итак, противопоставление двух дисциплинарных матриц антропологии – биологического и социологического редукционизма – в новом концептуальном каркасе оказывается эмпирически неverifiedмировой мировоззренческой антиномией. Тот же исследователь и его единомышленники в другой работе ссылаются на доказанную, по их мнению, односторонность и неполноту «парадигмы социализации» [20].

Основной вывод, который можно сделать, уникальность феномена человека является системной характеристикой, проистекающей из нелинейного взаимодействия биологического, культурного и технорационалистического адаптивных модулей *SESH*,

каждый из которых основан на собственной системе генерации – репликации – фиксации адаптивной информации.

При этом адаптиогенез в каждом модуле протекает в соответствии с двумя алгоритмами (модулями) – Дарвина-Вейсмана (биологический модуль) и Ламарка (культурный и технорационалистический модули).

Генезис этой системы (*SESH*) прошел три критических точки фазового перехода – экстраверсивная проективно-деятельностная поведенческая интенция, т.е. адаптация окружающей среды к собственным потребностям (**адаптивная инверсия 1**); рекурсивное распространение проективно-деятельностной интенции на самого человека – его геном, психику и культуру (**адаптивная инверсия 2**) инициация интернальных социокультурных механизмов контроля реализации проективно-деятельностной поведенческой интенции (**адаптивная инверсия 3**).

Такие системы способны к спонтанному генерированию адаптивной сложности, т.е. к прогрессивной эволюции независимо от действия внешних по отношению к системе факторов. Однако, эволюционный риск как результат дисбаланса автономных адаптивных комплексов есть неотъемлемый атрибут *SESH*.

Социокультурный ландшафт генно-культурной коэволюции и техногуманитарного баланса

Развитие и имплементация *High Hume* инноваций детерминирует сразу несколько глобальных трансформаций человекомерной реальности: (1) рационализация и технологизация эволюционного процесса и, как следствие, превращение феномена биовласти (а также био-политики как ее рационалистической ипостаси и биоэтики как философско-мировоззренческой рефлексии), в один из системоформирующих факторов эволюции; (2) разобщение биологической и социокультурной составляющей антропогенеза и возрастание эволюционного риска до экзистенциального уровня; (3) скачкообразное возрастание амбивалентности и внутренней семантической противоречивости концепта (или философской категории) «нормы» в естествознании, социологии и гуманистике.

Организация эволюционной стабильной стратегии человека предусматривает коэволюционное взаимодействие трех автономных модулей – биологического, социокультурного и техно-рационалистического.

Сказанное выше подразумевает необходимость контролировать не только экологический, но также социокультурный эволюционный ландшафт имплементации технологических инноваций, относящихся к классу управляемой эволюции. Интегративным результатом процессов развития высоких технологий применительно к человеку и его среде обитания в конкретном социокультурном контексте становится стремительно возрастающий статус биовласти и биополитики в концептуальном поле современного политологического знания.

Первоначально термин «биополитика» подразумевал эволюционно биологические субстратные основы формирования политической реальности как онтологического фундамента отношений власти в социуме в момент перехода от биологической к социокультурной фазе антропогенеза [21]. Революционное (без преувеличения) значение методологических изысканий Мишеля Фуко [22] состоит в социологическом повороте биополитической парадигмы, придании ей ясно выраженного импульса в направлении коэволюционного синтеза биологической, социокультурной и техно-рационалистической составляющих эволюционной стратегии человечества.

Феномен «биовласти» можно определить, как социальные практики контроля и управления генетическим и эпигенетическим кодом человека и отнести к социокультурному модулю эволюционной стратегии. «Биополитика» означает совокупность рационализированных способов (технологий) осуществления биовласти, и, следовательно, относится к техно-рационалистическому модулю. Однако, с точки зрения онтологии категории «биовласть» и «биополитика» относятся к одному концептуально-категориальному полю.

Дополнительность эпистемологического и аксиологического (ценностного) дискурсов в мышлении техногенной цивилизации соответствует, следовательно, дополнительности спонтанно-объективного и креативно-телеологического измерений процесса антропогенеза

и эволюции вообще [23, р. 66]. Это означает, что коэволюционное взаимодействие генов, культуры и технологии в рамках трехмодульной эволюционной стратегии *Homo sapiens* подразумевает не только согласование генетических детерминантов, социокультурных нормативов и технологических инноваций, но и перманентное изменение эпигенетического кода, определяющего правила соответствия генетических, социокультурных и технологических адаптаций/инноваций. В теорию эволюции интегрируется сугубо гуманитарный концепт смысла эволюционных трансформаций, существенно влияющий на результаты эволюции (концепция семантической коэволюции [24]).

Семантический анализ оказывается применим в равной степени ко всем коэволюционным циклам – и к генно-культурной коэволюции, и к техно-гуманитарному балансу, и к только формирующемуся циклу техно-биологических трансформаций [25, 26].

Структура ментальных predispositions превращается в фактор, направляющий систему ценностных приоритетов в отношении допустимости и/или желательности технологических манипуляций признаков, которые в ментальности Западной цивилизации – относятся либо к генетическому кластеру **ЧЕЛОВЕЧЕСКАЯ ПРИРОДА**, либо к социокультурному кластеру **ГУМАННОСТЬ**. В результате формируется цепочка коэволюционных связей ментальные predispositions – ценностные приоритеты – этико-правовые нормативы – биовласть – биополитика. Последние два члена этого передаточного механизма реализуются в сценарии технологизированной эволюции человека, которая, следовательно, приобретает политико-геологическое измерение (эволюционная корректность) и превращается в артефакт.

Проведенные нами ранее исследования, основанные на контент-анализе (формальном анализе понятий) ресурсов Интернет [27], свидетельствует о более стабильном значении баланса между культурной и технологической составляющими техно-гуманитарного баланса, а, следовательно, о меньшем относительном значении экстра-научных факторов в тематике научно-исследовательских инноваций в сфере генных технологий на Западе в сравнении с постсоветским геополитическим пространством.

Этот вывод может показаться парадоксальным, если учесть интенсивность и размах различных алармистских движений на Западе, связанных с критикой генных технологий. Противоречие, однако, снимается констатацией наличия здесь же развернутой и влиятельной системы социального и административного контроля этих процессов со стороны биоэтических комитетов, государственных органов и проч. при относительно слабом развитии ассоциативной структуры predispositions массового сознания и ментальности.

В то же время, на постсоветском геополитическом пространстве равновесие между общественным и административным контролем явно сдвинуто в сторону последнего, общественное мнение потенциально способно к резким флуктуациям. Такая нестабильность потенциально может привести к существенному прессингу на имплементацию технологических инноваций в области управляемой эволюции в условиях политико-социального кризиса.

Однако необходимо учесть свойственный постсоветскому геополитическому пространству приоритет поддержания макросоциальной стабильности, что обнаруживалось и по данным нашего анализа. В этом случае административный контроль способен обеспечить высокий уровень стабильности вектора эволюции техно-гуманитарной и техно-биологической связок стабильной эволюционной стратегии человека. Необходимыми условиями этой стабильности выступают:

- ✓ низкие значения коэффициента ассоциации в общей системе ментальности («общественном мнении»);
- ✓ стабильно высокие значения этого показателя в научном сообществе;
- ✓ совпадение исходных predispositions научного сообщества и политической элиты.

Исходя из наших данных, первые два условия, в целом, выполняются, третье же находится в неопределенном состоянии.

Если осуществить концептуальный синтез естественнонаучного (эволюционная теория и биотехнология) и гуманитарного (биоэтика и теория биовласти) знания, то приходится прийти к следующему выводу: биоэтические императивы посредством социокультурно и цивилизационно специфичных топосов реализации биовласти определяют векторы

биологической, социально-культурной и техно-рационалистической эволюции человечества.

Результирующую этого процесса можно оценить по соотношению потенциалов гуманизации/дегуманизации технологических трансформаций конкретных параметров человеческой личности.

Для технорационалистических интервенций в биологический и социокультурный модуль эта величина может быть рассчитана по разнице обоснованности и достоверности их научного обоснования и эмоционального восприятия «общественным мнением», то есть, ментальностью.

Современная конфигурация западной ментальности характеризуется стабильным составом двух ментальных комплексов признаков, относящихся к детерминированным культурой (**гуманность, HU**), и контролируемых биологической наследственностью (**человеческая природа, HN**) и превалированием HU-компоненты в западной ментальности (с 1950-х гг.) при непрерывном росте (как реакции на развитие медицинских биотехнологий и геномики) удельного веса компоненты HN.

В отличие от англоязычной, в основанной на кириллице ментальности двух-кластерная структура ассоциаций всей совокупности признаков, которые необходимо учитывать в ходе оценки последствий имплементации *High Hume* технологий или не сложилась, или ее не удалось обнаружить с помощью используемых методик.

Наши исследования, пока предварительно, выявили специфическую ориентацию западной ментальности на высокий приоритет (положительной или отрицательный) технологической модификации микросоциальной среды и восточнославянской ментальности на модификацию макропараметров социальной системы.

3. Выводы

Уникальность феномена человека является системной характеристикой, проистекающей из нелинейного взаимодействия биологического, культурного и технорационалистического адаптивных модулей *SESH*. Генезис этой системы (прошел три критических точки фазового перехода – экстраверсивная проективно-деятельностная поведенческая интенция, т.е. адаптация окружающей среды к собственным потребностям (**адаптивная инверсия 1**); рекурсивное распространение проективно-деятельностной интенции на самого человека – его геном, психику и культуру (**адаптивная инверсия 2**) инициация интернальных социокультурных механизмов контроля реализации проективно-деятельностной поведенческой интенции (**адаптивная инверсия 3**).

Распространение вновь возникающих адаптивных инноваций внутри каждого модуля происходит в соответствии с двумя алгоритмами (модусами) – Дарвина-Вейсмановским и Ламаркианским. Первый из них наблюдается преимущественно в биологическом модуле и характеризуется доминированием вертикальных (трансгенерационных) потоков адаптивно значимой информации. Второй алгоритм характерен для социокультурного и технорационалистического модулей. Распространение адаптивной информации в этом случае происходит по преимуществу горизонтально (заражение, контаминация) и происходит значительно быстрее. Эволюционный риск есть результат дисбаланса автономных адаптивных комплексов и является неотъемлемым атрибутом *SESH*.

Техногенной цивилизации присуща изначальная интенция социокультурного и рационалистического компонента *SESH* на преодоление своей зависимости от биологической составляющей и телесной организации. Ментальным идеалом современного человека становится тезис о человеческой телесности и, в целом, биологической организации индивидуума как социокультурного, а не биологического конструкта. Эта особенность служит энхансером генерации эволюционного риска сопряженно с научно-технологическим развитием.

Расчет техногенного экзистенциального риска и, прежде всего, эволюционного его компонента подразумевает необходимость контролировать не только экологический, но также социокультурный эволюционный ландшафт имплементации технологических инноваций, относящихся к классу управляемой эволюции. Интегративным результатом процессов развития высоких технологий применительно к человеку и его среде обитания в

конкретном социокультурном контексте становится стремительно возрастающий статус биовласти и биополитики в концептуальном поле современного политологического знания.

Примечания

1. Zizek S. *Living in the and of times*. L.: Verso, 2010. 416 p.
2. Dalgaard N.T., Montgomery E. Disclosure and silencing: a systematic review of the literature on patterns of trauma communication in refugee families. *Transcultural Psychiatry*, 2015, 52(5): 579-593. doi: 10.1177/1363461514568442
3. Глазко В.И., Зыбайлов Б.Л., Глазко Т.Т. Повышение уровня ионизирующего облучения: «горизонтальные» и «вертикальные» биологические и биосоциальные последствия (на примере аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС Фукусима-1) // *Сельскохозяйственная биология*, 2016, Т 51, № 2, doi: 10.15389/agrobiology.2016.2.
4. Поппер К. *Открытое общество и его враги*. В 2-х т. М.: Феникс, 1992. Т. 1. 448 с; Т. 2. 528 с.
5. Wohlrab S., Stahl J., Kppeler P.M. Modifying the body: Motivations for getting tattooed and pierced // *Body Image*. 2007. Vol. 4. 87–95.
6. Бовуар С. Де. *Второй пол*. Т. 1, 2. М.: Алетейя, 1997. 832 с.
7. Zentner M., Mitura K. Stepping Out of the Caveman's Shadow: Nations' Gender Gap Predicts Degree of Sex Differentiation in Mate Preferences // *Psychological Science*. 2012. Vol. 23. No 10. pp 1176–1185.
8. Zalasiewicz J, M. Williams, A. Haywood, M Ellis The Anthropocene: a new epoch of geological time? // *Phil. Trans. Royal. Soc. Ser.A*. 2011. Vol. 369. No 1938. pp 835– 841.
9. Чешко В.Ф., Иваницкая Л.В., Глазко В.И. Перспективы ноосферной концепции В.И. Вернадского // *Вестн. РАН*. 2010. № 4. с. 49– 58.
10. Crutzen P. J. Geology of mankind // *Nature*. 2002. Vol. 415. p. 23.
11. Kahneman D. Maps of Bounded Rationality: Psychology for Behavioural Economics // *American Economic Review*. 2003. Vol. 93. No 5. pp 1449–1475.
12. Kaebnick G. E. Human Nature without Theory // *The Ideal of Nature*. Johns Hopkins University. 2012. p 50.
13. Чешко В. Ф. Стабильная адаптивная стратегия Homo sapiens. Биополитические альтернативы. Проблема Бога: Монография. Харьков: ИД «ИНЖЭК», 2012. С. 10–16.
14. Фукуяма Ф. *Наше постчеловеческое будущее*. М.: АСТ, 2004. С. 25, 35.
15. Pagano U. Love, war and cultures: an institutional approach to human evolution // *J Bioecon*. 2013. Vol. 15. pp 41–66.
16. Steinberg L. The influence of neuroscience on US Supreme Court decisions about adolescents' criminal culpability // *Nature Reviews Neuroscience*. 2013. Vol. 14. p. 513.
17. P. Turchin, Th. E. Currieb, E. A. L. Turner, S. Gavrilets War, space, and the evolution of Old World complex societies // *Proc. Nat. Acad. Sci*. 2013. Vol. 110. No. 41. pp 16384–16389.
18. Научный совет по Программе фонд. исслед. Президиума Российской академии наук «Экономика и социология знания». М.: ИСПИ РАН, 2012. 359 с.
19. McDermott R., Hatemi P.K. Political Ecology: On the Mutual Formation of Biology and Culture // *Advances in Political Psychology*. 2014. Vol. 35. Suppl. 1. pp. 111–127.
20. Hatemi P. K., R. McDermott *Man Is by Nature a Political Animal*. Evolution, Biology, and Politics // Chicago: Univ. Press, 2011. 318 p.
21. Liesen L.T., Walsh M.B. The competing meanings of "biopolitics" in political science: Biological and postmodern approaches to politics // *Politics and the Life Sciences*. 2012. Vol. 31. No. 1/2. pp 2–15.
22. Foucault M., Burchell G. *The birth of biopolitics: lectures at the Collège de France, 1978-1979*. New York: Picador, 2010. XVII, 346 p.
23. Cheshko V.T., Ivanitskaya L.V., Kosova Y.V. Configuration of Stable Evolutionary Strategy of Homo sapiens and Evolutionary Risks of Technological Civilization (the Conceptual Model Essay) // *Biogeosystem. Technique*. 2014. Vol. 1. No 1. pp 58–69.
24. Cousins S.D. The semiotic coevolution of mind and culture // *Culture and Psychology*. 2014. Vol. 20. No 2. pp 160–191.
25. Cheshko V.T., Glazko V.I., Kosova Y. V. Evolutionary Semantics of Anthropogenesis and Bioethics of NBIC-Technologies // *Biogeosystem Technique*. 2015. Vol. 5. No 3. p. 256–266.

26. Glazko V.I., Glazko T.T. Reproductive "Success" and Population-Genetic Consequences of Environmental Stress on the Example of Accidents in Chernobyl and Fukushima // *Biogeosystem Technique*, 2015, Vol.(6), Is. 4, pp. 316-326. DOI: 10.13187/bgt.2015.6.316
27. Чешко В.Ф., Передяненко А.С. Дескриптивная и социокультурная (этическая) составляющие в структуре эволюционного риска генно-инженерного технологического комплекса // *Экологический вестник*. 2015. № 1. С. 64–72.

References

1. Zizek S. *Living in the and of times*. L.: Verso, 2010. 416 p.
2. Dalgaard N.T., Montgomery E. Disclosure and silencing: a systematic review of the literature on patterns of trauma communication in refugee families. *Transcultural Psychiatry*, 2015, 52(5): 579-593. doi: 10.1177/1363461514568442
3. Glazko VI, Zybailov BL Glazko TT Increasing the level of ionizing radiation, "horizontal" and "vertical" biological biosocial consequences (for example, accidents at Chernobyl and Fukushima-1) // *Agricultural Biology*. 2016. Vol. 51. Issue 2. doi: 10.15389 / agrobiology.2016.2. (In Russian)
4. Popper K. *The Open Society and Its Enemies*. 2-ed. M.: Phoenix, 1992. Vol. 1. 448 p. Vol. 2. 528 p.
5. Wohlrab S., Stahl J., Kppler P.M. Modifying the body: Motivations for getting tattooed and pierced // *Body Image*. 2007. Vol. 4. 87–95.
6. Beauvoir S. De. *Second sex*. V. 1, 2. M.: Aletheia, 1997. 832 p.
7. Zentner M., Mitura K. Stepping Out of the Caveman's Shadow: Nations' Gender Gap Predicts Degree of Sex Differentiation in Mate Preferences // *Psychological Science*. 2012. Vol. 23. No 10. pp 1176–1185.
8. . Zalasiewicz J, M. Williams, A. Haywood, M Ellis The Anthropocene: a new epoch of geological time? // *Phil. Trans. Royal. Soc. Ser.A*. 2011. Vol. 369. No 1938. pp 835–841.
9. Чешко В.Ф., Иваницкая Л.В., Глазко В.И. Перспективы ноосферной концепции В.И. Вернадского // *Вестн. РАН*. 2010. № 4. с. 49–58.
10. Crutzen P. J. Geology of mankind // *Nature*. 2002. Vol. 415. P. 23.
11. Kahneman D. *Maps of Bounded Rationality: Psychology for Behavioural Economics* // *American Economic Review*. 2003. Vol. 93. No 5. pp 1449–1475.
12. Kaebnick G. E. *Human Nature without Theory* // *The Ideal of Nature*. JohnsHopkinsUniversity. 2012. p 50.
13. Cheshko V.T. *Stable adaptive strategy of Homo sapiens. Biopolitical alternative. The problem of God: Monograph*. – Kharkiv.: PH «INZHEK», 2012. P. 10–16.
14. Fukuyama F. *Our post-human future*. M.: AST, 2004. P. 25, 35.
15. Pagano U. Love, war and cultures: an institutional approach to human evolution // *J Bioecon*. 2013. Vol. 15. pp 41–66.
16. Steinberg L. The influence of neuroscience on US Supreme Court decisions about adolescents' criminal culpability // *Nature Reviews Neuroscience*. 2013. Vol. 14. p. 513.
17. P. Turchin, Th. E. Currieb, E. A. L. Turnerc, S. Gavriletsd *War, space, and the evolution of Old World complex societies* // *Proc. Nat. Acad. Sci*. 2013. Vol. 110. No. 41. pp 16384–16389.
18. Scientific Council of the Russian Academy of Sciences Presidium "Economics and sociology of knowledge". M.: ISPR RAS, 2012. 359 p.
19. McDermott R., Hatemi P.K. *Political Ecology: On the Mutual Formation of Biology and Culture* // *Advances in Political Psychology*. 2014. Vol. 35. Suppl. 1. pp. 111–127.
20. Hatemi P. K., R. McDermott *Man Is by Nature a Political Animal. Evolution, Biology, and Politics* // Chicago: Univ. Press, 2011. 318 p.
21. Liesen L.T., Walsh M.B. The competing meanings of "biopolitics" in political science: Biological and postmodern approaches to politics // *Politics and the Life Sciences*. 2012. Vol. 31. No. 1/2. pp 2–15.
22. Foucault M., Burchell G. *The birth of biopolitics: lectures at the Collège de France, 1978-1979*. New York: Picador, 2010. XVII, 346 p.
23. Cheshko V.T., Ivanitskaya L.V., Kosova Y.V. Configuration of Stable Evolutionary Strategy of Homo sapiens and Evolutionary Risks of Technological Civilization (the Conceptual Model Essay) // *Biogeosystem. Technique*. 2014. Vol. 1. No 1. pp 58–69.

24. Cousins S.D. The semiotic coevolution of mind and culture // Culture and Psychology. 2014. Vol. 20. No 2. pp 160–191.
25. Cheshko V.T., Glazko V.I., Kosova Y. V. Evolutionary Semantics of Anthropogenesis and Bioethics of NBIC-Technologies // Biogeosystem Technique. 2015. Vol. 5. No 3. pp. 256–266.
26. Glazko V.I., Glazko T.T. Reproductive “Success” and Population-Genetic Consequences of Environmental Stress on the Example of Accidents in Chernobyl and Fukushima // Biogeosystem Technique, 2015, Vol.(6), Is. 4, pp. 316-326. DOI: 10.13187/bgt.2015.6.316 (In Russian, summary in English)
27. Cheshko V.T., Peredyadenko A.S. Descriptive and socio-cultural (ethical) components in the structure of an evolutionary risk of gene engineering technological complex // Environmental Herald, 2015. No 1. pp 64–72. (In Russian, summary in English)

УДК 616:572.1/.4:504.03(8)

Козволюционная биосемантика эволюционного риска техногенной цивилизации: Хиросима, Чернобыль – Фукусима и далее...

¹ Валентин Федорович Чешко

² Валерий Иванович Глазко

¹ Харьковский национальный университет им. В.Н. Каразина, Институт биологии, Украина; Харьковский национальный экономический университет имени С. Кузнеця

² Российский государственный аграрный университет – МСХА им. К.А. Тимирязева, Россия; Центр экспериментальной эмбриологии и репродуктивных биотехнологий РАСХН. Россия.

¹ Кандидат биологических наук, доктор политических наук, Ведущий исследователь, Харьковский национальный университет им. В.Н. Каразина; Профессор философии и политологии, Институт биологии Харьковского национального экономического университете имени С. Кузнеця.

E-mail: cheshko@karazin.ua

² Доктор сельскохозяйственных наук, профессор, академик РАН (иностраный член), заведующий Центром нанобиотехнологий МСХА, ведущий научный исследователь ЦЭЭРБ
E-mail: vigvalery@gmail.com

Аннотация. На временном отрезке от Чернобыля к Фукусиме стало ясно, что технология представляет собой системный эволюционный фактор антропогенеза, а последствия техногенных катастроф, как актуализация риска связаны с изменениями в элементах социальной наследственности (культурной трансмиссии) сложной системой положительных и отрицательных прямых и обратных связей. Уникальность феномена человека является системной характеристикой, проистекающей из нелинейного взаимодействия биологического, культурного и технорационалистического адаптивных модулей. Распространение вновь возникающих адаптивных инноваций внутри каждого модуля происходит в соответствии с двумя алгоритмами, которые характеризуются доминированием вертикальных (трансгенерационных) и горизонтальных (заражение, контаминация потоков адаптивной информации соответственно. Эволюционные риски являются результатом дисбаланса автономных адаптивных комплексов и его неотъемлемым атрибутом.

Техногенной цивилизации присуща predisposition преодоления своей зависимости от биологической составляющей и телесной организации. Эта особенность служит усилителем генерации эволюционного риска, сопряженного с научно-технологическим развитием.

Можно предположить наличие для западной ментальности высокого приоритета технологической модификации микросоциальной среды, а для восточнославянской ментальности – предпочтительность модификаций макропараметров социальной системы.

Ключевые слова: Чернобыль, техногенные катастрофы, экзистенциальный эволюционный риск, феномен человека, адаптивные стратегии, нелинейные взаимодействия.

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*



Published in the Russian Federation
International Journal of Environmental Problems
Has been issued since 2015.
ISSN: 2410-9339
E-ISSN: 2413-7561
Vol. 3, Is. 1, pp. 26-57, 2016

DOI: 10.13187/ijep.2016.3.26
www.ejournal33.com



Articles and Statements

UDC 502.052 504.055 504.75.05 504.732 54.027 543.054 631.412

¹³⁷Cs behavior in the system soil – plant in the stationary sampling sites located within the 30-kilometer zone of the Chernobyl NPP in the period 1987-1992: II. Vertical migration in soils and accumulation of ¹³⁷Cs in natural meadow grasses

¹Vyacheslav S. Anisimov

²Natalia I. Sanzharova

³Rudolph M. Alexakhin

¹⁻³ Russian Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, Russian Federation
Kievskoe shosse, 109 km, Obninsk, Kaluzhskaya oblast 249032

¹ PhD (Biology), Head of Laboratory

E-mail: vsanisimov@list.ru

² Dr (Biology), Professor, Corresponding member of Russian Academy of Sciences, Director of Institute

E-mail: natsan2004@mail.ru

³ Dr (Biology), Professor, Full member of Russian Academy of Sciences, Scientific Head of Institute

E-mail: alexakhin@yandex.ru

Abstract

It was shown that on the territory of 30-km area around the Chernobyl nuclear power plant highlighted 2 zones, which differ in the form of depositions of radionuclides. The first, which was called the "near" zone, dominated by the fuel component; the second, named "remote" zone, dominated by the condensation component. In the "near" to the reactor zone properties of ¹³⁷Cs were largely determined by the occurrence of the radionuclide within transformed fuel particles and composite reactor's materials (primarily, graphite) besides of SAC (soil adsorption complex). The radiocesium incorporated in composition of graphite particles, during the entire period of study (1986-1992) have been gradually leaching out of them, while remaining readily available for plant uptake. At the same time, most of ¹³⁷Cs located in SAC, due to irreversible fixation by clay minerals of the soil became inaccessible for plants. As a result, during the period of research the mobility of radiocaesium in the system "soil-plant" was higher in "near" to the reactor zone, than in "remote" with a predominance of condensation forms of the radioactive fallout: the transfer factors (TF) of ¹³⁷Cs in "near" zone, in average, turned out in 1988 to 1.6 in 1989 to 2.4 in 1990 to 3.1, and in 1992 to 4.0 times higher than in "remote" zone.

In lysimetric waters collected at sites with a predominance of the fuel components of the radioactive fallout, there was marked increased ¹³⁷Cs volume activity. Nevertheless, in the soil of the area located in the "near" zone, the content of the exchange form of the radionuclide was 2.5-7 times less in comparison with other plots, located in the "remote" zone. This may be due to the

transition of ^{137}Cs in the lysimetric water by leaching from graphite particles and transformed nuclear fuel. However, in the whole, the concentrations of ^{137}Cs in the lysimetric waters have been negligible, which have lead to the very slight removal of radionuclide from the upper layers of the soils with the help of gravitational current of moisture. So, outside the layer 0-2 cm of soils for both "near" and "remote" zones with the help of gravitational moisture current during the growing seasons in 1988 and in the 1990's, there were removed, respectively, from 1.1×10^{-2} to 6.0×10^{-2} % and from 6.0×10^{-3} to 2.6×10^{-2} % of the total ^{137}Cs content in the layer.

The main factor influencing the uptake of ^{137}Cs by plants within a 30-km zone around ChNPP, as revealed by the research results, was a deposition form of the radionuclide. Next, in order of decreasing influence are following: type of soil water regime, then follow the agro-chemical and physical properties of soil (in order of decreasing the influence on radiocaesium uptake by plants: pH, the content of mobile forms of phosphorus, manganese, potassium, CEC).

Uptake of ^{137}Cs in natural grass herbage decreases over time exponentially. Periods of half-decreasing of ^{137}Cs accumulation by plants, from 1987 to 1992, ranging between 2.1-7.3 years for automorphous and hydromorphous soils of "near" and "remote" zones.

Experimental data on vertical distribution of ^{137}Cs in the soils of permanent sample sites were processed using two-component quasi-diffusion model of the radionuclide migration in the soil. As a result, the calculated effective half-reducing periods of the radionuclide from the layer 0-5 cm ranged from 18.8 to 27.7 years, from the layer 0-10 cm from 27.3 years to 30.1 years. Environmental half-reducing periods of radiocaesium (not taking into account the process of radioactive decay), differed for hydromorphous and associated automorphous soils. For hydromorphous soils, a period for the layer 0-5 cm 172-461, 0-10 cm – 282-758 years. For automorphous soils the relevant periods is 393-763 and 646-1253 years respectively.

Keywords: ^{137}Cs , radionuclide, form of fallout, soil, chemical speciation, vertical distribution, migration, lysimeter, grasses, uptake, accumulation, dynamics.

1. Введение

Поведение радионуклидов – продуктов деления в почве характеризуется рядом особенностей, которые обусловлены физико-химическими свойствами выпадений, химическими свойствами радионуклидов, чрезвычайно низким содержанием этих радионуклидов в почвах, специфическими физическими и химическими свойствами почв и влиянием климатических условий [1].

Н.В. Тимофеевым-Ресовским с соавторами [2] радионуклиды по типу поведения в системе "почва – растение" классифицированы следующим образом:

I группа: Zn, Cd, Co. Тип поведения – необменный. Наиболее вероятные механизмы закрепления в почве – адсорбция почвенными минералами и образование комплексов с органическими и органо-минеральными лигандами, Наиболее важный фактор миграции – наличие органических лигандов.

II группа: Na, Rb, Sr. Тип поведения – обменный. Основной механизм закрепления в почве – ионный обмен. Наиболее важный фактор миграции – присутствие в растворе других катионов.

III группа: Cs. Тип поведения – обменный в макроконцентрациях и необменный в микроконцентрациях. Механизм закрепления в почве для микроколичеств радионуклида – необменное поглощение.

IV группа: I, Ce, Pu, Zr, Nb, Fe, Ru. Тип поведения – многоформный» Наиболее вероятный механизм закрепления в почве образование комплексов и осаждение (коагуляция) коллоидов. Группа характеризуется наличием поглощаемых твердой фазой химических форм и непоглощаемых миграционно-способных форм. Равновесие между фазами сдвигается при изменении концентрации стабильных, изотопных носителей, pH, и в присутствие мигрирующих коллоидов.

Радионуклиды, выпавшие на почву в результате аварии на ЧАЭС, были выброшены в атмосферу в виде конденсационной и топливной компонент. Последняя, в свою очередь, была представлена частицами топливной матрицы и композитных материалов (графит, цирконий, и др.) [3]. В результате, поведение "чернобыльских" радионуклидов в почве оказалось существенно отличным от поведения радионуклидов глобальных выпадений, характеризуясь меньшей подвижностью.

Наблюдения в ближней зоне выбросов аварийного реактора ЧАЭС (в 20 км к югу) за вертикальной миграцией ^{137}Cs в почве в 1987–1988 гг. на 30 почвенных разрезах показали, что кривые распределения аппроксимировались двухкомпонентной экспонентой [4]. Координата центра запаса ^{137}Cs в 1989 г. находилась на 3–4 см, 95–98 % от общего количества было локализовано в слое 0–5 см.

Анализ скоростей миграции радионуклидов, полученных из экспоненциальной модели, показал наличие "быстрой" и "медленной" компонент в процессе миграции ^{137}Cs . С 1987 по 1989 гг. доля "быстрой" компоненты менялась от 0,1 до 20 %, что указывает на переход некоторой части ^{137}Cs (в этом регионе) из слабоподвижной в подвижную форму. Для оценки вклада диффузии в механизм вертикальной миграции определяли кажущийся коэффициент диффузии [4]. Установлено, что с учетом скорости радиоактивного распада ^{137}Cs и вертикальной миграции эффективный период полупотерь для слоя 0–5 см составляет 14 лет.

При этом, по некоторым данным [5], вынос ^{137}Cs из слоя 0–5 см лесных почв за 8 месяцев 1989 года с лизиметрическими водами не превышал 0,1 % от общего количества радионуклида в этом слое, что позволяет говорить о незначительном вкладе этого механизма в вертикальную миграцию радиоцезия в почвах.

Изучение вертикальной миграции ^{137}Cs на загрязненных территориях Белоруссии показало, что и через 3 года после аварии на естественных сенокосах и пастбищах до 90–98 % ^{137}Cs находится в слое 0–5 см, причем, 85–98 % в слое 0–1 см [6]. Отмечено проникновение до 10 % ^{137}Cs на глубину 30–35 см на торфяно-болотных почвах избыточного увлажнения до 2–3 % обнаруживалось на глубине 40 см. По интенсивности передвижения по профилю почвы Белоруссии различного гранулометрического состава располагаются в следующий ряд: суглинистые < осушенные торфяники < супесчаные торфяники < супесчаные < песчаные [7]. Кривые распределения ^{137}Cs по вертикальному профилю целинных дерново-подзолистых почв Брянской области через 3 года после чернобыльских выпадений показали, что основная доля радионуклида фиксирована в верхнем слое почвы: глубине 0–1 см – 21–92 %, 0–2 см – 41–98 %, 0–3 см – 60–98 % [8, 9]. Следовые количества радионуклидов Cs обнаружены на глубине 15 см. Наибольшее заглубление отмечено для почв заливных лугов, где максимум запаса радионуклидов находится на глубине 4–5 см. Распределение Cs по профилю почвы удовлетворительно описывается двухкомпонентной экспоненциальной моделью со средним кажущимся коэффициентом диффузии $(3.4 \pm 0.6) \times 10^{-8}$ см²/с (для слоя 0–6 см) и $(5.9 \pm 0.9) \times 10^{-8}$ см²/с (для слоя 6–12 см), характеризующими медленную и быструю компоненты переноса радионуклида. Относительный вклад медленного переноса преобладает для всех почв. Наличие двухкомпонентной миграции радиоцезия свидетельствует о наличии двух механизмов переноса – диффузии и конвективного переноса (или о разных формах подвижного радиоцезия в почвах – обменной и воднорастворимой).

