

CONTENT OF RADIOCAESIUM IN FOREST BLACKBERRY AND RASPBERRY FRUITS

OBSAH RADIOCESIA V LESNÍCH MALINÁCH A OSTRUŽINÁCH

Červinková, A., Pöschl, M.

Department of Molecular Biology and Radiobiology, Faculty of Agronomy, Mendel University in Brno, Zemědělská 1/1665, 613 00 Brno, Czech Republic

E-mail: xcervin4@node.mendelu.cz

ABSTRACT

Radiation contamination, which was caused by Chernobyl accident, is detectable in our country until today. Trace amount of radiocaesium (^{137}Cs) can be identified in fruits of forest plants, which were taken from wild nature of the Czech Republic. This study provides new knowledge about the content of radiocaesium (^{137}Cs) in the wild blackberries and raspberries. Also radiocaesium transfer (T_F) from soil to berries was analyzed. Samples of the fruits together with the upper soil environment under the plants were taken on pre-selected locations of Jeseníky PLA. The ^{137}Cs activity was measured by gamma spectrometric analysis using HPGe detector. It was found that the radiocaesium concentration in the fruits of blackberry and raspberry reaches average 0.828 ± 0.30 Bq kg^{-1} and 0.445 ± 0.14 Bq kg^{-1} respectively. Soil-to-fruit transfer factors were 5.25×10^{-3} (into blackberries) and 6.27×10^{-3} (into raspberries). The determined values of ^{137}Cs concentrations did not exceed the intervention limit specified for food (600 Bq kg^{-1}), and do not represent health risk for the population.

Key words: ^{137}Cs , blackberry, raspberry, Jeseníky PLA, transfer factor

Acknowledgments: This study was funded by Faculty of Agronomy of Mendel University in Brno.

ÚVOD

Nehoda černobylské jaderné elektrárny 26. dubna 1986 způsobila kontaminaci rozsáhlého území severní polokoule. V průběhu nehody došlo k uvolnění $1,2 \times 10^7$ TBq radioaktivních látek, z nichž $8,5 \times 10^4$ TBq tvořilo radiocesium ^{137}Cs (UNSCEAR, 2000). Radioaktivita byla přenesena a rozptýlena atmosférickými vzdušnými proudy a následně deponována na zemský povrch především prostřednictvím dešťových srážek (Pietrzak-Flis et al., 2003). Životní prostředí České republiky bylo kontaminováno v průběhu 29. dubna až 7. května velmi nehomogenně. Nejvyšší depozice nastala v oblastech jižní a severní Moravy (Peterka et al., 2007), především pak na území CHKO Jeseníky, kde byly ve výše položených lesních půdách zjištěny koncentrace radiocesia dosahující aktivit až $50 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-2}$ (Hanák et al., 2007). V důsledku černobylské havárie bylo území České republiky postiženo průměrnou depozicí radiocesia ^{137}Cs $7,6 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-2}$ (SÚRO, 1996). Do dnešní doby je naše životní prostředí stále zatěžováno tímto antropogenním radionuklidem z důvodu jeho poměrně dlouhého poločasu přeměny (30, 07 let). Vzhledem ke specifickým půdním vlastnostem si deponované radiocesium v poměrně vysokých koncentracích uchovávají především zemědělsky neobdělávané ekosystémy, a tak může tento polutant druhotně a významně kontaminovat i bobule lesních plodin (maliny a ostružiny), které jsou dobře známé jako tzv. super ovoce pro jejich mimořádné nutriční i farmaceutické hodnoty (Ding et al., 2006; Tulipani et al., 2008).

Cílem této práce bylo přinést nové poznatky o obsahu radiocesia (^{137}Cs) v plodech lesních rostlin - ostružinách a malinách, které byly sbírány v oblasti CHKO Jeseníky.

MATERIÁL A METODIKA

Zájmovou lokalitou se stala chráněná krajinná oblast Jeseníky. Samotné odběrné lokality byly dále rozděleny na parcely o ploše 100 m^2 . Na vytyčených lokalitách byly odebírány vzorky plodů lesních rostlin rodu ostružiník (*Rubus*): ostružiníku křovitého (*R. fruticosus*) a ostružiníku maliníku (*R. idaeus*). Plody byly odebírány, společně se vzorkem svrchní vrstvy (10 cm) půdy pod zájmovými rostlinami, standardním manuálním postupem. Vzorky plodů malin a ostružin byly rozmělněny, ve formě pyré zamraženy a až do doby měření aktivity ^{137}Cs uloženy v mrazicím boxu při teplotě $-10 \text{ }^\circ\text{C}$. Půda byla zbavena hrubších částic a rostlinných zbytků, vysušena do konstantní hmotnosti a rozdrcena. Aktivita ^{137}Cs ve vzorcích o objemu 100 ml byla stanovena na gama spektrometrické trase s použitím detektoru HPGe. Za účelem zhodnocení transferu radiocesia z půdy do rostliny byly vypočteny faktory transferu (T_F) jako poměr hmotnostní aktivity obsažené v plodech ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$) k hmotnostní aktivitě obsažené v půdě ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$).

VÝSLEDKY A DISKUZE

Hmotnostní aktivita radiocesia v plodech ostružiníků dosahovala průměrných hodnot ($r \pm \text{SEM}$) $0,828 \pm 0,30 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (v případě ostružin) a $0,445 \pm 0,14 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (v případě malin). Aktivita v plodech odebraných na jednotlivých lokalitách uvádí Obrázek 1 a Obrázek 2. Zjištěné aktivity radiocesia jsou srovnatelné s publikovanými daty autora Aarkrog et al. (1989). Zmíněné hodnoty jsou relativně nízké a nepředstavují environmentální problém ani zdravotní riziko pro obyvatelstvo. Hodnoty hmotnostní aktivity radiocesia obsaženého v ostružinách a malinách zdaleka nedosahují nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace dané skupiny potravin pro přetrvávající ozáření po černobylské havárii 600 Bq.kg^{-1} (Vyhláška č. 307/2002 Sb.).

U vzorků půdy odebraných v blízkosti kořenového systému zájmových rostlin byla zjištěna hmotnostní aktivita ($r \pm \text{SEM}$) $139,7 \pm 26,03 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (pod ostružinami) a $177,2 \pm 83,19 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (pod malinami). Aktivita v půdách odebraných na jednotlivých lokalitách uvádí Obrázek 1 a Obrázek 2. Naměřené hodnoty jsou poměrně vysoké, protože překračují stanovenou limitní (přípustnou maximální) hodnotu v půdách v České republice (100 Bq.kg^{-1}). Nicméně tato hodnota je stanovena pro půdy agro-ekosystému nikoliv pro přírodní (lesní) ekosystém, který z dlouhodobého hlediska představuje hlavní rezervoár radiocesia v životním prostředí.

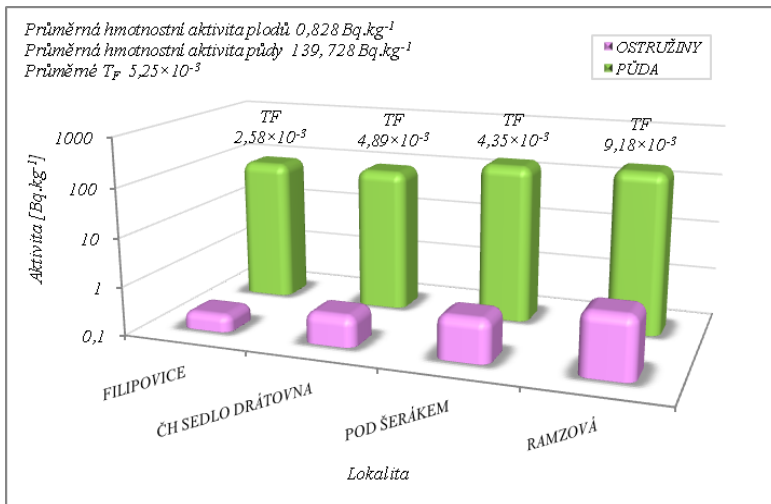
Vyvstává otázka, proč analyzované plody nepřijímají a neobsahují vyšší koncentrace radiocesia vzhledem ke zjištěným aktivitám v půdě. Zvláště uvážíme-li, že rostliny přijímají radiocesium na podkladě běžného příjmu živin – důvodem takového příjmu je skutečnost, že je radiocesium chemicky i metabolicko-fyziologicky podobné draslíku (Kornberg, 1961).

Důvodem, proč přijímá ostružiník o poznání méně radiocesia než například borůvka, která představuje lesní plodinu vykazující vyšší koncentraci radiocesia až o 100 % (Švadlenková et al., 1996) oproti ostružiníku, může být samotná individualita rostliny – růstová fáze rostliny, mechanismy kořenového příjmu, hloubka kořenění rostliny, mykorhiza, metabolická aktivita (Coughtrey a Thorne, 1983), kdy různé druhy cévnatých rostlin přijímají radiocesium v odlišných hodnotách (Horrill et al., 1990), ale také samotné ekologické nároky rostliny. Ostružiník vyhledává vlhké živinami bohaté alkalické ojediněle minerální půdy planárního až subalpínského stupně – najdeme jej převážně na pasekách, křovinatých pastvinách či stráních a v lesních ekotonech (Dostál, 1989), kde můžeme očekávat silný konkurenční boj o živiny (Calmon et al., 2008). Důvodem ale mohou být i vlastnosti půdy, především pak půdní reakce, kdy půdy disponující alkalickým pH obecně snižují příjem radiocesia rostlinou (Caput et al., 1990). Nutno také konstatovat, že třebaže lesní půdy obsahují v porovnání s ornými půdami vyšší koncentrace radiocesia, samotný transfer do lesních rostlin není tak významný. Důvodem je především vysoké množství jílových minerálů, které radiocesium váže za účelem vyrovnání iontového náboje. To má potom za následek omezenou dostupnost radiocesia pro rostliny (Shand et al., 1994).