Существенная часть радионуклида, выпавшего после аварии на ЧАЭС, в течение длительного периода времени может находиться в доступной для растений форме [10].

Согласно литературным данным [11] в непосредственной близости от точки выброса относительная биологическая доступность ^{137}Cs выпадений (ОБД) была в 2,6 раза ниже в 1988 г., чем ОБД ^{137}Cs внесенного в почву в водорастворимой форме, а в 70 километрах – в 10,8 раз ниже. Отмечалось, что между формами соединений ^{137}Cs , переходящими в ацетатно-аммонийный буфер, и КН существует прямая корреляционная связь [11], хотя есть и противоположные данные [12]. Величины КН ^{137}Cs , дня естественных травостоев варьировали от 1 до 189 (нКи/кг сухой массы растений)/(Ки/км²) и изменялись в зависимости от типа луга в 5–8 раз, а от типа почвы – в 5–23 раза [13]. Минимальные значения КП (1–4) отмечены для суходольных лугов на дерново-подзолистых суглинистых почвах, а максимальные (138–189) – для торфянистых пойменных лугов на торфяно-глеевых почвах. КП ^{137}Cs в многолетние травы на пашне и на лугу в 1988 г. составляли соответственно, в среднем, 0.3×10^{-9} – 5.0×10^{-9} (Ки/кг)/(Ки/км²) [13, 14].

Величина миграции радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в растительность с течением времени уменьшается. Она была максимальна в 1986 г. и минимальна в 1990-м. Период снижения величины накопления радионуклидов в травянистую растительность в 2 раза равен двум

годам, что обусловлено вымыванием за пределы корнеобитаемого слоя доступных для растений форм радионуклидов.

В работе [15] было показано, что снижение перехода ^{137}Cs в зеленую массу злаковых трав на лугопастбищных угодьях 3-х районов Гомельской области за период 1988-1990 гг. составило 2.52- 48.8 раз, а за период 1987-1990 гг. – 4.26 раза (данные приведены для 1 района). КН ^{137}Cs для растений (Бк/кг сухой биомассы растений: Бк/кг почвы), произрастающих на дерново-подзолистой почве, колебались в пределах от 0.8 до 8.0, на торфяных – от 3.0 до 16. Средние КН ^{137}Cs для растений в 19 районах Киевской области составляли 0.3-4 [16]. В сезоны 1987-1988 гг. КН ^{137}Cs в травянистых растениях естественных лугов на загрязненных территориях Украины и Белоруссии в зависимости от pH, типа почв, увлажнения и других факторов различались в 10 раз [17]. В многолетних стационарных опытах в Украинском Полесье установлено, что по концентрациям ^{137}Cs зерно злаковых культур различается в 6 раз, а КП колебался от 0.05 до 0.35 (нКи./кг)/(Ки/км²) [16]. Минимальные КП ^{137}Cs были характерны для зерна кукурузы, тритикале, проса, более высокие наблюдались для ячменя, озимой пшеницы, озимой ржи, а для овса КП был в 6 раз выше, чем для зерна кукурузы, КП для зерна гречихи составил 1.1, зернобобовые накапливали ^{137}Cs больше, чем зерновые и КП был равен 0.40-0.72.

В 1990 г. накопление радионуклидов Cs урожаем зерновых культур различалось в 11 раз в зависимости от биологических особенностей растений. Минимальным накопление было в зерне кукурузы, максимальным - в зерне гречихи. Все культуры по накоплению радионуклидов Cs в зерне можно расположить в следующий ряд: кукуруза < пшеница озимая < ячмень < тритикале < пшеница яровая < просо < рожь озимая < овес < гречиха. Коэффициенты перехода колебались для зерновых культур от 0.07 (кукуруза) до 0.76 (гречихе) (Бк/кг)/(кБк/м²). Из бобовых культур минимальное накопление отмечалось у бобов, максимальное – у люпина желтого, коэффициенты перехода соответственно составили 0.52 и 4.5. Коэффициенты перехода у злаковых кормовых культур колебались от 0.15 до 0.28, у крестоцветных – от 0.3 до 0.46 и у бобовых – от 0.54 до 1.5. У технических культур коэффициенты перехода изменялись от 0.13 до 0.48.

При радионуклидном составе загрязнения в почвах Гомельской области - ^{137}Cs – 62 %, ^{134}Cs – 30 % и ^{90}Sr – 7-8 % было установлено, что минимальные КН радионуклидов отмечаются для зерна кукурузы (0.02-0.03), несколько выше для зерна гороха (0.12-0.37) и клубней картофеля (0.18-0.67). Более высокие КН радионуклидов растениями наблюдали на дерново-подзолистых, почвах с pH 4.9 по сравнению с дерново-подзолистыми и торфяными почвами с pH 6.5 [18]. КН определенный в полевых условиях, колебался в интервале от 0.01 до 1.96, средние значения для γ -излучающих радионуклидов составляли 0.33 и для β излучающих – 0.45.

Различия КН ^{137}Cs для растений разных семейств достигали по различным данным от 23 до 200 раз [19]. Так, растения естественного луга, произрастающие на торфяной почве образовывали следующий ряд по интенсивности накопления ^{137}Cs ; лютик ползучий > лапчатка гусиная > клевер луговой > клевер ползучий > люцерна желтая > хвощ луговой > тысячелистник обыкновенный > клевер гибридный > трехреберник непахучий > горошек мышиный > подорожник большой > щавель конский > овсяница луговая > осот розовый > тимофеевка луговая > мятлик луговой [19]. В работе [20], где авторы имели дело с парогазовой формой выпадений "чернобыльского" ^{137}Cs , было показано, что в изученных подзолистых почвах и в пределах измеренного диапазона варибельности свойств почвы содержание глинистых частиц, обменного калия и органического углерода являются почти такими же значимыми прогностическими показателями для КП ^{137}Cs из почвы в растения, как и pH почвы. Авторы предложили оценивать КП ^{137}Cs только на основе pH, поскольку pH легко поддается измерению.

КП ^{137}Cs сильно различались для трав, мхов и эпифитных лишайников после чернобыльских выпадений (пробы отбирались в 1988 гг.) с учетом загрязнения слоя почвы 0-4 см и составляли, (в скобках – КП, $\times 10^{-9}$ м²/кг): эпифитные лишайники (103-104), мох (500-800), травянистые растения (30) [21, 22].

Для снижения накопления предложено использовать обычные агротехнические приемы, повышающие плодородие почвы и урожай, такие как известкование, внесение

различных сочетаний минеральных удобрений, подбор культур и специфические меры: внесение почвоулучшителей и сорбентов (бентонитов) и проведение дезактивирующих обработок почвы (перепашка, заглубление загрязненного слоя). Отмечалась неоднозначность данных по внесению цеолитов. Добавление цеолитов оказалось эффективным только на 4 изученных типах почв и лишь для отдельных культур, максимальное снижение перехода обнаружено для зерна пшеницы – 2.5 раза [23]. В некоторых случаях внесение цеолита в почву вело к увеличению перехода ^{137}Cs в растения из почвы. В зоне Украинского Полесья проведение специальных мероприятий, внесение калийных и фосфорных удобрений, известки, высоких доз органических удобрений позволяют уменьшить уровень загрязнения урожая сельскохозяйственных культур в 1.5–5 раз [24, 13].

По данным, опубликованным сотрудниками УНИСХР [25, 26], проводивших эксперименты по снижению поступления ^{137}Cs в клубни картофеля, наиболее эффективное действие на снижение поступления ^{137}Cs за 2 года исследований оказало внесение навоза и двойной дозы калийных удобрений (240 кг $\text{K}_2\text{O}/\text{га}$) сернокислого магния, снизив накопление ^{137}Cs в 5.5–6.9 раза (в контроле $\text{КН}=0.55$, после внесения удобрений – 0.08–0.1). Полные нормы известки и гипса по фону $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{120}$ уменьшали накопление в 4.2 и 2.7 раза ($\text{КН}=0.13$ и 0.20). Эффективность двойных норм мелиорантов была в 2 раза ниже. Цеолиты уменьшали накопление ^{137}Cs в клубнях картофеля в полевых опытах в 1.6–2.7 раза, а в вегетационных – увеличивали в 1.5 раза. Внесение полного минерального удобрения несколько увеличивало размеры перехода ^{137}Cs из почвы в урожай ячменя. Азотные удобрения в дозе 90 кг/га в сочетании с фосфорными способствовали увеличению содержания ^{137}Cs в зерне ячменя на 28 % по сравнению с контролем. Внесение же калия в аналогичной дозе в сочетании с фосфорными удобрениями снижало переход ^{137}Cs в репродуктивные органы почти на 60 %. Использование в качестве известкового материала доломитовой муки было более эффективным в снижении накопления ^{137}Cs в растениеводческой продукции по сравнению с известью.

Результаты опыта на луку на аллювиальной дерновой почве в пойме р. Припять, которая за 10 лет до проведения соответствующих опытов не затоплялась, выявили эффективность таких приемов, как дискование с внесением полного минерального удобрения и известки, а также перепашка с предварительным внесением по дернине калийных удобрений в дозе 250 кг/га (на К) по сравнению с обычной перепашкой. Кратность снижения поступления радиоцезия в травы на этих вариантах по сравнению с контролем во втором укосе достигала, соответственно, 6, 4, 1.5 раз. Анализ растений на содержание ^{90}Sr также выявил преимущество варианта с дискованием [27]. В полевых опытах по снижению накопления ^{137}Cs в травостое пастбищ установлено, что фрезерование поверхностного слоя снижает содержание ^{137}Cs в 1.5 раза, при коренном улучшении – до 3 раз [24, 28].

На основании вышеизложенного можно сделать вывод о том, что поведение радионуклидов "чернобыльского" происхождения в системе почва-растение, в целом подчиняется закономерностям, установленным для радионуклидов глобальных выпадений и внесенных в почву в воднорастворимой форме. Однако, существуют и различия, которые особенно заметны для почв 30-километровой зоны и проявляются, прежде всего, в меньшем переходе радионуклидов "чернобыльского" происхождения из почвы в растения. Таким образом, вследствие выброса большого количества радиоактивного материала различной дисперсности и фазового состава в результате аварии на Чернобыльской АЭС и загрязнения искусственными радионуклидами огромной территории, изучение закономерностей их поведения в экосистемах имеет исключительную актуальность и практическую значимость.

Целью работы было установление закономерностей вертикальной миграции ^{137}Cs на различном удалении от Чернобыльской АЭС и исследование динамики накопления радионуклида злаковой растительностью естественных лугов.

2. Материалы и методы

Характеристика района исследования. Район проведения исследований располагался в зоне Украинского и Белорусского Полесий на границе Киевской и

Гомельской областей [29]. Основными типами почв в данной зоне являются дерново-подзолистые связно-песчаные и супесчаные в комплексе с торфяно-болотными. В поймах рек распространены различные типы аллювиальных почв. Рельеф местности слабопересеченный с преобладанием равнинных участков. Среднегодовое количество осадков 586 мм. Среднемесячная температура января $-4,7^{\circ}\text{C}$, июля $+18,6^{\circ}\text{C}$.

В результате аварии на ЧАЭС в пределах исследуемого района выпало наибольшее количество искусственных радионуклидов как в топливной, так и в конденсационной формах. При этом в составе радиоактивных выпадений спустя год после аварии преобладали радионуклиды ^{137}Cs – 62 %, ^{134}Cs – 30 % и ^{90}Sr – 7-8 % [3].

Характеристика экспериментальных участков. Для оценки динамики трансформации форм ^{137}Cs и его биологической доступности для растений в 1988 г. в пределах зоны 0-35 километров на различном удалении от ЧАЭС на территории северного следа аварийного выброса была заложена сеть попарно-сопряженных стационарных полигонов (всего 12) [30, 31, 32, 33, 34]: один – на почве автоморфного ряда, другой – на почве гидроморфного ряда, при выборе которых учитывались как физико-химические свойства почв, так и тип и плотность выпадений [3]. Экспериментальные полигоны были заложены на естественных суходольных, низинных и пойменных лугах с разнотравно-злаковой растительностью с преобладанием злаковых трав.

Отбор проб почвы. Для изучения радиационно-экологической обстановки на опытных полигонах по общепринятым методикам [35, 36, 37] производился отбор почвенных и растительных проб.

Определение выноса ^{137}Cs с лизиметрическими водами. Для оценки выноса ^{137}Cs из верхнего слоя дерново-подзолистых связанно-песчаных почв в пределах зоны 5-34 километров от Чернобыльской АЭС были установлены лизиметры-накопители влаги [38].

Лизиметры представляли собой кюветы из плексигласа высотой 5 см, срезанные с одной стороны почти у основания и заполненные фильтрующим материалом (толченым стеклом с эффективным диаметром 3-5 мм) [30]. Сток влаги из лизиметра осуществлялся через пластмассовую трубку (рис. 1а). Сосудом-накопителем служила стеклянная емкость, закрытая пробкой с двумя отверстиями для стеклянных трубок, нижний конец одной из которых был расположен вблизи выхода из емкости, а верхний соединен через резиновый шланг с пластмассовой трубкой, отводящей воду из лизиметра. Нижний конец второй стеклянной трубки доходил до дна сосуда, а верхний, соединенный с резиновой трубкой, выходит на поверхность. Все резиновые трубки лизиметра помещались в защитные металлические кожухи. Общий вид лизиметра в рабочем состоянии приведен на рисунке 1б.

Для установки лизиметра выкапывался почвенный разрез, в боковой стенке которого с помощью тонкой ножовки выпиливалась щель под слоями почвы 0-2, 0-5 и 0-10 см.

Перед началом эксплуатации лизиметра через резиновую трубку, выходящую на поверхность почвы, при помощи ручного насоса через систему протягивали почвенный воздух, после чего перекрывали конец резиновой трубки зажимом. Спустя требуемое время из стеклянной емкости-накопителя через выведенную на поверхность резиновую трубку откачивали лизиметрические воды в двугорлую колбу при помощи ручного насоса.

Была проведена оценка выноса ^{137}Cs с гравитационным током влаги и количества воды, просачивающейся в течение вегетационного периода (апрель – сентябрь) через слой 0-2 см. Для этого определялись следующие гидрологические константы: влажность завядания (ВЗ), общая влагоемкость (ОВ), общая порозность (Р). Влажность завядания и общую порозность рассчитывали по формулам [39]:

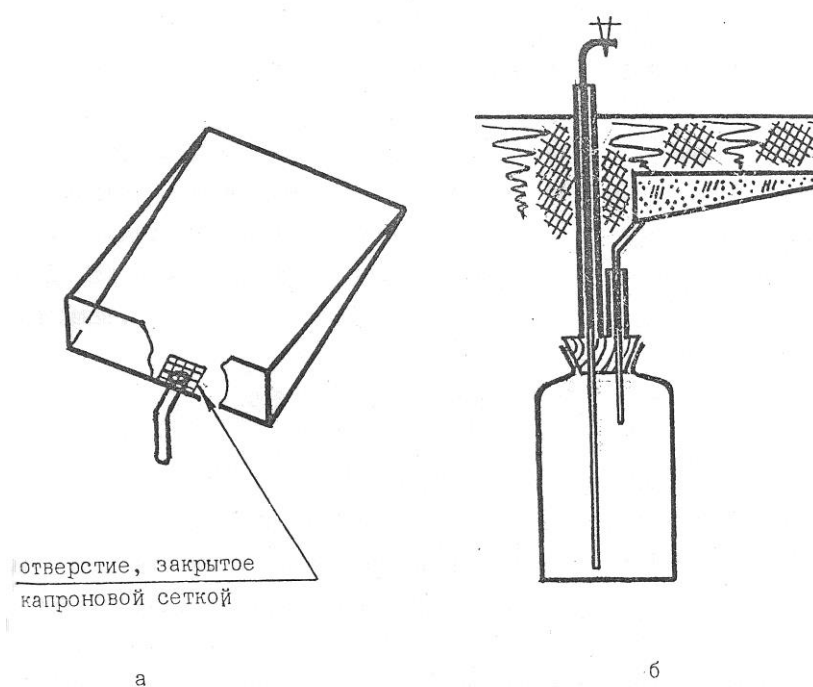


Рис. 1. Устройство (а) и схеме размещения (б) лизиметра в почве

$$BЗ = 1.34 \text{ МГ}, \quad (1)$$

где МГ – максимальная гигроскопическая влажность (определяется в лабораторных условиях, [39]):

$$P = \frac{\rho_s - \rho_b}{\rho_s} \times 100\% \quad (2)$$

где ρ_s – плотность твердой фазы почвы, ρ_b – плотность сложения почвы. Общую влагоемкость определяли в полевых условиях методом малых заливаемых площадей [39]. Максимальное количество влаги осадков, задерживаемое поверхностным слоем почвы, равно разности между общей влагоемкостью и влажностью завядания растений. Объем минимального гравитационного стока из слоя 0-2 см рассчитывали на основании данных о количестве осадков по декадам и, считая, что в период между дождями влажность почвы была равна влажности завядания.

γ-спектрометрия проб. Концентрацию ^{137}Cs и ^{144}Ce в почве и лизиметрических водах и растениях определяли на γ -спектрометрической установке типа IN-1200 (Франция) с полупроводниковым детектором типа JEM-1200 (США). Ошибка измерения составляла $\pm 10\%$.

Расчет коэффициентов пропорциональности. Универсальным прямым методом оценки подвижности ^{137}Cs является определение его биологической доступности, в частности, по степени перехода радионуклида в растения [40]. Переход ^{137}Cs в растения оценивали при помощи коэффициента пропорциональности ^{137}Cs , (КП) представляющего собой отношение концентрации радионуклида в растениях (Бк/кг) к плотности загрязнения почвы (кБк/м²). Для γ -спектрометрирования отбирали естественно произрастающие на опытных участках злаковые травы.

Статистическая обработка экспериментальных данных производилась общепринятыми методами [41], как правило, для уровня значимости 5 %, правда, в некоторых случаях данные обрабатывались, исходя из уровня значимости 10 %, что каждый раз особо оговаривалось.

3. Результаты и их обсуждение

Изучение радиологической обстановки на границе Украинского и Белорусского Полесий, проведенное еще в 1965-70-х гг. показало, что этот район отличается необычно высокой подвижностью ^{137}Cs глобальных выпадений в системе почва-растение благодаря особенностям почвенно-растительного покрова. [42, 43, 44]. Значения КН ^{137}Cs здесь составляли 1.8-2.5, что на порядок выше значений, наблюдаемых для большинства регионов бывшего СССР. Это объяснялось слабым закреплением ^{137}Cs в легких по механическому (гранулометрическому) составу дерново-подзолистых почвах при сильном увлажнении. Подтверждением того, что данная закономерность будет наблюдаться для почв экспериментальных участков, могут служить данные по гранулометрическому составу автоморфных почв экспериментальных участков: содержание физической глины в дерново-подзолистых почвах варьировало от 5.1 до 18,5 %, т.е. почвы являются легкими.

Анализ относительного содержания радионуклидов, извлекаемых различными экстрагентами, позволяет определить преобладающие формы их нахождения в почвах и оценить степень доступности растениям [29].

Анализ факторов, определяющих миграцию ^{137}Cs в профиле автоморфных и гидроморфных почв. Вертикальная миграция радиоцезия в профиле почв определяется несколькими процессами. Их условно можно разделить на две группы - происходящие в жидкой фазе и механические. К первой группе относится перемещение радионуклида с гравитационным током влаги и направленная диффузия в водных пленках, образованных почвенным раствором; ко второй группе относятся процессы механического просыпания почвенных частиц, содержащих радиоцезий в почвенном поглощающем комплексе, вглубь профиля, биоперемешивания (в том числе и корнями растений), криотурбаций (особенно в случае гидроморфных почв).

Для того, чтобы построить имитационную модель, адекватно описывающую вертикальную миграцию радиоцезия, состоящую из совокупности вышеуказанных процессов, используются интегрирующие параметры, которые получили названия коэффициентов миграции.

Особое внимание следует уделить такому явлению, как увеличение подвижности в почве ^{137}Cs с ростом глубины, что приводит к пропорциональному увеличению коэффициентов миграции радионуклида.

Изменение подвижности ^{137}Cs в почвах экспериментальных площадок с ростом глубины. В 1988 году было проанализировано распределение по профилю почв ^{137}Cs , вытесненного смешанным электролитом, содержащим 0,05М HCl и 0.5М NH_4Cl в 1 литре раствора [30, 31] NH_4Cl добавляют в раствор для ускорения вымывания из почв катионов (проба на Ca^{2+}). Эту форму радионуклида в почве мы считаем доступной для корневого усвоения растениями (табл. 1).

Для большинства изученных почв наблюдалось увеличение относительного количества доступной формы ^{137}Cs (от его общего содержания) с глубиной. Исключение составляет перегнойно-неглубокоподзолистая иллювиально-гумусовая почва (площадка 4), что связано со специфическими физико-химическими свойствами данной почвы и особенностями водного режима. Увеличение содержания доступной формы ^{137}Cs (в %-х от общего содержания радионуклида в почве) свидетельствует о миграции его вниз по профилю в виде водорастворимых соединений. Почву можно сравнить с хроматографической колонкой, где мигрирующие формы радионуклидов располагаются согласно их подвижностям (самые мобильные снизу, наименее подвижные - сверху).

Таблица 1. Относительное содержание доступной формы ^{137}Cs в профиле почв (данные 1988 г.)

Номер площадки	Слой, см	Суммарная концентрация ^{137}Cs , Бк/кг абсолютно-сухой почвы	Относительное содержание доступного ^{137}Cs , %	Номер площадки	Слой, см	Суммарная концентрация ^{137}Cs , Бк/кг абсолютно-сухой почвы	Относительное содержание доступного ^{137}Cs , %
1	0-1	1.63×10^5	4.2	4	0-1	9.81×10^5	14.3
	1-2	1.15×10^4	4.9		1-2	1.20×10^5	4.6
	2-3	2.55×10^3	5.0		2-3	4.44×10^4	4.6
	3-4	1.52×10^3	8.8		3-4	1.68×10^4	2.8
	4-5	1.04×10^3	7.2		4-5	1.15×10^4	3.4
	5-6	1.07×10^3	не опр.		5-6	1.04×10^4	2.2
	6-8	4.81×10^2	не опр.		6-8	7.40×10^3	2.1
	8-10	4.07×10^2	не опр.		8-10	4.81×10^3	1.2
2	0-1	2.11×10^5	3.9	5	0-1	3.52×10^4	12.3
	1-2	2.37×10^4	11.0		1-2	1.26×10^3	15.4
	2-3	4.07×10^3	13.7		2-3	4.07×10^2	29.4
	3-4	2.11×10^3	21.3		3-4	2.48×10^2	32.3
	4-5	1.74×10^3	18.9		4-5	1.37×10^2	25.0
	5-6	1.37×10^3	26.3		5-6	1.26×10^2	не опр.
	6-8	6.29×10^2	34.5		6-8	1.26×10^2	не опр.
	8-10	4.44×10^2	не опр.		8-10	1.00×10^2	не опр.
3	0-1	5.92×10^5	28.6	6	0-1	1.94×10^5	2.6
	1-2	3.63×10^4	15.6		1-2	7.77×10^4	3.5
	2-3	3.70×10^3	18.5		2-3	5.00×10^4	4.5
	3-4	2.22×10^3	29.4		3-4	4.88×10^4	5.7
	4-5	5.55×10^2	37.0		4-5	1.44×10^4	5.6
	5-6	не опр.	не опр.		5-6	5.92×10^3	9.4
	6-8	не опр.	не опр.		6-8	2.44×10^3	9.3
	8-10	не опр.	не опр.		8-10	2.29×10^3	29.4

Относительное содержание доступной формы ^{137}Cs в почвах изменялось в зависимости от удаленности площадки от аварийного реактора ЧАЭС. Для дерновых почв минимальное содержание доступной формы ^{137}Cs (по отношению к валовому количеству) отмечено на площадке 1, расположенной в "ближней" зоне следа. По мере удаления от ЧАЭС относительное содержание доступной формы ^{137}Cs в верхнем слое 0-2 см дерновых почв увеличивалось, в среднем, в 3-4 раза (площадки 3 и 5). Для гидроморфных почв таких четких закономерностей не выявлено, что, вероятно, обусловлено преобладающим влиянием физико-химических свойств почв и водного режима.

Аналогичные результаты были получены нами в 1991 году [30] для двух почв "ближней" зоны (точки 9 и 10). Здесь также наблюдалось увеличение относительного содержания извлекаемых последовательными вытяжками воднорастворимой, обменной и подвижной кислоторастворимой форм ^{137}Cs с ростом глубины таблицы 2.

Таблица 2. Содержание различных форм ^{137}Cs в слоях почв (с. Красное)

Дата отбора: 01.09.91

Слой, см	Концентрация ^{137}Cs в слое Бк/кг абсолютно- сухой почвы	Относительное содержание ^{137}Cs ,(%), извлекаемого реагентами:		
		H_2O	1 н. $\text{CH}_3\text{COONH}_4$	1 н. HCl
дерново-подзолистая связно-песчаная (т. 9)				
0-2	$3,75 \times 10^5$	0,21	3,90	4,48
2-3	$5,26 \times 10^4$	0,27	7,74	4,88
3-4	$8,97 \times 10^3$	0,58	12,55	7,83
4-5	$4,10 \times 10^3$	0,47	16,54	8,91
5-6	$3,43 \times 10^3$	1,42	14,73	8,58
6-8	$2,19 \times 10^3$	1,79	15,93	7,57
8-10	$1,28 \times 10^3$	1,79	13,42	10,47
аллювиальная лугово-болотная (т. 10)				
0-2	$1,12 \times 10^5$	0,03	0,98	0,95
2-3	$2,40 \times 10^5$	0,17	0,57	0,70
3-4	$8,87 \times 10^4$	0,16	1,15	1,44
4-5	$6,03 \times 10^4$	0,10	1,22	1,20
5-6	$2,80 \times 10^4$	0,52	2,48	1,48
6-8	$8,00 \times 10^3$	0,61	5,64	2,20
8-10	$3,00 \times 10^3$	0,78	10,99	4,24

Из таблицы 2 видно, что для участка 9 (дерново-подзолистая связно-песчаная почва) относительное количество воднорастворимого ^{137}Cs возрастает с 0.21 % в слое 0-2 см до 1.79 % в слое 8-10 см, обменного ^{137}Cs 3.90 % в слое 0-2 см до 13.42 % в слое 8-10 см, а кислоторастворимого 4.48 % до 10.47 % соответственно. На участке 10 относительное количество воднорастворимого ^{137}Cs в слое 8-10 см (0.78 %) было значительно выше, чем в слое 0-2 см (0.03 %). То же самое относится к обменной форме радионуклида (10.,99 и 0.98%% в слоях 8-10 и 0-2 см соответственно) и к кислоторастворимой форме: 4.24 % и 0.95 % соответственно, для вышеуказанных слоев. Для участка 10, расположенного на аллювиальной лугово-болотной почве с ненарушенным сложением, нами наблюдалась тесная корреляционная связь между емкостью катионного обмена в слоях почв и количеством ^{137}Cs , извлекаемого водной вытяжкой ($r = -0.91$), ацетатом аммония (рН 7.0) ($r = -0.81$) и 1N. раствором HCl ($r = -0.78$). Корреляционная связь во всех случаях была существенной на 5 %-ом уровне значимости. В этом случае емкость катионного обмена уменьшалась с ростом глубины согласно уравнению: $EKO = 37.72 \exp(-0.084x)$, где x – глубина, см, (рис. 2).

Участок 10

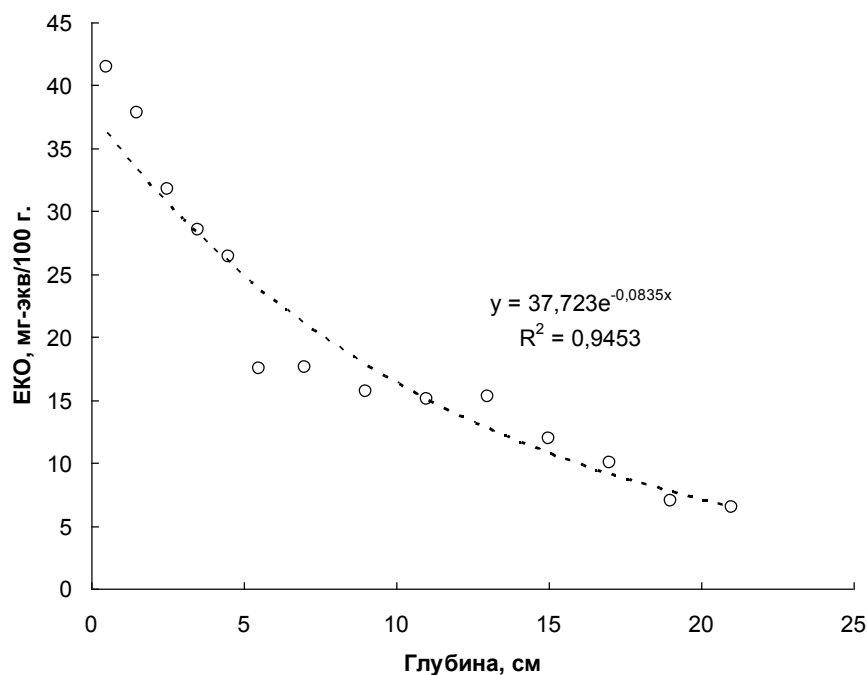


Рис. 2. Изменение ЕКО почвы с ростом глубины.

Вынос ^{137}Cs в нижележащие горизонты с гравитационным током влаги.

Одним из процессов, поддающимся количественной оценке, который играет существенную роль в процессе вертикальной миграции радионуклидов, является миграция последних с гравитационным током влаги. Нами было проведено исследование по изучению процесса миграции ^{137}Cs с гравитационным током влаги на четырех экспериментальных участках, почвенный покров которых представлен как автоморфными (участки 1, 3, 5), так и гидроморфной (участок 4) почвами [30, 31, 32]. При выборе участков учитывались также различия в свойствах радиоактивных выпадений.

В таблице 3 приведены химические характеристики лизиметрических вод.

Все они относятся к III группе по классификации Пальмера [45]. Основные гидрофизические показатели почв, где собирались лизиметрические воды, необходимые для оценки выноса ^{137}Cs из верхнего 0-2 см слоя почв с гравитационным током влаги приведены в таблицах 4 и 5.

Таблица 3. Содержание основных компонентов лизиметрических вод, мг/л

Участок, №	Содержание катионов								Содержание анионов				pH
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	Sr ²⁺	Mn ²⁺	Fe ³⁺	Fe ²⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	HC O ₃ ⁻	
1	21.3	1.7	4.0	0.9	0.2	0.02	0.2	0.4	0.01	15.5	31.7	30.5	7.0
3	15.1	1.3	3.9	1.9	0.1	0.03	0.2	0.1	0.02	11.4	19.2	24.4	6.8
4	39.1	2.8	8.6	1.3	0.2	0.10	0.4	0.4	0.39	46.1	96.0	79.3	5.4
5	20.9	1.9	19.9	3.3	0.1	0.05	0.2	0.4	0.07	21.7	28.8	61.0	6.9

Таблица 4. Гидрофизические характеристики почв (слой 0-2 см)

Участок, №	Тип почвы	ВЗ, мм	ОВ, мм	Р _{общ.} , мм	ОВ - ВЗ, мм
1	дерново-подзолистая связанно-песчаная	0.4	5.8	11.1	5.4
3	дерново-подзолистая связанно-песчаная	0.7	5.2	10.5	4.5
4	перегнойно-неглубоко- подзолистая иллю- виально-гумусовая	0.5	7.0	15.9	6.5
5	дерново-подзолистая связанно-песчаная	0.5	5.4	12.1	4.9

Таблица 5. Количество воды, просочившейся через слой 0-2 см в течение вегетационного периода, мм

Год исследования	Общее количество осадков, мм	Участок, №			
		1	3	4	5
1988	297,8	239	249	228	245
1990	296,5	234	243	222	239

Анализ результатов лизиметрических опытов показывает (табл. 6), что вынос ^{137}Cs с гравитационным током влаги в течение вегетационного периода (апрель-сентябрь) был незначительным и составил 0.011-0.060 % в 1988 г. и 0.006-0.026 % в 1990 г., что вполне согласуется с результатами исследований, полученными другими учеными [5]. Следует подчеркнуть, что в слое 0-2 см находится основная доля ^{137}Cs – соответственно для точек 1, 3, 4 и 5: 95.9; 96.3; 91.4 и 96.2 % от содержания в слое 0-20 см. Уменьшение концентрации радионуклида в верхнем слое 0-2 см за два года исследований было незначительным. Установлена зависимость выноса ^{137}Cs от характеристик выпадений и форм нахождения радионуклида в почве. На участках, где загрязнение обусловлено парогазовой фракцией выпадений (участки 3 и 5), концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах коррелирует с содержанием обменной формы радионуклида в почвах - с уменьшением обменного ^{137}Cs в 1988-90 гг. в 1.5-3.4 раза концентрация радионуклида в лизиметрических водах снизилась в 1.9-3.2 раза (табл. 7).

Сравнительно высокая концентрация ^{137}Cs в наблюдалась в лизиметрических водах, собранных на участке 1, где в выпадениях преобладала топливная компонента. При этом содержание радионуклида в обменной форме было минимальным - в 1.1-17.5 раз меньше по сравнению с другими участками.

Таблица 6. Содержание ^{137}Cs в обменной форме и вынос в лизиметрические воды

Участок, №	Содержание обменной формы ^{137}Cs в слое 0-2 см				Вынос ^{137}Cs за пределы слоя 0-2 см			
	1988		1990		1988		1990	
	кБк/м ²	%	кБк/м ²	%	Бк/м ²	%	Бк/м ²	%
1	83	2.42	74	1.70	1195	0.036	468	0.015
3	1449	16.83	601	6.98	5206	0.060	1606	0.019
4	759	14.19	221	4.13	2507	0.048	1309	0.026
5	92	10.83	61	7.20	98	0.011	48	0.006

Таблица 7. Концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах (Бк/л)

Год исследования	Участок, №			
	1	3	4	5
1988	5.0	21.0	11.0	0.4
1990	2.0	6.6	5.9	0.2

Можно предположить, что частично переход ^{137}Cs в лизиметрические воды за счет выщелачивания из трансформированных топливных частиц, прежде всего графитовых.

Распределение ^{137}Cs в профиле почв и оценка параметров миграции с использованием двухкомпонентной квазидиффузионной модели. На основании полученных данных по распределению ^{137}Cs в профиле почв, используя конвективно-диффузионную модель вертикальной миграции радионуклидов можно рассчитать основные параметры миграции радионуклида для разных типов почв, например, коэффициенты миграции (квазидиффузии) M (см²/год), квазидиффузии D (см²/год), константу скорости вертикальной миграции V (см²/год).

Для определения параметров вертикальной миграции ^{137}Cs мы использовали [30] простую и достаточно хорошо описывающую реальные физические процессы, происходящие в почве, двухкомпонентную модель, которую можно формализовать следующим уравнением:

$$c(x,t) = \frac{Q_1 \exp(-\lambda t)}{\sqrt{\pi M_1 t}} \exp\left(-\frac{x^2}{4M_1 t}\right) + \frac{Q_2 \exp(-\lambda t)}{\sqrt{\pi M_2 t}} \exp\left(-\frac{x^2}{4M_2 t}\right), \quad (3)$$

где $c(x,t)$ – объемная концентрация (активность) радионуклида (Бк/дм³) на расстоянии x от поверхности почвы в момент времени t , Q – общее количество радионуклида, выпавшее на поверхность почвы; Q_1 – часть радионуклида, которая связана с медленной компонентой при вертикальной миграции; Q_2 – часть радионуклида, связанная с быстрой компонентой; M_1 и M_2 – соответственно, компоненты миграции медленной и быстрой компонент; t – время, прошедшее с момента выпадения радионуклида.

В таблице 9 приведены коэффициенты квазидиффузии "медленной" (M_1) и "быстрой" (M_2) компонент вертикальной миграции ^{137}Cs , полученные на основании данных по распределению радионуклида в профиле исследованных почв в 1990-1991 гг. (рис. 3, табл. 8).

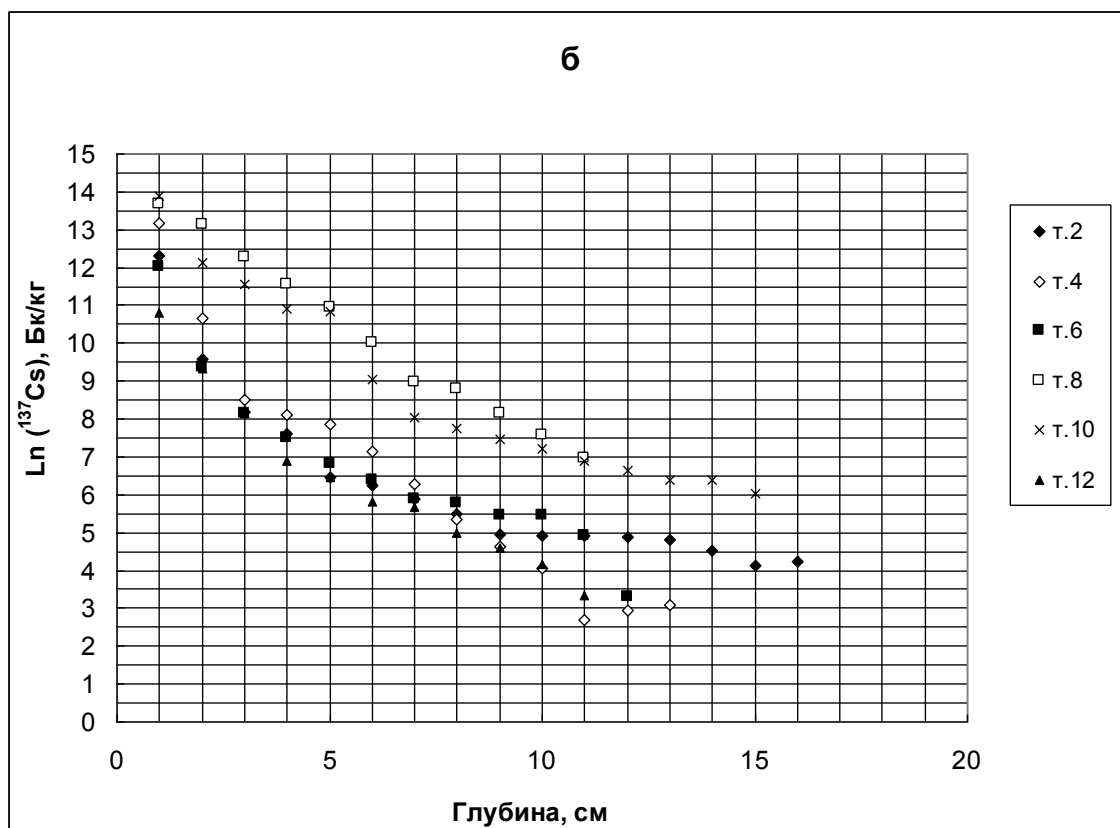
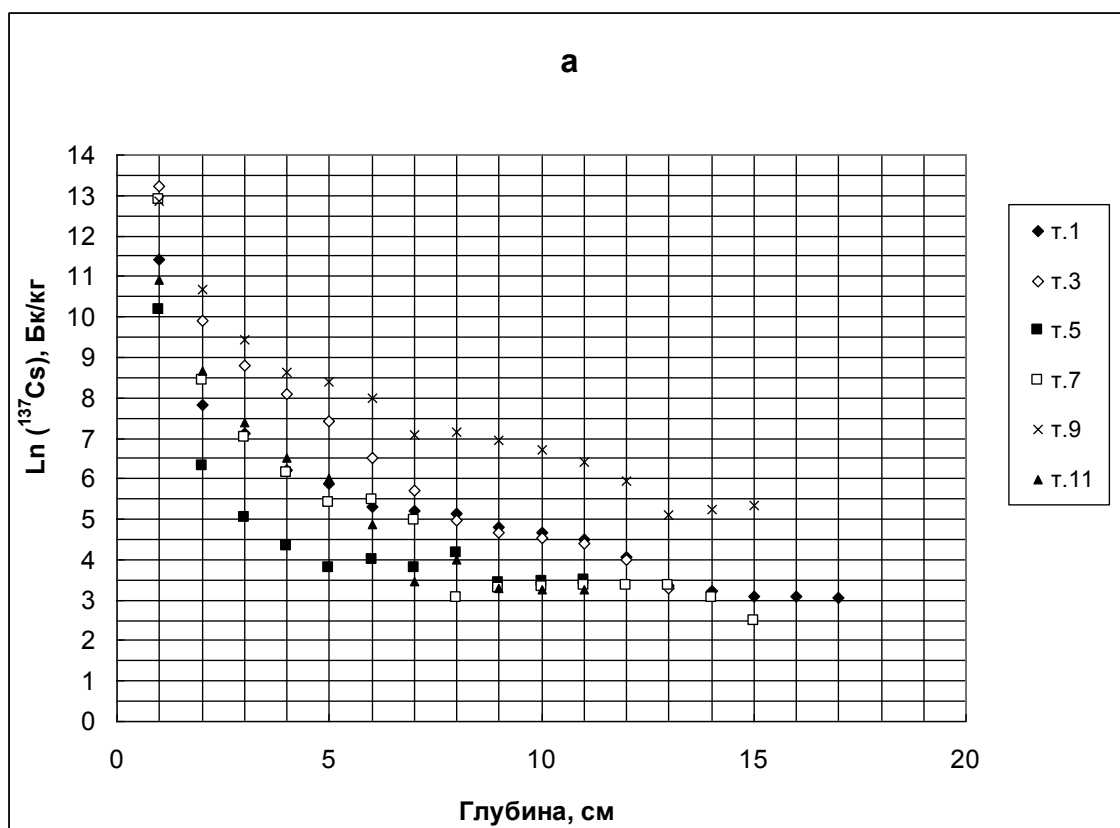


Рис. 3. Концентрация ^{137}Cs в слоях почв в пересчете на дату отбора (дата отбора тт. 9, 10: 01.09.91, остальные: 01.09.90): **а** – автоморфные почвы, **б** – гидроморфные почвы

Таблица 8. Относительное содержание ^{137}Cs в слоях почв постоянных пробных площадок, расположенных в 30-км зоне Чернобыльской в пересчете на дату отбора проб

Слой, см Точка, №	Относительное содержание ^{137}Cs в слое почвы, % (с учетом плотности сложения горизонтов)											
	1	2	3	4	5	6	7	8*	9	10	11	12
0-2	95.79	93.20	96.29	91.35	96.29	93.27	98.64	62.12	89.56	76.10	88.19	79.42
2-3	1.48	3.94	2.11	6.02	1.44	3.49	0.60	19.60	5.37	9.86	7.08	12.53
3-4	0.73	0.97	0.71	0.72	0.40	1.04	0.19	8.17	1.54	5.47	2.02	3.73
4-5	0.30	0.55	0.35	0.48	0.20	0.54	0.08	4.10	0.72	2.87	0.82	1.09
5-6	0.21	0.17	0.18	0.37	0.12	0.27	0.04	2.34	0.56	2.66	0.50	0.69
6-8	0.26	0.29	0.17	0.58	0.31	0.40	0.09	1.87	0.75	1.03	0.55	0.85
8-10	0.24	0.20	0.07	0.25	0.26	0.24	0.06	0.66	0.30	0.38	0.14	0.75
10-12	0.24	0.14	0.04	0.11	0.40	0.24	0.01	0.57	0.32	0.38	0.29	0.41
12-14	0.18	0.08	0.03	0.05	0.19	0.17	0.01	0.30	0.27	0.28	0.14	0.28
14-16	0.16	0.08	0.02	0.03	0.20	0.18	0.01	0.17	0.21	0.22	0.14	0.18
16-18	0.13	0.08	0.02	0.01	0.20	0.10	0.01	0.10	0.16	0.20	0.14	0.08
18-20	0.09	0.08	0.01	0.01	---	0.05	0.01	---	0.10	0.16	---	---
20-22	0.05	0.07	0.01	0.01	---	---	0.01	---	0.04	0.16	---	---
22-24	0.04	0.06	---	---	---	---	0.009	---	0.05	0.16	---	---
24-26	0.03	0.04	---	---	---	---	0.005	---	0.05	0.11	---	---
26-28	0.03	0.04	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
28-30	0.03	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

* - верхний уровень грунтовых вод расположен на глубине 18 см.

Дата отбора проб: тт. 9, 10 – 01.09.91, остальные – 01.09.90

Обращает на себя внимание тот факт, что величины M_2 для почв "ближней" зоны несколько выше (1.69 -19.4), чем для почв "дальней" зоны: 0.65 – 1.94 см² в год, что также подтверждает факт большей подвижности ^{137}Cs в "чернобыльских" выпадениях ближней зоны за период между аварией на ЧАЭС в 1986 г. и моментом отбора проб в 1990г.

Изучение вертикальной миграции ^{137}Cs указывает на неодинаковую глубину проникновения радионуклида в почвах автоморфного и гидроморфного ряда. Для первых, рассчитанный на основании экспериментальных данных (рис. 3, таблица 8) центр распределения радионуклида, определяемый по формуле $X = \sqrt{2Dt}$ [46], в 1990 году находится на глубинах от 1.05 см до 1.41 см (в среднем, 1.20 см), для вторых – от 1.20 до 2.04 см (в среднем, 1.52 см). Это объясняется тем, что коэффициенты миграции медленных компонент, играющих главную роль в перемещении радионуклидов по профилю почв, существенно выше у гидроморфных почв (табл. 9). В этой же таблице приведены соотношения долей радионуклида, мигрирующих в виде медленной (1) и быстрой (2) компонент.

Таблица 9. Коэффициенты миграции "медленной" (M_1) и "быстрой" (M_2) компонент миграции ^{137}Cs , см²/год (1990 год)

Точка,	M_1	M_2	отношение компонент 1/2	Точка,	M_1	M_2	отношение компонент 1/2
1	0.15	9.23	45.6	7	0.14	1.62	513.7
2	0.22	19.4	75.2	8	0.48	1.06	32.8
3	0.17	1.94	544.0	9	0.16	1.69	62.8
4	0.18	0.65	98.5	10	0.36	3.15	73.7
5	0.11	1.63	-	11	0.21	0.81	66.3
6	0.19	1.24	118.1	12	0.25	0.84	37.3

Как правило, содержание радионуклида в виде медленной компоненты значительно превышает его содержание в виде быстрой компоненты.

На основании анализа кривых распределения ^{137}Cs в профиле почв было установлено, что концентрация радионуклида, например, в верхнем слое 0-1 см через 35 лет снизится весьма значительно (в 5.7-6.6 раз). И это, во многом, является следствием существенного выноса радионуклида из этого слоя в нижележащие горизонты.

С радиологической и санитарно-гигиенической точки зрения очень важным показателем является период полуочищения от ^{137}Cs корнеобитаемого слоя почвы. С помощью двухкомпонентной квазидиффузионной модели вертикальной миграции ^{137}Cs были получены следующие значения вышеупомянутого показателя (табл. 10). Для слоя 0-5 см автоморфных почв они составили: 24.09-27.77 года, гидроморфных почв: 18.80-25.09 года, а для слоя 0-10 см автоморфных и гидроморфных почв соответственно 29.48-30.11 лет и 27.29-29.93 года.

Эти данные согласуются с результатами исследований, полученными другими авторами [4, 6, 7]. Здесь также прослеживается тенденция к некоторому укорачиванию периодов полуочищения от ^{137}Cs слоев 0-5 и 0-10 см гидроморфных почв.

Для оценки интенсивности процесса вертикальной миграции радиоцезия в почвах и воздействия его на поступление радионуклида в растения чрезвычайно важным показателем является экологический период полуочищения от ^{137}Cs корнеобитаемого слоя почв, т.е. без учета радиоактивного распада нуклида. В таблице 11 приводятся значения соответствующего показателя в слоях 0-5 и 0-10 см почв экспериментальных участков.

Таблица 10. Эффективные периоды полуочищения верхних слоев почв от ^{137}Cs (с учетом радиоактивного распада радионуклида)

Участок, №	Период полуочищения от ^{137}Cs , (лет) для слоя:	
	0-5 см	0-10 см
1	25.63	29.48
2	23.62	29.35
3	25.49	29.99
4	25.09	29.93
5	27.77	30.14
6	24.74	29.85
7	25.56	30.08
8	18.80	27.29
9	25.62	29.87
10	20.64	28.42
11	24.09	29.73
12	22.92	29.41

Таблица 11. Экологические периоды полуочищения от ^{137}Cs верхних слоев почв

Участок, №	Период полуочищения от ^{137}Cs , (лет) для слоя:	
	0-5 см	0-10 см
1	535	881
2	371	610
3	492	809
4	461	758
5	763	1253
6	437	718
7	598	982
8	172	282
9	512	841
10	229	376
11	393	646
12	327	538

Эти данные указывают на существенно большую интенсивность вертикальной миграции ^{137}Cs в гидроморфных почвах, чем в сопряженных с ними автоморфных, проявляющуюся в укорачивании периодов полуочищения от радионуклидов

корнеобитаемых слоев 0-5 и 0-10 см гидроморфных почв: 172-461 и 282-758 лет соответственно по сравнению с сопряженными автоморфными: 393-763 и 646-1253 года.

Выявить влияние формы выпадения радионуклидов на интенсивность процесса вертикальной миграции, т.е. различие в скоростях миграции ^{137}Cs в "ближней" и "дальней" зонах не удалось.

Поведение ^{137}Cs в системе "почва – растение" в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС. Коэффициент пропорциональности (КП), отражающий накопление радионуклидов растениями, является одним из основных параметров, характеризующих подвижность радионуклидов в почве. Его определяют по формуле; $\text{КП} = (\text{Бк/кг растения}) / (\text{кБк/м}^2 \text{ почвы})$ Особенности перехода ^{137}Cs в естественно произрастающие в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС травы (в основном злаковые) были изучены нами после аварии на ЧАЭС в 1988-1992 гг. и проведено сравнение их с известными закономерностями миграции глобальных форм выпадения радионуклида в системе "почва-растение" [30, 31, 34]. При этом особое внимание было уделено двум вопросам - во-первых, оценке влияния свойств почв и характеристик выпадений на размеры накопления ^{137}Cs растениями, а во-вторых, динамике коэффициентов пропорциональности ^{137}Cs [47].

Влияние почвенных характеристик и свойств выпадений на переход ^{137}Cs в растения. Изучение особенностей поведения "чернобыльского" ^{137}Cs в системе "почва-растение" в пределах 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС мы начали с определения влияния важнейших химических свойств почв, таких как рН водной и солевой вытяжек, ЕКО, содержание подвижных форм фосфора, калия и марганца, а также свойств радиоактивных выпадений, выраженных коэффициентами относительного обогащения последних нелетучими радионуклидами ^{90}Sr , ^{144}Ce на переход ^{137}Cs из почвы в растения. Именно совокупное влияние этих двух факторов плюс особенности водного режима почв полностью контролируют процесс поглощения радиоцезия растениями.

Для измерения концентрации ^{137}Cs в растениях была отобрана надземная часть естественно произрастающих на исследуемых участках злаковых трав (в основном, щучки дернистой – *Deshampsia caespitosa* L., доминирующей на многих участках). На основе данных по плотности загрязнения экспериментальных участков ^{137}Cs и концентрации этого радионуклида в надземной части растений были рассчитаны коэффициенты пропорциональности ^{137}Cs (Бк/кг сухого растительного материала)/(кБк/м² почвы) для растений экспериментальных площадок. В 1990 году они составили (в скобках приведены средние концентрации ^{137}Cs в растениях, кБк/кг, n=8): 8.03 (25.8), 12.7 (54.6), 9.98 (77.3) и 64.0 (458.6) соответственно для точек 1, 2, 9 и 10, расположенных в "ближней" зоне. Для остальных точек, находящихся в "дальней" зоне величины КП были равны: 3.70 (31.9) и 5.70 (30.0) для точек 3 и 4; 1.77 (1.39) и 2.26 (2.83) для точек 5 и 6; 0.58 (3.55) и 0.72 (4.21) для точек 7 и 8; и, наконец, КП для точек 11 и 12 составили соответственно: 4.25 (2.25) и 1.02 (0.39). На участках, расположенных в "ближней" зоне, накопление ^{137}Cs растениями в 1988-90 гг. было значительно выше (КП 8.03-64.0) чем в "дальней" (КП 0.58-5.70). О том, что форма выпадения в значительной степени влияет на поступление ^{137}Cs в растения, свидетельствуют высокие положительные значения коэффициентов парной корреляции между $f_{144/137}$, $f_{90/137}$ [29] и КП ^{137}Cs для автоморфных почв ($r^2 = 0,92$ и $r^2 = 0,82$, соответственно), (рис. 6). Корреляция существенна на уровне значимости 5 %. В то же время, связь между агрохимическими показателями почвы [29] и доступностью ^{137}Cs растениям прослеживается отчетливо лишь для участков», расположенных в "дальней" зоне, особенно, в случае принадлежности их к автоморфному ряду.

Это объясняется тем, что для гидроморфных почв переход ^{137}Cs в растения сильно зависит от водного режима. На гидроморфных почвах поступление ^{137}Cs в растения значительно выше, чем на автоморфных. В целом же, для всех типов почв "дальней" зоны наибольшее влияние на переход ^{137}Cs в растения оказывают рН водной и солевой вытяжек, что согласуется с результатами исследований других авторов [48]. Значения r между величинами $r_{\text{H}_{2}\text{O}}$, $r_{\text{солев}}$ и КП ^{137}Cs равны, соответственно, -0.66; -0.71 (корреляция между $r_{\text{H}_{2}\text{O}}$ и КП ^{137}Cs является существенной на уровне значимости 10 %, а между $r_{\text{солев}}$ и КП ^{137}Cs – на уровне значимости 5 %), т. е. Высокая актуальная и потенциальная кислотность способствуют накоплению ^{137}Cs в растениях. На рисунке 4 приведены графики, иллюстрирующие линейную регрессионную зависимость между рН водной и рН солевой

вытяжек соответственно и переходом ^{137}Cs в растения. В первом связь между рН водной вытяжки и КП ^{137}Cs выражается уравнением: $KП = 9.83 - 1.46 \times \text{pH}_{\text{водн}}$, во втором $KП = 9.44 - 1.57 \times \text{pH}_{\text{солев}}$.

Весьма незначительно воздействие подвижного калия в естественных количествах на доступность растениям ^{137}Cs : коэффициент парной корреляции между содержанием подвижной формы K_2O и КП ^{137}Cs равен -0.45 (корреляционная связь не является существенной). Накопление ^{137}Cs в растениях не зависит от содержания подвижного фосфора ($r = -0.40$) и кальция ($r = -0.38$).

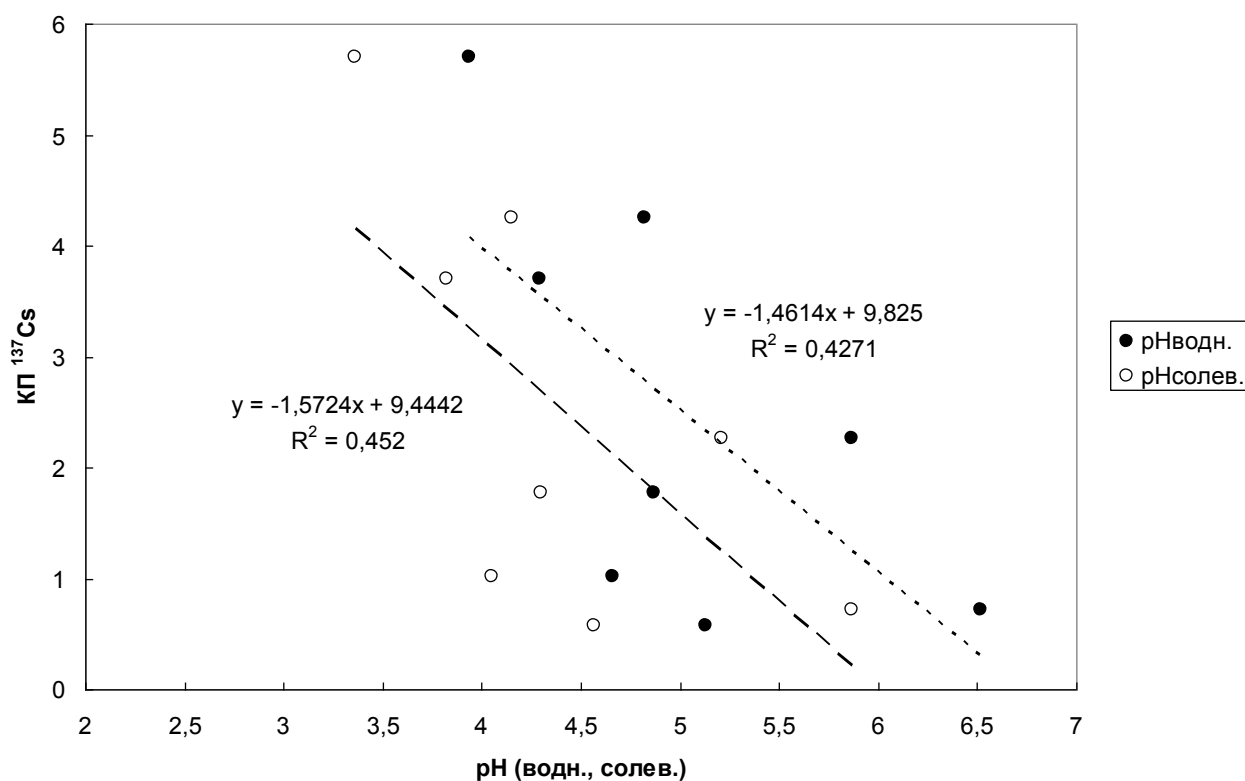


Рис. 4. Влияние рН почв «дальней» зоны на поступление ^{137}Cs в растения

Остальные макроэлементы и другие химические показатели почв не влияют на поступление ^{137}Cs в растения. Не удалось установить наличие существенной корреляционной связи между $\text{C}_{\text{орг}}$ или ЕКО и КП ^{137}Cs (между двумя первыми показателями имеется существенная корреляция, $r=0.99$). На рисунке 5 приведены график и соответствующее ему линейное уравнение регрессии $\text{ЕКО} = -5.38 + 4.74 \times \text{C}_{\text{орг}}$. Некоторые авторы [49, 50] указывают на существенную множественную корреляцию между содержанием в почвах обменного К, количеством физической глины, содержанием органического углерода и переходом ^{137}Cs в растения.

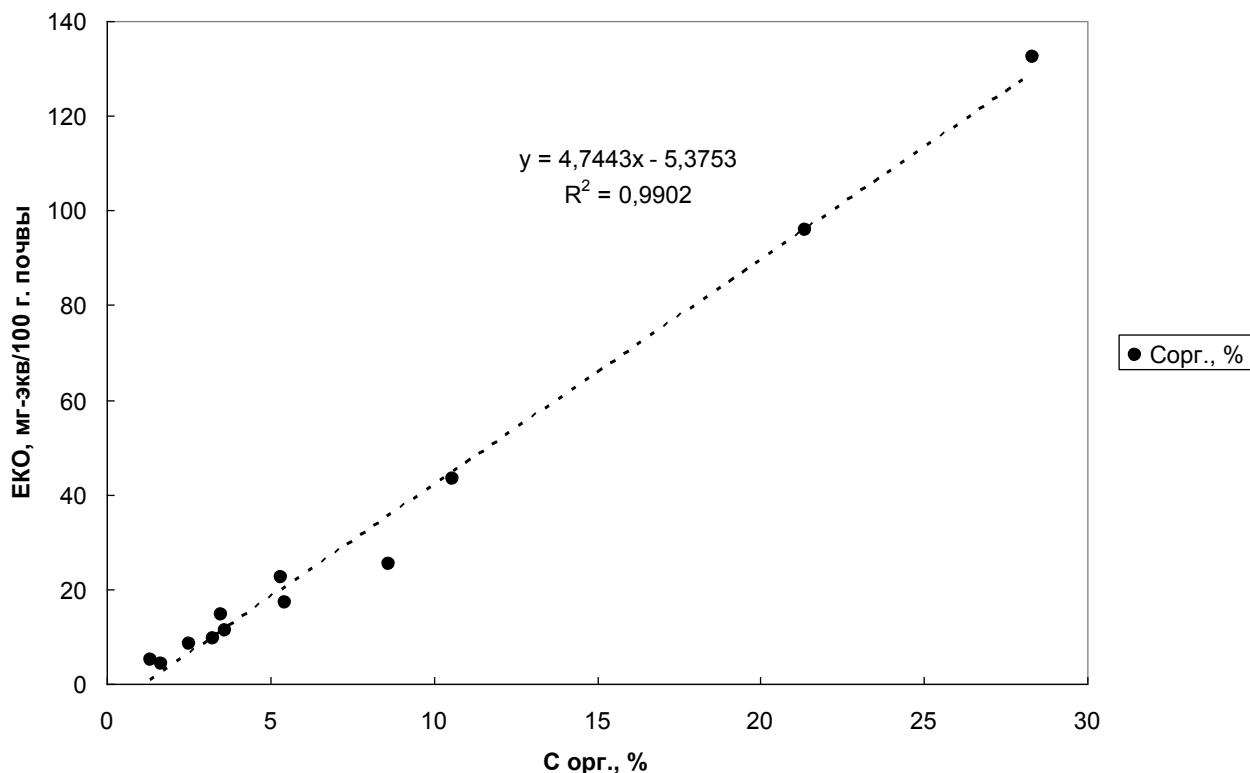


Рис. 5. Зависимость между содержанием $C_{орг}$ и ЕКО почв

Нам не удалось получить результаты, указывающие на достоверную множественную корреляционную связь между указанными параметрами. Для почв "дальней" зоны северного следа выброса Чернобыльской АЭС экспериментально найденные величины r и r^2 были равны 0.59 и 0.35 (данные по гранулометрическому составу исследованных почв приведены в работе [29]).

Влажность почв как функция водного режима последних является важным фактором, оказывающим влияние на поступление ^{137}Cs в растения. Ввиду того, что для гидроморфных почв выяснение степени их гидроморфности является невыполнимой задачей, а водный режим, как отмечено выше, оказывает сильное влияние на поступление ^{137}Cs в растения, мы решили ограничиться выборкой, включающей автоморфные почвы, для выяснения связи между доступностью радионуклида растениям и формой его выпадения. Корреляционный анализ, проведенный для автоморфных почв, выявил тесную положительную связь между величинами $f_{144/137}$, $f_{90/137}$, и коэффициентами пропорциональности ^{137}Cs в течение периода 1988-1990 гг. В 1990 году коэффициенты парной корреляции между указанными величинами составили $r = 0.95$ и $r = 0.89$ соответственно. В обоих случаях корреляция достоверна на уровне значимости 5 %. Графики соответствующих линейных регрессионных зависимостей изображены на рисунке 6. Они описываются уравнениями: $KП = 1.37 + 3.47 \times (f_{144/137})$ и $KП = 1.15 + 7.40 \times (f_{90/137})$.

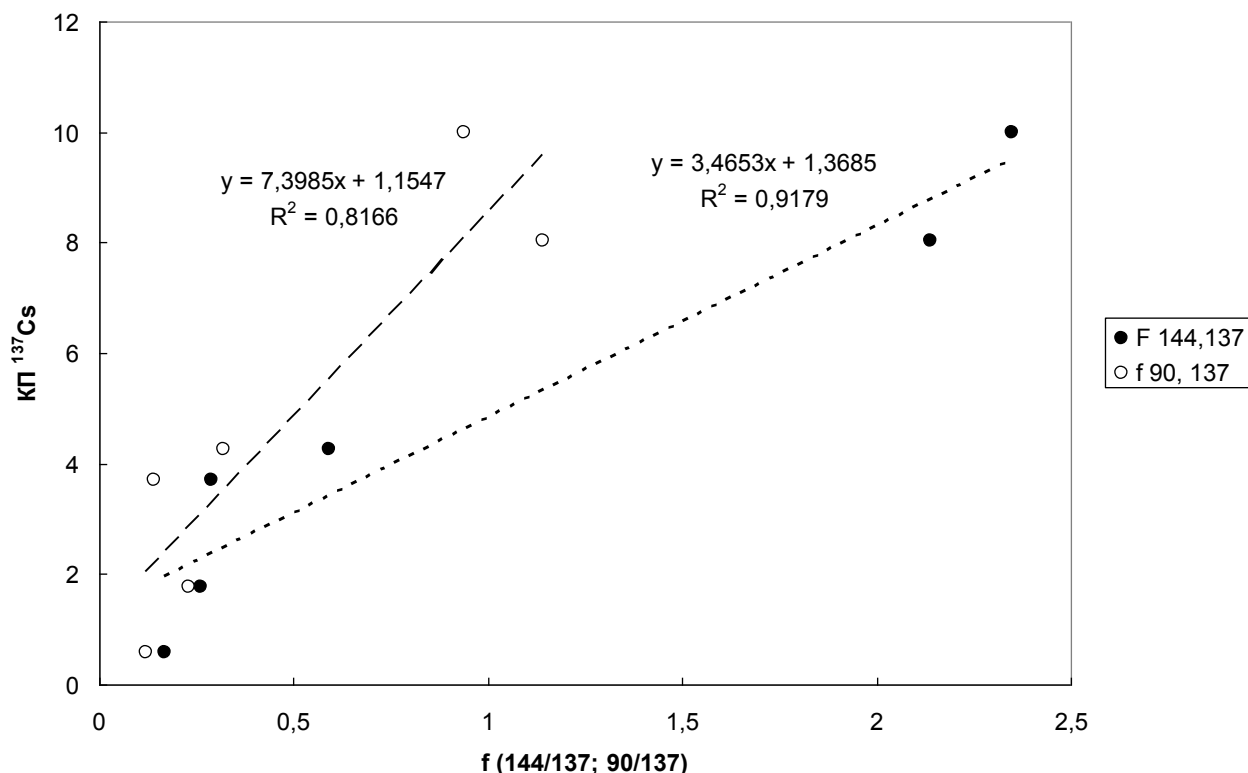


Рис. 6. Зависимость между коэффициентами фракционирования радионуклидов и КП ¹³⁷Cs

Тесная обратная корреляционная зависимость отмечается также между содержанием в почвах автоморфного ряда «дальней» зоны подвижной формы фосфора и накоплением ¹³⁷Cs растениями ($r^2 = -0.91$). Величины r достоверны на уровне значимости 5 %. График линейной регрессионной зависимости между содержанием в автоморфных почвах «дальней» зоны подвижной формы P_2O_5 и КП ¹³⁷Cs описывается уравнением: $KП^{137Cs} = 5.38 - 0.129 \times (P_2O_5)$.

Зависимости между рН водной вытяжки четырех вышеназванных почв и КП ¹³⁷Cs и рН солевой вытяжки и КП ¹³⁷Cs, описываются, соответственно, уравнениями: $KП = 18.68 - 3.37 \times (рН_{водн})$ и $KП = 21.66 - 4.53 \times (рН_{солев})$.

Подвижный калий влияет на доступность ¹³⁷Cs растениям в значительно меньшей степени ($r = -0.64$). Корреляция достоверна на уровне значимости 10 %. Из вышесказанного следует, что, выброшенные в результате аварии на ЧАЭС топливные частицы, претерпели сильные изменения. ¹³⁷Cs этих выпадений стал более доступным для растений, чем ¹³⁷Cs выпадений в «дальней» зоне. Это может быть связано с переходом радионуклида в «дальней» зоне в ППК с последующей фиксацией в почве и влиянием агрохимических свойств почв на поступление ¹³⁷Cs в растения. Тесная обратная корреляция между переходом радионуклида в растения и содержанием в почве подвижных форм фосфора может быть объяснена соосаждением ¹³⁷Cs с катионами алюминия, железа и марганца при образовании последними и труднорастворимых фосфатов.

Динамика перехода ¹³⁷Cs в растения. Чрезвычайно пристальное внимание исследователи уделяют процессам динамики перехода радионуклидов из почвы в растения, так как это позволяет количественно оценить поступление радионуклидов из почвы в пищевые цепочки на ближайшую и сравнительно отдаленную перспективы и, соответственно, спланировать комплекс необходимых сельскохозяйственных, санитарно-гигиенических и других мероприятий по снижению поступления радионуклидов в организм человека в различные периоды после аварии.

Таблица 12. Коэффициенты пропорциональности ^{137}Cs для вегетативной массы злакового травостоя

Точка, №	КП, (Бк/кг)/(кБк/м ²)			
	1988 г.	1989 г.	1990 г.	1992 г.
1	16.9±3.5	14.8±5.3	7.0±1.9	6.6±1.7
2	17.3±1.1	11.7±1.6	12.7±4.0	10.8±3.7
3	5.9±0.6	2.4±0.2	3.7±1.3	1.9±0.3
4	35.3±14.6	14.2±2.2	5.7±2.7	1.6±0.4
5	2.2±0.3	1.5±0.1	1.8±0.7	0.8±0.1
6	7.0±2.1	3.7±0.1	2.3±0.3	3.21±0.8

В работе [30] была предпринята попытка количественной оценки динамики процесса поглощения радиоцезия растениями.

Величины доверительных интервалов для среднего коэффициентов пропорциональности ^{137}Cs , приведенные в таблице 12, свидетельствуют, в целом, об уменьшении доступности радионуклида растениям в 1990 г. по сравнению с 1988 г.; в то же время, биологическая доступность ^{137}Cs в почвах "ближней" зоны оказалась выше, чем в почвах "дальней" зоны. Уменьшение доступности ^{137}Cs растениям в 1990 г. связано, по-видимому, со снижением относительного содержания обменной (в 1.3-3.3 раза) и подвижной (в 1.1-2.0 раза) форм ^{137}Cs в почвах в результате процессов "старения" радионуклида [29]. В связи с этим следует отметить, что на торфяной почве (точка 6) наблюдалось некоторое увеличение относительного содержания этих форм радионуклида в связи с разрушением растительного материала, первоначально сорбиовавшего ^{137}Cs что не привело, однако, к аналогичному увеличению поступления ^{137}Cs в растения. Последнее, по-видимому, связано со снижением уровня грунтовых вод в 1990 г. по сравнению с 1988 г. вследствие ирригационных мероприятий на данном участке.

На основании данных по снижению накопления растениями ^{137}Cs в 1988, 1989, 1990 и 1992 годах в пределах 30-километровой зоны ЧАЭС (табл. 12) были получены следующие периоды полууменьшения накопления ^{137}Cs растениями: т.1 – 2.69 года; т.2 – 5.90 лет; т.3 – 2.03 года; т.4 – 0.97 года; т.5 – 3.01 года; т.6 – 2.09 года. Эти данные согласуются с периодами полууменьшения относительного содержания радионуклида в обменной и кислоторастворимой (ин. НСl) формах соответственно: т. 1 – 2.04 и 3.15 лет; т.2 – 3.30 и 4.33 лет; т.3 – 3.65 и 3.47 лет; т.5 – 7.70 и 3.15 лет. Для точек 4 (перегнойно-подзолистая грунтово-оглееная) и 6 (перегнойно-торфяная почва), с наиболее выраженными признаками гидроморфизма, не наблюдалось снижения содержания вышеуказанных форм ^{137}Cs в почвах [29].

Для получения общих закономерностей, характеризующих процесс динамики накопления ^{137}Cs растениями на почвах автоморфного и гидроморфного ряда, а также на перегнойно-торфяных почвах, расположенных на различном удалении от ЧАЭС по ходу северного следа аварийного выброса, в 1987-1992 гг., была использована обобщенная выборка, в которую включили данные, приведенные в работе [34].

Уменьшение величины коэффициентов пропорциональности ^{137}Cs для разных типов почв в зависимости от расстояния от ЧАЭС приведены на рисунке 7.

Удалось выяснить, что снижение перехода ^{137}Cs в растения с течением времени как и в случае с динамикой процесса десорбции радионуклида, хорошо описываются экспоненциальными уравнениями типа:

$$КП = \exp(a+bt), \quad (4)$$

где a и b – коэффициенты пропорциональности, t – время, прошедшее после аварии. Так, для автоморфных почв, расположенных в "ближней" к реактору зоне (2-15) км, значения a и b равны 1.85, -0.11, для периода времени с 1987 по 1992 года (период полууменьшения содержания ^{137}Cs в растениях равен 6.4 года). Для автоморфных почв "дальней" зоны эти коэффициенты равны 0,98 и -0.16 (период полууменьшения содержания ^{137}Cs в растениях равен 4.2 года). Для гидроморфных почв, расположенных в "ближней" к реактору зоне, значения a и b равны 1.81 и -0.10 для того же периода времени, (период полууменьшения содержания ^{137}Cs в растениях равен 7.3 года). Для гидроморфных почв "дальней" зоны эти коэффициенты равны 1.89 и -0.34 (период полууменьшения содержания ^{137}Cs в растениях равен 2.1 года).

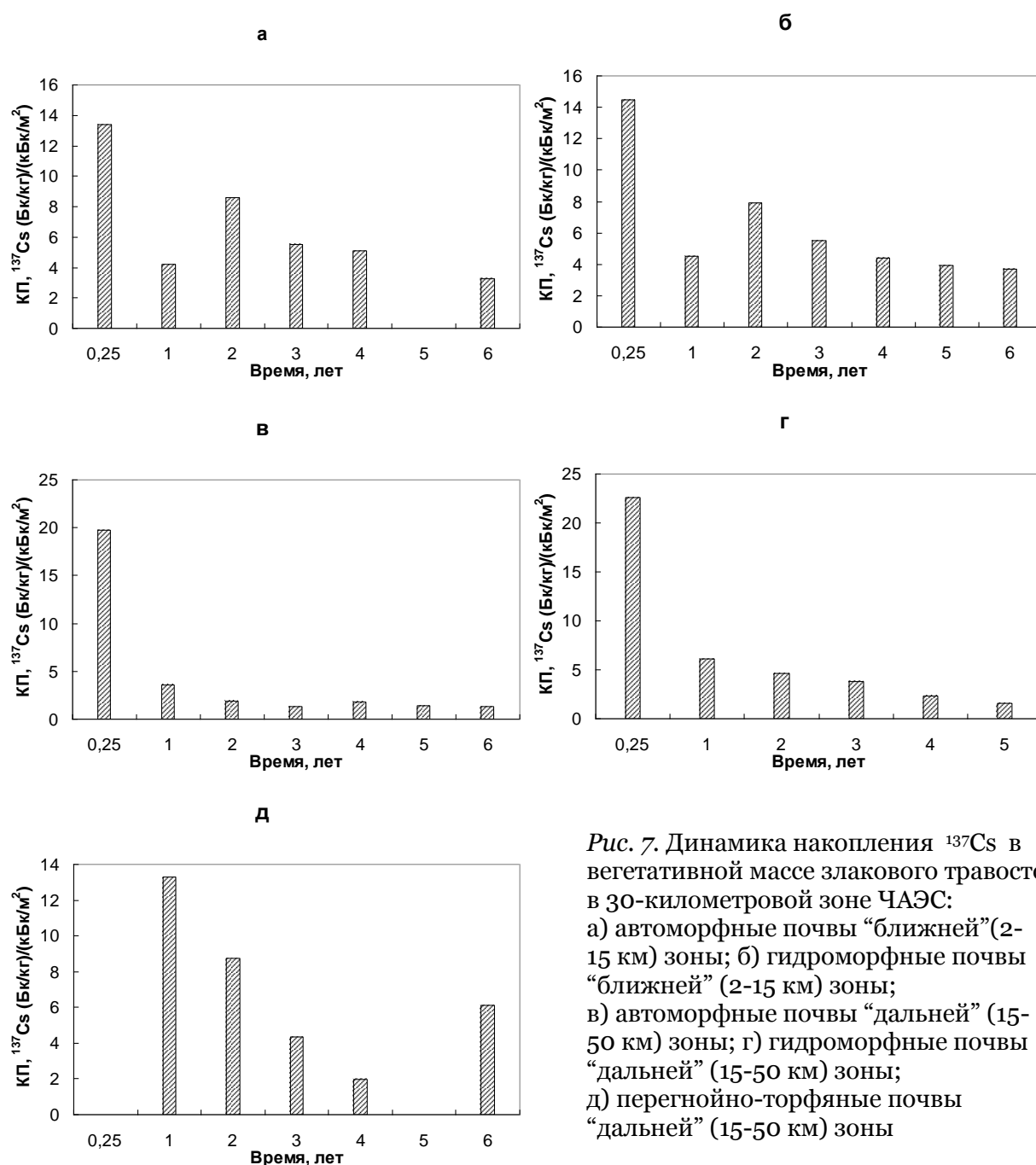


Рис. 7. Динамика накопления ^{137}Cs в вегетативной массе злакового травостоя в 30-километровой зоне ЧАЭС: а) автоморфные почвы "ближней" (2-15 км) зоны; б) гидроморфные почвы "ближней" (2-15 км) зоны; в) автоморфные почвы "дальней" (15-50 км) зоны; г) гидроморфные почвы "дальней" (15-50 км) зоны; д) перегнойно-торфяные почвы "дальней" (15-50 км) зоны

Здесь наблюдается аналогия с динамикой процесса десорбции доступных растениям радиоцезия из почвы. Так, например, скорость уменьшения процесса поглощения ^{137}Cs растениями для автоморфных почв "дальней" зоны, определяемая абсолютной величиной параметра b , значительно ниже, чем для гидроморфных почв, расположенных в этой же зоне, что можно объяснить теми же причинами, которые были использованы для объяснения поведения доступных растениям форм ^{137}Cs [29].

4. Заключение

В результате проведения комплекса полевых работ в 30-км зоне Чернобыльской АЭС и лабораторных исследований [30, 34] по изучению поведения основных радиологически значимых радионуклидов – продуктов деления ядерного топлива» и прежде всего ^{137}Cs , в природных экосистемах, были получены результаты, свидетельствующие о существенном различии в миграционной способности ^{137}Cs глобальных выпадений и "чернобыльского".

На территории 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС были выделены 2 зоны, различающиеся по форме выпадения радионуклидов. В первой, которая была названа "ближней" зоной, преобладала топливная компонента (коэффициенты фракционирования нелетучих ^{144}Ce и ^{90}Sr относительно легколетучего ^{137}Cs больше или равны 1); во второй, названной "дальней" зоной, преобладала конденсационная компонента (коэффициенты фракционирования ^{144}Ce и ^{90}Sr относительно ^{137}Cs < 1).

В пределах двух выделенных зон поведение радионуклидов в системе "почва-растение" весьма различно. В "ближней" к реактору зоне свойства ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{144}Ce в значительной степени определяются вхождением их помимо ППК (почвенного поглощающего комплекса) в состав трансформированных топливных частиц.

Радиоцезий, входящий в состав частиц композитных материалов (прежде всего, графита), максимальное количество которых сосредоточено в "ближней" к реактору зоне, в течение всего периода исследований (1986-1992 гг.) постепенно выщелачивался из них, оставаясь легкодоступным для усвоения растениями. В то же время, большая часть радионуклида, перешедшая в почвенный поглощающий комплекс, стала более труднодоступной для растений вследствие процесса необратимой фиксации ^{137}Cs глинистыми минералами почвы. Таким образом, в течение периода исследований (1988-1992 гг.) подвижность радиоцезия в системе "почва-растение" должна быть (и была) выше в "ближней" к реактору зоне, где преобладают топливные частицы, в том числе и композитных материалов, чем в "дальней", с преобладанием конденсационной формы выпадения, что и было подтверждено экспериментальными данными. Коэффициенты пропорциональности ^{137}Cs , в "ближней" зоне, в среднем, оказались, в 1988 г. в 1.6, в 1989 г. в 2.4, в 1990-м – в 3.1, а в 1992 году – в 4.0 раза выше, чем в "дальней". Была также отмечена повышенная концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах, собранных на участке, где в выпадениях преобладала топливная компонента. При этом содержание радионуклида в обменной форме было минимальным – в 2.5-7 раз меньше по сравнению с другими участками, расположенными в "дальней" зоне. Это может быть связано с переходом ^{137}Cs в лизиметрические воды за счет выщелачивания из частиц графита и трансформированного ядерного топлива.

Поступление ^{137}Cs в естественный злаковый травостой также снижалось с течением времени по экспоненциальному закону, что, по-видимому, связано с уменьшением содержания радионуклида в обменной и подвижной формах в почве. Периоды полуснижения накопления ^{137}Cs растениями, начиная с 1987 года по 1992 год, варьировали в пределах 2.1-7.3 года для автоморфных и гидроморфных почв "ближней" и "дальней" зон.

Главным фактором, оказывающим влияние на поступление ^{137}Cs в растения в пределах 30-километровой зоны вокруг ЧАЭС по результатам исследований оказалась форма выпадения радионуклида. Далее, в порядке уменьшения влияния следовали: тип водного режима почвы, агрохимические и физические свойства почвы (в порядке уменьшения оказываемого воздействия на переход радиоцезия в растения: pH, содержание подвижных форм фосфора, марганца, калия, ЕКО).

Оценка последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции невозможна без учета снижения концентрации и перераспределения радиоцезия в профиле почв с течением времени. С этой целью была использована двухкомпонентная квазидиффузионная

модель вертикальной миграции ^{137}Cs в почве. Она позволила удовлетворительно описать имеющиеся экспериментальные данные и сделать прогноз относительно перемещения радиоцезия в почве. Как известно, низкая влажность влияет на замедление темпов вертикальной миграции ^{137}Cs в автоморфных почвах по сравнению с гидроморфными, поэтому, полученные периоды полувыведения радионуклида из корнеобитаемого слоя почв оказались существенно выше у автоморфных почв, чем у гидроморфных. Эффективные периоды полувыведения радионуклида из слоя 0-5 см варьировали от 18.8 до 27.7 лет, из слоя 0-10 см – от 27.3 лет до 30.1 года. Экологические периоды полувыведения радиоцезия, не учитывающие процесс радиоактивного распада последнего, также различались для гидроморфных и сопряженных с ними автоморфных почв, а именно, для гидроморфных почв они оказались короче и составили для слоя 0-5 см 172-461 год, 0-10 см – 282-758 лет. Для автоморфных почв соответствующие периоды составили: 393-763 года и 646-1253 года. Прогноз изменения концентрации ^{137}Cs в любом слое почв со временем на основании вышеуказанной модели показал, что концентрация радионуклида, например, в верхнем 0-1 см слое как автоморфных, так и гидроморфных почв через 35 лет снизится весьма значительно (в 5.7-6.6 раз).

Ничтожная концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах определяет крайне незначительный вынос радионуклида с гравитационным током влаги из верхнего слоя почв. Вынос ^{137}Cs за пределы слоя 0-2 см с гравитационным током влаги в течение вегетационного периода в 1988-м и в 1990-м гг. составлял соответственно от 1.1×10^{-2} до 6.0×10^{-2} % и от 6.0×10^{-3} до 2.6×10^{-2} % от запасов ^{137}Cs в слое почв 0-2 см.

Выводы

1. Свойства выпадений – ведущий фактор, который определяет опасность для агроландшафтов радионуклидов "чернобыльского" происхождения [49-51 34, 35], проявляющаяся, в частности, в высокой биологической доступности и миграционной способности радионуклидов "чернобыльского" происхождения в системе почва – растение в течение первых 6 лет после аварии, причем значимы адсорбция, ассоциация и комплексообразование ионов в почвенном растворе [52-55]. следующий по значимости фактор – характер водного режима почв, что накладывает дополнительные ограничения на способы его регулирования [56], третий фактор – свойства почвы, важнейшим из которых является кислотность. Вывод согласуется с результатами исследований [57, 58] искусственного внесения радиоцезия в почву в водорастворимой форме.

2. В результате прочной фиксации ^{137}Cs в почве снижается его биологическая доступность, причем процесс фиксации радиоцезия происходит интенсивнее в гидроморфных почвах (за исключением торфяных), чем в сопряженных с ними автоморфных. В течение всего периода исследований (1988-1992 гг.) биологическая доступность радиоцезия в "ближней" зоне была значительно выше, чем в дальней и выше биологической доступности ^{137}Cs глобальных выпадений [59, 60].

3. Ничтожный вынос ^{137}Cs из верхних слоев исследованных почв с гравитационным током влаги показывает второстепенное значение механизма конвективного переноса радионуклида вглубь почвы, что позволяет при рассмотрении переноса ограничиваться рассмотрением квазидиффузионного механизма вертикальной миграции ^{137}Cs .

Примечания

1. Сборник методик по определению радиоактивности окружающей среды. I. Методики радиохимического анализа // Под ред. Г.А. Середы, З.С. Шулепко. М.: Гидрометеиздат, 1966. 77 с.

2. Тимофеев-Ресовский Н.В., Титлянова А.А., Тимофеева Н.А. и др. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва-раствор // Радиоактивность почв и методы ее определения. М.: Наука, 1966. С. 46-61

3. Крышев И.И., Алексахин Р.М., Рябов И.М., Махонько К.П., Таскаев А.И. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии // Под ред. Крышева И.И. Ядерное общество СССР. Серия "Радиоэкологические аспекты ядерной энергетики". М., 1991. 172 с.

4. Семенютин А.М. и др. Особенности вертикальной миграции стронция-90 и цезия-137 в почвах зоны ЧАЭС / Тез докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии, т.1. Обнинск, 1990. С. 17-18.
5. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.В., Кляшторин А.Л. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС // Почвоведение» 1990. № 10. С. 41-50.
6. Гребенщикова Н.В., Самусев Н.И., Новак А.А. Поведение радионуклидов Cs в дерново-подзолистых, почвах Гомельской области // Тез. докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии, т.1. Обнинск, 1990. С.18-19
7. Смеян Н.И., Марцуль И.И. Загрязнение земель сельскохозяйственных угодий БССР радионуклидами, их формы и вертикальная миграция в основных типах почв // Мат. науч. конф. "Основные положения концепции с.- х. производства в зоне радиационного загрязнения выбросами Чернобыльской АЭСю 20-21 июля 1989. Минск, 1990. С. 38-46.
8. Ратников А.Н. , Попова Г.Е., Петров К.В. и др. Особенности вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах с.-х. угодий некоторых областей РСФСР, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС / Тез докл. Всес. конф. "Проблемы ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном производстве – пять лет спустя: итоги, проблемы и перспективы". Т. 1. Обнинск, 1991. С. 4.
9. Шутов В.Н., Аржанова Е.В., Басалаева Л.Н. Вертикальная миграция радиоцезия в почвах // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии, т.1. Обнинск. 1991. С. 32-33.
10. Бобовникова Ц.И., Вирченко Е.П., Коноплев А.В. и др. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на ЧАЭС // Почвоведение. 1990, № 12. С. 20-25.
11. Рерих Л.А., Моисеев И.Т. Связь между формами нахождения радиоцезия в почвах и поступлением его в растения // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии, Т. 1. Обнинск, 1990. С. 31-32.
12. Иванов Ю.А., Лощилов Н.А., Орешич Л.А. и др. Динамика мобильных форм цезия-137 выпадений аварийного выброса ЧАЭС в почвах // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Вып. 2 / Под ред. Лощилова Н.А. Киев: УНИИСХР, 1992. С. 43-56.
13. Перепелятников Г.П., Ильин М.И., Пристер В.С. Рациональное использование лугов зоны Полесья УССР, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии, т. 1. Обнинск, 1990. С. 39.
14. Пятнова Т.Т., Гребенщикова Н.В., Левков И.А. Поступление радионуклидов Cs в сельскохозяйственную продукцию из почв 30-км зоны ЧАЭС // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии, т. 1. Обнинск, 1990. С. 37-38.
15. Фирсакова С.К., Гребенщикова Н.В., Тимофеев С.Ф., Новик А.А., академик ВАСХНИЛ Алексахин Р.М. Эффективность агромероприятий по снижению накопления ^{137}Cs растениями на лугопастбищных угодьях в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Доклады ВАСХНИЛ, 1992, № 3. С. 25-27.
16. Бондарь П.Ф., Заика В.В., Дутов А.И. Накопление ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от биологических особенностей растений // Тез. докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии, т.1. Обнинск, 1990. С. 39-40
17. Пристер В.С., Омеляненко Н.П., Перепелятникова Л.В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 51-60.
18. Алексахин Р.М., Маликов В.Г., Жуков Б.М., Савченко В.Н. Радиоактивное загрязнение растений из почв Белоруссии // Тез. докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии, т.1. Обнинск, 1990. С. 36.
19. Пристер Б.С., Перепелятников Г.П., Ильин М.И. Актуальные проблемы кормопроизводства в условиях радиоактивного загрязнения территории // "Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Вып. 2 / под ред. Лощилова Н.А. Киев: УНИИСХР, 1992. С. 71-88.
20. Schuller P., Handl J., Trump er R. Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters // Health Physics. 1988. Vol. 55. No 3. pp 575-577.

21. Ветров В.А., Андрианова Г.А., Олейник Р.Н. и др. Миграция чернобыльских радионуклидов в системе почва-растения в естественных и агроэкосистемах // Тез. докл. Всес. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграций радионуклидов. Суздаль, 1989. С. 113-114.
22. Livens F.R., Horrill A.D., Singleton D.L. Distribution of radiocaesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe // Health Phys. 1991. Vol. 60. No 4. pp. 539-545.
23. Корнеев Н.А., Поваляев А.П., Алексахин Р.М. и др. Сфера агропромышленного производства – радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и основные защитные мероприятия // Атомная энергия, 1988, Т. 65. Вып. 2. С. 129-134.
24. Ильин М.И., Перепелятников Г.П., Пристер Б.С. Влияние приемов коренного улучшения торфяного луга на переход ^{137}Cs из почвы в травостой // Тез. докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии. Т. 1. Обнинск, 1990. С. 42.
25. Куновский В.И., Пристер В.С., Перепелятникова Л.В. Изучение эффективности мероприятий по снижению накопления цезия-137 в клубнях картофеля // Тез. докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии. Т. 1. Обнинск, 1990. С. 91-92.
26. Перепелятникова Л.В., Пристер В.С., Халеев В.В. и др. Система применения удобрений и мелиорантов в условиях радиоактивного загрязнения после аварии на ЧАЭС // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии. Т. 1. Обнинск, 1990. С. 95
27. Фирсакова С.К., Гребенщикова Н.В., Новик А.А. и др. Эффективность различных способов обработки дернины при снижении загрязнения луговых травостоев // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии. Т. 1. Обнинск, 1990. С. 95-96.
28. Кузнецов В.К., Санжарова Н.М., Усачева Т.Е. и др. Эффективность агротехнических мероприятий по снижению загрязнения сельскохозяйственной продукции ^{137}Cs в условиях Белорусского Полесья // Тез докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии, Т. 1. Обнинск, 1990. С. 114-115.
29. Анисимов В. С., Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. Изучение поведения ^{137}Cs в системе почва – растение на постоянных пробных площадках, расположенных в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС в период 1987-1992 гг.: I. Формы выпадения и динамика форм нахождения ^{137}Cs в почвах // Biogeosystem Technique. 2016. № 1(7). С. 17-40.
30. Анисимов В.С. Влияние формы аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность ^{137}Cs в системе "почва – растение" в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС // Диссертация на соиск. уч. степ. канд. биол. наук. Обнинск. 1995. 140 с.
31. Анисимов В. С., Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. О формах нахождения и вертикальном распределении ^{137}Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение, 1991, № 9. С. 31-40.
32. Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. Миграция ^{137}Cs в почвах с гравитационным потоком влаги // Доклады РАСХН. 1994. № 1. С. 24-26.
33. Анисимов В. С, Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. Влияние физических и агрохимических свойств торфяных почв на относительное содержание различных форм ^{137}Cs , извлекаемых при разном соотношении почва: экстрагент // Материалы международной конференции «Радиоэкология торфяных почв». Санкт-Петербург 7- 11 июня 1994 г. С.-Петербург, 1994. С. 101-104.
34. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Anisimov V.S., Kuznetsov V.K., Chernyayeva L.G. Changes in the forms of ^{137}Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident // The Science of the Total Environment. 1994. No 154. P. 9-22
35. Методические рекомендации (по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды) // Под общ. редакцией А.Н. Мареев и А.С. Зыковой. М.: МЗ СССР, 1980. 336 с.
36. Методические указания по контролю за радиоактивным загрязнением сельскохозяйственных угодий прилегающих к атомным электростанциям. М.: ЦИНАО, 1990. 15 с.
37. Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС // под ред. Махонько К.П. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 264 с.
38. Шилова Е.И. Метод получения почвенного раствора в природных условиях // Почвоведение, 1955. № 11. С. 86-90.

39. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М. Агропромиздат, 1986. 416 с.
40. Сельскохозяйственная радиология // Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. М.: Экология, 1992. 400 с.
41. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. М.: Агропромиздат, 1985. 352 с.
42. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова Н.Я. Глобальные выпадения ^{137}Cs и человек. М.: Атомиздат, 1974. 168 с.
43. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова И.Я. Радиационно-гигиеническая значимость цезия-137 в некоторых районах страны // Под ред. Рамзаева П.В. // Радиационная гигиена. Изд-во Медицина, 1971, Вып. 4. С. 124-126.
44. Новикова Н.Я., Орлова Е.М., Бархударов Р.М. и др. Особенности миграции Cs-137 из почвы в растительность в районах Белорусского Полесья / Тез. Докл. симп. "Исследование форм соединений радионуклидов и механизмы их миграции в почвах и растениях". Тбилиси. 15-19 дек 1970. С. 123.
45. Владыченский С.А. Практические занятия по мелиорации почв. М.: МГУ, 1960. 166 с.
46. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат» 1974. 215 с.
47. Романов Г.Н. Ликвидация последствий радиационных аварий. Справочное руководство. М.: Изд-во "ИЗДАТ", 1993. 333 с.
48. Kerpen W. ^{137}Cs sorption and desorption in relation to properties of 17 soils // 4 Symp. int. radioecol. Cadarache "Impact accidents orig. nucl. environ., 14-18 mars. Cadarache. 1988. Vol. 1. pp 188-201.
49. Anisimov Vyacheslav S., Dmitry V. Dikarev, Lidia N. Anisimova, Yury N. Korneev, Ilja V. Kochetkov The Influence of Soil Physical and Chemical Characteristics on Bioavailability of ^{60}Co // Biogeosystem Technique, 2015, Vol.(6), Is. 4, pp. 327-344. DOI: [10.13187/bgt.2015.6.327](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.6.327)
50. Glazko VI, Zybaylov VL Glazko TT Increasing the level of ionizing radiation: "horizontal" and "vertical" biological and biosocial consequences (on example of the Chernobyl and Fukushima-1 accidents) // Agricultural Biology. 2016. T. 51. № 2. pp 141–155. doi: 10.15389 / agrobiology.2016.2.141rus
51. Glazko VI, Glazko TT. Laws of anthropogenic (ecological) disasters – the example of the Chernobyl accident // Biotechnol. & Biotechnol. 2011. Vol. 25, No 4. pp 1–6. DOI: [10.5504/bbeq.2011.0088](https://doi.org/10.5504/bbeq.2011.0088).
52. Anatoly P. Endovitsky, Angrey G. Andreev, Taniana M. Minkina, Valery P. Kalinichenko Ion's Association in Soil Solution among the Drivers of Biogeosystem Dynamics // Biogeosystem Technique, 2015, Vol.(5), Is. 3, pp. 267-285. DOI: [10.13187/bgt.2015.5.267](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.5.267)
53. Kalinichenko Valery P. Biogeosystem Technique as a Paradigm of Non-waste Technology in the Biosphere // Biogeosystem Technique, 2015, Vol. (3), Is. 1, pp. 4-28. DOI: [10.13187/bgt.2015.3.4](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.3.4)
54. T.M. Minkina, D.L. Pinskiy, T.V. Bauer, S. S. Mandzhieva, O. N. Belyaeva, V.P. Kalinichenko, A.P. Endovitsky. Effect of attendant anions on zinc adsorption and transformation in chernozem // Journal of Geochemical Exploration. 2014. 144. Pp. 226-229. DOI: [10.1016/j.gexplo.2013.12.016](https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.12.016)
55. Batukaev A.A., Anatoly P. Endovitsky, Andrey G. Andreev, Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina, Zaurbek S. Dikaev, Saglara S. Mandzhieva, and Svetlana N. Sushkova Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // Solid Earth, 7, Issue, 2, 415-423, doi:10.5194/se-7-415-2016, 2016
56. Kalinichenko V. Biogeosystem Technique as a Base of the New World Water Strategy // Biogeosystem Technique. 2014. № 2 (2). С. 100-124. DOI: [10.13187/bgt.2014.2.100](https://doi.org/10.13187/bgt.2014.2.100)
57. Schuller P., Handl J., Trumper R. Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters // Health Physics. 1988. Vol. 55. No 3. pp. 575-577.
58. Steffens W., Mittelstaedt W., Klaes J. and Funk P. Radionuclide transfer Sr, Cs, Co and Mn to plants grown on soils with different physical and chemical properties and from different sites at Eschweiler, Gorleben, Biblis and Stade // F.R.G. Compacts of 6th International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA). Berlin. 7-12 Mai. 1984. Vol. 1. pp 193-196.

59. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 132 с.

60. Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Агрохимия цезия-137 и его поглощение сельскохозяйственными растениями // Агрохимия. 1977. №2. С.129-142.

References

1. Collection of methods for the determination of environmental radioactivity. I. Methods of radiochemical analysis // ed. by G.A. Sereda, Z.S. Schulepko. Moscow: Gidrometeoizdat. 1966. 77 p. (in Russian)

2. Timofeev-Resovskii N.V., Titlyanova A.A., Timofeeva N.A., etc. The behavior of radioactive isotopes in the system soil-solution // Radioactivity of soils and methods of its determination. M.: Nauka. 1966. pp 46-61. (in Russian)

3. Kryshev I.I., Alexakhin R.M., Ryabov I.M., Makhonko K.P., Taskaev A.I. Radioecological consequences of the Chernobyl accident // Ed. by I.I. Kryshev. Nuclear society of the USSR. A series of "Radioecological aspects of nuclear power". M.: 1991. 172 p. (in Russian)

4. Semenyutin A.M., etc. Features vertical migration of strontium-90 and cesium-137 in soils of Chernobyl zone // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 17-18. (in Russian)

5. Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I., Tsvetnova O.V., Klyashtorin A.L. Geochemical migration of radionuclides in forest ecosystems of ChNPP radioactive contamination // Pochvovedenie. 1990. No 10. pp 41-50. (in Russian)

6. Grebenshchikova N.V., Samusev N.I., Novak A.A. Behavior of Cs radionuclides in sod-podzolic soils of the Gomel region // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 18-19. (in Russian)

7. Smeyan N.I., Martsul' I.I. Pollution of arable land of the BSSR by the radionuclides, its species and vertical migration in the main types of soils // Proc. of the Sci. Conf. "The basic concept of agricultural production in the zone of radiation contamination by the emissions of the Chernobyl NPP. (20-21 July 1989). Minsk. 1990. pp 38-46. (in Russian)

8. Ratnikov A.N., Popova G.E., Petrov K.V., etc. The features of vertical migration of ^{137}Cs in soils of the agricultural land in some areas of the RSFSR, exposed to radioactive contamination as a result of the Chernobyl accident // Abstr. of the All-USSR Conf. "Problems of liquidation of consequences of Chernobyl accident in the agricultural crop production – five years later: results, problems and prospects". Vol. 1. Obninsk. 1991. p 4. (in Russian)

9. Shutov, V.N., Arzhanova E.V., Basalaeva, L.N. The vertical migration of radiocesium in soils // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 32-33. (in Russian)

10. Bobovnikova Ts.I., Virchenko, E.P., Konoplev A.V. Chemical speciation of long-lived radionuclides and their transformation in soils of the zone of the Chernobyl NPP accident // Pochvovedenie. 1990. No. 12. pp 20-25. (in Russian)

11. Rerikh L.A., Moiseyev I.T. The relationship between finding forms of radiocesium in soils and availability to plants /Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 31-32. (in Russian)

12. Ivanov Yu.A., Loshilov N. A., Oresic L.A. etc. The Dynamics of mobile forms of cesium-137 fallout of the ChNPP accident in soils // Problems of Agricultural Radiology/ Edited by Loschilov N.A. Kiev: UIARAE. 1992. Vol. 2. pp 43-56. (in Russian)

13. Perepelyatnikov G. P., Il'in M.I., Priester V.S. The rational use of grassland area of Polesye of the Ukrainian SSR, exposed to radioactive contamination as a result of the Chernobyl accident // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. p. 39. (in Russian)

14. Pyatnova T.T., Grebenshchikova N.V., Levkov I.A. The accumulation of Cs radionuclides in agricultural products from the soil within 30-km zone of ChNPP // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 37-38. (in Russian)

15. Firsakova S.K., Grebenshchikova N.V., Timofeev S.F., Novik A.A., academician Alexakhin R.M. The efficiency of soil-conservation measures to reduce ^{137}Cs accumulation by plants in grasslands in the area of Chernobyl NPP // The Reports of Russian Academy of Agricultural Sciences. 1992. No 3. pp 25-27. (in Russian)

16. Bondar', P.F., Zaika V.V., Dutov A.I. Accumulation of ^{137}Cs in agricultural crops' yield as depending on the biological features of plants // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 39-40. (in Russian)
17. Priester V.S., Omel'yanenko N.P., Perepelyatnikova L.V. The migration of radionuclides in soil and their transfer into plants in the zone of the Chernobyl NPP accident // Pochvovedenie. 1990 No. 10. pp 51-60. (in Russian)
18. Alexakhin R.M., Malikov V.G., Zhukov B.M., Savchenko V.N. Radioactive contamination of plants from soils of Belarus // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 36 (in Russian)
19. Priester B.S., Perepelyatnikov G.P., Il'in M.I. The actual problems of forage production in conditions of radioactive contamination of the territory // Problems of Agricultural Radiology // Edited by Loschilov N.A. Kiev: UIARAE. 1992. Vol. 2. pp 71-88. (in Russian)
20. Schuller P., Handl J., Trump er R. Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters // Health Physics. 1988. Vol. 55. No 3. pp 575-577.
21. Vetrov V.A., Andrianova, G.A., Olejnik R.N. Migration of Chernobyl radionuclides in the system soil-plants in natural and agro-ecosystems // Abstr. of the All-USSR Meeting "Principles and Methods of Landscape-geochemical Studies of Radionuclides Migration. Suzdal'. 1989. pp 113-114. (in Russian)
22. Livens F.R., Horrill A.D., Singleton D.L. Distribution of radiocaesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe // Health Phys. 1991. Vol. 60. No 4. pp 539-545.
23. Korneev N.A., Povalyaev A.P., Alexakhin R.M. etc. Scope of agricultural production – the radiological consequences of the Chernobyl accident and main protective measures // Atomic Energy. 1988. Vol. 65. Is. 2. pp 129-134. (in Russian)
24. Il'in M.I., Perepelyatnikov G.P., Priester, B.S. The influence of the methods of peat meadows radical improvement on ^{137}Cs transition from soil to plant /Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. p 42. (in Russian)
25. Kunovsky V.I., Priester V.S., Perepelyatnikova L.V. The study of the effectiveness of measures to reduce the accumulation of cesium-137 in potatoes // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 91-92. (in Russian)
26. Perepelyatnikova L.V., Priester V.S., Chaleev V.V. System of fertilizers and ameliorants application in the conditions of radioactive pollution after the accident at the Chernobyl nuclear power plant // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. p 95. (in Russian)
27. Firsakova S.K., Grebenshikova N.I., Novik A.A., etc. The Efficiency of different methods of handling the sod by reducing the pollution of meadow herbage // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. P. 95-96 (in Russian)
28. Kuznetsov V. K., Sanzharova N. M. Usacheva T. E. et al. The effectiveness of agro-technical measures to reduce contamination of agricultural products by ^{137}Cs in the conditions of Belarusian Polesye // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. P. 114-115 (in Russian)
29. Anisimov V. S., Sanzharova N. I., Alexakhin R. M. Behavior of ^{137}Cs in the system soil – plant in the stationary sampling sites located within the 30-kilometer zone of the Chernobyl NPP in the period 1987-1992: forms of fallout and chemical speciation dynamics of ^{137}Cs located in soils // Biogeosystem Technique. 2016. Vol. 7. Is. 1. pp. 17-40 (in Russian)
30. Anisimov V.S. The influence of the accidental fallout forms as well as physical and chemical properties of the soils on ^{137}Cs mobility in the system “soil – plant” within the 30-kilometer zone of Chernobyl NPP // Ph.D. Theses. Obninsk. 1995. 140 p. (in Russian)
31. Anisimov V.S., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M. On the chemical speciation and vertical distribution of ^{137}Cs in soils in the zone of Chernobyl NPP // Pochvovedenie. 1991. No. 9. P. 31-40. (in Russian)
32. Anisimov V.S., Sanzharova N.I, Alexakhin R.M. The migration of ^{137}Cs in the soils with the gravitational flow of moisture// Reports of the RAAS. 1994. No 1. pp 24-26. (in Russian)
33. Anisimov V.S., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M. The Influence of physical and agrochemical properties of peat soils on the relative content of different forms of ^{137}Cs extracted with different ratios of soil: extractant // Proc. of the Int. Conf. "Radioecology of Peat Soils". (St. Petersburg. June 7 – 11. 1994). St. Petersburg, 1994. pp 101-104. (in Russian)

34. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Anisimov V.S., Kuznetsov V.K., Chernyayeva L.G. Changes in the forms of ^{137}Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident // *The Science of the Total Environment*. 1994. No 154. pp 9-22.
35. Methodological recommendations (on sanitary control over the content of radioactive substances in environment objects) / Edited by A.N. Marey and S.A. Zykova. M.: USSR Ministry of Health, 1980. 336 p. (in Russian)
36. Methodical instructions on control of radioactive contamination of agricultural land adjacent to nuclear power plants. M: CISAS. 1990. 15 p. (in Russian)
37. Guidelines for the control of the natural environment in the area of NPP /Ed. by Makhonko K.P. L.: HydroMeteoizdat, 1990. 264 p. (in Russian)
38. Shilova E. I. Method for obtaining soil solution in natural conditions // *Pochvovedenie*. 1955. No 11. pp 86-90. (in Russian)
39. Vadyunina A.F., Korchagina Z.A. Research methods for soil physical properties investigations. M. Agropromizdat, 1986. 416 p. (in Russian)
40. Agricultural Radiology/ Edited by Aleksakhin R.M. and Korneev N.A. M.: Ecology, 1992. 400 p. (in Russian)
41. Dospechov B.A. Technique of field method. M.: Agropromizdat, 1985. 352 p. (in Russian)
42. Marey A.N., Barhudarov R.M., Novikova N.Ya. Global fallout of ^{137}Cs and a Man. M.: Atomizdat. 1974. 168 p. (in Russian)
43. Marey A.N., Barhudarov R.M., Novikova I.Ya. Radiation-hygienic significance of cesium-137 in some parts of the country /Ed. by Ramzaev P.V. Radiation Hygiene. Medicine Publ. 1971. Is. 4. pp 124-126. (in Russian)
44. Novikova N.Ya., Orlova E. M., Barkhudarov R.M., etc. Features of Cs-137 migration from soil to vegetation in areas of the Belarusian Polesye /Abst. Symp. "The study of forms of the compounds of radionuclides and mechanisms of its migration in soils and plants". Tbilisi. 15-19 Dec. 1970. p. 123
45. Vladychensky S.A. Practical training in soil reclamation. M. Moscow State University Publishing, 1960. 166 p.
46. Pavlotskaya F.I. Migration of radioactive products of global fallout in soils. M: Atomizdat, 1974. 215 p. (in Russian)
47. Romanov G. N. Liquidation of consequences of radiation accidents. Reference manual. M: Publishing house "PUBLISHING", 1993. 333 p. (in Russian)
48. Kerpen W. ^{137}Cs sorption and desorption in relation to properties of 17 soils // 4 Symp. int. radioecol. Cadarache "Impact accidents orig. nucl. environ., 14-18 mars. Cadarashe. 1988. Vol. 1. P. 188-201
49. Anisimov Vyacheslav S., Dmitry V. Dikarev, Lidia N. Anisimova, Yury N. Korneev, Ilja V. Kochetkov The Influence of Soil Physical and Chemical Characteristics on Bioavailability of ^{60}Co // *Biogeosystem Technique*, 2015, Vol.(6), Is. 4, pp. 327-344. DOI: [10.13187/bgt.2015.6.327](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.6.327)
50. Glazko VI, Zybaylov VL Glazko TT Increasing the level of ionizing radiation: "horizontal" and "vertical" biological and biosocial consequences (on example of the Chernobyl and Fukushima-1 accidents) // *Agricultural Biology*. 2016. T. 51. № 2. pp 141-155. doi: 10.15389 / agrobiology. 2016.2.141rus
51. Glazko VI, Glazko TT. Laws of anthropogenic (ecological) disasters – the example of the Chernobyl accident // *Biotechnol. & Biotechnol.* 2011. Vol. 25, No 4. pp 1-6. DOI: 10.5504/ bbeq. 2011.0088.
52. Anatoly P. Endovitsky, Angrey G. Andreev, Taniana M. Minkina, Valery P. Kalinichenko Ion's Association in Soil Solution among the Drivers of Biogeosystem Dynamics // *Biogeosystem Technique*, 2015, Vol.(5), Is. 3, pp. 267-285. DOI: [10.13187/bgt.2015.5.267](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.5.267)
53. Kalinichenko Valery P. Biogeosystem Technique as a Paradigm of Non-waste Technology in the Biosphere // *Biogeosystem Technique*, 2015, Vol. (3), Is. 1, pp. 4-28. DOI: [10.13187/bgt.2015.3.4](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.3.4)
54. T.M. Minkina, D.L. Pinskiy, T.V. Bauer, S.S. Mandzhieva, O.N. Belyaeva, V.P. Kalinichenko, A.P. Endovitsky. Effect of attendant anions on zinc adsorption and transformation in chernozem // *Journal of Geochemical Exploration*. 2014. 144. Pp. 226-229. DOI: [10.1016/j.gexplo.2013.12.016](https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.12.016)

55. Batukaev Abdulmalik A., Anatoly P. Endovitsky, Andrey G. Andreev, Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina, Zaurbek S. Dikaev, Saglara S. Mandzhieva, and Svetlana N. Sushkova Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // *Solid Earth*, 7, Issue, 2, 415-423, doi:10.5194/se-7-415-2016, 2016
56. Kalinichenko V. Biogeosystem Technique as a Base of the New World Water Strategy // *Biogeosystem Technique*. 2014. № 2 (2). С. 100-124. DOI: 10.13187/bgt.2014.2.100
57. Schuller P., Handl J., Trumper R. Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters // *Health Physics*. 1988. Vol. 55. No 3. pp 575-577.
58. Steffens W., Mittelstaedt W., Klaes J. and Funk P. Radionuclide transfer Sr, Cs, Co and Mn to plants grown on soils with different physical and chemical properties and from different sites at Eschweiler, Gorleben, Biblis and Stade, F.R.G. Compacts of 6th International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA). Berlin. 7-12 May. 1984. Vol. 1. pp 193-196.
59. Alexakhin, R.M. Radioactive contamination of soils and plants. M.: Academy of Science of the USSR Publishing. 1963. 132 p. (in Russian)
60. Alexakhin R.M., Moiseyev I.T., Tikhomirov F.A. The chemistry of cesium-137 and its uptake by agricultural plants // *Agrochemistry*. 1977. No. 2. pp 129-142. (in Russian)

УДК 502.052 504.055 504.75.05 504.732 54.027 543.054 631.412

Поведение ^{137}Cs в системе почва – растение на постоянных пробных площадках, расположенных в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС в период 1987-1992 гг.: II. Вертикальная миграция в почвах и накопление ^{137}Cs травянистыми растениями естественных лугов

¹ Вячеслав Сергеевич Анисимов

² Наталья Ивановна Санжарова

³ Рудольф Михайлович Алексахин

¹⁻³ ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии», Российская Федерация
249032 Обнинск, Калужская обл., Киевское ш.,

¹ Кандидат биологических наук, заведующий лабораторией
E-mail: vsanisimov@list.ru

² Доктор биологических наук профессор, член-корреспондент Российской академии наук, директор института
E-mail: natsan2004@mail.ru

³ Доктор биологических наук профессор, академик Российской академии наук, научный руководитель института
E-mail: alexakhin@yandex.ru

Аннотация. Показано, что на территории 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС выделяются 2 зоны, различающиеся по форме выпадения радионуклидов. В первой, которая была названа "ближней" зоной, преобладала топливная компонента; во второй, названной "дальней" зоной, преобладала конденсационная компонента. В "ближней" к реактору зоне свойства ^{137}Cs в значительной степени определяются вхождением радионуклида помимо ППК (почвенного поглощающего комплекса) в состав трансформированных топливных частиц и композитных материалов (прежде всего, графита). Радиоцезий, входящий в состав частиц графита, в течение всего периода исследований (1986-1992 гг.) постепенно выщелачивался из них, оставаясь легкодоступным для усвоения растениями. В то же время, большая часть радионуклида, перешедшая в ППК, вследствие процесса необратимой фиксации ^{137}Cs глинистыми минералами почвы стала более труднодоступной для растений. В результате, в течение периода исследований подвижность радиоцезия в системе "почва-растение" была выше в "ближней" к реактору зоне, чем в "дальней", с преобладанием конденсационной формы

выпадения: коэффициенты пропорциональности ^{137}Cs , в "ближней" зоне, в среднем, оказались, в 1988 г. в 1.6, в 1989 г. в 2.4, в 1990-м – в 3.1, а в 1992 году – в 4.0 раза выше, чем в "дальней".

В лизиметрических водах, собранных на участках, с преобладанием топливной компоненты выпадений, была отмечена повышенная концентрация ^{137}Cs . При этом в почве участка, расположенного в «ближней» зоне, содержание радионуклида в обменной форме было в 2.5-7 раз меньше по сравнению с другими участками, расположенными в "дальней" зоне. Это может быть связано с переходом ^{137}Cs в лизиметрические воды за счет выщелачивания из частиц графита и трансформированного ядерного топлива.

Тем не менее, концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах была ничтожно малой, что определяло крайне незначительный вынос радионуклида с гравитационным током влаги из верхних слоев почв. Так, за пределы слоя 0-2 см почв «ближней» и «дальней» зон с гравитационным током влаги в течение вегетационных периодов в 1988-м и в 1990-м гг. было перемещено, соответственно, от 1.1×10^{-2} до 6.0×10^{-2} % и от 6.0×10^{-3} до 2.6×10^{-2} % от запасов ^{137}Cs в слое.

Главным фактором, оказывающим влияние на поступление ^{137}Cs в растения в пределах 30-километровой зоны вокруг ЧАЭС по результатам исследований оказалась форма выпадения радионуклида. Далее, в порядке уменьшения влияния следуют: тип водного режима почвы, агрохимические и физические свойства почвы (в порядке уменьшения оказываемого воздействия на переход радиоцезия в растения: рН, содержание подвижных форм фосфора, марганца, калия, ЕКО).

Поступление ^{137}Cs в естественный злаковый травостой снижается с течением времени по экспоненциальному закону. Периоды полуснижения накопления ^{137}Cs растениями, начиная с 1987 года по 1992 год, колеблются в пределах 2.1-7.3 года для автоморфных и гидроморфных почв "ближней" и "дальней" зон.

Экспериментальные данные по вертикальному распределению ^{137}Cs в почвах постоянных пробных площадок были обработаны с использованием двухкомпонентной квазидиффузионной модели миграции радионуклида в почве. В результате, были рассчитаны эффективные периоды полувыведения радионуклида из слоя 0-5 см. Они варьировали от 18.8 до 27.7 лет, из слоя 0-10 см – от 27.3 лет до 30.1 года. Экологические периоды полувыведения радиоцезия (не учитывающие процесс радиоактивного распада), различались для гидроморфных и сопряженных с ними автоморфных почв. Для гидроморфных почв они оказались короче и составляли для слоя 0-5 см 172-461 год, 0-10 см – 282-758 лет. Для автоморфных почв соответствующие периоды были равны: 393-763 года и 646-1253 года.

Ключевые слова: ^{137}Cs , радионуклид, форма выпадения, форма нахождения, вертикальная миграция, лизиметр, почва, злаковые травы, накопление, динамика.

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*



Published in the Russian Federation
International Journal of Environmental Problems
Has been issued since 2015.

ISSN: 2410-9339

E-ISSN: 2413-7561

Vol. 3, Is. 1, pp. 58-85, 2016

DOI: 10.13187/ijep.2016.3.58

www.ejournal33.com



UDC 631.1:631.459 (470.61): 633.11:551.588: 631.4:574:55:91:33:62

Technologies and Technical Means for Matter Recycling into the Soil (Review)

Valery P. Kalinitchenko

Institute of Soil Fertility of South Russian Federation, Russian Federation
346493 Persianovka, Rostov Region
Dr of Sc (Biol), Professor, Director
E-mail: kalinitch@mail.ru

Abstract

The conflict of biosphere and technology requires changed development paradigm, promotes the nature-similar technologies. The soils of agricultural lands are compacted, alkaline, acid, lose humus and nutrients. Geochemical cycle of matter in the soil is open, the material is leached and resides predominantly in deposits that due to the limited resources of the Earth leads to the extinction of the biosphere. The eluvial-illuvial soil evolution vector is unfavorable.

The by-products, as well as ores and rocks, are used to improve the soil. These are substances containing calcium and sulfate-containing, the last loosens the soil mineral phase. The volume of waste utilization in the soil is small.

The analysis is fulfilled of modern technologies and equipment focusing on by-products recycling in the soil. It is concluded that hardware is obsolete and outdated.

Biogeosystem Technique is proposed – the transcendental technical solutions and technology for management of biogeochemical cycles of matter in gaseous, liquid or solid phase for the environmentally sound recycling of matter in soils, consistent solutions of industrial and environmental problems of the Noosphere in a combined technological cycle:

- ✓ milling treatment of soil in a layer of 20-50 (30-60) cm introducing the substances in the soil allows to synthesize priority dispersion for biological processes;

- ✓ synthesis of substances directly in the soil;

- ✓ management of material composition of the soil solution;

- ✓ pulse intra continual-discrete paradigm irrigation and fertigation preserves the soil structure, eliminates the leaching of nutrients and humus, reduces water consumption by plants, enhances the geochemical barriers for contaminants spread, increases plant productivity.

Biogeosystem Technique increases the production of ecologically clean food and raw materials, enhances the attractiveness of environment to live in, creates prestigious jobs, strengthen influence of the Russian Federation as an exporter of high-tech products and innovative nature-similar technologies.

Keywords: biosphere, soil, by-products, recycling, biogeosystem technique, ecologically clean food and raw materials.

1. Введение

Почвы земель сельскохозяйственного назначения подвергаются уплотнению, осолонцеванию, слитизации, происходит обеднение гумусом и питательными веществами, поэтому внесение все больших доз минеральных удобрений не даёт ожидаемого эффекта [1]. Имеет место конфликт биосферы и технологии, в мире назрел вопрос о смене парадигмы развития, предложено развивать природоподобные технологии [2-4]. В почвах до 99 % тупиковых пор, что не позволяет корням растений и биоте полноценно развиваться [5]. Биологический процесс глубже пахотного слоя прекращается, складывается элювиально-иллювиальный вектор эволюции почвы и его отрицательные эффекты в почвах [6], ландшафтах, природно-территориальных комплексах которые приводят к деградации [7, 8], все больше усложняется проблема почвенного конструирования. Геохимический цикл вещества в почвах разомкнут, оно выщелачивается и преимущественно пребывает в депозитах. Это при ограниченности ресурсов Земли ведет к угасанию биосферы.

Неуправляемая природно-антропогенная эволюция почв – опасный процесс. Уже в 1994 году солонцы и другие деградированные почвы в РФ занимали несколько десятков миллионов гектаров [9], в 2007 году – 20,1 % площади земельных угодий [10]. Темп деградация почв таков, что солонцовые земли в официальных документах уже не выделяют.

Недалековидный подход к состоянию и использованию земельного фонда обуславливает отсутствие стратегического видения развития [11-13].

Стоит задача преодолевать проблемы защиты окружающей среды, создавать экологический каркас агроландшафта, утилизировать в почве минеральное и органическое вещество [14, 15], исключить эоловое распространение загрязнений [16-18].

XXI век требует принципиального переосмысления подходов к технологической активности в биосфере в фокусе ее устойчивости, продуктивности, рекреационного качества, привлекательности для жизни, синтеза природоподобных технологий и, соответственно, не имеющих аналогов технических решений для их реализации [3].

2. Обсуждение и результаты

Мелиорация почв

Многообразие почв мира используют с целью получить больше продовольствия и сырья. Агротехника – система мер создания стартовых условий развития агроценоза и ухода за ним, в частности, дополнительное питание растений – удобрение. Ввиду того, что почва – динамичная система, достаточно быстро эволюционирующая при смене условий развития, климатических флуктуациях, антропогенном воздействии, применяют меры коррекции ее свойств – мелиорацию.

Для выполнения этой цели применяют агротехническую, комплексную мелиорацию, фитомелиорацию, фитоэкстракцию, ризофилтрацию, ризостабилизацию. Сложнейший вид мелиорации – ирригация.

Важным предметом мелиорации является преодоление слитизации и осолонцевания почвы. Эти явления не всегда напрямую связаны с наличием поглощенного натрия [19]. Порог содержания натрия в почвенном поглощающем комплексе, при котором проявляются признаки солонцового педогенеза, предлагают полагать равным 3 %.

Причина неудовлетворительных агрофизических свойств почвы – минералогическая композиция тонкодисперсной фазы, трансформация лабильных минералов в супердисперсную форму [20].

Супердисперсное состояние тонкодисперсной фазы почвы способствует изменению минералов [21].

Сульфаты, карбонаты, легкорастворимые соли затрудняют переход лабильных минералов в супердисперсную форму. Возможности направленного синтеза минералов теоретически и практически показаны в сфере неорганических вяжущих веществ. Одним из драйверов процесса является сульфатная коррозия минералов как результат образования гипса при обменной реакции сульфата с гидроксидом кальция.

Для химической мелиорации почв широко используют самые разнообразные вещества – гипс, глауконит, цеолит, фосфогипс (ФГ), железный купорос, пирит, пиритный огарок, продукты серной кислоты, электролит травления стали, продукты улавливания отходящих газов ТЭС и другие побочные продукты производства, а также руды и горные породы [22].

Это вещества, как содержащие кальций, так и имеющие преимущественно сульфатную основу. Для карбонатных почв в качестве мелиоранта подходит вещество, содержащее сульфат, который, воздействует на минеральную часть почвы и разрыхляет ее, взаимодействует с кальцием карбонатов почвы, обеспечивая замену в ППК натрия на кальций [23].

Утилизация побочных химических продуктов недопустимо мала, по ФГ в мире она составляет 15 % Остальное – свалка – суша, прибрежные территории, Мировой океан (в Европе запрещено с 1998 г.) [24].

Реактивность химических побочных продуктов обусловлена тем, что они не пассивированы в геологических депозитах, как природные материалы [25-27].

Действие мелиоранта усиливают добавлением различных минеральных и органических веществ. Применяют: навоз, кизельгур, осадок сточных вод, барда, фекал, опилки, отходы пищевой промышленности, биочар, другие содержащие органическое вещество субстанции, смешивают их с ФГ в соотношении от 1:1 до 20:1. ФГ обеспечивает химическую фиксацию азота, что повышает качество компоста, предотвращает потерю аммиака, ослабляя минерализацию навоза и органического вещества почвы. ФГ в количестве 10 % сухой массы свиного навоза с добавлением 0,2 % дициандиамида (DCD, $C_2H_4N_4$) уменьшает эмиссию NH_3 , CH_4 , NO_2 . Смешение минеральных и органических веществ желательно выполнять непосредственно в почве [28].

Успех мелиорации определяется тем, каково будет новое сочетание факторов эволюции почвы и ландшафта [29, 30].

Мелиорация почв в дождевой агрокультуре

В автоморфных условиях дождевой агрокультуры рост корней растения замедляется при твердости почвы $>1,2$ МПа. Установлено, что твердость больше при редуцированной системе обработки почвы: 0-15 см -0,5 МПа; 30 см -4,5 МПа; 50 см -2,5 МПа; по сравнению со стандартной системой обработки: 0-25 см -0,5 МПа; 30 см -3,5 МПа; 50 см -2,5 МПа. Производство фуража на 33,6 % больше при стандартной обработке почвы по сравнению с редуцированной. Но в России продолжают использовать по-till [26].

В Ростовской области свойства солонцов в комплексе с каштановыми почвами улучшали посредством внутрипочвенной фрезерной обработки слоя 20-45 см, крошили и перемешивали иллювиальный и подсолонцовый горизонты почвы. Через 30 лет после почвенно-мелиоративной фрезерной обработки плугом ПМС-70 количество гумуса в слое 20-40 см достигает 3,3 %, в слое 20-40 см – 2,4 %, количество поглощенного Na^+ в слое 20-30 см составляет 10,6 % от емкости катионного обмена почвы и 19,8 % для необработанной почвы, как и до проведения мелиорации. Пространственная изменчивость структуры почвенного покрова меньше исходной. Прибавка урожайности сельскохозяйственных культур составляет 25-60 % и более от уровня стандартной технологии земледелия в течение всего периода наблюдений 1972-2012 гг. [31].

Изучили влияние длительного действия различных способов мелиорации почвы на агрофизические, физико-химические и агрохимические свойства комплекса темно-каштановой солонцеватой почвы с солонцами глубокими при отвальной обработке почвы ПЛН-5-35 на глубину 20-22 см (St), трехъярусной обработке почвы орудием ПТН-40 на глубину 45 см, отвальной обработке почвы + ФГ 11 т/га, трехъярусной обработке почвы орудием ПТН-40 на глубину 45 см + ФГ 11 т/га. Прибавка урожайности сельскохозяйственных культур за счет внесения ФГ 15-25 % в течение 30 лет после обработки [32].

На черноземе обыкновенном карбонатном южно-европейской фации северной зоны Краснодарского края изучен рециклинг ФГ в почве в дозе 10-40 т/га с внесением под ротационную агро-мелиоративную обработку слоя почвы 30-60 см. Урожайность подсолнечника составила 5,73 т/га, кукурузы на зерно – 12,44 т/га. Выше, чем в контрольном варианте соответственно, 4,65; 10,72 т/га, HSP_{05} , соответственно, 0,47; 0,98 т/га) [33].

На примере почвы имеющей $pH = 8.1$ изучили ФГ в теплице в дозах 0 (контроль), 15, 30, 45, 60 г/кг сухой почвы. Колонизация корневой системы пшеницы (*Triticum turgidum* var. *durum* cv. Petra) эндомикоризными грибом *Glomus mosseae* была наибольшей

при дозе ФГ 15 г/кг. Потребление P, Cu, Fe растениями были наибольшими при дозе ФГ 30 г/кг. Уменьшается потребность в фосфорном удобрении [34].

Ощелачивание почв степного Крыма в слое 50-100 см при длительном орошении из Северо-Крымского канала угнетает плодовые культуры. Для нейтрализации щелочности темно-каштановой слабосолонцеватой почвы на желто-бурых лессовидных глинах, содержащей гидрокарбонатов натрия и магния в слое 60-100 см, соду – на глубине 80 см, применяли гипс, ФГ, железный купорос, минеральные кислоты и др.

Доза мелиоранта для полной нейтрализации гидрокарбонатов натрия и магния и соды в слоя почвы 0-120 см составляла 4 т/га. Мелиоранты вносили на поверхность почвы, и на глубину 50 см.

При внесении на поверхность действие мелиорантов на солевой состав почвы продолжалось в течение четырех лет после внесения, затем затухало, выполняли повторную (периодическую) мелиорацию почвы.

Через 23 года после внесения мелиорантов (2012 г.) установлено, что по сравнению с контролем их внесение вглубь обеспечило выщелачивание легкорастворимых солей ниже критического для плодовых культур уровня за счет лучшей водопроницаемости почвы, особенно при использовании ФГ. Внесение железного купороса на глубину оказывало длительное действие на вынос ионов Cl^- , Na^+ , Ca^{2+} , но привело к накоплению сульфатов магния, особенно в нижней части профиля [35].

Значимыми для мелиорации почв, в том числе, содовых солонцов, являются отработанная серная кислота, электролит травления стали. Солонцеватость исходной почвы 36,0 % обменного Na в слое 0-40 см. Высокая щелочность почв, связанная с наличием в слое 0-40 см HCO_3^- (0,80-0,72 мг-экв/100 г) и CO_3^{2-} (1,0-2,0 мг-экв/100 г) при дозе электролита травления стали 25 т/га была устранена на второй год, и не реставрировалась через 9 лет.

Действия отхода серной кислоты после переработки нефти на Чеченском НПЗ изучено на почвах содового засоления ЧИ АССР. Исследования были проведены на опытных участках Шелковского и Брагунского массивов. Прибавка урожайности на темно-каштановых почвах 25 % [36].

Мелиорация почв в дождевой культуре в условиях повышенного атмосферного увлажнения

В условиях высокого атмосферного увлажнения почвы для преодоления слитизации, повышенной плотности внутренних горизонтов применяют объемное рыхление на глубину 0,5-1,2 м. с одновременным внутрипочвенным внесением пылевидных и жидких химических мелиорантов [37].

В Австралии в штате Южная Виктория в условиях повышенного дождевого увлажнения ярко выражено элювиально-иллювиальное устройство слитой почвы содового засоления. Реализуют проект подпочвенного удобрения. Применяют пассивный глубокорыхлитель, снабженный емкостью в виде воронки с дозатором материала, который высыпается за глубокорыхлителем внутрь щели, щель засыпают дисками, установленными за рыхлителем под углом к направлению движения устройства. При размещении в почве органического удобрения дозой 20 т/га на глубине 40 см урожайность пшеницы увеличилась в 1,7 раза. Эффект от аналогичного внесения известняка и гипса в дозе 1-5 т/га был меньше. Усилилась пролиферация корневой системы в угрожающей зоне, улучшилась структура почвы увеличилась микропористость, влагопроводность, больше воды извлечено растением из подпахотного горизонта [38].

В Австралии рекомендуют биочар, его вносят в борозды в дозе 5-50 т/га [39].

Во влажном климате промывной водный режим и выщелачивание ведут к усиленному варьированию свойств почв и щелочности, что влияет на урожайность возделываемых культур. Изучена долгосрочная мелиоративная эффективность гипса в дозах 10 и 35 т/га на ферраллитных почвах. Через 16 лет после внесения эффект отчетливо заметен: содержание SO_4 и обменного Ca по почвенному профилю больше чем в контроле; содержание обменного Al уменьшилось до глубины 80 см; но pH вниз по профилю почвы изменился не сильно; повышена урожайность кукурузы (*Zea mays* L.) на 29-50, люцерны (*Medicago sativa* L.) на 50 %. Гипсование экономически эффективно, поскольку затраты амортизируются на длительный период [40].

В Бразилии (Guararuava, Parana) изучали внесение ФГ на поверхность почвы в дозах 0.0, (контроль) 1.5; 3.0; 4.5; 6.0 т/га. Уменьшилось содержание Al^{3+} и Mg^{2+} в слое 0.0-0.1 м, увеличился рН в слое 0.2-0.6 м, увеличилось содержание Ca^{2+} в слое 0-0,6 м и $S-SO_4^{2-}$ до глубины 0,8 м. Содержание Ca и S в листьях увеличилось, Mg уменьшилось. Прибавка урожайности ячменя линейная (4,45 т/га при PG 0; 4,8 т/га при PG 3 и 6 т/га), кукурузы квадратичная (9,8 т/га при PG 0; 10,8 т/га при PG 3 т/га) [41].

Мелиорация почв в дождевой культуре в гидроморфных условиях

В дождевой агрокультуре юга Западной Сибири солонцы занимают 10 млн га [42]. На результат применения агротехнической, химической и комплексной мелиорации влияет неблагоприятное протекание мелиорации почвы в гидроморфном ландшафте.

Сообщают о засолении малонатриевых солонцов после химической мелиорации. Уровень грунтовых вод 1,5-2,4 м, при подъеме – 0,5 м, минерализация 1,5-1,8 г/л. В почве и воде содержится сода, рН почвы до 11. Констатируют реставрацию натрия в поглощающем комплексе почвы, потребность в повторной мелиорации [43].

Поскольку ФГ вносили с поверхности (нет технического решения для иного варианта внесения), в слое 0-20 количество поглощенного натрия уменьшилось с 14,8 в контрольном варианте до 4,3 мг-экв/100 г в варианте с внесением 32 т/га, но в слое 20-40 см практически не изменилось, соответственно, 18,2; 17,8 мг-экв/100 г. [44].

Мелиорация почв в ирригационной агрокультуре

Требования СНиП 2.08.0385 «Мелиоративные системы и сооружения» от 1986 года определяли, что оросительная система должна включать комплекс технических решений, обеспечивающих возможность внесения в почву удобрений, химмелиорантов и гербицидов с оросительной водой, глубокое рыхление и внесение мелиорантов для оструктурирования почв [45].

Ирригация в конфигурации технических решений ее современной парадигмы приводит к трансформации минералогического состава почвы в результате переувлажнения [46], значительным длительным неблагоприятным изменениям орошаемых земель.

Полиакриламид позволяет сохранить структуру почвы и улучшить динамику уплотнения после полива [47].

Применяют превентивное внесение мелиоранта в оросительную воду [48], ежегодное внесение мелиоранта в дозах, эквивалентных содержанию натрия в оросительной воде [4]. Избыток магния удаляли из почвы внесением от 3,3 до 8 т/га ФГ [49].

В длительном стационарном полевом эксперименте с 1989-1990 по 1998-1999 изучена ирригация водой содового (residual sodium carbonate index – RSC, 10 me l^{-1}) и смешанного содового состава (RSC, 10 me l^{-1} ; electrical conductivity – EC, 3 dS m^{-1}) мелиорированной хорошо дренированной песчаной глинистой Typic Ustochrept почвы. Контроль – полив качественной водой. Применение гипса дало прибавку урожайности сахарного тростника при использовании воды содового засоления на 30 %, при использовании воды смешанного содового засоления – на 13 %. Свиной навоз (12,3 т/га) соответственно на 23 и 38 %. Совместный эффект получен при использовании воды содового засоления и свиного навоза 12,3 т/га. Долговременно устойчивую урожайность сахара и высокое качество сока обеспечивает внесение свиного навоза дозой 20 т/га в год и гипса при каждом поливе из расчета нейтрализации RSC, 7.5 me l^{-1} при поливе водой содового засоления, а также свиного навоза 20 т/га в год при использовании воды смешанного содового засоления [50].

В Казахстане получена урожайность хлопка: контроль 1,3 т/га; ФГ (3,3 т/га, январь) 1,8-2,2 т/га; ФГ (8.0 т/га, январь) 2,1 т/га; ФГ (3,3 т/га, апрель) 1,7-2,1 т/га; ФГ (8,0 т/га, апрель) 1,6-1,9 т/га. В Сирии прибавка урожайности ячменя от дозы внесения ФГ 20 и 40 т/га составила, соответственно, +40; +49 % [25].

Комплексная мелиорация рекомендована на орошаемых солонцовых и засоленных почвах Нижнего Поволжья [51].

Вносили расчетную на вытеснение поглощенного натрия дозу ФГ 10-12 т/га. На шестой год действия мелиорации щелочность почвы возросла до 1,1 мг-экв/100 г почвы; количество поглощенного натрия до 3 моль-экв/100 г почвы. Авторы связывают ухудшение свойств

почвы на шестой год действия мелиорации с «усилением водной нагрузки» [52]. Данные свидетельствуют о недостаточной устойчивости ирригационной системы.

Изучено влияние комплексной мелиорации солонцов черноземных в комплексе с южными черноземами на фоне мелиоративной трехъярусной обработкой плугом ПТН-3-40 и мелиоративной обработки плужно-фрезерным орудием ПТН-2-40Ф при различных сочетаниях доз фосфоипса и навоза. Самый эффективный по мелиорирующему воздействию на почву вариант эксперимента: ПТН-2-40Ф, ФГ 10-20, навоз 20-40 т/га. К четвертому году действия солонцеватость почвы в слое 0–40 см снизилась на 65-70 %, составив 8-9 % обменного натрия от суммы обменных катионов, приблизилась к значению для зональной почвы 6-7 %. Снижился рН почвы, возросла содоустойчивость. Вынос токсичных солей из мелиорированного слоя составил 53-62 %, выше на 15-35 % по сравнению с вариантом трехъярусной обработки [54].

На темно-каштановой почве среднесуглинистой слабосолонцеватой, гумус в слое 0-0,3 м 2,35 %, нитратный азот – 5, подвижный фосфор – 72, обменный калий – 293 мг/кг при капельном поливе кальцинированной поливной водой (маточный раствор ФГ 1,5 г/л) и внесении ФГ в дозе 1,9; 3 т/га получена прибавка урожайности лука репчатого 5,2 т/га (14,8 %) по сравнению с вариантом орошения без мелиоранта [55].

В качестве новаций предлагают гидроциклическую ирригацию, технологии малообъемного орошения [56, 57], но это комбинации устаревших технических решений.

Мелиорация почв в культуре риса

Исследовали влияние ФГ на свойства темно-каштановой почвы в комплексе с солонцами в культуре риса. Внесение ФГ дозой 10, 40 т/га разбросом машиной РУМ-8, отвальная обработка на глубину 20-22 см осенью. Способ полива затоплением. Оросительная норма 22-25 тыс. м³/год. Урожайность риса в контрольном варианте 5,14 т/га, при внесении ФГ 10 и 40 т/га прибавка урожайности соответственно 17,3 и 29,2 % [58].

Трансформацию сульфатов в почве, минералах обуславливают восстановители – сульфатредуцирующие бактерии и окислители – серобактерии (накапливают серу внутри клетки) и тиобактерии (серу депонируют как промежуточный продукт метаболизма вне клеток).

Сочетание указанных процессов может привести к утрате серы, образованию соды, формированию содовых вод, деградации биологического процесса и почвы, особенно при переувлажнении [35, 59].

В США предпринимали попытки использовать инокуляцию почвы тиобактериями для перевода элементарной серы в доступную растениям форму. Однако процесс окисления серы до серной кислоты шел очень медленно [60]. Это постольку, поскольку нужно создать в почве дисперсную систему, а уже в ней синтезировать условия для протекания реакций и последующего развития корней растений и тиобактерий.

Особые варианты химической мелиорации почв

Топочная зола (рН около 12; 52 % CaSO₄; 33 % CaO; 0,6 % CaSO₃; 0,8 % MgO; 0,3 % NaCl; 0,02 % P₂O₅; 4,5 % R₂O₃ (в основном Fe and Al оксиды), 7 % SiO₂ во влажном состоянии обеспечивает сорбцию SO₂ и пепла, одновременно продукт подсыхает, его рН уменьшается, можно использовать в почву содового засоления, нейтральную и кислую почву [30].

На примере почвенного профиля Ultisol показано, что щелочной шлак эффективнее ФГ для преодоления подпочвенной щелочности [61].

Использование гипса десульфуризации топочных газов изучено в США, штат Миссисипи, на почве, имеющей кислый подпахотный слой: контроль, ФГ 11 т/га. Урожайность семян хлопка 1,86; 2,24 т/га. Урожайность хлопка-сырца 686,0; 885,6 т/га [62].

Показано, что ФГ способен снизить кислотность почв [30], обедненных подвижной кремниевой кислотой. В Нечерноземной зоне и на оподзоленных и выщелоченных черноземах предлагают совместное применение фосфоритной муки и ФГ для перевода фосфора в доступную растениям форму. На дерново-подзолистых почвах и черноземах можно применять смесь ФГ с известковым материалом, например, мел ОАО Минудобрения, Россошь – побочный продукт производства фосфорных удобрений по азотнокислой технологии, в соотношении от 1:1,5 до 1:4 [4].

Изучали применение осадочных горных пород в качестве удобрения подсолнечника. Урожайность была наименьшей в контроле 35,8 ц/га. После внесения горных пород прибавка урожайности составила: лессовидный суглинок 40 т/га – 16,5 %; известняк-ракушечник 6 т/га, 12 т/га – 27,7, 35,2 %; апатит 1,5 и 3 т/га – 25,7; 32,7 %; ФГ 12 т/га – 5,8 ц/га, 16,2 %, наибольший эффект получен при совместном внесении горных пород: известняк-ракушечник 12 т/га + апатит 3 т/га + ФГ 12 т/га – 13,5 ц/га, 37,7 %. [63].

Внос серы из почвы с урожаем сельскохозяйственных культур 20-50 кг/га в год, выщелачивание из корнеобитаемого слоя – 20-40 кг/га. Обеспеченность почв РФ серой низкая на 54,7 % земель, средняя – на 34,6 % земель. Дефицит серы выявлен у 89,3 % почв [64].

Изучили продукт десульфуризации газа как источник серы для кукурузы [65], как серно-кальциевое удобрение: контроль; ФГ 1,23 т/га, урожайность арахиса 3,68; 4,42 т/га. Содержание Са в плодах 0,021; 0,034 % [66].

Мелиоранты влияют на работоспособность стандартных тестов содержания фосфора в почве [67].

Охрана окружающей среды природно-территориальных комплексов при утилизации побочных химических продуктов

Понимание охраны окружающей среды в настоящее время во многом искажено. Будучи доведенным до абсурда, как с ложной проблемой секвестра углерода, ограничения ведут к исключению вещества из геохимического цикла, хотя Жизнь – продукт геохимических циклов, в том числе, извлеченного из недр Земли вещества. Для высокой нормы синтеза свежего живого вещества надо конструировать почвы с развитой дисперсной системой. Утилизация отходов создает дополнительные сырьевые ресурсы, причем сохраняя биосферу от загрязнения [68].

Вопрос нормирования загрязнений – многоцелевая задача:

- ✓ сохранить жизнь в почве;
- ✓ обеспечить ответственное использование биомассы;
- ✓ защитить здоровье и окружающую среду;
- ✓ определить риски, связанные с использованием биомассы, и обеспечить лучшие практики минимизации риска;
- ✓ создать в обществе настроение обеспокоенности по поводу преимуществ и рисков применения биомассы;
- ✓ минимизировать риски для экономики [69, 70].

Нормирование загрязнения

Самые жесткие в мире директивные нормативы были в СССР, в настоящее время в РФ используют те же Предельно допустимые концентрации (ПДК) [71], но приходится применять Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) по некоторым химическими элементам [72].

Имеет место драматическое расхождение директивных лимитов загрязнения, например, принятых в Великобритании и ЕС Contaminated Land Exposure Assessment (CLEA) [73].

В Великобритании нормирование загрязнения почв (Soil Guideline Values – SGV), ориентировано не на соблюдение какой-то конкретной величины нормируемого показателя, а на ранжированную квалифицированную экспертизу ситуации в экосистеме или природно-территориальном комплексе [74]. Это позволяет избежать устаревшей практики избыточно осторожного нормирования, когда норматив часто оказывался ниже, чем кларк, выработать взвешенный дальновидный подход к обеспечению охраны окружающей среды.

В департамент сельского хозяйства США доводит по землепользователей лимиты общего, годового и кумулятивного накопления загрязнений [18], это стимулирует использование ТМ в качестве микроудобрений, чтобы сохранялся геохимический цикл вещества, применяют растения – фитомелиоранты [75].

Содержание As в седиментах от 5 до 3000 мг/кг, причем это не влияет на содержание As в воде – работают геохимические барьеры. В странах мира директивный лимит содержания As в почве составляет от 0.039 до 150 мг/кг, потому Christopher M. Teaf с

соавторами [76] полагает, что «продолжать ориентироваться на мешанину предписаний, которые частью как-то обоснованы с точки зрения охраны здоровья, но неприемлемы для большинства реальных почв, частью базируются на кларке, но без подтверждения потенциальной токсичности бессмысленны с точки зрения научной оценки риска и токсичности».

Аналогично дело обстоит с нормативами других ТМ.

По мнению US EPA, стандарт загрязнения имеет экономическое содержание. Именно на основании анализа экономических следствий выбран стандарт Pb 400 мг/кг для почвы обитаемого объекта и 1200 мг/кг для удаленного объекта [75], в Новой Зеландии лимит Pb 300 мг/кг [70], в РФ санитарная норма допустимой концентраций свинца в почве 32,0 мг/кг [78].

При одинаковом уровне загрязнения поступление свинца в растение эоловым путем в несколько десятков раз интенсивнее, чем из почвы [79]. Это характерно для всех загрязнений.

Для человека опасно долговременное содержание фтора во вдыхаемом воздухе 100-500 мкг/м³. Лимит фтора в питьевой воде 4 мг/л. Из продовольствия наивысшее содержание фтора в консервированной рыбе от 0,9 до 8,0 мг/кг. Пища, приготовленная на фторированной воде, содержит фтора 0,6-1 мг/кг, на обычной – 0,2-0,3 мг/кг [80].

Кларк фтора 0,027. HF попадает в почву с атмосферными осадками [81]. В среднезернистых и идиоморфных апатитах Кольского полуострова содержание F 1,2-1,3 % [82], по другим данным Kovdor 1,0; Cola 3,3; Sokli 1,8 % [83].

Поступление фтора в почву с фосфорными удобрениями в несколько раз больше, чем из атмосферы [84].

Актуально исследование апатита Ca₅(PO₄,F) в качестве сырья не только для получения фосфорных удобрений способами сернокислотного разложения фосфатов и электротермической возгонки фосфора, но и для получения фторидных соединений [81].

Это, вместе с извлечением из апатита и ФГ редкоземельных металлов (Rare Earth Elements – REE) – кардинальное решение проблемы избыточного содержания фтора и ТМ в почвах.

Фтор активно связывается с органическим и минеральным веществом в нерастворимые комплексные соединения.

Безопасная для организма концентрация F в лишайнике *Lichenes* в среднем 150-250 мг/кг, *Dichapetalum*, *Thea*, *Camellia*, *Oxylobium*, *Acacia* and *Palicourea* – до 4000 мг/кг, некроз у *Gladiolus sp.* наступал при 20 мг/кг [85].

В РФ санитарная норма допустимой концентрации транслокационного фтора в почве 10,0 мг/кг [78]. Согласно гигиеническим нормативам, ПДК фтора 2,8 мг/кг (подвижная форма), 10,0 мг/кг водно-растворимая форма (N CAS 16984-48-8) [72].

Опасен не просто фтор, а вдыхаемый фтор, поскольку, как большинство загрязнений, попадает в организм животного и растения преимущественно эоловым путем.

Содержание F в угле от 4 до 30 г/кг, это опасно при сжигании ввиду эолового загрязнения окружающей среды.

В большинстве почв фториды связаны с глинистыми минералами, количество фторидов варьирует преимущественно от следов <10 до 3700 мг/кг, в среднем 430 мг/кг, максимум до 7,07 %.

У фосфорных предприятий в верхнем 1-2 см слое почвы до 1840 мг/кг фторидов.

Для организмов в решающей степени губителен не почвенный, а эоловый путь поступления загрязнения. В 1973 году лес бальзамической пихты в зоне влияния предприятия, производящего фосфорные удобрения в Ньюфаундленде, Канада, был уничтожен в результате промышленных выбросов в атмосферу, при этом содержание F в верхнем слое почвы было лишь 58 мг/кг [86].

Нормативы Cd не прописаны в документах Европейского экономического сообщества. Прогноз баланса Cd в почвах Европы отрицательный. Ввиду отсутствия потребности промышленности в Cd, методы очистки удобрений применять не будут [87].

Кларк Cd в верхнем слое почвы 0,06-1,1 мг/кг, разрешенный уровень 0,04-2,0 мг/кг, при уровне 3 мг/кг требуется оценка воздействия на окружающую среду. Лимиты содержания кадмия: в почве 1,0, в твердых веществах биологического происхождения:

уровень «а» 3,0, уровень «б» 10,0 мг/кг. В иле (почве): общий 85 мг/кг, текущий 1,9 кг/га в год, кумулятивный 39 кг/га [18]; 1,8 мг/кг [74]; 2,0 мг/кг [72].

Содержание Cd в фосфорных рудах: Кольский полуостров 0,2; Южная Африка (Palaborwa); Марокко (Boucras) 38; США (North Caroline) 47; Nauru 100 мг/кг [88].

Минеральные удобрения, приготовленные из некачественного сырья – основной источник Cd в почвах, поскольку большая часть загрязнения, содержащегося в депозите, в процессе производства поступает в удобрение [89].

В среднезернистых и идиоморфных апатитах Кольского полуострова содержание Sr (0,2 % SrO) [82]. В мире во многих исследованиях Sr изучают наряду с другими как рядовой ТМ, не рассматривая его как элемент с особыми свойствами.

Уделяют внимание Sr в почве ввиду связанной с ним опасности урожской болезни. При внесении ФГ в чернозем обыкновенный карбонатный южно-европейской фации северной зоны Краснодарского края в дозе до 40 т/га превышение рекомендованного порога Ca/Sr не наблюдали [33].

Реальная опасность эолового воздействия Sr на организмы связана с промышленными выбросами, в том числе ТЭС, обусловлена развеванием отвалов. Содержание Sr в угольной золе до 2 г/кг [91].

В условиях гидропоники лука за счет высокой влажности почвы ТМ беспрепятственно попадают в растение, и это приводит к повышению вероятности мутации организма. Почвенный раствор разбавлен, потому не работает геохимический барьер почва – растение, низкая концентрация межклеточного сока, что ослабляет функцию внутренних биологических барьеров в растении [92].

NORM & TENORM

Выделены группы веществ NORM (природный радиоактивный материал – Naturally-Occurring Radioactive Materials) и TENORM (технологически обогащенный природный радиоактивный материал – Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials) [93-95].

Радиоактивность фосфатных руд достигает 10000 Bq/кг, удобрений 3800 Bq/кг. Рециклинг TENORM предусматривает разбавление побочных продуктов – при необходимости. В мире наибольший из объемов TENORM – топочная зола – 280 млн т ежегодно, в ней содержатся U-238, Th-232 и изотопы. Полагают, что оценка опасности радиоактивных материалов находится под влиянием двойных стандартов – действующая лимитная доза радиоактивности 0,3 mSv/год в действительности составляет примерно пятую долю от натурального фонового уровня, и на один-два десятичных порядка ниже того, что испытывали многие люди в течение многих лет, которые затем не имели никаких признаков болезни [96].

Самое радиоактивно-чистое фосфатное сырье в Финляндии, Siilijarvi, практически того же высокого качества апатит из Ковдора, совсем немного хуже из Хибинского депозита, существенно хуже Южная Африка Palfos 0,1, Финляндия Sokli 0,16; худшие месторождения: Могоссо K-10 0,55 Bq/г; Senegal Taiba 0,60; USA Florida 1,0 Bq/г [25].

Безопасность ФГ из месторождений РФ – самых чистых в мире – при внесении в почву не вызывает сомнений у исследователей. Содержание ТМ в зерне ячменя, выращенном после внесения в почву ФГ, в 5-10 раз ниже ПДК [32].

Ресурс Ковдорского месторождения 7,3 млн т P₂O₅. Сообщают, что в мире имеются вероятные и гипотетические депозиты от 17 до 600 млн т P₂O₅ [97]. Следовательно, ориентировать перспективу развития экспорта РФ только на ресурсы, в том числе, высококачественное сырье с Кольского полуострова, недальновидно. Высококачественное удобрение из него надо оставлять себе. А для перспективных месторождений в мире на основе опережающего развития биогеосистемотехники предложить принципиально новые технологии и укрепить свое влияние как экспортера наукоемкой продукции, а не сырья, или простых продуктов из сырья.

В США сырье загрязнено, но даже такой ФГ безопасен в отношении радиоактивности.

При дозах ФГ от 0,5 до 1,5 т/га в почве не установлено значимого влияния на радиоактивность и содержание ТМ [26].

ФГ (Cd 0.23 мг/кг, 925 Bq/кг) утилизировали в почве в дозах 0; 22; 112 т/га, изучили влияние на развитие растений и потребление Cd и Ra в севообороте: кукуруза (*Zea mays* L.), пшеница (*Triticum aestivum* L.), соя [*Glycine max* (L.) Merr.]. Концентрация элементов питания и Cd после ФГ в зерне всех культур не увеличилась. Следов избыточной радиоактивности в растениях не обнаружено. После сбора урожая сои радиоактивность слоя почв 0-15 см увеличилась с 35 Bq/кг в контрольном варианте до 73 Bq/кг при дозе ФГ 112 т/га, в подпахотном слое радиоактивность не изменилась [27].

Инициативы в сфере охраны окружающей среды, производства и использования ФГ координирует Международная организация производителей удобрений (International Fertilize Industry Association – IFIA) [98] совместно с Международной ассоциацией безопасного менеджмента (International Security Management Association – ISMA) [99].

Хранение и утилизация отходов

Хвостохранилища, согласно внутренним, и даже открыто опубликованным, корпоративным исследованиям, безвредны. Соответствующим образом выстраивают лоббирование ПДК и других нормативов в разных производственных сферах [199].

Отталкивающий зловещий противоестественный облик хвостохранилищ, отвалов, свалок, хранилищ радиоактивных отходов и других атрибутов индустриальной технологической платформы сводит на нет привлекательность для жизни обширных сухопутных и водных систем, аннулирует рекреационный потенциал Земли.

Озабоченность в связи с хранением ФГ нарастает в Китае.

Сообщают, что дамба накопителя ФГ нового хвостохранилища Xiangyun выдержит паводок обеспеченностью 0,2 % (1 раз в 500 лет) [101]. Очевидно, накопитель разместили в водной системе, нарушив ее. Если дамба столь надежна, и обратное водопользование декларируются все производители удобрений, то можно это делать в автоморфных территориальных комплексах. Но нет, поскольку в таком варианте результаты природоохранной «деятельности» станут заметнее.

Изучен отвал ФГ Piney Point Phosphates, Central Florida Mining District, Manatee County, Тампа-Бэй на берегу Мексиканского залива. Приведены графические данные о гидроизогипсах в отвале и сделано заключение о перехвате 99 % потока грунтовых вод из отвала дренажным каналом [102]. Не обосновано, почему дренажный канал «успешно» перехватывает поток не только со своей стороны отвала, но также и с трех оставшихся сторон. В действительности данная форма изогипсов при их близости к дневной поверхности следует не только из режима оттока, но также обусловлена эвапорацией. Разработчики предполагают, что фильтрация сквозь экран под отвалом в 10 и более раз ниже, чем сквозь другие элементы ландшафта, но качество экрана (при его наличии), особенно с учетом вероятности его разрывов, не раскрыто. Не рассмотрено перетекание грунтового стока через край экрана. Гибкий или монолитный экран, в том числе, изготовленный методами СВЧ под воздействием массы отвала нестабилен. Это: действие высокой неравномерной нагрузки; перерезывающие усилия в отвале в результате локальной суффозии в процессе латерального перетока фильтрата по экрану и через его край; перемещения основания. Формируются подвешенные блоки материала, которые спонтанно разгружаются в поле тяжести, динамически разрушая экран. Влияет малая несущая способность основания при избыточном увлажнении, сжатии и подпоре грунтового потока в основании отвала. Основание несет многократно возросшую нагрузку, склонно к просадкам, неустойчиво. Объект расположен у акватории Мексиканского залива – неограниченного гидрогеологического стока опасных фильтратов.

Под территорией ОАО Минудобрения (Россошь) находится сформированный под шламонакопителем и полями фильтрации купол грунтовых вод, которые разгружаются в реку Черная Калитва, В результате формирования карстовых полостей как продукта преференсных гидрогеологических потоков и суффозии, постоянно увеличивается поток грунтовых вод от техногенного объекта в окружающую среду [103].

Есть сообщения о достижении цели обратного водопользования в «ОАО Еврохим» [104]. Но в дренажный канал любого шламонакопителя поступает только лишь небольшая часть потока грунтовых вод. Значительно больший расход проходит сквозь толщу геологических отложений под руслом дренажного канала в реку или океан.

Независимые исследования показывают, что имеют место масштабные долгосрочные неблагоприятные глобальные и локальные гидрогеологические и эоловые эффекты открытого складирования отходов, репарация которых сложна. Потому привлекательные заявления корпораций о водообороте неисполнимы в конфигурации доступных на текущий момент технических решений. Это обусловлено тем, что Cd, Cu, U, Zn, как и многие другие химические элементы, известны склонностью к выщелачиванию [23].

Объективно зафиксирован поток загрязнений с территории хвостохранилища ФГ в окружающую среду дельт [105].

В модельном эксперименте оценили возможность выщелачивания из отвала ФГ в почвы, ландшафты и водные системы 3 % As; 1 % Cd; 5 % Cr; 9 % Cu; 4 % U; 3 % Zn [106]. Вынос значительный. Причем не учтены преференсные потоки, суффозия, карст. Потому данные надо корректировать в большую сторону ввиду краткосрочности лабораторного эксперимента. Это с точки зрения нарастания блочного строения массы отвала ФГ, усиления вклада преференсных геохимических потоков в перенос вещества.

Аномалии распределения ТМ в прибрежных седиментах относят на влияние индустриальных стоков предприятий южного берега Сицилии, производящих ФГ [107].

Сверхтонкие фракции и наноминералы, содержащиеся в ФГ, обсуждены в контексте здоровья человека как дополнительная опасность открытого хранения ФГ для окружающей среды [108]. Здесь как нельзя лучше подходят наши предложения спрятать это все «счастье» подальше, что обсуждено в заключении.

Для декомпозиции ФГ используют восстановление серой. Предлагают модернизированную технологию с меньшей эмиссией CO_2 [109]. Изучают возможности высокотемпературной скорой декомпозиции ФГ в присутствии CO , CO_2 , что позволяет уменьшить содержание CaS для последующего использования продукта при производстве цемента [383]. Применяют высокотемпературную обработку ФГ, получают SO_2 в концентрации 7,6 % и используют для рециклинга серной кислоты, CaO в концентрации 57,13 % используют для производства цемента [111].

Предлагают, используя свойство растворения ФГ в морской воде, многошаговую процедуру химической декомпозиции ФГ, первая стадия – растворение в CaCl_2 , NaCl [112]. Но процедура затяжная, причем непонятно, какой полезный материал кроме CaCO_3 получаем после валоризации. К тому же, такой материал можно получить без валоризации в виде прямого продукта азотнокислой технологии обработки апатита (ОАО Минудобрения, Россошь).

ФГ утилизировали с помощью микроволнового излучения, что позволило получить материал hydroxapatite nanoparticles (nHAp), который использовали для извлечения фтора из водных растворов. Максимальная адсорбционная способность согласно модели Langmuir–Freundlich 19,742; 26,108; 36,914; 40,818 mg F/g nHAp, соответственно, при 298, 308, 318, 328°K [113].

Утилизацию ФГ путем осаждения портландита рассматривают в фокусе секвестра углерода. Предложена улучшенная карбонизация ФГ азотом при повышенном давлении CO_2 , биотрансформация ФГ аэробной бактериальной флорой и выделенными из хвостохранилища в Тунисе штаммами *Trichoderma asperellum* [114].

Отметим, что задача уменьшения количества сульфатов, карбонатов в биосфере не менее одиозна, чем секвестр углерода. Получается – двойной ущерб биосфере.

Хранилища следует модернизировать согласно новым более жестким стандартам и использовать. Требуется рециклинг и изменение методов агротехники [23].

Пириты, сульфаты – потенциальные мелиоранты почв в агрономии, лесном хозяйстве, строительстве. Фильтраты из хвостохранилищ – источник редкоземельных элементов [115], без собственных редкоземельных металлов РФ не может развиваться [116].

3. Заключение

Констатируют необходимость восполнения потери вещества из почвы, особенно при ирригации, в наибольшей степени – в культуре риса. Но такого рода задача – следствие избыточного выщелачивания, избыточной минерализации вещества, неверного управления потоками вещества и воды в действующих индустриальных технологиях – дефект современной парадигмы сельского хозяйства и природопользования.

Имеющийся уровень технических решений и технологий утилизации вещества в почве не соответствует задаче синтеза в России природоподобных технологий.

Все, что придумано для внесения побочных продуктов в почву, это распределитель вяжущего вещества по поверхности дорожного полотна BS 12000 PROFI [117], предназначенный для отсыпки заданного слоя материала при устройстве дорог, да известные вальцовые и дисковые разбрасыватели материала по поверхности почвы [25]. Устройства, которыми в Австралии по следу глубокорыхлителя вносят навоз или мелиорант, не обеспечивают дисперсного контакта с почвой. То же – аналогичные машины со щелерезами или пассивными дисками [118].

В любую почву можно вносить и кислые, и щелочные отходы, при этом одиозно выглядит нейтрализация сернокислотного ФГ. Вместо нейтрализации ФГ, его можно смешивать с золой ТЭС, биочаром, другими продуктами пиролиза, выстроить новую логику побочных продуктов, увеличить объем и эффект рециклинга. Сульфатные отходы практически не применяют в почву ввиду заблуждения по поводу того, что в них нет кальция. Кальций можно добавить с другими побочными продуктами, кальций имеется в почвах.

Для успеха утилизации следует преодолеть опасность седиментогенеза и обеспечить приоритетные условия развития корневой системы растений в дисперсной системе почвы, которые, управляя парциальным давлением углекислого газа в почве, обеспечивают для своего развития и живого вещества почвы стабильный pH около 7,0, резервирование буфера биологического вещества.

Фрезерная обработка почвы в слое 20-50 (30-60) см при одновременном внесении в этот слой ФГ и других веществ позволяет синтезировать в почве приоритетную дисперсную систему для протекания биологического процесса [119]. Предложен синтез вещества непосредственно внутри почвы [28], управление веществным составом почвенного раствора [120].

Повышенная концентрация почвенного раствора благотворна для его электропроводности и доставки элементов питания. При относительно низком термодинамическом потенциале почвенного раствора от -0,3 до -0,5 МПа темп нарастания биомассы проростков ячменя был наибольшим [121].

Импульсная внутрипочвенная континуально-дискретная парадигма ирригации и фертигации [122] обеспечивает в почве потенциал почвенного раствора от -0,2 до -0,5 МПа. Это сохраняет структуру почвы, исключает выщелачивание питательных веществ и гумуса, позволяет сократить потребление воды растениями, повышает продуктивность растений за счет комфортного органогенеза. Для культуры риса экспертная оценка термодинамического потенциала почвенного раствора от -0,02 до -0,05 МПа. При таком потенциале будет возможность сформировать в почве благоприятный для растений гидрологический режим. Это даст возможность исключить практику ирригации риса, при которой лабораторная всхожесть риса 95 %, а полевая – только 20-30 % ввиду избыточного увлажнения.

Это – составляющие заявленного нами научно-технического направления биогеосистемотехника – трансцендентальные технические решения и технологии управления биогеохимическим циклом вещества в газообразной, жидкой, твердой фазе для экологически безопасного рециклинга вещества в почвах, прироста ресурсов и продовольствия, непротиворечивого решения производственных и экологических проблем ноосферы в едином технологическом цикле.

Метод биогеосистемотехники позволяет безопасно для окружающей среды с агрономическим эффектом рассредоточено утилизировать внутри трансформированной дисперсной системы почвы любые вещества, содержащиеся в промышленных отходах [123], в том числе, особо опасные биологические отходы, сверхтонкие фракции и наноминералы, TENORM [124-128]. Снимается проблема эолового распространения загрязнений, опасных в такой форме для высших животных и растений, и, одновременно, безопасных после внесения внутрь почвы в дозах 10-50 и более ПДК для микроорганизмов почвы [129]. Регулирование влажности почвы в комфортном для растений диапазоне позволяет одновременно усилить действие геохимического барьера «почва – ризосфера», в почвенном растворе формируются ассоциированные и комплексные ионы, усиливается действие геохимических барьеров [14, 130].

Решается задача увеличить производство и повысить привлекательность окружающей среды для проживания. В фокусе роботизации производственных процессов сократить затраты в десятки раз, обеспечить создание престижных рабочих мест [131], укрепить влияние РФ как экспортера наукоемкой продукции и принципиально новых природоподобных технологий.

Примечания:

1. Аканова Н.И. Фосфогипс нейтрализованный – перспективное агрохимическое средство интенсификации земледелия (по материалам семинаров ОАО «МХК» ЕвроХим) // Плодородие. 2013. №1. С. 2-7. <http://plodorodie-j.ru/journal/2013-2/nomer-11/n60.html>
2. Glazko Valery I., Glazko Tatiana T. Conflicts of Biosphere and Agroecosystems // International Journal of Environmental Problems. 2015. Vol. (1). Is. 1. pp 4-16. DOI: 10.13187/ijep.2015.1.4
3. International Commission Calls for 'Paradigm Shift' in Agriculture. www.worldwatch.org/node/5712
4. Путин В.В. Выступление на заседании генеральной Ассамблеи ООН. 28 сентября 2015 г. <http://www.1tv.ru/news/polit/293099>
5. Shein E.V., Skvortsova E.B., Abrosimov K.N. Tomographic studies of the soil pore space in swelling and shrinkage processes // В книге: Abstract book. 9th International Soil Science Congress on "The Soul of Soil and Civilization" Soil Science of Turkey Cooperation with Federation of Eurasian Soil Science Societies. 2014. С. 107.
6. Семенов А.М., Соколов М.С. Концепция здоровья почвы: фундаментально-прикладные аспекты обоснования критериев оценки // Агрохимия. 2016. № 1. С. 3-16.
7. Лисецкий Ф.Н., Пичура В.И. Оценка и прогноз направленности почвообразовательного процесса при оросительных мелиорациях земель в степной зоне Украины // Доклады Российской академии сельскохозяйственных наук. 2016. № 1. С. 26-30.
8. Lisetskii F., Marinina O., Stolba V.F. Indicators of agricultural soil genesis under varying conditions of land use, steppe Crimea // Geoderma. 2015. Т. 239-240. С. 304-316.
9. Радугин Н. Земельный фонд России http://observer.materik.ru/observer/N19-20_94/012.htm
10. Природа России: Земельные ресурсы http://www.priroda.ru/regions/earth/index.php?SHOWALL_1=1
11. Постановление Правительства РФ от 20 февраля 2006 г. N 99 "О федеральной целевой программе "Сохранение и восстановление плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения и агроландшафтов как национального достояния России на 2006 – 2010 годы и на период до 2013 года" (с изменениями и дополнениями) <http://base.garant.ru/2160945/>
12. Правительство Российской Федерации Постановление от 12 октября 2013 г. № 922 Москва. О федеральной целевой программе "Развитие мелиорации земель сельскохозяйственного назначения России на 2014 – 2020 годы" <http://government.ru/media/files/41d49957ae2064e53ee1.pdf>
13. Алексеев А.В. Государственные программы: реальный или номинальный инструмент управления экономикой? // Экономист. 2014. №6. С. 20-27.
14. Endovitsky Anatoly P., Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina Carbonate Calcium Equilibrium in Soil Solution as a Driver of Heavy Metals Mobility // International Journal of Environmental Problems, 2015, Vol. (2), Is. 2, pp. 136-153. DOI: 10.13187/ijep.2015.2.136
15. Starcev Viktor F., Valery P. Kalinichenko Utilization of Biological Waste by Biogeosystem Technics Method // International Journal of Environmental Problems, 2015, Vol. (2), Is. 2, pp 166-182. DOI: 10.13187/ijep.2015.2.166
16. National Atmospheric Deposition Program, accessed July 8, 2014 at http://www.epa.gov/airmarkets/progress/ARPO9_3.html.
17. Мун С.А., Ларин С.А., Глушков А.Н. Влияние добычи угля на загрязнение атмосферы и заболеваемость раком легкого в Кемеровской области // Современные проблемы науки и образования. 2013. №1. <http://www.science-education.ru/107-8406>
18. Heavy Metal Soil Contamination. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Soil Quality Institute 411 S. Donahue Dr. Auburn, AL 36832 334-

844-4741 X-177 September, 2000. SOIL QUALITY – URBAN TECHNICAL NOTE No. 3
http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_053279.pdf

19. Полевой определитель почв. М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
http://soils.narod.ru/download/field_guide_int.pdf

20. Топунова И.В., Приходько В.Е., Соколова Т.А. Влияние орошения на содержание и минералогический состав илистой фракции черноземов Ростовской области (Багаевско-садковская оросительная система) // Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение. 2010. № 1. С. 3-10.

21. Albani A. E., Meunier A., Macchiarelli R., Ploquin F., Tournepiche J.-F. Local environmental changes recorded by clay minerals in a karst deposit during MIS 3 (La Chauverie, SW France) // Quaternary International. (2010), doi:10.1016/j.quaint.2010.03.007.

22. Soil Amendments <http://www.brettyoung.ca/images/file/PTR-webfiles/reclamation-catalogue-sections/07-by-reclam-soil-amm.pdf>

23. Hanan Tayibi, Mohamed Choura, Félix A. López, Francisco J. Alguacil and Aurora López-Delgado Environmental impact and management of phosphogypsum (Review). Madrid, 2012. <http://digital.csic.es/bitstream/10261/45241/3/Environmental%20impact%20and%20management%20of%20phosphogypsum.pdf>

24. Villa M., F. Mosqueda, S. Hurtado, J. Mantero, G. Manjón, R. Periañez, F. Vaca, R. García-Tenorio Contamination and restoration of an estuary affected by phosphogypsum releases // Science of The Total Environment, Volume 408, Issue 1, 15 December 2009, Pages 69-77 doi:10.1016/j.scitotenv.2009.09.028

25. Hilton Julian Phosphogypsum (PG): Uses and Current Handling Practices Worldwide <http://stackfree.com/resources/content/file/resources/pdf/PGUsesandHandlingPracticesOvervie w2010Hilton.pdf>

26. Mullins G. L. and C. C. Mitchell, Jr. Use of phosphogypsum to increase yield and quality of annual forages. Prepared By Auburn University Department of Agronomy and Soils Under a Grant Sponsored by the Florida Institute of Phosphate Research Bartow, Florida MAY, 1990 Publication No. 01-048-084 <http://fipr.state.fl.us/wp-content/uploads/2014/11/01-048-084Final.pdf>

27. Mays D. A. and, J. J. Mortvedt Crop Response to Soil Applications of Phosphogypsum // Journal of Environmental Quality. 1984. Vol. 15 No. 1, p. 78-81 doi:10.2134/jeq1986.00472425001500010018x

28. Калиниченко В.П., Ильин В.Б., Ендовицкий А.П., Черненко В.В. Способ синтеза вещества внутри тонкодисперсной системы. Патент на изобретение RU №2476055 С2. МПК Кл. А01С 23/00 (2006.01). Патентообладатель: ООО Структура К°. Заявка №2011100187/21(000278) от 11.01.2011.) Зарегистрировано в Государственном реестре изобретений Российской Федерации 27 февраля 2013 г. Опубликовано 27.02.2013. Бюл. №6. 6 с. : 2 ил.

29. Генезис и мелиорации почв солонцовых комплексов. Под общей редакцией академика РАСХН Н.П. Панова. М.: Россельхозакадемия. 2008. 316 с.

30. Korcak R.F. High-gypsum Byproducts as Soil Amendments for Horticultural Crops. Fruit Laboratory, Beltsville Agricultural Research Center, ARS/USDA, Beltsville, MD 20705. http://www.unicentroagronomia.com/imagens/noticias/gypsum_horticulture_marcelo_muller.pdf

31. Калиниченко В.П., Шаршак В.К., Миронченко С.Ф., Черненко В.В., Ладан Е.П., Генева Е.Д., Илларионов В.В., Удалов А.В., Удалов В.В., Киппель Е.В. Изменение свойств почв солонцового комплекса через 30 лет после мелиоративных обработок // Почвоведение. 2014. №4. С. 490-506. DOI: 10.7868/So032180X14040029

32. Суковатов В.А. Длительность действия мелиорации солонцового комплекса каштановых почв // Диссертация на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук / Донской государственный аграрный университет. п. Персиановский, 2009. 140 с. <http://elibrary.ru/item.asp?id=19212993>

33. Мищенко Н.А., Громько Е.В., Калиниченко В.П., Черненко В.В., Ларин С.В. Эколого-рекреационный рециклинг фосфогипса в черноземе на примере Краснодарского края // Плодородие. 2009. №6. С. 25-26.

34. Ghazi N. Al-Karaki & M. Al-Omouh Wheat response to phosphogypsum and mycorrhizal fungi in alkaline soil // *Journal of Plant Nutrition*. Volume 25, Issue 4, 2002. pages 873-883 DOI: 10.1081/PLN-120002966
35. Клименко О.Е. Длительное последствие химической мелиорации на солевой состав почвы // *Инновации в науке*. Выпуск № 1 (38) / 2015
36. Разработать способы повышения эффективности применения промышленных отходов для мелиорации солонцов: отчет о НИР (заключ.): 1.15 / ЮжНИИГиМ; рук: Скуратов Н. С. Новочеркасск, 1985. 305 с. Исполн. Докучаева Л. М., Яньшина А. Ф., Кулинич Г. С. [и др.]. № ГР 01.83.0 058602.
37. Технологии повышения плодородия почв путем глубокого их разуплотнения, внесения неосветленных животноводческих стоков и возделывания культуры-мелиоранта. <http://www.vniigim.ru/index.php?categoryid=25>
38. Peries R and J S Gill Subsoil manuring in the high rainfall zone: a practice for ameliorating subsoils for improved productivity // *Proceedings of the 17th ASA Conference*, 20 – 24 September 2015, Hobart, Australia. Web site www.agronomy2015.com.au <http://www.agronomy2015.com.au/papers/agronomy2015final00282.pdf>
39. Julie Major Guidelines on Practical Aspects of Biochar Application to Field Soil in Various Soil Management Systems. 2010. http://www.biochar-international.org/sites/default/files/IBI%20Biochar%20Application%20Guidelines_web.pdf
40. Toma M., M.E. Sumner, G. Weeks and M. Saigusa Long-term Effects of Gypsum on Crop Yield and Subsoil Chemical Properties // *Soil Science Society of America Journal*. 1998. Vol. 63 No. 4, p. 891-895 doi:10.2136/sssaj1999.634891x
41. Michalovicz Leandro; Marcelo Marques Lopes Müller; José Salvador Simoneti Foloni; Jackson Kawakami; Ronaldo do Nascimento IV; Luiz Fernando Machado Kramer Soil fertility, nutrition and yield of maize and barley with gypsum application on soil surface in no-till. SECTION 3 – SOIL USE AND MANAGEMENT // *Rev. Bras. Ciênc. Solo* vol.38 no.5 Viçosa Sept./Oct. 2014 <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000500015>
42. Березин Л.В. Сапаров А.С., Канн В.М., Шаяхметов М.Р. Технология комплексной мелиорации экосистем России и Казахстана. Алматы, Омск, 2013. 215 с.
43. Семендяева Н.В., Елизаров Н.В. Динамика солевого состава солонцов Барабы в течение 27-32-летнего действия гипса // *Вестник Новосибирского государственного аграрного университета*. 2014. Т. 1. № 30. С. 41-46.
44. Троценко И.А., Тарасова М.В. Влияние однократной и повторной мелиорации на мелиоративное состояние многонатриевого коркового солонца // *Вестник Алтайского государственного аграрного университета* № 8 (118), 2014. С.38-44.
45. СНиП 2.08.0385 Мелиоративные системы и сооружения / Госстрой СССР. М.: ЦИТП Госстроя СССР. 1986. http://www.snip-info.ru/Snip_2_06_03-85.htm
46. Турсина Т.В. Микроморфологическая диагностика устойчивости черноземов при орошении // "Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева" (дата: 2016-02-23) <https://socionet.ru/collection.xml?h=spz:cyberleninka:29038&page=3&s=a>
47. Семененко С.Я., Абезин В.Г. Орудия для улучшения мелиоративного состояния орошаемых земель // *Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса*. № 1 (33), 2014. <http://cyberleninka.ru/article/n/orudiya-dlya-uluchsheniya-meliorativnogo-sostoyaniya-oroshaemyh-zemel.pdf>
48. Савич В., Дубенок Н., Гукалов В., Подволоцкая Г. Влияние мелиорации поливных вод на свойства почв // *Международный сельскохозяйственный журнал*. 2014. № 5. С. 34-36.
49. Vyshpolsky F., K. Mukhamedjanov, U. Bekbaev, S. Ibatullin, T. Yuldashev, A.D. Noble, A. Mirzabaev, A. Aw-Hassan, M. Qadir Optimizing the rate and timing of phosphogypsum application to magnesium-affected soils for crop yield and water productivity enhancement // *Agricultural Water Management*, Volume 97, Issue 9, September 2010, Pages 1277-1286 doi:10.1016/j.agwat.2010.02.020
50. Choudhary O.P, A.S Josan, M.S Bajwa, M.L Kapur Effect of sustained sodic and saline-sodic irrigation and application of gypsum and farmyard manure on yield and quality of sugarcane under semi-arid conditions // *Field Crops Research*. Volume 87, Issues 2–3, 10 May 2004, Pages 103–116 doi:10.1016/j.fcr.2003.10.001 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378429003002259> - COR1mailto:opc_2k@yahoo.com,

51. Казакова Л.А. Окультуривание трудномелиорируемых солонцов на орошаемых землях Нижнего Поволжья // Мелиорация и водное хозяйство. 2006. № 4. С. 45-47.
52. Юркова Р. Е. Приемы инактивации тяжелых металлов и восстановления почвенного плодородия орошаемых земель // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации, № 1(05), 2012 г.
53. Докучаева Л.М., Юркова Р.Е., Шалашова О.Ю. Использование фосфогипса и фосфогипсосодержащих мелиорантов для мелиорации солонцовых почв в условиях орошения // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. 2012. № 3(07). С. 52-64.
54. Балакай Г.Т., Докучаева Л.М., Юркова Р.Е., Шалашова О.Ю. Влияние комплексной мелиорации на физико-химические свойства солонцов черноземных // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. 2015. № 4(20). С. 39-56.
55. Мартыненко Т.А. Агромелиоративная эффективность применения фосфогипса в условиях капельного орошения минерализованными водами при выращивании лука репчатого // Мелиорация 2014 №2(72). С. 24-29.
56. Щедрин В. Н., Г. Т. Балакай, С. М. Васильев, Л. М. Докучаева, Р. Е. Юркова, А. В. Акопян, Ю. А. Свистунов, А. Ю. Свистунов, С. В. Гаркуша, С. А. Шевель, С. А. Гаркуша, Н. Н. Малышева Комплекс мероприятий, направленных на сохранение и восстановление почвенного плодородия при циклическом орошении сельскохозяйственных культур в Краснодарском крае. Новочеркасск: РосНИИПМ, 2015. 76 с. <http://www.rosniipm.ru/izdan/2015/СОК.pdf>
57. Технологии малообъемного орошения сельскохозяйственных культур <http://helion-ltd.ru/agr-land-water-wood-eco37-48/>
58. Радевич Е.В., Баранов А.И. Влияние внесения различных доз фосфогипса на свойства орошаемых темно-каштановых почв Ростовской области // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. 2015. № 1 (17). С. 72-87.
59. Бобров В.А. Некоторые аномалии засоленности почв темно-каштановой подзоны Кустанайской области // Почвоведение. 1977. №2. С.73-80.
60. Засоленные почвы мира <http://issar.com.ua/downloads/docs/nv6.pdf>
61. Li Jiu-yu, Zhao-dong Liu, Wen-zhi Zhao, M.M. Masud, Ren-kou Xu Alkaline slag is more effective than phosphogypsum in the amelioration of subsoil acidity in an Ultisol profile // Soil and Tillage Research, Volume 149, June 2015, Pages 21-32 doi:10.1016/j.still.2014.12.017
62. Rhoton, F.E. and D. S. McChesney. 2011. Influence of FGD Gypsum on the Properties of a Highly Erodible Soil under Conservation Tillage. Communications in Soil Science and Plant Analysis 42(16):2012-2023.
63. Цховребов В.С. Изменение содержания микроэлементов под озимой пшеницей в результате реминерализации чернозема выщелоченного // Научный журнал КубГАУ, №77(03), 2012 год. <http://ej.kubagro.ru/2012/03/pdf/45.pdf>
64. Аристархов А.Н. Агрохимия серы. М.: ВНИИА, 2007. 272 с.
65. Chen, Liming, David Kost, and Warren A. Dick. 2008. Flue Gas Desulfurization products as Sulfur Sources for Corn // Soil Science Society of America Journal 72:1464-1470.
66. Chen, Liming and Warren A. Dick. Gypsum as an agricultural amendment // Ohio State University, Bulletin 945. 2011. <http://fabe.osu.edu/sites/fabe/files/imce/files/Soybean/Gypsum%20Bulletin.pdf>
67. Brauer, D., G. E. Aiken, D. H. Pote, S. J. Livingston, L. D. Norton, T. R. Way, and J. H. Edwards. 2005. Amendment Effects on Soil Test Phosphorus // Journal of Environmental Quality 34:1682-1686.
68. Орлов Д. С., Садовникова Л. К., Лозановская И. Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высш. шк., 2002. 334 с.
69. Guidelines for the safe application of biosolids to land in New Zealand. August 2003. New Zealand Water & Wastes Association (NZWWA). Ministry for the Environment. <http://www.aucklandcouncil.govt.nz/EN/planspoliciesprojects/plansstrategies/unitaryplan/Documents/Material%20incorporated%20by%20reference/upmirbmfguidelinesforthesafeapplicationofbiosolidstolandinnewzealand.pdf>
70. Ministry for the Environment. Resource Management (National Environmental Standard for Assessing and Managing Contaminants in Soil to Protect Human Health) Regulations 2011 [New Zealand Legislation website]. <http://www.mfe.govt.nz/more/about-us>

71. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2041-06 [http://www.complexdoc.ru/ntdpdf/544121/predelno_dopustimye_kontsentratsii_\(pdk\)_khimicheskikh_veshchestv_v_pochve.pdf](http://www.complexdoc.ru/ntdpdf/544121/predelno_dopustimye_kontsentratsii_(pdk)_khimicheskikh_veshchestv_v_pochve.pdf)
72. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. ГН 2.1.7.2042-06 http://ohranatruda.ru/ot_biblio/normativ_data_normativ/46/46590/
73. CLEA 2009. Heavy Metal Guidelines in Soil. Technical Bulletin No.6 http://yara.co.uk/images/6_Heavy_Metals_tcm430-99440.pdf
74. Land contamination: soil guideline values (SGVs) <https://www.gov.uk/government/publications/land-contamination-soil-guideline-values-sgvs>
75. Mandzhieva S.S., Minkina T.M., Chaplygin V.A., Sushkova S.N., Bauer T.V., Nevidomskaya D.G., Motuzova G.V. Plant contamination by heavy metals in the impact zone of Novocherkassk power station in the South of Russia // *Journal of Soils and Sediments*. 2015.
76. Teaf, Christopher M.; Covert, Douglas J.; Teaf, Patrick A.; Page, Emily; and Starks, Michael J. Arsenic Cleanup Criteria for Soils in the US and Abroad: Comparing Guidelines and Understanding Inconsistencies // *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*: 2010. Vol. 15, Article 10. Available at: <http://scholarworks.umass.edu/soilsproceedings/vol15/iss1/10>
77. US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Federal Register / Rules and Regulations / Vol. 66, No. 4 / Friday, January 5, 2001. p. 1211. <https://www.epa.gov/lead/hazard-standards-lead-paint-dust-and-soil-tsca-section-403>
78. Санитарные нормы допустимых концентраций химических веществ в почве. САНПИН 42-128-4433-87 (УТВ. МИНЗДРАВом СССР 30.10.1987 N 4433-87) (по состоянию на 7 октября 2006 года) <http://russia.bestpravo.ru/ussr/data01/tex11819.htm>
79. Ляшенко Г.М., Калиниченко В.П. Почвенное и воздушно-лиственное загрязнение растений свинцом // *Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки*. 2006. №S12. С. 124-130.
80. Fluorides. Chapter 6.5. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0018/123075/AQG2ndEd_6_5Fluorides.PDF
81. Дамм Ю.П., О.Г. Жеронкина, К.В. Холина, В.Л. Софронов, А.А. Галата Сырьевая база и перспективы производства фтора в России // *Известия высших учебных заведений. Физика*. 2013. Т. 56, № 4/2. С. 114-123. <http://vital.lib.tsu.ru/vital/access/manager/Repository/vtls:000475805>
82. Krasnova Natal'ya I. The kovdor phlogopite deposit, Kola peninsula, Russia // *The Canadian Mineralogist*. 2001. Vol. 39. pp 33-44. http://rruff.info/doclib/cm/vol39/CM39_33.pdf
83. Mihkel Veiderma, Rena Knubovets and Kaia Tõnsuaadu Structural properties of apatites from finland studied by FTIR spectroscopy // *Bulletin of the Geological Society of Finland* 70(1):69-75 · January 1998. https://www.researchgate.net/publication/287549177_Structural_properties_of_apatites_from_Finland_studied_by_FTIR_spectroscopy http://www.geologinenseura.fi/bulletin/Volume70/sgs_bt_070_pages_069_075.pdf
84. Танделов Ю.П. Природное содержание водно-растворимого фтора в почвах Красноярского края и техногенное загрязнение окружающей среды // *Вестник Красноярского ГАУ*. 2007. №1. С. 97-110.
85. Environmental Health Criteria 227 FLUORIDES. First draft prepared by Dr R. Liteplo and Ms R. Gomes, Health Canada, Ottawa, Canada and Mr P. Howe and Mr H. Malcolm, Centre for Ecology and Hydrology, Cambridgeshire, United Kingdom. World Health Organization Geneva, 2002.
86. Fluorides, Hydrogen Fluoride, and Fluorine. 6. Potential for Human Exposure. 6.1 Overview. pp 203-242. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp11-c6.pdf>
87. Cichy Barbara, Hanna Jaroszek, Andrzej Paszek Cadmium in phosphate fertilizers; ecological and economical aspects // *CHEMIK* 2014, 68, 10, 837-842 <http://www.chemikinternational.com/wp-content/uploads/2014/10/3.pdf>
88. Contaminants and the Soil Environment in the Australasia-Pacific Region. Editors: R. Naidu, R.S. Kookana, D.P. Oliver, S. Rogers, M.J. McLaughlin Kluwer Academic Publishers, 1996. https://books.google.ru/books?id=YR_-CAAQBAJ&pg=PA165&lpg=PA165&dq=mpc+cd+in+soil&source=bl&ots=t51zRGzLEQ&sig=jIUZhdyzYSal8uMwW9eBtftpadxk&hl=ru&sa=X&ved=

oCE4Q6AEwB2oVChMI-OmdrZPlxwIVSP4sCh3D-gGx#v=onpage&q=mpc%20cd%20in
%20soil&f=false

89. Cadmium in fertilisers. Risks from cadmium accumulation in agricultural soils due to the use of fertilisers containing cadmium Model estimations October 2000 http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/reports/denmark_en.pdf

90. Wolicka Dorota Biotransformation of phosphogypsum in wastewaters from the dairy industry // *Bioresource Technology*, Volume 99, Issue 13, September 2008, Pages 5666-5672 doi:10.1016/j.biortech.2007.10.029

91. Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Ценные элементы-примеси в углях. М.-Берлин: Директ-Медиа, 2016. 539 с.

92. Kwasniewska J Molecular Cytogenetics Serves Environmental Monitoring // Published in abstract book of 3rd ScienceOne International Conference on Environmental Sciences 2014, Page No. 25. Proceeding <http://thescienceone.com/ices/proceedingsices2014.php> 4/16

93. TENORM: Fertilizer and Fertilizer Production Wastes. United States Environment Protection Agency <https://www.epa.gov/radiation/tenorm-fertilizer-and-fertilizer-production-wastes>

94. FAOLEX – legislative database of FAO legal office. European Union: Commission Regulation (EC) No. 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. http://faolex.fao.org/cgi-bin/faolex.exe?rec_id=052610&database=faolex&search_type=link&table=result&lang=eng&format_name=@ERALL

95. EUR-Lex <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html>

96. World Nuclear Organization. Naturally-Occurring Radioactive Materials (NORM) (Updated July 2015) <http://www.world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/radiation-and-health/naturally-occurring-radioactive-materials-norm.aspx>

97. Lapin A. V., Lyagushkin A. P. The Kovdor apatite-francolite deposit as a prospective source of phosphate ore // *Geology of Ore Deposits*. February 2014, Volume 56, Issue 1, pp 61-80 <http://link.springer.com/article/10.1134%2FS1075701513060056>

98. International Fertilize Industry Association <http://www.fertilizer.org/Phosphogypsum>

99. International Security Management Association <https://isma.com>

100. ГОСТ 53765-2009. <http://docs.cntd.ru/document/gost-r-53765-2009>

101. Wang T., Y. Zhou, Q. Lv, Yuanle Zhu, C. Jiang A safety assessment of the new Xiangyun phosphogypsum tailings pond // *Minerals Engineering*, Volume 24, Issue 10, August 2011, Pages 1084-1090 doi:10.1016/j.mineng.2011.05.013

102. How does phosphogypsum storage affect ground waters? Florida State University. 1998. <http://fipr.state.fl.us/wp-content/uploads/2014/12/05-042-142Final.pdf>

103. Зинюков Ю.М. Структурно-иерархическая модель природно-технической системы «ОАО Минудобрения – природная среда» // *Вестник Воронежского государственного университета*. 2001. Вып. 12. С. 190-197. <http://www.vestnik.vsu.ru/pdf/heologia/2001/12/Zinyukov.pdf>

104. Добрыднев Е.П. Бессточная система водопользования исключает возможный риск аварийного загрязнения водного объекта // *Экологический вестник России*. 2012. № 10. С. 46-48.

105. Pérez-López Rafael, Francisco Macías, Carlos Ruiz Cánovas, Aguasanta Miguel Sarmiento, Silvia María Pérez-Moreno Pollutant flows from a phosphogypsum disposal area to an estuarine environment: An insight from geochemical signatures // *Science of The Total Environment*, Volume 553, 15 May 2016, Pages 42-51 doi:10.1016/j.saa.2015.04.017

106. Al-Hwaiti M.S., J.F. Ranville, P.E. Ross Bioavailability and mobility of trace metals in phosphogypsum from Aqaba and Eshidiya, Jordan // *Chemie der Erde - Geochemistry*, Volume 70, Issue 3, 2010, Pages 283-291 doi:10.1016/j.chemer.2010.03.001

107. Tranchida G., E. Oliveri, M. Angelone, A. Bellanca, P. Censi, M. D'Elia, R. Neri, F. Placenti, M. Sprovieri, S. Mazzola Distribution of rare earth elements in marine sediments from the Strait of Sicily (western Mediterranean Sea): Evidence of phosphogypsum waste contamination // *Marine Pollution Bulletin*, Volume 62, Issue 1, January 2011, Pages 182-191 doi:10.1016/j.marpolbul.2010.11.003

108. Luis F.O. Silva, James C. Hower, Maria Izquierdo, Xavier Querol Complex nanominerals and ultrafine particles assemblages in phosphogypsum of the fertilizer industry and implications

on human exposure // *Science of The Total Environment*, Volume 408, Issue 21, 1 October 2010, Pages 5117-5122 doi:10.1016/j.scitotenv.2010.07.023

109. Yang Xiushan, Zhiye Zhang, Xinlong Wang, Lin Yang, Benhe Zhong, Jingfeng Liu Thermodynamic study of phosphogypsum decomposition by sulfur // *The Journal of Chemical Thermodynamics*, Volume 57, February 2013, Pages 39-45 doi:10.1016/j.jct.2012.08.006

110. Liping Ma, Xuekui Niu, Juan Hou, Shaocong Zheng, Wenjuan Xu Reaction mechanism and influence factors analysis for calcium sulfide generation in the process of phosphogypsum decomposition // *Thermochimica Acta*, Volume 526, Issues 1–2, 10 November 2011, Pages 163-168 doi:10.1016/j.tca.2011.09.013

111. Zheng Shaocong, Ping Ning, Liping Ma, Xuekui Niu, Wei Zhang, Yuhang Chen Reductive decomposition of phosphogypsum with high-sulfur-concentration coal to SO₂ in an inert atmosphere // *Chemical Engineering Research and Design*, Volume 89, Issue 12, December 2011, Pages 2736-2741 doi:10.1016/j.cherd.2011.03.016

112. Hammam Ines, Karima Horchani-Naifer, Mokhtar Férid Solubility study and valorization of phosphogypsum salt solution // *International Journal of Mineral Processing*, Volume 123, 10 September 2013, Pages 87-93 doi:10.1016/j.minpro.2013.05.008

113. Zhang Deyi, Heming Luo, Liwen Zheng, Kunjie Wang, Hongxia Li, Yi Wang, Huixia Feng Utilization of waste phosphogypsum to prepare hydroxyapatite nanoparticles and its application towards removal of fluoride from aqueous solution // *Journal of Hazardous Materials*, Volumes 241–242, 30 November 2012, Pages 418-426 doi:10.1016/j.jhazmat.2012.09.066

114. Jalali Jihen, Salwa Magdich, Raja Jarboui, Mouna Loungou, Emna Ammar Phosphogypsum biotransformation by aerobic bacterial flora and isolated *Trichoderma asperellum* from Tunisian storage piles // *Journal of Hazardous Materials*, Volume 308, 5 May 2016, Pages 362-373. doi:10.1016/j.saa.2015.04.0177

115. Valkov A.V., V.A. Andreev, A.V. Anufrieva, Y.N., Makaseev, S.A. Bezrukova, N.V. Demyanenko Phosphogypsum Technology with the Extraction of Valuable Components // *Procedia Chemistry*, Volume 11, 2014, Pages 176-181 doi:10.1016/j.proche.2014.11.031

116. На редкоземельной игле. Российское атомное общество. 14 февраля 2011. <http://www.atomic-energy.ru/articles/2015/05/06/18690>

117. Binder spreader BS 12000 PROFI <http://www.bomag.sk/Docs/BS12000.pdf>

118. Комплекс машин для внесения жидкого навоза http://agroyug.ru/page/item/_id-5142/

119. Калиниченко В.П. Патент на изобретение RU № 2387115 С2. Устройство для внесения вещества при ротационном внутрипочвенном рыхлении. Зарегистрировано в Государственном реестре изобретений Российской Федерации 27 апреля 2010 г. Патентообладатель ИППЮР. Заявка № 2008124500/12(029710) от 16.06.2008. Опубликовано 27.04.2010. Бюл. № 12. 6 с. : 2 ил.

120. Калиниченко В.П., Ильин В.Б., Ендовицкий А.П., Черненко В.В. Патент на изобретение RU №2464967 С2. Способ извлечения вещества из тонкодисперсной системы. МПК Кл. А61J 1/20 (2006.01), А61М 3/00 (2006.01), В03С 5/00 (2006.01). Патентообладатель: ООО Структура К°. Опубликовано 27.10.2012. Бюл. №30. 9 с. : 2 ил.

121. Зайцева Р.И., Комаров Н.М., Гришина Р.В, Кириченко А.В., Егоров Ю.В., Муромцев Н.А. Устойчивость сортов ярового ячменя в фазе прорастание – всходы к засолению почвы и к дефициту влаги при проращивании семян на растворах // Современное состояние черноземов. Мат. межд. научной конф., 24-26 сентября 2013. Ростов-на-Дону, 2013. С. 113-116.

122. Kalinitchenko Valery, Abdulmalik Batukaev, Tatiana Minkina, Natalia Solntseva, Andrey Skovpen, Ali Zarmaev, Vaha Jusupov, and Olga Lohmanova. Biogeosystem technique – the fundamental base of modern Water Policy and Management // *Geophysical Research Abstracts*. EGU General Assembly. Vienna, 2014. DOI: Vol. 16, EGU2014-17014, 2014.

123. Миндубаев А.З., Волошина А.Д., Кулик Н.В., Минзанова С.Т., Миронова Л.Г., Яхваров Д.Г., Алимова Ф.К., Ахоссийенагбе С.К., Болормаа Ч. Возможность анаэробной биодegradации белого фосфора // *Экологический Вестник Северного Кавказа*. 2013. Т. 9. № 2. С. 4-15.

124. Мельченко А.И. Миграция стронция в разных слоях чернозема выщелоченного // *Агрехимический вестник*. 2015. Т. 1. № 1. С. 12-14.

125. Проникающая радиация и способы защиты от нее <http://you-doctor.ru/content/view/277/83/>
126. Anisimov V.S., Kochetkov I.V., Dikarev D.V., Anisimova L.N., Korneev Y.N. Effects of physical-chemical properties of soils on ⁶⁰Co and ⁶⁵Zn bioavailability // *Journal of Soils and Sediments*. 2015. Т. 15. № 11. pp 2232-2243.
127. Кочетков И.В., Анисимов В.С., Крикунов И.А., Еремин М.В. Влияние физико-химических свойств почв на биологическую доступность ⁶⁰Со // *Известия высших учебных заведений. Ядерная энергетика*. 2011. № 4. С. 50-57.
128. Спиринов Е.В., Анисимов В.С., Дикарев Д.В., Кочетков И.В., Крыленкин Д.В. Модель прогноза коэффициентов накопления ¹³⁷Cs в растениях // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2013. Т. 53. № 2. С. 199.
129. Kolesnikov S.I., Rotina E.N., Kazeev K.S. Technology of evaluation methods of soil remediation effectiveness according to biological indicators // *Middle East Journal of Scientific Research*. 2013. Т. 17. № 7. С. 914-918.
130. Abdulmalik A. Batukaev, Anatoly P. Endovitsky, Andrey G. Andreev, Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina, Zaurbek S. Dikaev, Saglara S. Mandzhieva, and Svetlana N. Sushkova Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // *Solid Earth*, 7, Issue, 2, 415-423, doi:10.5194/se-7-415-2016, 2016
131. Рабинович А.Л., Лозановская И.Н., Луганская И.А. Ресайклер – новая профессия XXI века // В сборнике: Мелиорация антропогенных ландшафтов Межвузовский сборник научных трудов. Министерство сельского хозяйства Российской Федерации, Новочеркасская государственная мелиоративная академия. Новочеркасск, 2004. С. 147-158.

References:

1. Akanova NI Neutralized phosphogypsum – a promising agrochemical for intensive agriculture (based on seminars of "MCC" EuroChem) // *Fertility*. 2013. №1. pp 2-7. <http://plodorodie-j.ru/journal/2013-2/nomer-11/n60.html> (in Russian)
2. Glazko Valery I., Glazko Tatiana T. Conflicts of Biosphere and Agroecosystems // *International Journal of Environmental Problems*. 2015. Vol. (1). Is. 1. pp 4-16. DOI: 10.13187/ijep.2015.1.4
3. International Commission Calls for 'Paradigm Shift' in Agriculture. www.worldwatch.org/node/5712
4. Putin VV. Speech at the UN General Assembly. September 28, 2015 <http://www.itv.ru/news/polit/293099>
5. Shein E.V., Skvortsova E.B., Abrosimov K.N. Tomographic studies of the soil pore space in swelling and shrinkage processes // В книге: Abstract book. 9th International Soil Science Congress on "The Soul of Soil and Civilization" Soil Science of Turkey Cooperation with Federation of Eurasian Soil Science Societies. 2014. С. 107.
6. Semenov A.M., Sokolov MS The concept of soil health: fundamental and applied aspects of the study evaluation criteria // *Agrochemistry*. 2016. № 1. pp. 3-16.
7. Lisetskii FN, Pichura VI Evaluation and forecast the direction of soil-forming process at irrigation and reclamation of land in the steppe zone of Ukraine // *Reports of the Russian Academy of Agricultural Sciences*. 2016. № 1. pp 26-30.
8. Lisetskii F., Marinina O., Stolba V.F. Indicators of agricultural soil genesis under varying conditions of land use, steppe Crimea // *Geoderma*. 2015. Т. 239-240. С. 304-316.
9. Radugin N. Land Fund of Russia http://observer.materik.ru/observer/N19-20_94/012.htm
10. Nature of Russia: Land Resources http://www.priroda.ru/regions/earth/index.php?SHOWALL_1=1
11. RF Government Resolution dated February 20, 2006 N 99 "On the federal target program" Conservation and restoration of soil fertility of agricultural lands and agricultural landscapes as a national property of Russia for 2006 – 2010 and for the period up to 2013" (as amended) <http://base.garant.ru/2160945/>

12. Russian Federation Government Resolution dated October 12, 2013 № 922 Moscow the Federal Target Program "Development of reclamation of land for agricultural purposes Russia for 2014 – 2020 years" <http://government.ru/media/files/41d49957ae2064e53ee1.pdf>
13. Alekseev AV Government programs: real or nominal instrument of economic regulation? // *Economist*. 2014. №6. S. 20-27. (in russian)
14. Endovitsky Anatoly P., Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina Carbonate Calcium Equilibrium in Soil Solution as a Driver of Heavy Metals Mobility // *International Journal of Environmental Problems*, 2015, Vol. (2), Is. 2, pp 136-153. DOI: 10.13187/ijep.2015.2.136
15. Starcev Viktor F., Valery P. Kalinichenko Utilization of Biological Waste by Biogeosystem Technics Method // *International Journal of Environmental Problems*, 2015, Vol. (2), Is. 2, pp. 166-182. DOI: 10.13187/ijep.2015.2.166
16. National Atmospheric Deposition Program, accessed July 8, 2014 at http://www.epa.gov/airmarkets/progress/ARPO9_3.html.
17. Moon SA The impact of rising coal mining on air pollution and lung cancer in the Kemerovo region / Moon SA, Larin SA, Glushkov AN // *Modern problems of science and education*. 2013. №1. <http://www.science-education.ru/107-8406> (in russian) <http://www.science-education.ru/107-8406>
18. Heavy Metal Soil Contamination. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Soil Quality Institute 411 S. Donahue Dr. Auburn, AL 36832 334-844-4741 X-177 September, 2000. SOIL QUALITY – URBAN TECHNICAL NOTE No. 3 http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_053279.pdf
19. Field guide of soils. M.: Soil Inst VV Dokuchaev, 2008. 182 p. http://soils.narod.ru/download/field_guide_int.pdf (in Russian)
20. Topunova IV, Prikhodko, VE Sokolova TA Effect of irrigation on the content and mineralogical composition of the clay fraction of chernozems of the Rostov region (Bagaevsky Sadkovskaya-irrigation system) // *Bulletin of Moscow University. Series 17: Soil*. 2010. № 1. pp. 3-10.
21. Albani A. E., Meunier A., Macchiarelli R., Ploquin F., Tournepiche J.-F. Local environmental changes recorded by clay minerals in a karst deposit during MIS 3 (La Chauverie, SW France) // *Quaternary International*. (2010), doi:10.1016/j.quaint.2010.03.007.
22. Soil Amendments <http://www.brettyoung.ca/images/file/PTR-webfiles/reclamation-catalogue-sections/07-by-reclam-soil-amm.pdf>
23. Hanan Tayibi, Mohamed Choura, Félix A. López, Francisco J. Alguacil and Aurora López-Delgado Environmental impact and management of phosphogypsum (Review). Madrid, 2012. <http://digital.csic.es/bitstream/10261/45241/3/Environmental%20impact%20and%20management%20of%20phosphogypsum.pdf>
24. Villa M., F. Mosqueda, S. Hurtado, J. Mantero, G. Manjón, R. Periañez, F. Vaca, R. García-Tenorio Contamination and restoration of an estuary affected by phosphogypsum releases // *Science of The Total Environment*, Volume 408, Issue 1, 15 December 2009, Pages 69-77 doi:10.1016/j.scitotenv.2009.09.028
25. Hilton Julian Phosphogypsum (PG): Uses and Current Handling Practices Worldwide <http://stackfree.com/resources/content/file/resources/pdf/PGUsesandHandlingPracticesOvervie w2010Hilton.pdf>
26. Mullins G. L. and C. C. Mitchell, Jr. Use of phosphogypsum to increase yield and quality of annual forages. Prepared By Auburn University Department of Agronomy and Soils Under a Grant Sponsored by the Florida Institute of Phosphate Research Bartow, Florida MAY, 1990 Publication No. 01-048-084 <http://fipr.state.fl.us/wp-content/uploads/2014/11/01-048-084Final.pdf>
27. Mays D. A. and, J. J. Mortvedt Crop Response to Soil Applications of Phosphogypsum // *Journal of Environmental Quality*. 1984. Vol. 15 No. 1, p. 78-81 doi:10.2134/jeq1986.00472425001500010018x
28. Kalinichenko V.P., Il'in, V.B., Endovitsky A.P., Chernenko V.V. Patent RU №2476055 C2. Method of synthesis of the substance inside the fine system. IPC Cl. C01B (2006.01). Patent holder: Company Structure K° Ltd. Application № 2011100187/21 (000278) on 11.01.2011. Bul 6 : 2 fig

29. Genesis and reclamation of alkaline soil complexes / Under the general editorship of Academician of RAAS NP Panov M. : Rosselkhozakademia. 2008. 316 p.
30. Korcak R.F. High-gypsum Byproducts as Soil Amendments for Horticultural Crops. Fruit Laboratory, Beltsville Agricultural Research Center, ARS/USDA, Beltsville, MD 20705. http://www.unicentroagronomia.com/imagens/noticias/gypsum_horticulture_marcelo_muller.pdf
31. Kalinichenko V.P., Chernenko V.V., Udalov A.V., Kippel E.V., Sharshak V.K., Mironchenko S.F., Ladan E.P., Genev E.D., Illarionov V.V., Udalov V.V. Changes in the properties of soils in a solonetz soil complex thirty years after reclamation // Eurasian Soil Science. 2014. T. 47. № 4. C. 319-333. DOI: 10.7868/S0032180X14040029
32. Sukovatov VA The duration of reclamation of solonetzic complex chestnut soils / Thesis for the degree of Candidate of Agricultural Sciences / Don State Agrarian University. Persianovsky, 2009. 140 p. <http://elibrary.ru/item.asp?id=19212993>
33. Mishchenko NA, Gromyko EV Kalinichenko VP, Chernenko VV, SV Larin Ecological and recreational phosphogypsum recycling in chernozem on example of the Krasnodar Territory // Fertility. 2009. № 6. pp. 25-26.
34. Ghazi N. Al-Karaki & M. Al-Omouh Wheat response to phosphogypsum and mycorrhizal fungi in alkaline soil // Journal of Plant Nutrition. Volume 25, Issue 4, 2002. pages 873-883 DOI: 10.1081/PLN-120002966
35. Klimenko OE Long-term effect of chemical amelioration on the soil salt content // Innovations in science. Issue № 1 (38) / 2015
36. Developing ways to improve the efficiency of industrial waste for reclamation of solonetz: research report (final): 1.15 / YuzhNIIGiM; Supervisor: Skuratov NS. Novocherkassk, 1985. 305 p. Fulfilled by Dokuchaeva LM, Yan'shin AF, Kulinich GS [et al.]. Number SR 01.83.0 058 602.
37. Technologies to increase soil fertility by deep decompression, making clarified livestock waste and cultivation of soil improving crop. <http://www.vniigim.ru/index.php?categoryid=25>
38. Peries R and J S Gill Subsoil manuring in the high rainfall zone: a practice for ameliorating subsoils for improved productivity // Proceedings of the 17th ASA Conference, 20 – 24 September 2015, Hobart, Australia. Web site www.agronomy2015.com.au <http://www.agronomy2015.com.au/papers/agronomy2015final00282.pdf>
39. Julie Major Guidelines on Practical Aspects of Biochar Application to Field Soil in Various Soil Management Systems. 2010. http://www.biochar-international.org/sites/default/files/IBI%20Biochar%20Application%20Guidelines_web.pdf
40. Toma M., M.E. Sumner, G. Weeks and M. Saigusa Long-term Effects of Gypsum on Crop Yield and Subsoil Chemical Properties // Soil Science Society of America Journal. 1998. Vol. 63 No. 4, p. 891-895 doi:10.2136/sssaj1999.634891x
41. Michalovicz Leandro; Marcelo Marques Lopes Müller; José Salvador Simoneti Foloni; Jackson Kawakami; Ronaldo do NascimentoIV; Luiz Fernando Machado Kramer Soil fertility, nutrition and yield of maize and barley with gypsum application on soil surface in no-till. SECTION 3 – SOIL USE AND MANAGEMENT // Rev. Bras. Ciênc. Solo vol.38 no.5 Viçosa Sept./Oct. 2014 <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000500015>
42. Berezin LV, Saporov AS, Cannes VM, MR Shayahmetov Technology of complex reclamation of Russia and Kazakhstan ecosystems. Almaty, Omsk, 2013. 215 p.
43. Semendyaeva NV, NV Elizarova Dynamics of salt composition of Baraba solonetz during the 27-32-year-old gypsum application // Bulletin of the Novosibirsk State Agrarian University. 2014. V. 30. pp 41-46.
44. Trotsenko IA, Tarasova MV Effect of single and repeated reclamation on the state of high-Na cortical solonets // Herald of Altai State Agrarian University No 8 (118), 2014. pp 38-44.
45. SNIP 2.08.0385 Drainage systems and facilities / USSR State Building. M. : TSITP USSR State Committee. 1986. http://www.snip-info.ru/Snip_2_06_03-85.htm
46. Tursina TV Micro Morphological diagnosis of chernozem stability under irrigation // Bulletin of the Soil Institute of Dokuchaev (Date: 23/02/2016) <https://socionet.ru/collection.xml?h=spz:cyberleninka:29038&page=3&s=a>
47. Semenenko SA Abezin VG The tools to improve ameliorative condition of irrigated lands // News Nizhnevolzhsky AGROUNIVERSITETSKOGO By omplex. № 1 (33) 2014.

<http://cyberleninka.ru/article/n/orudiya-dlya-uluchsheniya-meliorativnogo-sostoyaniya-oroshaemyh-zemel.pdf>

48. Savich V., N. Dubenok, Gukalov V., G. Podvolotsky Impact of irrigation water reclamation on soil properties // *International Journal of Agricultural*. 2014. № 5. pp 34-36.
49. Vyshpolsky F., K. Mukhamedjanov, U. Bekbaev, S. Ibatullin, T. Yuldashev, A.D. Noble, A. Mirzabaev, A. Aw-Hassan, M. Qadir Optimizing the rate and timing of phosphogypsum application to magnesium-affected soils for crop yield and water productivity enhancement // *Agricultural Water Management*, Volume 97, Issue 9, September 2010, Pages 1277-1286 doi:10.1016/j.agwat.2010.02.020
50. Choudhary O.P, A.S Josan, M.S Bajwa, M.L Kapur Effect of sustained sodic and saline-sodic irrigation and application of gypsum and farmyard manure on yield and quality of sugarcane under semi-arid conditions // *Field Crops Research*. Volume 87, Issues 2–3, 10 May 2004, Pages 103–116 doi:10.1016/j.fcr.2003.10.001 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378429003002259> - COR1mailto:opc_2k@yahoo.com,
51. Kazakova LA Cultivation of hardly-reclaimed solonetz on the irrigated lands of the Lower Volga region // *Irrigation and Water Management*. 2006. № 4. pp 45-47.
52. Jurkova RE Methods of inactivation of heavy metals and recovery of soil fertility of irrigated lands // *Scientific Journal of Russian Scientific-Research Institute of the land reclamation problems*. No 1 (05), 2012.
53. Dokuchaeva LM, Jurkova RE, Shalashova OJ. The use of phosphogypsum and phosphogypsum-containing amendments for reclamation of alkaline soils under irrigation // *Scientific Journal of Russian Scientific-Research Institute of the land reclamation problems*. 2012. № 3 (07). pp 52-64.
54. Balakay GT, Dokuchaeva DM, Jurkova RE, Shalashova OJ. Influence of complex land reclamation on the physical and chemical properties of solonetz black soil // *Scientific Journal of Russian Scientific-Research Institute of the land reclamation problems*. 2015. No 4 (20). pp 39-56.
55. Martynenko TA Agromeliorative effectiveness of phosphogypsum at a drip irrigation with saline water when growing onions // *Reclamation*. 2014 №2 (72). pp 24-29.
56. Shchedrin VN, GT Balakay, S. Vasilyev, LM Dokuchaeva RE Jurkova, A. Akopyan, A. Yu Whistlers, A. Yu Whistlers, S. Vladimir Garkusha, SA Shevel, SA Garkusha, NN Malysheva Complex of measures aimed at the preservation and restoration of soil fertility under cyclic irrigation of crops in the Krasnodar region. Novocheerkassk: RosNIIPM, 2015. 76 p. <http://www.rosniipm.ru/izdan/2015/COK.pdf>
57. Low-volume irrigation technologies <http://helion-ltd.ru/agr-land-water-wood-eco37-48/>
58. Radevich EV Baranov AI Effect of different doses of phosphogypsum application on the properties of irrigated dark chestnut soils of the Rostov region // *Scientific Journal of Russian Scientific-Research Institute of the land reclamation problems*. 2015. No 1, (17). pp 72-87.
59. Bobrov VA Some anomalies in salinity of soils of dark chestnut subzone of Kustanai region // *Soil Science*. 1977. №2. pp 73-80.
60. Saline Soils of the World <http://issar.com.ua/downloads/docs/nv6.pdf>
61. Li Jiu-yu, Zhao-dong Liu, Wen-zhi Zhao, M.M. Masud, Ren-kou Xu Alkaline slag is more effective than phosphogypsum in the amelioration of subsoil acidity in an Ultisol profile // *Soil and Tillage Research*, Volume 149, June 2015, Pages 21-32 doi:10.1016/j.still.2014.12.017
62. Rhoton, F.E. and D. S. McChesney. 2011. Influence of FGD Gypsum on the Properties of a Highly Erodible Soil under Conservation Tillage // *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 42(16):2012-2023.
63. Tskhovrebov VS Change of microelement's content under the winter wheat due to remineralization of leached chernozem // *Scientific Journal KubGAU*, №77 (03), 2012. <http://ej.kubagro.ru/2012/03/pdf/45.pdf>
64. Aristarkhov AN Agrochemistry of sulfur. M.: VNIIA, 2007. 272 p.
65. Chen, Liming and Warren A. Dick. Gypsum as an agricultural amendment // *Ohio State University, Bulletin* 945. 2011. <http://fabe.osu.edu/sites/fabe/files/imce/files/Soybean/Gypsum%20Bulletin.pdf>
66. Chen, Liming, David Kost, and Warren A. Dick. 2008. Flue Gas Desulfurization products as Sulfur Sources for Corn // *Soil Science Society of America Journal* 72:1464-1470.

67. Brauer, D., G. E. Aiken, D. H. Pote, S. J. Livingston, L. D. Norton, T. R. Way, and J. H. Edwards. 2005. Amendment Effects on Soil Test Phosphorus // *Journal of Environmental Quality* 34:1682-1686.
68. Orlov DS, Sadovnikov LK, Lozanovskaya IN. Ecology and protection of biosphere with chemical contamination. M.: Higher School, 2002. 334 p.
69. Guidelines for the safe application of biosolids to land in New Zealand. August 2003. New Zealand Water & Wastes Association (NZWWA). Ministry for the Environment. <http://www.aucklandcouncil.govt.nz/EN/planspoliciesprojects/plansstrategies/unitaryplan/Documents/Material%20incorporated%20by%20reference/upmirbmfeguidelinesforthesafeapplicationofbiosolidstolandinnewzealand.pdf>
70. Ministry for the Environment. Resource Management (National Environmental Standard for Assessing and Managing Contaminants in Soil to Protect Human Health) Regulations 2011 [New Zealand Legislation website]. <http://www.mfe.govt.nz/more/about-us>
71. Maximum permissible concentration (MPC) of chemicals in the soil. Hygienic standards ГИ 2.1.7.2041-06 [http://www.complexdoc.ru/ntdpdf/544121/predelno_dopustimye_kontsentratsii_\(pdk\)_khimicheskikh_veshchestv_v_pochve.pdf](http://www.complexdoc.ru/ntdpdf/544121/predelno_dopustimye_kontsentratsii_(pdk)_khimicheskikh_veshchestv_v_pochve.pdf)
72. Roughly allowable concentration (RAC) of chemicals in the soil. Hygienic standards ГИ 2.1.7.2042-06 http://ohranatruda.ru/ot_biblio/normativ/data_normativ/46/46590/
73. CLEA 2009. Heavy Metal Guidelines in Soil. Technical Bulletin No.6 http://yara.co.uk/images/6_Heavy_Metals_tcm430-99440.pdf
74. Land contamination: soil guideline values (SGVs) <https://www.gov.uk/government/publications/land-contamination-soil-guideline-values-sgvs>
75. Mandzhieva S.S., Minkina T.M., Chaplygin V.A., Sushkova S.N., Bauer T.V., Nevidomskaya D.G., Motuzova G.V. Plant contamination by heavy metals in the impact zone of Novocherkassk power station in the South of Russia // *Journal of Soils and Sediments*. 2015.
76. Teaf, Christopher M.; Covert, Douglas J.; Teaf, Patrick A.; Page, Emily; and Starks, Michael J. Arsenic Cleanup Criteria for Soils in the US and Abroad: Comparing Guidelines and Understanding Inconsistencies // *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*: 2010. Vol. 15, Article 10. Available at: <http://scholarworks.umass.edu/soilsproceedings/vol15/iss1/10>
77. US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Federal Register / Rules and Regulations / Vol. 66, No. 4 / Friday, January 5, 2001. p. 1211. <https://www.epa.gov/lead/hazard-standards-lead-paint-dust-and-soil-tsca-section-403>
78. Sanitary norms of permissible concentrations of chemicals in the soil. SANPIN 42-128-4433-87 (UTV. USSR Ministry of 30.10.1987 N 4433-87) (as at 7 October 2006) <http://russia.bestpravo.ru/ussr/data01/tex11819.htm>
79. Lyashenko GM, VP Kalinichenko Soil and air lead-sheet plants' pollution // *Proceedings of the higher educational institutions. North-Caucasian region. Natural Sciences*. 2006. №S12. pp 124-130.
80. Fluorides. Chapter 6.5. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0018/123075/AQG2ndEd_6_5Fluorides.PDF
81. Damm YP, OG Zheronkina, KV Choline, VL Sofronov, AA Galata The raw material base and prospects for fluorine production in Russia // *Proceedings of the higher educational institutions. Physics*. 2013. V. 56, № 4/2. pp 114-123. <http://vital.lib.tsu.ru/vital/access/manager/Repository/vtls:000475805>
82. Krasnova Natal'ya I. The kovdor phlogopite deposit, Kola peninsula, Russia // *The Canadian Mineralogist*. 2001. Vol. 39. pp 33-44. http://rruff.info/doclib/cm/vol39/CM39_33.pdf
83. Mihkel Veiderma, Rena Knubovets and Kaia Tönsuaadu Structural properties of apatites from finland studied by FTIR spectroscopy // *Bulletin of the Geological Society of Finland* 70(1):69-75 · January 1998. https://www.researchgate.net/publication/287549177_Structural_properties_of_apatites_from_Finland_studied_by_FTIR_spectroscopy http://www.geologinenseura.fi/bulletin/Volume70/sgs_bt_070_pages_069_075.pdf
84. Tandelov YP The natural content of water-soluble fluorine in the Krasnoyarsk region and the technogenic pollution of soil environment // *Bulletin of the Krasnoyarsk State Agrarian University*. 2007. №1. pp 97-110.

85. Environmental Health Criteria 227 FLUORIDES. First draft prepared by Dr R. Liteplo and Ms R. Gomes, Health Canada, Ottawa, Canada and Mr P. Howe and Mr H. Malcolm, Centre for Ecology and Hydrology, Cambridgeshire, United Kingdom. World Health Organization Geneva, 2002.
86. Fluorides, Hydrogen Fluoride, and Fluorine. 6. Potential for Human Exposure. 6.1 Overview. pp 203-242. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp11-c6.pdf>
87. Cichy Barbara, Hanna Jaroszek, Andrzej Paszek Cadmium in phosphate fertilizers; ecological and economical aspects // CHEMIK 2014, 68, 10, 837–842 <http://www.chemikinternational.com/wp-content/uploads/2014/10/3.pdf>
88. Contaminants and the Soil Environment in the Australasia-Pacific Region. Editors: R. Naidu, R.S. Kookana, D.P. Oliver, S. Rogers, M.J. McLaughlin Kluwer Academic Publishers, 1996. https://books.google.ru/books?id=YR_-CAAQBAJ&pg=PA165&lpg=PA165&dq=mpc+cd+in+soil&source=bl&ots=t51zRGzLEQ&sig=jIUZhdyzYSal8uMwW9eBtftpdxk&hl=ru&sa=X&ved=0CE4Q6AEwB2oVChMI-OmdrZPlxwIVSP4sCh3D-gGx#v=onepage&q=mpc%20cd%20in%20soil&f=false
89. Cadmium in fertilisers. Risks from cadmium accumulation in agricultural soils due to the use of fertilisers containing cadmium Model estimations October 2000 http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/reports/denmark_en.pdf
90. Wolicka Dorota Biotransformation of phosphogypsum in wastewaters from the dairy industry // Bioresource Technology, Volume 99, Issue 13, September 2008, Pages 5666-5672 doi:10.1016/j.biortech.2007.10.029
91. Yudovich JE, Ketris MP Valuable impurity elements in coals. M.-Berlin: Direct Media, 2016. 539 p.
92. Kwasniewska J Molecular Cytogenetics Serves Environmental Monitoring // Published in abstract book of 3rd ScienceOne International Conference on Environmental Sciences 2014, Page No. 25. Proceeding <http://thescienceone.com/ices/proceedingsices2014.php> 4/16
93. TENORM: Fertilizer and Fertilizer Production Wastes. United States Environment Protection Agency <https://www.epa.gov/radiation/tenorm-fertilizer-and-fertilizer-production-wastes>
94. FAOLEX – legislative database of FAO legal office. European Union: Commission Regulation (EC) No. 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. http://faolex.fao.org/cgi-bin/faolex.exe?rec_id=052610&database=faolex&search_type=link&table=result&lang=eng&form_at_name=@ERALL
95. EUR-Lex <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html>
96. World Nuclear Organization. Naturally-Occurring Radioactive Materials (NORM) (Updated July 2015) <http://www.world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/radiation-and-health/naturally-occurring-radioactive-materials-norm.aspx>
97. Lapin A. V., Lyagushkin A. P. The Kovdor apatite-francolite deposit as a prospective source of phosphate ore // Geology of Ore Deposits. February 2014, Volume 56, Issue 1, pp 61-80 <http://link.springer.com/article/10.1134%2FS1075701513060056>
98. International Fertilize Industry Association <http://www.fertilizer.org/Phosphogypsum>
99. International Security Management Association <https://isma.com>
100. GOCT 53765-2009. <http://docs.cntd.ru/document/gost-r-53765-2009>
101. Wang T., Y. Zhou, Q. Lv, Yuanle Zhu, C. Jiang A safety assessment of the new Xiangyun phosphogypsum tailings pond // Minerals Engineering, Volume 24, Issue 10, August 2011, Pages 1084-1090 doi:10.1016/j.mineng.2011.05.013
102. How does phosphogypsum storage affect ground waters? Florida State University. 1998. <http://fipr.state.fl.us/wp-content/uploads/2014/12/05-042-142Final.pdf>
103. Zinyukov AM Structurally-hierarchical model of natural-technical system of "OAO Fertilizers – Natural environment" // Bulletin of Voronezh State University. 2001. Vol. 12. pp 190-197. <http://www.vestnik.vsu.ru/pdf/heologia/2001/12/Zinyukov.pdf>
104. Dobrydnev EP Internal-drainage water system eliminates the potential risk of accidental pollution of the water body // Ecological Bulletin of Russia. 2012. № 10. pp 46-48.
105. Pérez-López Rafael, Francisco Macías, Carlos Ruiz Cánovas, Aguasanta Miguel Sarmiento, Silvia María Pérez-Moreno Pollutant flows from a phosphogypsum disposal area to an

estuarine environment: An insight from geochemical signatures // *Science of The Total Environment*, Volume 553, 15 May 2016, Pages 42-51 doi:10.1016/j.saa.2015.04.017

106. Al-Hwaiti M.S., J.F. Ranville, P.E. Ross Bioavailability and mobility of trace metals in phosphogypsum from Aqaba and Eshidiya, Jordan // *Chemie der Erde - Geochemistry*, Volume 70, Issue 3, 2010, Pages 283-291 doi:10.1016/j.chemer.2010.03.001

107. Tranchida G., E. Oliveri, M. Angelone, A. Bellanca, P. Censi, M. D'Elia, R. Neri, F. Placenti, M. Sprovieri, S. Mazzola Distribution of rare earth elements in marine sediments from the Strait of Sicily (western Mediterranean Sea): Evidence of phosphogypsum waste contamination // *Marine Pollution Bulletin*, Volume 62, Issue 1, January 2011, Pages 182-191 doi:10.1016/j.marpolbul.2010.11.003

108. Luis F.O. Silva, James C. Hower, Maria Izquierdo, Xavier Querol Complex nanominerals and ultrafine particles assemblages in phosphogypsum of the fertilizer industry and implications on human exposure // *Science of The Total Environment*, Volume 408, Issue 21, 1 October 2010, Pages 5117-5122 doi:10.1016/j.scitotenv.2010.07.023

109. Yang Xiushan, Zhiye Zhang, Xinlong Wang, Lin Yang, Benhe Zhong, Jingfeng Liu Thermodynamic study of phosphogypsum decomposition by sulfur // *The Journal of Chemical Thermodynamics*, Volume 57, February 2013, Pages 39-45 doi:10.1016/j.jct.2012.08.006

110. Liping Ma, Xuekui Niu, Juan Hou, Shaocong Zheng, Wenjuan Xu Reaction mechanism and influence factors analysis for calcium sulfide generation in the process of phosphogypsum decomposition // *Thermochimica Acta*, Volume 526, Issues 1–2, 10 November 2011, Pages 163-168 doi:10.1016/j.tca.2011.09.013

111. Zheng Shaocong, Ping Ning, Liping Ma, Xuekui Niu, Wei Zhang, Yuhang Chen Reductive decomposition of phosphogypsum with high-sulfur-concentration coal to SO₂ in an inert atmosphere // *Chemical Engineering Research and Design*, Volume 89, Issue 12, December 2011, Pages 2736-2741 doi:10.1016/j.cherd.2011.03.016

112. Hammas Ines, Karima Horchani-Naifer, Mokhtar Férid Solubility study and valorization of phosphogypsum salt solution // *International Journal of Mineral Processing*, Volume 123, 10 September 2013, Pages 87-93 doi:10.1016/j.minpro.2013.05.008

113. Zhang Deyi, Heming Luo, Liwen Zheng, Kunjie Wang, Hongxia Li, Yi Wang, Huixia Feng Utilization of waste phosphogypsum to prepare hydroxyapatite nanoparticles and its application towards removal of fluoride from aqueous solution // *Journal of Hazardous Materials*, Volumes 241–242, 30 November 2012, Pages 418-426 doi:10.1016/j.jhazmat.2012.09.066

114. Jalali Jihen, Salwa Magdich, Raja Jarboui, Mouna Loungou, Emna Ammar Phosphogypsum biotransformation by aerobic bacterial flora and isolated *Trichoderma asperellum* from Tunisian storage piles // *Journal of Hazardous Materials*, Volume 308, 5 May 2016, Pages 362-373. doi:10.1016/j.saa.2015.04.0177

115. Valkov A.V., V.A. Andreev, A.V. Anufrieva, Y.N. Makaseev, S.A. Bezrukova, N.V. Demyanenko Phosphogypsum Technology with the Extraction of Valuable Components // *Procedia Chemistry*, Volume 11, 2014, Pages 176-181 doi:10.1016/j.proche.2014.11.031

116. On the rare-earth needle. Russian nuclear company. February 14, 2011. <http://www.atomic-energy.ru/articles/2015/05/06/18690>

117. Binder spreader BS 12000 PROFI <http://www.bomag.sk/Docs/BS12000.pdf>

118. Complex of machines for liquid manure apply http://agroyug.ru/page/item/_id-5142/

119. Kalinichenko V.P. Patent RU № 2387115 C2. Registered in the State Register of Inventions of the Russian Federation, April 27, 2010. Device for entering a substance at intra-soil rotary hoeing. Patentee IPPYUR. IPC A01B 33/02 (2006.01) A01C 23/00 (2006.01). Application number 2008124500 / 12 (029710) from 16.06.2008. Published on 27.04.2010. Bull. Number 12. 7 p. : 2 fig.

120. Kalinichenko V.P., Il'in V.B., Endovitsky A.P., Chernenko V.V. Method for extraction of substances from the fine system. Patent for an invention RU № 2464967 C2. IPC Cl. A61J 1/20 (2006.01), A61M 3/00 (2006.01), B03C 5/00 (2006.01). Patent holder: Company Structure K °. Application № 2011100186/13 (000277) on 11.01.2011. Registered in the State Register of Inventions of the Russian Federation, October 27, 2012. Posted on 27.10.2012. Bull. Number 30. 9 p. : 2 fig.

121. Zaitseva RI, Komarov, NM, NV Grishina, Kirichenko AV, Egorov, YV, Muromtsev NA Resistance of spring barley varieties in the phase of germination – the shoots to soil salinity and moisture deficit during the germination of seeds in solutions // The current state of chernozems. Mat. Int. Conf., September 24-26, 2013. Rostov-on-Don, 2013. pp 113-116.
122. Kalinitchenko Valery, Abdulmalik Batukaev, Tatiana Minkina, Natalia Solntseva, Andrey Skovpen, Ali Zarmaev, Vaha Jusupov, and Olga Lohmanova. Biogeosystem technique – the fundamental base of modern Water Policy and Management // Geophysical Research Abstracts. EGU General Assembly. Vienna, 2014. DOI: Vol. 16, EGU2014-17014, 2014.
123. Mindubaea AS, Voloshin AP Kulik, NV, Minzanova ST, Mironova LG, Yahvarov DG, Alimov FK, Ahossiyenagbe SK, Bolormaa C. Ability of anaerobic biodegradation of white phosphorus // Ecological Bulletin of the North Caucasus. 2013. V. 9. № 2. pp 4-15.
124. Melchenko A. Strontium migration in different layers of leached chernozem // Agrochemical Bulletin. 2015. V. 1. № 1. pp 12-14.
125. Ionizing radiation and how to protect against it <http://you-doctor.ru/content/view/277/83/>
126. Anisimov V.S., Kochetkov I.V., Dikarev D.V., Anisimova L.N., Korneev Y.N. Effects of physical-chemical properties of soils on ⁶⁰Co and ⁶⁵Zn bioavailability // Journal of Soils and Sediments. 2015. T. 15. № 11. pp 2232-2243.
127. Kochetkov IV, Anisimov VS, Screamers IA, MV Eremin Influence of physical and chemical properties of the soil on the bioavailability of ⁶⁰Co // Proceedings of the higher educational institutions. Nuclear energy. 2011. № 4. pp 50-57.
128. Spirin EV, Anisimov VS, Dikarev D., Kochetkov IV, DV Krylenkin Prediction model for coefficients of ¹³⁷Cs accumulation in plants // Radiation Biology. Radioecology. 2013. T. 53. № 2. pp 199.
129. Kolesnikov S.I., Rotina E.N., Kazeev K.S. Technology of evaluation methods of soil remediation effectiveness according to biological indicators // Middle East Journal of Scientific Research. 2013. T. 17. № 7. C. 914-918.
130. Abdul-Malik A. Batukaev, Anatoly P. Endovitsky, Andrey G. Andreev, Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina, Zaurbek S. Dikaev, Saglara S. Mandzhieva, and Svetlana N. Sushkova Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // Solid Earth, 7, Issue, 2, 415-423, doi:10.5194/se-7-415-2016, 2016
131. Rabinovich AL, Lozanovskaya IN, Luganskaya IA Recycler – a new profession of the XXI Century // In: Land reclamation of anthropogenic landscapes. Interuniversity collection of scientific papers. The Ministry of Agriculture of the Russian Federation, Novocherkassk State reclamation Academy. Novocherkassk, 2004. pp 147-158.

УДК 631.1:631.459 (470.61): 633.11:551.588: 631.4:574:55:91:33:62

Технологии и технические средства утилизации вещества в почве (обзор)

Валерий Петрович Калиниченко

Институт плодородия почв юга России, Российская Федерация
346493 Персиановка, Октябрьского района, Ростовской области, ул. Кривошлыкова, корпус 2
Доктор биологических наук, профессор, директор
E-mail: kalinitch@mail.ru

Аннотация. Конфликт биосферы и технологии требует смены парадигмы развития, развития природоподобных технологий. Почвы земель сельскохозяйственного назначения испытывают уплотнение, осолонцевание, слитизацию, теряют гумус и питательные вещества. Геохимический цикл вещества в почвах разомкнут, вещество выщелачивается и пребывает преимущественно в депозитах, что ввиду ограниченности ресурсов Земли ведет к угасанию биосферы. Имеет место неблагоприятный элювиально-иллювиальный вектор эволюции почв.

Для химической мелиорации почв используют побочные продукты производства, а также руды и горные породы. Это вещества, содержащие как кальций, так и сульфат, который, разрыхляет минеральную фазу почвы. Объем утилизации в почве мал.

Выполнен анализ современных технологий и технических средств утилизации побочных продуктов в фокусе утилизации в почве. Установлено, что технологии и технические средства устарели.

Предложена биогеосистемотехника – трансцендентальные технические решения и технологии управления биогеохимическим циклом вещества в газообразной, жидкой, твердой фазе для экологически безопасного рециклинга вещества в почвах, непротиворечивого решения производственных и экологических проблем ноосферы в едином технологическом цикле:

- ✓ фрезерная обработка почвы в слое 20-50 (30-60) см при одновременном внесении в этот слой вещества позволяет синтезировать в почве приоритетную дисперсную систему для протекания биологического процесса;

- ✓ синтез вещества непосредственно внутри почвы;

- ✓ управление вещественным составом почвенного раствора;

- ✓ импульсная внутрипочвенная континуально-дискретная парадигма ирригации и фертигации обеспечивает сохранение структуры почвы, исключает выщелачивание питательных веществ и гумуса, позволяет сократить потребление воды растениями, усиливает геохимические барьеры распространению загрязнений, повышает продуктивность растений.

Биогеосистемотехника позволяет увеличить производство экологически чистого продовольствия и сырья, повысить привлекательность окружающей среды для проживания, создать престижные рабочие места, укрепить влияние РФ как экспортера наукоемкой продукции и принципиально новых природоподобных технологий.

Ключевые слова: биосфера, почва, побочный продукт, рециклинг, биогеосистемотехника, экологически чистое сырье, продовольствие.