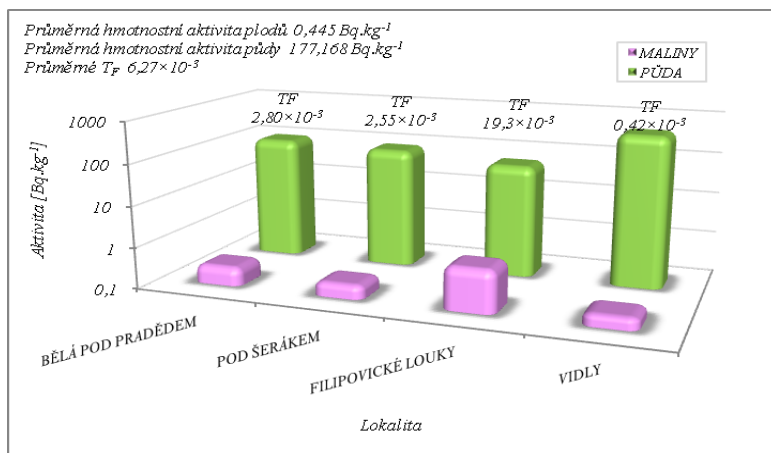
Za účelem analýzy transferu radiocesia z půdy do plodů rostliny byl vypočítán faktor transferu (T_F), jehož průměrná hodnota činila u ostružin $5,25 \times 10^{-3}$ a u malin $6,27 \times 10^{-3}$. V rámci ostružin a malin

se typické hodnoty T_F pohybují v rozmezí $6,9 \times 10^{-4}$ až $5,7 \times 10^{-3}$ (Nielsen et al., 2010). Avšak podle Miller a Hoffmann (1983) a Boikat et al. (1985) je porovnání vypočtených hodnot faktoru transferu (T_F) velmi náročné z důvodu mimořádné variability a poměrně malé vypovídací hodnoty tohoto koeficientu. Obecně lze ale konstatovat, že příjem radiocesia rostlinou je nižší, jedná-li se o půdu minerální (která je často vyhledávaná ostružiníkem křovitým), naopak obecně vyšší příjem radiocesia je znám u půdy písčité a organické (Sanchez et al., 1999; Nisbet a Woodmann, 2000).

Obr. 1 Průměrná aktivita ostružin a půd na jednotlivých lokalitách s výpočtem faktoru transferu



Obr. 2 Průměrná aktivita malin a půd na jednotlivých lokalitách s výpočtem faktoru transferu



ZÁVĚR

Na základě provedené analýzy bylo zjištěno, že hmotnostní aktivity radiocesia obsaženého ve vzorcích plodů rostlin rodu ostružiník (ostružin a malin) dosahují průměrných hodnot pod 1 Bq.kg^{-1} . Zjištěná hodnota je velmi nízká a nepředstavuje žádný environmentální problém ani zdravotní riziko pro obyvatelstvo konzumující zmíněné plody. Hmotnostní aktivity ^{137}Cs v půdě odebírané pod zájmovými rostlinami překonaly limitní hodnotu (100 Bq.kg^{-1}). Tato aktivita je však stanovena pro agro-ekosystémy, resp. pro půdy zemědělsky obdělávané. Transferové faktory radiocesia na dráze půda – analyzované plody dosáhly u zájmových rostlin hodnot od $0,42 \times 10^{-3}$ do $19,3 \times 10^{-3}$. Jejich hodnocení je však komplikované z důvodu malé vypovídací hodnoty tohoto koeficientu i mimořádné variability publikovaných dat týkajících se T_F .

LITERATURA

AARKROG, A., BOTTER JENSEN, L., CHEN QING JIANG (1989): *Environmental radioactivity in Denmark in 1987*. Denmark: Riso national laboratory, 144 s. ISBN 87-550-1532-8

BOIKAT, U., FINK, A., BLACK-NEUHAUS J. (1985): Cesium and cobalt transfer from soil to vegetation on permanent pastures. *Radiation and environmental biophysics*, 24 (4): 145 – 151.

CALMON, P., THIRY, Y., ZIBOLD, G., RANTAVAARA, A., FESENKO, S. (2009): Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review. *Journal of environmental radioactivity*, 100 (9): 757– 766

CAPUT, C., CAMUS, H., BELOT, Y. (1990): *Observations on the behaviour of radiocesium in permanent pastures after the Chernobyl accident*. In: DESMET, G. Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. London a New York: Elsevier, s. 283 – 291. ISBN 1851665390

COUGHTREY, P.J., THORNE, M.C. (1983): *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems, A critical review of data*. Rotterdam: A A Balkema Publishers. 2544 s. ISBN 9789061912774

DING, M., FENG, R., WANG, S.Y., BOWMAN, L, LU, Y., QIAN, Y., CASTRANOVA, V., JIANG, B.H., SHI, X. (2006): Cyanidin-3-glucoside, a natural product derived from blackberry, exhibits chemopreventive and chemotherapeutic activity. *Journal of biological chemistry*, 281 (25):17359–17368.

DOSTÁL, J. (1989): *Nová květena ČSSR*. Praha: Akademie Praha. 1548 s. ISBN 80-200-0095-x

HANÁK, J., MÜLLER, P., MÜLLEROVÁ, H., KAŠPAREC, I. (2007): *Kontaminace půd v horských oblastech severní Moravy izotopem ^{137}Cs* . Brno: Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezsku, 3 s.

HORRILL, A. D. (1990): *Natural and semi-natural pasture ecosystems and their importance in the context of environmental contamination*. In: DESMET, G. Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. London a New York: Elsevier, s. 231 – 237. ISBN 1851665390

KORNBERG, H.A. (1961): The use of element-pairs in radiation hazard assessment. *Health physics*, 6 (1): 46 – 62.

MILLER, C.W., HOFFMANN, F.O. (1983): An examination of the environmental half-time for radionuclides deposited on vegetation. *Health physics*, 45 (3): 731 – 744.

NIELSEN, P.N, ANDERSSON, K.G. (2010): *PardNor – Parameters for ingestion dose models for Nordic areas – Status report for the NKS-B activity 2009*. Denmark: Risoe national laboratory for sustainable energy, 50 s. ISBN 978-87-7893-279-2

NISBET, A., WOODMAN R. (2000): Soil-to-plant transfer factor for radiocaesium and strontium in agricultural systems. *Health physics*, 78 (3): 279 – 288.

PETERKA, M., PETERKOVÁ, R., LIKOVSKÝ, Z. (2007): Chernobyl: Relationship between the number of missing newborn boys and the level of radiation in the Czech regions. *Journal Environmental health perspectives*, 115 (12): 1801-1806.

PIETRZAK-FLIS Z., KRAJEWSKI P., RADWAN I., MURAMATSU Y. (2003): Retrospective evaluation of ¹³¹I deposition density and thyroid dose in Poland after the Chernobyl accident. *Health physics*, 84 (6): 698–708.

SANCHEZ A., WRIGHT, S., SMOLDERS, E., NAYLOR, C., STEVENS P., KENNEDY, V., DODD, B., SINGLETON, D., BARNETT, C. (1999): High plant uptake of radiocaesium from organic soils due to Cs mobility and soil K content. *Environmental science and technology*, 33 (16): 2752 – 2757.

SHAND, C.A., CHESHIRE, M.V., SMITH, S. (1994): Distribution of radiocaesium in organic soil. *Journal of environmental radioactivity*, 23 (3): 285–302.

SÚRO (1996): KOLEKTIV AUTORŮ: *10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, Státní ústav radiační ochrany, 80 s.

ŠVADLENKOVÁ, M., KONEČNÝ, J., SMUTNÝ, V. (1996): Model calculation of radiocaesium transfer into food products in semi-natural forest ecosystems in the Czech republic after a nuclear reactor accident and an estimate of the population dose burden. *Journal of environmental pollution*, 92 (2): 173 – 184.

TULIPANI, S., MEZZETTI, B., CAPOCASA, F., BOMPADRE, S., BEEKWILDER, J., DE VOS, CH.R., CAPANOGLU, E., BOVY, A., BATTINO, M. (2008): Antioxidants, phenolic compounds, and nutritional quality of different strawberry genotypes. *Journal of agriculture and food chemistry*, 56 (3): 696–704.

UNSCEAR (2000): Sources and Effects of Ionizing Radiation; Annex J. Exposure and Effects of Chernobyl Accident. Report to General Assembly. United Nations, New York. 2000., *Journal of radiological protection*, 21(1): 453 – 551.

VYHLÁŠKA 307/2002 Sb. o radiační ochraně (ruší vyhlášku č. 184/1997 Sb.) ve znění vyhlášky č. 499/2005 Sb., kterou se mění vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně.