

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra chemie



**Rizikové prvky v ekologické a konvenční produkci
potravin**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Lenka Štefanidesová

Obor studia: Kvalita a zpracování zemědělských produktů

Vedoucí práce: doc. Ing. Alena Hejtmánková, CSc.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Rizikové prvky v ekologické a konvenční produkci potravin" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucí diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 24. 7. 2020

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucí mé diplomové práce paní doc. Ing. Aleně Hejtmánkové, CSc. za všestrannou pomoc, odborné vedení, množství cenných rad, podnětů, doporučení, připomínek a zároveň za trpělivost a obdivuhodnou ochotu při konzultacích poskytnutých za účelem vytvoření této práce. Mé poděkování patří též Ing. Tereze Michlové, Ph.D. a Ing. Lukáši Prausovi za spolupráci při získávání údajů pro výzkumnou část práce. V neposlední řadě bych ráda poděkovala své rodině za podporu, kterou mi po celou dobu studia poskytovala.

Rizikové prvky v ekologické a konvenční produkci potravin

Souhrn

Potraviny představují prostřednictvím příjmu životně důležitých látek nezbytnou součást života lidí. Zároveň jsou také jedním z hlavních zdrojů kontaminantů, mezi něž jsou řazeny také rizikové prvky, které mohou při vyšších koncentracích negativně ovlivňovat homeostázu organismu a představovat vážná zdravotní rizika. Je tedy nutné věnovat pozornost jejich výskytu v potravinách, a to nejenom stanovením legislativních restrikcí, ale také kontrolou. V současné době jsou potraviny produkovány ve dvou základních zemědělských systémech, ekologickém a konvenčním. Bioprodukty jsou vnímány jako šetrnější a zdravotně nezávadnější. Zájem o biopotraviny má v posledních letech vzrůstající tendenci, která je očekávána i v budoucnu. Nevýhodou je však vyšší cena ve srovnání s konvenčními produkty.

Pomocí metod AAS a ICP-MS byly analyzovány běžně konzumované a dostupné potraviny zakoupené v České republice, které pocházely z ekologické a konvenční produkce. V těchto potravinách byl sledován obsah As, Cd, Hg a Pb. Analýze bylo podrobena 56 vzorků 10 různých druhů potravin rostlinného i živočišného původu, a to brambory, cibule, čokolády, jablka, kuřecí játra, kuřecí prsní řízků, plnotučná kravská mléka, rýže, vejce a ryby.

Nejvyšší průměrné množství arzenu ($1,148 \pm 2,1699 \text{ mg.kg}^{-1}$) a rtuti ($0,0595 \pm 0,0762 \text{ mg.kg}^{-1}$) bylo zjištěno ve vzorcích ryb. Nejvyšší průměrné množství kadmia a olova bylo stanoveno ve vzorcích čokolád ($0,152 \pm 0,056 \text{ mg.kg}^{-1}$), respektive ($0,041 \pm 0,018 \text{ mg.kg}^{-1}$). Nejnižší průměrný obsah As byl zjištěn ve vzorcích plnotučných kravských mlék, v nichž byly průměrné hodnoty vždy pod mezí detekce stanovené na úrovni $0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejnižší průměrné hodnoty Cd ($0,004 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$) vykazovala testovaná jablka. Nejnižší průměrné množství Hg i Pb bylo nalezeno ve vzorcích cibulí ($0,0010 \pm 0,0005 \text{ mg.kg}^{-1}$, respektive $0,003 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Dle statistického vyhodnocení bylo zjištěno, že obsah rizikových prvků ve stejných potravinách závisí ve 48,72 % případů na jejich původu, avšak pouze mořské ryby obsahovaly statisticky vyšší množství všech analyzovaných prvků. Nelze proto s jistotou říci, který ze způsobů produkce generuje potraviny s nižším množstvím sledovaných rizikových prvků.

Statisticky významně vyšší obsahy sledovaných rizikových prvků v porovnání s ostatními analyzovanými potravinami byly zjištěny pouze v množství arzenu ve vzorcích mořských ryb a množství kadmia, rtuti a olova v čokoládách. Statisticky vyšší obsah olova byl stanoven také ve vzorcích rýží.

Nejvyšší rozdíly v obsahu arzenu a olova vykazovaly vzorky kuřecích prsních řízků z konvenční produkce, zatímco nejvyšší variabilita v obsahu kadmia byla zjištěna v kuřecích játrech z konvenčního zemědělství. V případě rtuti byla nejvyšší variabilita obsahu zjištěna ve vzorcích vajec pocházejících z konvenční produkce. Nejnižší variabilitu As vykazovaly vzorky čokolád z konvenčního zemědělství. Pro Cd byly nejnižší rozdíly stanoveny v plnotučných kravských mlécích z konvenční produkce, v případě Hg se jednalo o brambory pocházející z téže produkce. Nejmenší rozdíly v obsazích Pb byly zjištěny ve vzorcích jablek z ekologické produkce.

Klíčová slova: ekologická produkce, konvenční produkce, rizikové prvky, AAS

Risk elements in organic and conventional food production

Summary

Food articles represent a necessary part of a human life through the intake of vital substances. At the same time they are a main source of contaminants, which include hazardous elements that in higher doses can negatively influence the homeostasis of the organism and mean serious health risks. Thus, it is necessary to pay attention to their presence in the food articles, not only by setting legal restrictions, but also by supervision. At the present time, articles of food are produced in two basic agricultural systems, the ecological one and the conventional one. Bioproducts are seen as more considerate and less harmful. There is an increasing trend in the interest in bio groceries and is expected to continue in the future. The disadvantage is higher price compared to conventional products.

Products normally consumed and available to purchase in the Czech Republic were analyzed using AAS and ICP-MS methods. These products came both from the ecological and conventional production. In these articles the content of As, Cd, Hg and Pb was analyzed. There were 56 samples of 10 different products from plant and animal origin, namely potatoes, onions, chocolate, apples, chicken liver, chicken breast fillets, full fat cow milk, rice, eggs and fish.

The highest average content of arsenic ($1.148 \pm 2.1699 \text{ mg.kg}^{-1}$) and mercury ($0.0595 \pm 0.0762 \text{ mg.kg}^{-1}$) was detected in the samples of fish. The highest average content of cadmium ($0.152 \pm 0.056 \text{ mg.kg}^{-1}$), and lead ($0.041 \pm 0.018 \text{ mg.kg}^{-1}$) was in the samples of chocolate. The lowest average content of As was detected in the samples of full fat cow milk, where the average values were below the limits of detection set to 0.001 mg.kg^{-1} . The lowest average amounts of Cd ($0.004 \pm 0.001 \text{ mg.kg}^{-1}$) were detected in tested apples. The lowest average content of Hg ($0.0010 \pm 0.0005 \text{ mg.kg}^{-1}$) and Pb ($0.003 \pm 0.001 \text{ mg.kg}^{-1}$) were found in the samples of onions.

According to the statistical evaluation we found that the contents of hazardous elements in the same kind of food articles depends in 48.72% of cases on their origin, although only marine fish contained statistically higher contents of all the analysed elements. Therefore it is not possible to say with certainty which way of the production is generating food articles with lower amounts of observed hazardous elements.

Statistically significantly higher amounts of observed hazardous elements compared to other analyzed food products were only the contents of arsenic in marine fish samples and amounts of cadmium, mercury and lead in chocolate. Statistically higher contents of lead were also found in the samples of rice.

The largest differences in arsenic and lead contents were detected in the samples of chicken breast fillets from conventional production, meanwhile the highest variability in cadmium contents were found in chicken liver from conventional agriculture produce. Regarding mercury, the highest variability of contents were in eggs coming from conventional produce. The lowest variability of As was shown in the samples of chocolate from conventional agriculture production. The lowest differences in Cd contents were in the full fat cow milk from the conventional produce, for Hg it were the potatoes also from this production. The lowest difference in Pb contents were found in the samples of apples from ecological production.

Keywords: organic production, conventional production, risk elements, AAS

Obsah

1 Úvod	1
2 Vědecké hypotézy a cíle práce	2
2.1 Vědecké hypotézy	2
2.2 Cíle práce	2
3 Literární rešerše	3
3.1 Produkce potravin	3
3.1.1 Ekologická produkce	4
3.1.2 Konvenční produkce	6
3.2 Rizikové prvky	7
3.2.1 Výskyt v životním prostředí	7
3.2.1.1 Výskyt v ovzduší	8
3.2.1.2 Výskyt v půdě	9
3.2.1.3 Výskyt ve vodě	9
3.2.2 Příjem a vliv rizikových prvků na živé organismy	10
3.2.2.1 Příjem rizikových prvků a jejich vliv na rostliny	10
3.2.2.2 Příjem rizikových prvků a jejich vliv na živočichy	12
3.2.2.3 Příjem rizikových prvků a jejich vliv na lidský organismus	13
3.3 Nejvýznamnější rizikové prvky	15
3.3.1 Arzen (As)	15
3.3.1.1 Charakteristika arzenu	15
3.3.1.2 Výskyt arzenu v životním prostředí	16
3.3.1.3 Příjem a působení arzenu na lidský organismus	17
3.3.2 Kadmium (Cd)	18
3.3.2.1 Charakteristika kadmia	18
3.3.2.2 Výskyt kadmia v životním prostředí	19
3.3.2.3 Příjem a působení kadmia na lidský organismus	20
3.3.3 Olovo (Pb)	21
3.3.3.1 Charakteristika olova	21
3.3.3.2 Výskyt olova v životním prostředí	22
3.3.3.3 Příjem a působení olova na lidský organismus	23
3.3.4 Rtuť (Hg)	24
3.3.4.1 Charakteristika rtuti	24
3.3.4.2 Výskyt rtuti v životním prostředí	25
3.3.4.3 Příjem a působení rtuti na lidský organismus	26
3.4 Obsah rizikových prvků v potravinách	28
3.4.1 Potravin s přirozeně vyšším obsahem arzenu	29
3.4.2 Potravin s přirozeně vyšším obsahem kadmia	29
3.4.3 Potravin s přirozeně vyšším obsahem olova	30
3.4.4 Potravin s přirozeně vyšším obsahem rtuti	31
3.5 Legislativa potravin	32
4 Materiál a metody	34
4.1 Použité chemikálie	34
4.2 Použité přístroje, zařízení a pomůcky	34
4.3 Materiál	36

4.4	Analytické metody pro stanovení rizikových prvků	36
4.4.1	Stanovení arzenu a olova	36
4.4.2	Stanovení kadmia	37
4.4.3	Stanovení rtuti	38
4.4.4	Meze detekce a meze stanovitelnosti rizikových prvků	39
5	Výsledky	40
5.1	Obsah rizikových prvků ve vybraných vzorcích potravin dle produkce..	42
5.1.1	Brambory	42
5.1.2	Cibule	44
5.1.3	Čokolády	46
5.1.4	Jablka	48
5.1.5	Kuřecí játra	50
5.1.6	Kuřecí prsní řízky	52
5.1.7	Kravska plnotučná mléka	54
5.1.8	Rýže	56
5.1.9	Vejce	58
5.1.10	Ryby	60
5.2	Obsah sledovaných rizikových prvků ve vybraných potravinách.....	62
5.2.1	Obsah arzenu ve vybraných potravinách	67
5.2.2	Obsah kadmia ve vybraných potravinách	68
5.2.3	Obsah olova ve vybraných potravinách	68
5.2.4	Obsah rtuti ve vybraných potravinách	69
6	Diskuze	70
6.1	Vyhodnocení hypotézy H_1.....	75
6.2	Vyhodnocení hypotézy H_2.....	77
7	Závěr	78
8	Seznam literatury	79
9	Seznam tabulek, obrázků a grafů	85
9.1	Seznam obrázků	85
9.2	Seznam tabulek.....	87
9.3	Seznam grafů	88
10	Seznam použitých zkratk a symbolů	90

1 Úvod

Rizikové prvky se často nesprávně označují termínem těžké kovy, jež jsou charakterizovány jako kovy s hustotou vyšší než 5 g.cm^{-3} . Zmíněnou hustotu nejvýznamnější rizikové prvky splňují, avšak definici kovu nespĺňuje například arzen řazený mezi metaloidy (polokovy) (Jaishankar et al. 2014; Pitter 2015).

Rizikové prvky významně přispívají ke snížení kvality životního prostředí. Znečištění životního prostředí způsobené rizikovými prvky je rozšířeno po celém světě a pro populaci představuje vážné zdravotní riziko. Za zdroje rizikových prvků v prostředí antropogenního původu považujeme především zemědělskou činnost (použití hnojiv, aplikace kalů z čistíren), průmysl (petrochemie, zpracování rud, spalování fosilních paliv) a mnoho dalších. Mezi zdroje přirozeného původu lze řadit vulkanickou aktivitu, zvětvávání mateřských hornin a rud, lesní požáry a emitace kovů přijatých organismy zpět do životního prostředí (Musilova et al. 2017; Rai et al. 2019).

Dle zákona o potravinách musí být všechny potraviny zdravotně nezávadné. I přes to mohou obsahovat kromě esenciálních látek i látky neesenciální, respektive toxické. Mezi nejsledovanější a nejdůležitější rizikové prvky vyskytující se v potravinách lze řadit arzen, kadmium, olovo a rtuť. Arzen, kadmium, olovo a rtuť jsou prvky přirozeně se vyskytující v zemské kůře. V životním prostředí probíhá transport prvků prostřednictvím biologických a geochemických cyklů, jejichž prostřednictvím mohou přecházet do půdního a vodního prostředí, v nichž jsou nerozložitelné, a následně se mohou bioakumulovat v živých organismech (Kafka & Punčochářová 2002; González et al. 2019).

Je obecně známo, že strava patří mezi hlavní zdroj rizikových prvků. Potraviny mohou být kontaminovány v jakémkoli kroku potravinového řetězce (González et al. 2019). Potravinová bezpečnost je kvantitativně i kvalitativně prioritou udržitelného globálního rozvoje. V posledních desetiletích ohrožovaly potravinovou bezpečnost nepříznivé účinky rizikových prvků, jež mají vliv na kvalitu potravin a lidské zdraví (Rai et al. 2019).

Do potravního řetězce mohou rizikové prvky vnikat primární nebo sekundární kontaminací. Tyto prvky a jejich sloučeniny mohou ovlivnit dostupnost a stravitelnost základních živin, aktivitu enzymů, minerálních látek či vitamínů. Obsah rizikových prvků v potravinách lze považovat za ukazatel zdravotní nezávadnosti. Pro arzen, kadmium, olovo a rtuť jsou dány legislativní restrikce na maximální přípustná množství ve vybraných potravinách (Velíšek & Hajšlová 2009; Babička 2017).

Po požití se rizikové prvky v tělesných orgánech kumulují a narušují metabolické funkce v lidském těle. Tyto prvky mohou mít negativní vliv na funkci gastrointestinálního traktu a životně důležitých orgánů – respektive mozku, jater a ledvin. Dále může dojít k negativnímu ovlivnění funkce centrální nervové soustavy, krevního obrazu a mutagennímu účinku. Intoxikace rizikovými prvky může ve vážných případech vést až ke smrti jedince (Kafka & Punčochářová 2002; Rehman et al. 2017).

2 Vědecké hypotézy a cíle práce

2.1 Vědecké hypotézy

Na základě dostupné literatury byly stanoveny následující vědecké hypotézy práce:

- **H₁**: obsah As, Cd, Hg a Pb ve stejných potravinách závisí na jejich původu;
- **H₂**: obsah As, Cd, Hg a Pb se liší v různých potravinách.

2.2 Cíle práce

Cílem této práce je literární rešerše zaměřená na obsah nejvýznamnějších rizikových prvků ve zvolených potravinách, na jejich výskyt v životním prostředí a účinky na živé organismy.

Ústředním cílem diplomové práce je stanovení a porovnání obsahu vybraných rizikových prvků ve zvolených potravinách získaných v ekologické a konvenční zemědělské produkci a zhodnocení, zda obsah prvků závisí na způsobu produkce potravin.

Dílčím cílem diplomové práce je rovněž poskytnutí uceleného přehledu zemědělských produktů s přirozeným vyšším obsahem zvolených rizikových prvků.

3 Literární rešerše

3.1 Produkce potravin

Celosvětová poptávka po potravinách a zemědělské půdě rychle roste a je ovlivněna například populačním růstem, vzrůstající spotřebou masa, komerčním využíváním půdy pro nepotravinářské účely a urbanizací. I přestože se v současné době apeluje na redukci plýtvání potravinami, zlepšení infrastruktury a inovace v rámci technologií využívaných v potravinářství, je potřeba zvýšit zemědělskou produkci potravin pro uspokojení budoucí poptávky po potravinách. Odhaduje se, že do roku 2050 vzroste populace na víc než 9 miliard lidí. Tuto skutečnost je možné řešit dvěma způsoby: zvýšením intenzity zemědělství na aktuálně využívaných oblastech nebo rozšiřováním stávajících zemědělských ploch. Obě možnosti však mohou negativně ovlivnit biodiverzitu a ekologickou rovnováhu, což může vést k nevratným změnám v ekosystému (Tscharrntke et al. 2012; Gabriel et al. 2013; Seufert 2019).

Produkce potravin se aktuálně zaměřuje na dva základní zemědělské systémy – ekologické (šetrné) zemědělství a konvenční (intenzivní). Ekologické zemědělství je všeobecně považováno za šetrnější a dlouhodobě udržitelnější, jelikož produkuje potraviny s ohledem na zachování přírodních zdrojů. Zároveň však mnozí vědci uvádějí, že kdyby se ekologické zemědělství praktikovalo ve větším měřítku, nedokázalo by uspokojit stále vzrůstající poptávku spojenou se zvyšujícím se zalidněním planety Země (Seufert 2019).

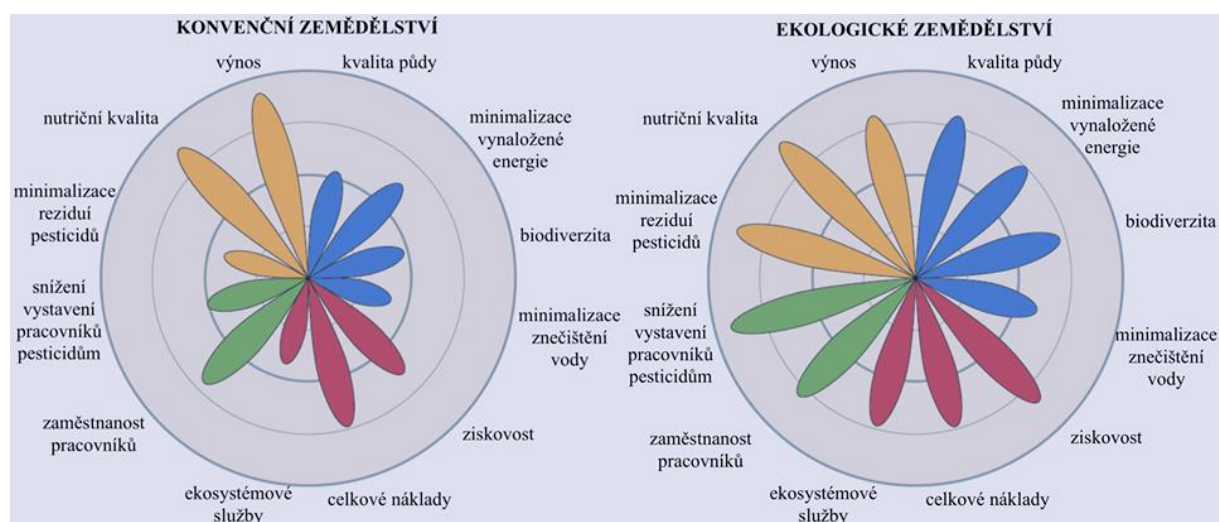
Současné získávání potravy a přístup k lidské výživě je značně odlišný od historického. Dnes se lidé rozhodují podle senzorických vlastností, nutričních hodnot a sociálně kulturních preferencí. Poptávka po bioproduktech neustále roste. Na to reagují podnikatelské subjekty zlepšováním dostupnosti a rozšiřováním sortimentu tohoto zboží. Tuto tendenci podporují zejména obavy z potenciálních nepříznivých účinků na zdraví plynoucích z příjmu reziduí pesticidů, dusičnanů, mykotoxinů, těžkých kovů, hormonů a antibiotik, potenciálně používaných v konvenční produkci. Výsledky několika studií také ukazují, že odrůda a půda v okolí zdroje antropogenních znečištění mají klíčový význam pro výskyt kontaminačních látek v potravinách, nehledě na jejich původ (Hajšlová & Schulzová 2006; Gomiero 2018; González et al. 2019).

Studie a metaanalýzy zabývající se porovnáním kvality produktů ekologického a konvenčního zemědělství kladou důraz především na zdravotní nezávadnost potravin, a to na základě toxikologické, hygienické a nutriční jakosti. V praxi však dochází k tomu, že i v kvalitních výzkumech zabývajících se touto problematikou se výsledky často velmi liší. Z toho vyplývá, že bioprodukty, jakožto zdravější potraviny, není možné jednoznačně doporučit (Hajšlová & Schulzová 2006; Hoefkens et al. 2010; Gomiero 2018).

Systém produkce potravin má velice komplikovaný průběh, v němž nejdůležitějším faktorem je půda. Dle Braniše (2006) se proces výroby skládá ze čtyř hlavních částí:

- **základní zdroje** – osivo, půda, klima, pracovní síla;
- **technologie** – mechanizace, zpracování surovin, uskladnění, šlechtitelství;
- **přírodní prostředí** – zásoba hnojiv, zásoba vody, prostor pro uskladnění odpadů zemědělství;
- **institute** – organizace, metody řízení, legislativa, státní úprava, dotace, politika.

Porovnání organického zemědělství se zemědělstvím konvenčním ve čtyřech hlavních oblastech udržitelnosti je znázorněno na obrázku 1. Délka 12 okvětních lístků se kvalitativně zakládá na předchozích studiích a zobrazuje úroveň výkonu jednotlivých měřítek udržitelnosti na čtyřech kružnicích odpovídajících 25, 50, 75 a 100 %. Oranžové lístky reprezentují oblast produkce, modré lístky zobrazují oblast environmentální udržitelnosti, červené lístky zastupují ekonomickou oblast a zelené reprezentují oblast blahobytu. Délky těchto lístků zobrazují skutečnost, že organické zemědělství lépe vyrovnává jednotlivé oblasti udržitelnosti (Reganold & Wachter 2016).



Obrázek 1: Porovnání aspektů konvenčního a ekologického zemědělství

3.1.1 Ekologická produkce

Ekologické zemědělství je charakterizováno jako organický přístup k produkci, zakazující využití průmyslově vyráběných (minerálních) hnojiv a chemických přípravků jako jsou insekticidy, herbicidy, fungicidy a jiné (Gomiero 2018). Zakázány jsou také geneticky modifikované organismy (GMO), hormony a antibiotika (González 2019).

V ekologickém zemědělství se omezuje výskyt plevelů rotací plodin, mulčováním, využíváním krycích plodin a ručním pletím. Další možností je mechanické pletí např. pomocí ohně. Proti škůdcům se využívají především agroekologické metody jako je například opět rotace plodin, pěstování více plodin na jednom místě zároveň, přírodní predátoři a péče o půdu. Mezi další možnosti se řadí využití tradičních složek např. síranu měďnatého a vápna či přírodních sloučenin s nízkou toxicitou a rychlým rozkladem v prostředí (Gomiero 2018).

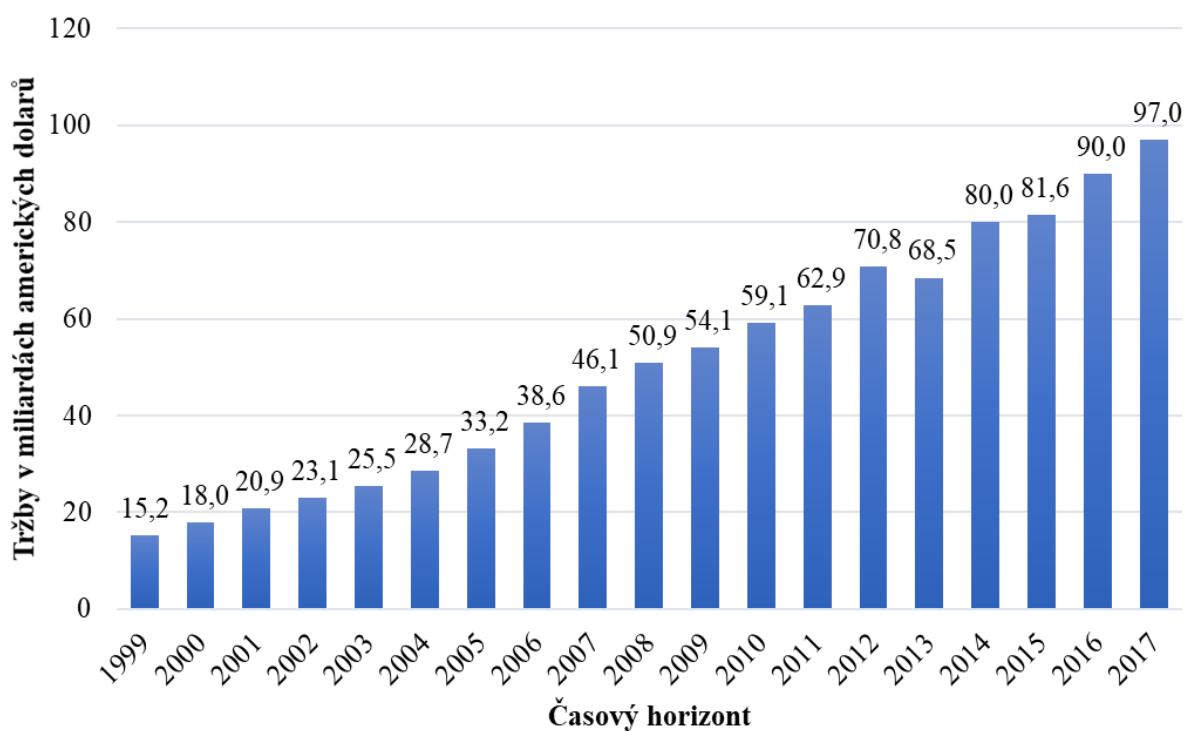
V České republice se ekologické zemědělství řídí několika právními předpisy. Výčet základních legislativních norem je uveden níže:

- Zákon č. 242/2000 Sb., o ekologickém zemědělství a o změně zákona č. 368/1992 Sb., o správních poplatcích, ve znění pozdějších předpisů;
- Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 16/2006 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona o ekologickém zemědělství;
- Nařízení Rady (ES) 834/2007 o ekologické produkci a označování ekologických produktů a o zrušení nařízení (EHS) č. 2092/9;

- Nařízení Komise (ES) č. 889/2008, kterým se stanoví prováděcí pravidla k nařízení Rady (ES) č. 834/2007 o ekologické produkci a označování ekologických produktů;
- Nařízení Komise (ES) č. 1235/2008, kterým se stanoví prováděcí pravidla k nařízení Rady (ES) č. 834/2007, pokud jde o opatření pro dovoz ekologických produktů ze třetích zemí.

Ekologické zemědělství bylo dlouho považováno za neefektivní produkci potravin a jeho využívání bylo předmětem sporů. Tuto skutečnost potvrzuje i vyjádření ministra zemědělství Spojených států amerických Earla Butze, který v roce 1971 uvedl, že než se USA vrátí k organickému zemědělství, musí někdo rozhodnout, kterých 50 milionů Američanů bude hladovět. Ještě na počátku jednadvacátého století bylo organické zemědělství skeptiky považováno za neefektivní a bylo jím ideologicky manipulováno. Hlavním důvodem k negativnímu postoji byl fakt, že v organickém zemědělství je k produkci stejného objemu potravin nutné využít většího množství zemědělské půdy než v konvenčním zemědělství. Rozšiřování zemědělských ploch by mohlo ohrozit existenci lesů, mokřadů a zatravněných ploch. Odpůrci také uváděli, že tento druh produkce má příliš mnoho nedostatků a nedostatečných řešení pro problémy se zemědělstvím spojené (Reganold & Wachter 2016).

V dnešní době dochází k rychlému růstu poptávky po bio produktech, což vede ke zvyšování počtu bio farem, rozšiřování ekologicky obhospodařovaných zemědělských ploch a množství peněz vkládaných do výzkumu ekologické produkce. Prodeje organických produktů se od roku 1999 do roku 2013 zvýšily, a to víc než pětinašobně (Reganold & Wachter 2016). Tuto skutečnost dokazuje i obrázek 2, který zachycuje vývoj prodeje bio produktů od roku 1999 do roku 2017.



Obrázek 2: Vývoj prodeje bio produktů

Spotřebitelé nakupují bio potraviny nejenom z důvodu osobního zdraví, chuti, dodržování práv zvířat, ale také proto, že věří, že organické zemědělství je lepší alternativou pro planetu (Seufert 2019). Nové mezinárodní studie považují přístup ekologického zemědělství, v němž jsou cíle udržitelného rozvoje v rovnováze, za průkopnický a inovativní. Zároveň roste význam tohoto systému v otázkách globálního zajištění potravin a stability ekosystému (Reganold & Wachter 2016).

3.1.2 Konvenční produkce

Druhým systémem zemědělství je takzvané konvenční zemědělství, které může být definováno jako systém na zemědělské ploše hojně využívající syntetické chemikálie jako jsou hnojiva a pesticidy. Tento druh zemědělství se zaměřuje na zvyšování výnosu s omezeným „pohledem“ na ostatní faktory jako jsou životní prostředí a dlouhodobá bonita půdy. Tento hon za neustále se zvyšujícím výkonem známý pod pojmem intenzifikace si klade za cíl maximalizaci výstupů ve všech odvětvích rostlinné a živočišné produkce (Arriaga et al. 2017).

Konvenční zemědělství je relativně široký pojem. Hlavním ukazatelem je využití syntetických chemikálií při produkci. Aby se maximalizoval výnos, je nutné dodat velké množství energie a udržet plodiny, resp. zvířata, v dobré kondici. Tato energie je vložena právě v podobě průmyslově vyráběných hnojiv a jiných syntetických látek. Dosažení nejvyššího možné výstupu s sebou však nese i negativní vlivy, a to především na životní prostředí. Se zavedením konvenčního zemědělství se vytrácí biodiverzita, přirozená bonita půd a je ohroženo celkové zdraví ekosystému. Za výhody tohoto druhu produkce lze považovat především zajištění dostatečného množství potravin a ekonomické hledisko. Typickým rysem toho modelu produkce je osev pouze jednou plodinou snižující pracovní zátěž farmářů. Jednotvárnost osevu ale určuje úspěch nebo selhání konvenčního zemědělství. Jak už bylo zmíněno výše, uniformita nevyžaduje takové náklady na práci a značně ulehčuje sklizeň. Obdobně v případě jedné plodiny mohou být pesticidy a herbicidy využity snadněji. Na druhé straně se zvyšuje citlivost plodin vůči patogenům a dochází k poškození stability ekosystému (Stony Brook University 2014).

I přesto, že je konvenční zemědělství využíváno na celé Zemi, může být způsob provedení na různých místech planety odlišný. Tento model zemědělství se neliší pouze geograficky, ale je různý také postupem času. To, co bylo považováno za konvenční zemědělství před průmyslovou revolucí, by dnes už splňovalo rysy ekologického systému obhospodařování půdy, protože v té době se průmyslově vyráběná hnojiva nevyužívala a rozvoji plevelů se zabráňovalo správnou orbou a péčí o půdu. Dalším mechanismem využívaným k ochraně plodin byla jejich rotace a dodržování osevního postupu (Arriaga et al. 2017).

Základní legislativní normou České republiky pro konvenční zemědělství je Zákon č. 252/1997 Sb., o zemědělství, který byl schválen 24. 9. 1997, a v platnost vstoupil 12. 10. 1997. Orgány Evropské unie koordinují provedení, tvorbu, monitoring a hodnocení potravinových a zemědělských politik. Členské státy poté implementují zákony přijaté na úrovni Evropské unie, která také poskytuje těmto státům finanční prostředky ze svého rozpočtu (Evropská unie 2019).

3.2 Rizikové prvky

Zástupci rizikových prvků provází lidstvo od pradávna. Jako příklad lze uvést olovo známé více než 8 000 let, arzen známý už ve starověkém Egyptě, či rtuť, jež byla využívána Féničany a v antickém Řecku. Za poměrně nově objevený prvek lze označit kadmium izolované roku 1817 Friedrichem Stromayerem ze zinkové rudy (Bencko et al. 1995; Kafka & Punčochářová 2002; Toman et al. 2003).

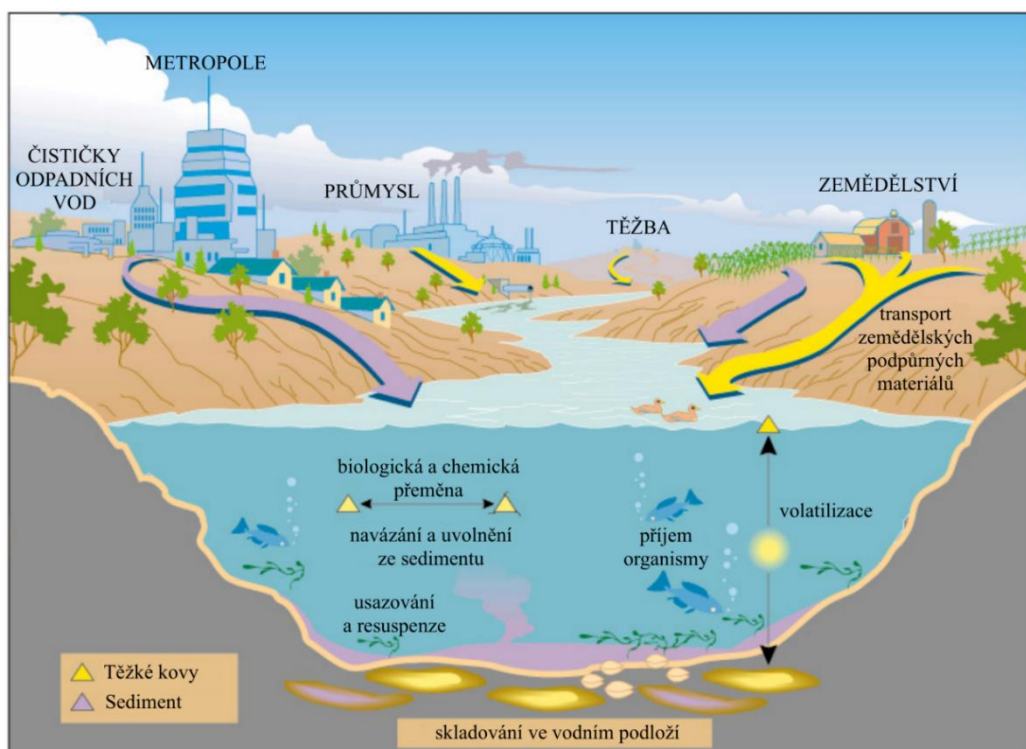
V současné době se mezi nejvýznamnější rizikové prvky v potravinářství řadí arzen (As), kadmium (Cd), olovo (Pb) a rtuť (Hg) kvůli jejich výrazné toxicitě. Dále jsou to cín (Sn), hliník (Al), chrom (Cr), měď (Cu), molybden (Mo), zinek (Zn) a železo (Fe). Za toxické lze na základě Bertrandova zákona považovat veškeré prvky periodické tabulky přijímané ve vysoké koncentraci po dostatečně dlouhý čas (Bencko et al. 1995). Je také nutno zmínit, že část z výše uvedených prvků jako například měď, selen, zinek a železo se ve stopových množstvích řadí mezi esenciální prvky jakožto složky enzymů a proteinů, a jsou tedy nezbytné pro život a jejich nedostatek může negativně ovlivnit zdravotní stav jedince (Ali et al. 2013; Jaishankar et al. 2014; Gall et al. 2015).

3.2.1 Výskyt v životním prostředí

Znečištění rizikovými prvky je celosvětově rozšířené, narušuje životní prostředí a pro populaci představuje vážné zdravotní riziko. Koncentrace těžkých toxických prvků v životním prostředí se za poslední desetiletí výrazně zvýšila (Rai et al. 2019). Za znečišťující látku lze označit jakoukoli látku v prostředí, která způsobuje nežádoucí účinky, zhoršuje životní prostředí, snižuje kvalitu života a nakonec může způsobit smrt (Nagajyoti et al. 2010).

Na rozdíl od organických látek jsou těžké kovy v podstatě nerozložitelné, a proto se v životním prostředí hromadí. Rizikové prvky jsou mobilní vlivem biogeochemických cyklů, pomocí nichž jsou schopny vstupovat do organismů a životního prostředí (Kafka & Punčochářová 2002). Narůstající obsah rizikových kovů v ovzduší, vodě a potravinách je vážným problémem. Toxické prvky jsou emitovány do životního prostředí přírodní i antropogenní činností. Mezi přírodní zdroje kontaminace se řadí zvětrávání rud a hornin, jelikož těžké kovy pochází ze zemské kůry a jejich uvolňování je tedy produktem procesu zvětrávání. Dále se jako přírodní zdroje uvádí vulkanická činnost a půdní eroze (Nagajyoti et al. 2010; Ali et al. 2013).

Antropogenní činnost je v dnešní době převládajícím faktorem zodpovědným za kontaminaci prostředí, a to i přes technologickou vyspělost. Do této skupiny lze začlenit například průmyslovou výrobu, která emituje do okolního prostředí především olovo, kadmium a rtuť. Za velmi důležitý zdroj se také považuje zemědělská produkce, především kvůli chemikáliím a fosfátovým hnojivům využívaným v konvenčním zemědělství. Dále lze mezi antropogenní činnost zařadit těžbu rud, odpady z čistíček odpadních vod a spalování fosilních paliv, čímž se do ovzduší dostává kadmium, olovo a rtuť (Kafka & Punčochářová 2002; Ali et al. 2013; Musilová et al. 2017). Koloběh rizikových prvků z antropogenních zdrojů je znázorněn na obrázku 3.



Obrázek 3: Koloběh rizikových prvků v životním prostředí

Tyto prvky, vysoce reaktivní a často toxické už při nízkých koncentracích, mohou vstupovat do půdy, podzemních vod a vzduchu, bioakumulovat se v plodinách a nepříznivě ovlivňovat biotu. Největší dostupnost rizikových prvků je v půdě, vodních ekosystémech a v relativně menší míře poté v atmosféře (Nagajoti et al. 2010). Vlivem kumulativního charakteru a nízké schopnosti biodegradovatelnosti mohou v životním prostředí přetrvávat po dlouhá léta a představovat tedy dlouhodobá rizika (Gall et al. 2015).

Jelikož je kontaminace životního prostředí toxickými prvky považována za závažný environmentální problém, je nezbytné zabývat se efektivní nápravou situace. V dnešní době se zkoumá možnost fytořemediace (přirozeně či geneticky upravené rostlinné druhy čistí kontaminované prostředí) a bioremediace (použití geneticky modifikovaných mikroorganismů pro vyčištění environmentálně toxické znečišťující látky). Jejich kombinace se nazývá rhizoremediace. Při ní rostlinné druhy tvoří v kořenové soustavě prostředí vhodné pro růst mykorhizních hub, které mají s kořeny symbiotický vztah a jsou schopny odstraňovat kontaminanty z půdy. Jedná se o finančně dostupné a ekologicky šetrné metody. Tyto a další nové technologie používané k čištění kovy znečištěné půdy mají chránit biologickou rozmanitost stanovišť a snižovat nebezpečí kontaminace (Gall et al. 2015; Mosa et al. 2016).

3.2.1.1 Výskyt v ovzduší

Emise rizikových prvků s rychlým vývojem světové ekonomiky stále rostou. Antropogenní zdroje kontaminace ovzduší výrazně převyšují nad přírodními. Spotřeba fosilních paliv a nerostných zdrojů emituje velké množství rizikových prvků do atmosféry, odkud se poté ukládají do zemského povrchu. To se obecně považuje za hlavní globální hrozbu spojenou s půdou a lidským zdravím. Přenos těžkých kovů z ovzduší na zemský povrch hraje v globálním biochemickém cyklu důležitou roli, protože umožňuje toxickým

látkám přestup z atmosféry do životního prostředí, a tím i do potravinového řetězce (Zhou et al. 2020). Rizikové prvky uvolňované do ovzduší z přírodních a antropogenních zdrojů jsou schopné transportu na delší vzdálenost (Shahid et al. 2017).

Mezi primární zdroje antropogenního znečištění se řadí také výfukové plyny ze spalovacích motorů, jež mají neopomenutelný podíl na vzrůstajícím množství některých rizikových prvků v životním prostředí (Pacyna et al. 2009).

3.2.1.2 Výskyt v půdě

Půda je dle Ministerstva životního prostředí České republiky definovaná jako nezávislá přírodní jednotka vzniklá z povrchových zvětralin zemské kůry a z organických zbytků za působení půdotvorných faktorů (Ministerstvo životního prostředí 2019).

Půdu jakožto důležitou a neobnovitelnou součást životního prostředí je potřeba chránit, a tím pádem je otázka koncentrace rizikových prvků stále aktuální a hojně řešená. Mnohé výzkumy prokázaly, že kontaminace půdy těžkými kovy je jednou z hlavních hrozeb. Vzhledem k tomu, že půda formuluje složení plodin a krmiv, a tím se stává základním pilířem potravinového řetězce (Tóth et al. 2016), zaujímá primární funkci v bezpečnosti plodin. Riziko vstupu kovu do potravinového řetězce závisí na jeho dostupnosti v půdě, v níž jsou kovové kationty vázány k negativně nabitým částicím jako je hlína a organická hmota. Když se kovy od těchto půdních částic odpoutají a vstoupí do půdního roztoku, mohou se stát biologicky dostupnými a mají schopnost se kumulovat v rostlinách a organismech žijících v půdě. Důležitými faktory dostupnosti rizikových prvků jsou také druh půdy, kationtová výměnná kapacita, obsah organického uhlíku v půdě a kyselost půdy. Při nízkém pH se některé prvky jako například olovo, kadmium a rtuť stávají dostupnější pro příjem rostlinami (Cibulka 1991; Ali et al. 2013; Gall et al. 2015).

3.2.1.3 Výskyt ve vodě

Převážná většina kovů a polokovů se v hydrosféře vyskytuje přirozeně přinejmenším ve stopovém množství, což je ovlivněno geologickým pozadím. Ke kontaminaci vody dochází kontaktem vodních ploch s pedosférou a horninami (Pitter 2015). Polokovy i kovy najdeme ve vodním prostředí v rozpustném i nerozpustném stavu, a to ve formě kationtů nebo aniontů, či jako anorganické nebo organické komplexní sloučeniny. Nerozpustné a komplexní formy kovových sloučenin nemají schopnost bezprostředně vstupovat do organismů, a lze je v tomto případě považovat za méně toxické. Nicméně mohou představovat zdroj jednodušších (toxických) sloučenin při změně hydrochemických (methylace) a hydrobiologických podmínek (Adriano 2001).

Vyšší množství rizikových prvků se vyskytuje v kyselých vodách, či za současného výskytu látek schopných tvořit komplexy. I nízké koncentrace rizikových prvků ve vodním prostředí mohou být nebezpečným kontaminantem vzhledem k jejich negativnímu vlivu na zdraví. Arzen, kadmium, olovo a rtuť mají vlivem své toxicity a schopnosti bioakumulace výrazný vliv na vodní zdroje, a jsou proto považovány za nejvýraznější polutanty vodního prostředí. Rizikové prvky snižují růst vodních organismů a funkci enzymů, čímž nepřímo ovlivňují procesy v hydrosféře (Pitter 2015; Milenkovic et al. 2019).

3.2.2 Příjem a vliv rizikových prvků na živé organismy

3.2.2.1 Příjem rizikových prvků a jejich vliv na rostliny

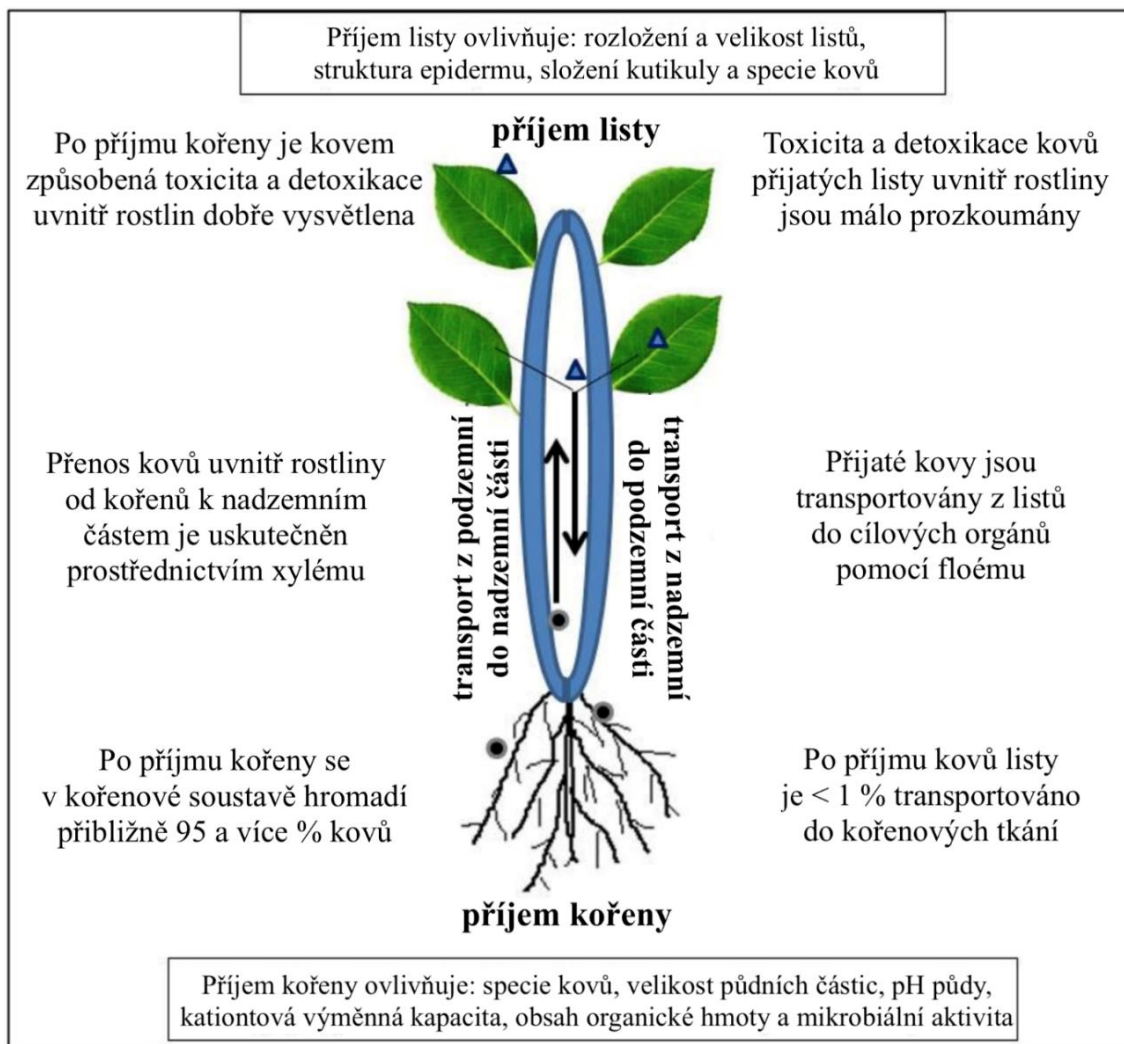
Většina těžkých kovů hromadících se v půdním systému je absorbována rostlinami především prostřednictvím kořenových systémů. Kromě toho mohou rostliny přijímat tyto prvky také prostřednictvím listů, plodů a květů. Příjem kovů rostlinami je ovlivněn mnoha faktory, například teplotou, pH půdy, provzdušňováním půdy, druhem rostliny, velikostí rostliny a kořenového systému, dostupností prvků v půdě, či vzduchu (Nagajyoti et al. 2010).

Hlavní příjem prvků rostlinou probíhá pomocí kořenů a listů (obr. 4). V případě adsorpce kovu skrze kořeny se obvykle část nacházející se v půdním roztoku nejprve adsorbuje na povrch kořenů, poté se naváže na polysacharidy na buněčném povrchu kořenů, nebo na karboxylové skupiny uronové kyseliny. Po adsorpci na povrchu kořenů těžké kovy pasivně pronikají a difundují přes translokační vodní proudy do dalších částí rostliny. V případě přenosu těžkých kovů přes listy může být prvek adsorbován na povrchu listů rostlin pomocí voskovité vrstvy a chloupků listů v závislosti na jejich velikosti. Dle fobicity znečišťujících látek rozlišujeme dvě cesty příjmu skrze listy. Lipofilní prvky difundují skrze kutikulu listů a hydrofilní sloučeniny pronikají skrze vodní póry průduchů a kutikulu (Shahid et al. 2017).

Rostliny využívají řadu obranných mechanismů, které řídí vychytávání, akumulaci a transport nebezpečných prvků a odstraňují je vyloučením ve formě volných iontů z cytoplasmy (Rascio & Navari-Izzo 2011). Arzen, kadmium, olovo a rtuť nemají esenciální roli v rostlinách, jelikož se nepodílejí na fyziologických funkcích. Toxicita rizikového prvku se liší podle druhu rostliny a druhu prvku, koncentrace, specie prvku, složení půdy a pH. Někteří zástupci této skupiny (As, Cd, Hg) jsou silně toxičtí pro enzymy citlivé na kov a jejich účinek může vést k inhibici růstu až úhynu rostliny (Nagajyoti et al. 2010). Fytotoxicita zmíněných prvků může být důsledkem změn četných fyziologických procesů způsobených inaktivací na buněčné nebo molekulární úrovni enzymů, blokováním funkční skupiny metabolicky důležité molekuly, nahrazením základních prvků či narušením celistvosti membrány. Běžným následkem otravy těžkými kovy je zvýšená produkce reaktivních forem kyslíku v důsledku interference s přenosem elektronů zejména chloroplastových membrán. Tento proces vystavuje buňky oxidačnímu stresu vedoucímu k lipoperoxidaci (oxidativnímu poškození vyšších mastných kyselin), úpadku makromolekuly, úniku iontů a štěpení řetězce DNA rostliny (Rascio & Navari-Izzo 2011).

Většina toxických prvků vstupujících do rostliny je uchovávána v kořenových buňkách, kde jsou detoxikovány tvorbou komplexů s aminokyselinami, organickými kyselinami či peptidy vázícími kov. Tento proces výrazně omezuje translokaci rizikových prvků do nadzemních orgánů, čímž rostlina chrání tkáň listů, a především metabolicky aktivní fotosyntetizující buňky před poškozením (Rascio & Navari-Izzo 2011).

Neexistuje žádný důkaz esenciality arzenu pro výživu rostlin. Distribuce arzenu obecně klesá od kořene do listů a jedlých částí. Primárně arzen v rostlinách inhibuje fotosyntézu a pentózofosfátový cyklus. Jedním z prvních příznaků fytotoxického účinku je vadnutí způsobené ztrátou turgoru. Organokovové sloučeniny způsobují chlorózu, postupnou nekrózu, dehydrataci, zastavení růstu a eventuální úhyn. Dalším účinkem je zpomalení růstu kořenového systému rostliny (Adriano 2001; Kabata-Pendias 2011).



Obrázek 4: Porovnání příjmu rizikových prvků kořeny a listy rostlin

Rostliny pěstované v půdě obsahující vysoké hladiny kadmia vykazují viditelné příznaky toxicity. Jedná se například o chlorózy, inhibice růstu kořenů, změnu morfologie kořenů, hnědnutí kořenových špiček a nakonec odumření. Bylo prokázáno, že kadmium narušuje v rostlinách absorpci, transport a využití vody a několika prvků (draslíku, fosforu, manganu a vápníku). Toxickým účinkem kadmia může být ovlivněna také propustnost plazmatické membrány, která způsobí snížení obsahu vody, z čehož vyplývá, že Cd má vliv na vodní bilanci rostliny. Dalším potvrzeným negativním účinkem je porucha metabolismu chloroplastů inhibicí biosyntézy chlorofylu a snížením aktivity enzymů podílejících se na vázání oxidu uhličitého (Nagajyoti et al. 2010; Rizwan et al. 2017).

Olovo je všudypřítomný hojně distribuovaný toxický prvek v půdě. Má nepříznivý účinek na morfologii, růst a fotosyntetické procesy rostlin. O olovu je také známo, že v některých druzích rostlin důsledkem interference s důležitými enzymy inhibuje klíčení semen. Prokázáno bylo také zpomalení růstu kořenů, ovlivnění fotosyntézy inhibicí aktivity karboxylačních enzymů. Dále dochází ke vzniku vodní nerovnováhy, změně propustnosti membrány, narušení minerální výživy a abnormální morfologii (nepravidelné radiální zahuštění kořenů a dřevnatění parenchymu). Olovo inhibuje aktivitu enzymů na buněčné úrovni reakcí s jejich thiolovými skupinami. Vysoká koncentrace olova vyvolává také v důsledku zvýšené produkce reaktivního kyslíku v rostlinách oxidační stres (Nagajyoti et al. 2010).

Rtuť a její sloučeniny jsou absorbovány kořeny a rozváděny v omezeném rozsahu do dalších částí rostlin. Obecně platí, že biologická dostupnost rtuti z půdy pro rostliny je nízká a hromadí se především v kořenech sloužících jako bariéra pro vychytávání rtuti. Rostliny přijímají rtuť dvěma odlišnými způsoby. Příjem elementární rtuti a dimethylrtuti je uskutečněn listy a ve formě Hg^{2+} kořenovým systémem. Hg může ovlivňovat v rostlinách nejenom transport elektronů, ale také fotosyntézu. Mezi projevy toxicity lze řadit také změnu struktury chloroplastů, zvětšení endoplazmatického retikula a mitochondrií (Adriano 2001).

3.2.2.2 Příjem rizikových prvků a jejich vliv na živočichy

Bylo vědecky dokázáno, že zvířata jsou denně vystavena účinku rizikových prvků, a to ve formě vakcín, krmiv nebo znečištění životního prostředí. Vlivem své nebiodegradovatelnosti mohou být rizikové prvky přenášeny v přírodě pomocí potravního řetězce a kumulovány v živočišných pletivech. Zvýšené množství zmíněných prvků v životním prostředí může způsobovat hromadění v tkáních rozličných živočichů, respektive mikroorganismů, měkkýšů, bezobratlých, členovců, ryb, ptáků a savců (Plavan et al. 2017). Domácí a volně žijící zvířata slouží k hodnocení kvality životního prostředí a jsou indikátory znečištění okolního prostředí. Významným bioindikátorem z řad živočichů jsou například ryby, které silně kumulují uvedené prvky a pro něž jsou tyto prvky silně toxické. Studie provedené na různých druzích ryb ukázaly, že těžké kovy mohou změnit fyziologické i biochemické funkce, a to v tkáních i v krvi. Kontaminované konzumované mořské organismy mohou způsobovat zdravotní obtíže, včetně neurologických, mutagenních a reprodukčních poruch zvířat (Pandey & Madhuri 2014).

K expozici arzenu zvířata dochází především vlivem krmných surovin, zeleniny, listů rostlin a pitnou vodu. Po požití se v krvi, moči a stolici může zadržovat velké množství arzenu nebo jeho sloučenin. Chronická expozice většinou není patrná pouhým okem, ale může způsobit rakovinu plic, kůže a močového měchýře. Exkrementy a moč zvířat mohou být ukazatelem kontaminace vody a zemědělské půdy arzenem (Mandal 2017). Byla prokázána teratogenita trojmocné formy arzenu pro živočichy. Citlivé na trojmocný arzen jsou například včely, pro které je vysoce škodlivý (Kafka & Punčochářová 2002).

Kadmium je kov se schopností snadného začlenění do trofických řetězců živých organismů. Z půd se kadmium může vlivem vymývání solí kadmia dostávat do vodního prostředí, v němž působí toxicky na vodní živočichy. Ve zvýšené míře je kumulován v mořských plodech a v menší míře poté v rybách. Průzkumy prokázaly teratogenní účinky kadmia a antagonistický účinek selenu a zinku, jež tyto účinky potlačovaly. (Kafka & Punčochářová 2002). Primárním zdrojem kontaminace je pro živočichy kontaminované krmivo. Bylo prokázáno, že množství kadmia v těle může být dáno pohlavím živočicha. U některých druhů bylo zjištěno, že ledviny a játra samičího pohlaví kumulují menší množství kadmia, na rozdíl od pohlaví samčího (Cibulka 1991).

Pro pasoucí se zvěř je půda hlavním zdrojem olova. K nejvyšší kumulaci dochází především v játrech, ledvinách a kostech, v menším množství poté v srsti (Cibulka 1991). Do potravního řetězce se olovo dostane z půdy po příjmu autotrofními organismy, které pozře heterotrof. Tímto způsobem se rezistentní ionty olova dostávají do potravního řetězce. Nejvíce toxické je olovo pro divokou zvěř, psy a koně. Nejmenší toxicitu má olovo pro berany, kozy, ptáky či laboratorní bílé myši, které jsou díky této vlastnosti užívány ve výzkumu.

Dafnie se také řadí mezi organismy, pro něž není olovo silně toxické. To umožňuje jejich využití jako bioindikátorů životního prostředí (Cibulka 1991; Kafka & Punčochářová 2002).

Koncentrace rtuti v živočišném těle závisí na znečištění přijímané potravy. V minulosti bylo primárním zdrojem kontaminace živočichů nelegální zkrmování mořeného obilí (Cibulka 1991). Bezpochyby nejtoxičtější methylrtuť vzniká z anorganických sloučenin rtuti vlivem methanogenních bakterií za nepřístupu vzduchu. V důsledku rozpustnosti ve vodě i tucích přetrvává ve vodním prostředí, z něhož vstupuje do ryb a kontaminuje rybí maso, v němž se kumuluje. Od určité hranice je poté množství rtuti naakumulované v organismu toxické. Mořští živočichové jsou méně citliví na toxicitu rtuti nežli sladkovodní. Je tomu tak kvůli obsahu antagonistického selenu v mořské vodě. Methylové sloučeniny i anorganické formy rtuti mohou mít negativní vliv na funkci jater, ledvin, nervové soustavy, imunitního systému a reprodukci (Kafka & Punčochářová 2002).

3.2.2.3 Příjem rizikových prvků a jejich vliv na lidský organismus

Rizikové prvky se přirozeně vyskytují v zemské kůře, mohou se hromadit v různých částech rostlin a živočichů a pomocí potravního řetězce se dostávají do lidského organismu a působí negativně na lidské zdraví. V důsledku nárůstu průmyslové výroby byla expozice zmíněným prvkům celosvětově navýšena, což má za následek navýšení negativního účinku na zdraví. Esenciální vliv rizikových prvků dosud neznáme, ale je znám jejich toxický účinek, pokud jsou přijímány ve vyšším množství a kumulují se v těle. Těžké kovy mohou různými způsoby narušit metabolické funkce organismu a mohou se kumulovat v tělesných orgánech, respektive v játrech, srdci, ledvinách či mozku a narušovat jejich normální funkci (Jaishankar et al. 2014; Rehman et al. 2017).

Byly prokázány nepříznivé účinky na lidské zdraví vlivem akumulace těžkých kovů v organismu. Mezi rizikové prvky, které se většinou podílejí na nepříznivém účinku na zdraví patří především arzen, kadmium, olovo, rtuť, hliník a železo. Tyto prvky mohou vstupovat do těla různými cestami, například dermální, inhalační či požitím kontaminované stravy nebo nápojů. Nejrychlejší cesta je skrze žilní systém, poté vdechnutím (z plic se dostává do krve). Za pomalejší cestu se považuje orální příjem, jelikož prvek musí projít trávicím traktem, z něhož se poté dostává do jater a odtud přes portální žílu teprve do krve. Ionty se vstřebávají do těla a následně se dostávají do krve, která je přepravuje do cílových orgánů v těle. V nichž se příslušný kov kumuluje, či je přímo ovlivňuje. Specifické cílové orgány pro jednotlivé prvky jsou vyobrazeny v tabulce 1 (Kafka & Punčochářová 2002; Babička, 2017; Rehman et al. 2017).

Tabulka 1: Cílové orgány vybraných rizikových prvků

Rizikový prvek	Cílový orgán
Arzen	kůže, vlasy, centrální nervový systém
Kadmium	játra, ledviny, varlata
Olovo	mozek, játra, ledviny, placenta, dlouhé kosti
Rtuť	játra, ledviny, mozek, imunitní systém

(Kafka & Punčochářová, 2002)

Toxicita prvků závisí na jejich době výskytu v těle. Proto se pro každý kov uvádí hodnota biologického poločasu rozpadu, která udává časovou jednotku, za kterou se polovina toxické látky z těla vyloučí. Dalším faktorem, na kterém je závislá toxicita, je chemická forma rizikových prvků. Obecně je známo, že organokovové sloučeniny patří mezi nejtoxičtější látky, a to i proto, že jsou lipofilního charakteru a procházejí snadno skrze buněčné membrány (Kafka & Punčochářová, 2002).

Dle časového průběhu toxického účinku se účinky dělí na:

- akutní – bezprostřední reakce organismu po jednorázové expozici;
- chronické – kumulace toxické látky v organismu dlouhodobě (měsíce až roky);
- pozdní – reakce na styk s rizikovou látkou proběhne až po delší době, projevit se může mutagenita, teratogenita či kancerogenita (Babička 2017).

Nepřetržitá expozice těmto prvkům může narušit homeostázu těla, prvky se hromadí v těle a mohou být využity jako náhrada základních prvků. Příkladem je vápník substituovaný olovem nebo zinek nahrazený kadmiem. Zmíněné prvky také ničí hlavní metabolické procesy v těle a vytvářejí antioxidační nerovnováhu, navíc ovlivňují funkci hormonů a esenciálních enzymů. V důsledku změn metabolismu sacharidů, bílkovin a lipidů se také zvyšuje citlivost těla na infekce. Všechny výše uvedené mechanismy ve výsledku vedou ke změně syntézy neurotransmiterů a jejich použití v těle, čímž ovlivňují funkci centrálního nervového systému. Bylo prokázáno, že vystavením rizikovým prvkům je nakonec indukována produkce reaktivního kyslíku, který produkuje oxidační stres. To může vést k různým druhům rakoviny, poškození funkce ledvin, neurologickým poruchám a jiným endokrinním abnormalitám. Výše zmíněné prvky mohou reagovat s některými složkami těla, například s kyslíkem. Pokud je indukována produkce reaktivního kyslíku a redukován oxidační stres, má tento mechanismus pozitivní účinek (Rehman et al. 2017).

Exkrece toxických prvků z těla je možná různými cestami a je závislá na fyzikálních vlastnostech prvků a jejich sloučenin. Mezi nejdůležitější orgány pro vyměšování toxinů patří:

- ledviny – vylučovány toxické látky v tekuté formě močí;
- plíce – exkrece látek, které jsou v plynném stavu;
- játra – vylučování lipofilních látek;
- sekreční žlázy – exkrece látek např. potem;
- další mechanismy – vylučování rizikových látek do nehtů a vlasů (Babička 2017).

3.3 Nejvýznamnější rizikové prvky

3.3.1 Arzen (As)

3.3.1.1 Charakteristika arzenu

Arzen je chemický prvek s protonovým číslem 33 náležící do 15. (V.A) skupiny čtvrté periody. V této skupině se spolu s arzenem nachází také dusík, fosfor, antimon a bismut. Jedná se o ocelově šedý, křehký, krystalický metaloid (obr. 5). Kvůli podobným vlastnostem je často také řazen mezi těžké kovy. Vyskytuje se ve třech alotropických formách – černé, šedé a žluté. Hustota arzenu činí $5,73 \text{ g.cm}^{-3}$, atomová hmotnost je 78,92. Teplota tání arzenu je $817 \text{ }^\circ\text{C}$ a teplota varu $613 \text{ }^\circ\text{C}$. Chemickými vlastnostmi je podobný fosforu, se kterým sloučeniny arzenu soutěží o vazebná místa, a který mohou nahradit v některých biochemických reakcích. Arzen je schopen kovalentní vazby s většinou kovů a nekovů a vytváří stabilní organické sloučeniny v trojmocném i pětímocném oxidačním stavu (Adriano 2001).

Běžné stálé oxidační stavy arzenu jsou -III, 0, III a V. Oxidační stav As^{3+} je až 20x toxičtější než As^{5+} , a je tedy řazen mezi karcinogenní, mutagenní a teratogenní. Nejčastěji vytváří sloučeniny s kyslíkem, sírou a železem. Jak organické, tak i anorganické sloučeniny jsou bez pachu a chuti. V organických sloučeninách se arzen váže na vodík a uhlík. Šedá (elementární) forma arzenu není toxická, avšak metabolickou přeměnou mohou toxicitu vzniklé sloučeniny získat. Mezi nejdůležitější sloučeniny se řadí oxid arzenitý (As_2O_3) a arzenovodík (AsH_3) (Adriano 2001; Hejtmánková & Dolejšková 2015).

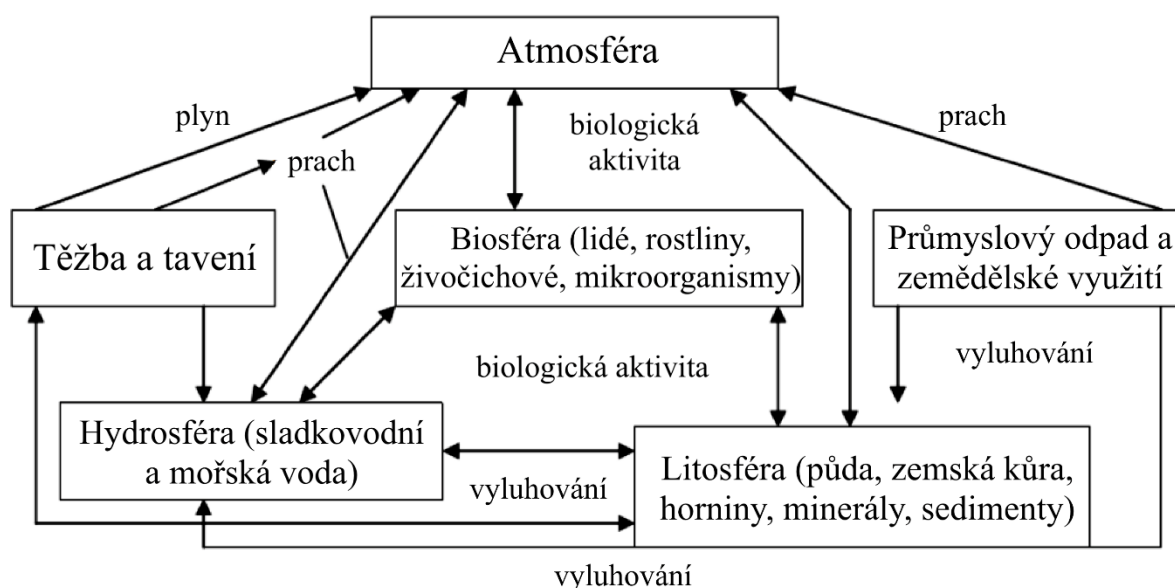


Obrázek 5: Minerální forma arzenu

Oxid arzenitý, známý také jako bílý arzen, tvoří asi 97 % z výroby sloučenin arzenu. Následně také vstupuje do konečných produktů. Primárním komerčním zdrojem arzenu jsou měděné a olověné rudy, z nichž se arzen získává jako vedlejší produkt během procesu tavení. Další významné použití kvůli výrazným toxickým vlastnostem je v zemědělství a lesnictví. Používá se ve formě pesticidů, fungicidů a herbicidů. Sloučeniny arzenu se využívají také v keramice, výrobě akumulátorů, sklářství či na ochranu dřeva proti houbám. Až do 40. let 20. století byly anorganické roztoky arzenu hojně používány k léčbě různých nemocí, například lupénce a syfilis. Dodnes jsou některé sloučeniny arzenu používány ve veterinárních léčivech (Bencko et al. 1995; Adriano 2001).

3.3.1.2 Výskyt arzenu v životním prostředí

Arzen je ve své podstatě všudypřítomný a nachází se v detekovatelných koncentracích ve všech půdách a v téměř celém životním prostředí (Adriano 2001). Běžná koncentrace v zemské kůře je $1,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Velíšek & Hajšlová 2009). Nachází se na 20. místě v přirozeném množství zemské kůry a na 14. místě v přirozeném výskytu v mořské vodě. Jeho koncentrace ve většině hornin se pohybuje od $0,5$ do $1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$. Arzen je mobilizován v životním prostředí vlivem zvětvávání, biologickou aktivitou, geochemickými reakcemi, sopečnými emisemi a mnohými antropogenními činnostmi. Mezi tyto činnosti lze zahrnout zpracování rud, hutní činnost, spalování uhlí, použití arzenu jakožto přísady do pesticidů, zpracování vlny a bavlny, výrobu konzervačních prostředků na dřevo a produkci aditiv do různých kovových slitin (Fatoki et al. 2013). Cyklus arzenu v životním prostředí je znázorněn na obrázku 6.



Obrázek 6: Cyklus arzenu v životním prostředí

Arzen se přirozeně vyskytuje ve více než 200 různých minerálních formách, z nichž více než 60 % jsou arzeničnany, 20 % sulfidy a zbývajících 20 % zahrnuje arzenidy, oxidy, křemičitany a elementární formu. Nejběžnějším minerálem je arzenopyrit (FeAsS). Dalšími arzenovými minerály jsou realgar (AsS) a orpiment (As_2S_3). Arzen se také nachází jako příměs ve vysokých koncentracích v sulfidových minerálech, z nichž nejhojnější je pyrit (FeS_2) (Fatoki et al. 2013).

V atmosféře je množství arzenu odvozené od lokality. Nejčastějším zdrojem znečištění ovzduší je antropogenní činnost. Běžný výskyt je v setinách až jednotkách $\mu\text{g.m}^{-3}$. Obvykle vyšších hodnot nabývá v České republice v zimních měsících vlivem spalování fosilních paliv. Běžně vyšší hodnoty (desítky $\mu\text{g.m}^{-3}$) jsou v blízkosti tepelných elektráren (Velíšek & Hajšlová 2009) v důsledku vysokého obsahu arzenu ve fosilních palivech. V hnědém uhlí je koncentrace arzenu až $1,5 \text{ g.kg}^{-1}$ (Pitter 2015).

V půdě je koncentrace arzenu závislá na druhu geologického podloží a vzdálenosti od zdroje znečištění. Obsah arzenu v běžných půdách se pohybuje v rozmezí od 2 do 10 mg.kg^{-1} sušiny, na rozdíl od jeho obsahu v kontaminovaných půdách v okolí metalurgických zpracoven či elektráren anebo v půdách, kde byly aplikovány arzenové pesticidy. Zde je jeho obsah

výrazně vyšší (Pitter 2015). Odlišnost arzenu od ostatních zmíněných rizikových prvků spočívá mimo jiné v jeho schopnosti mobility v mírně alkalickém až neutrálním prostředí (Velíšek & Hajšlová 2009; Pitter 2015).

Ve vodním prostředí je běžnou mikrokomponentou, a to jak podzemních, tak i povrchových vodních zdrojů, v nichž je obvykle v množství jednotek až desítek $\mu\text{g.l}^{-1}$. Obsah arzenu v minerálních vodách je běžně v jednotkách až desítkách $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Pitter 2015). V mořské vodě se arzen nachází v koncentracích $0,1 - 2 \mu\text{g.dm}^{-3}$ ve formě arzenitanu, arzeničnanu, methylarzonové kyseliny a dimethylarzinové kyseliny (Velíšek & Hajšlová 2009).

Anorganický arzen se běžně vyskytuje ve vysokých koncentracích také v pitné vodě (Bosch et al. 2016). Jak bylo už výše zmíněno, obsah v minerálních vodách je obvykle v jednotkách až desítkách $\mu\text{g.l}^{-1}$, výjimku tvoří například minerální vody z pramenu ve Františkových Lázních či Karlových Varech s obsahem vyšším než $100 \mu\text{g.l}^{-1}$ arzenu. Jedná se například o minerální vodu Idu 740 $\mu\text{g.l}^{-1}$ z Mlýnského pramene. Tyto vody bývají také označovány jako arzenové minerální vody (Pitter 2015).

3.3.1.3 Příjem a působení arzenu na lidský organismus

Vstup arzenu do lidského organismu může nastat požitím kontaminované stravy, vdechnutím arzenových par či přestupem přes kůži. Všechny sloučeniny arzenu se snadno absorbují z gastrointestinálního traktu. Po absorpci dochází k rychlé distribuci do plic, jater, ledvin a sleziny a následně vlivem vysoké afinity ke keratinu do kůže, nehtů a vlasů (Jaishankar et al. 2014).

Anorganická a trojmocná forma arzenu jsou obecně považovány za více toxické pro lidské zdraví než organická a pětimocná forma. U anorganických sloučenin je vysoká toxicita způsobená jejich tendencí navázat se na thiolové skupiny proteinů a blokovat jejich činnost. Anorganické sloučeniny jsou vysoce karcinogenní a mohou způsobovat rakovinu plic, jater, močového měchýře a kůže (Kafka & Punčochářová 2002; Reilly 2002; Velíšek & Hajšlová 2009; Jaishankar et al. 2014).

Anorganické sloučeniny jsou vylučovány močí ve formě kyseliny methylarzonové a dimethylarzinové, na které se v těle metabolizují. Biologický poločas rozpadu arzenu v lidském těle je v rozmezí 10 – 30 dní. Toxicita jednotlivých forem stoupá v následujícím pořadí: arsenobetain ($\text{C}_5\text{H}_{11}\text{AsO}_2$) < kyselina dimethylarzinová ($(\text{CH}_3)_2\text{As}(\text{O})\text{OH}$) < kyselina methylarzonová ($\text{CH}_3\text{AsO}(\text{OH})_2$) < arzeničnanový anion (AsO_4^{3-}) < oxid arzenitý (As_2O_3) < arzan (AsH_3) (Velíšek & Hajšlová 2009).

Akutní otravy nejsou běžné, zato jsou extrémně nebezpečné. Lidé čelí akutním otravám vlivem komerčně dostupných sloučenin As a použitím kyselin obsahujících arzen. Expozice plynům arzenu představuje pro lidské zdraví velké riziko, protože může vést k rychlému zhoršení stavu červených krvinek a hematurii. To může způsobit až selhání ledvin a následnou smrt. Mezi projevy akutní otravy patří také bolesti hlavy, závratě, gastrointestinální obtíže (nevolnost, průjem, bolesti břicha), neurologické obtíže (ztráta orientace, halucinace, bolest hlavy), kardiovaskulární obtíže (arytmie srdce) či hemolytické obtíže (chudokrevnost, pokles počtu bílých krvinek). Mezi akutní toxicitu řadíme také toxicitu profesní (Kafka & Punčochářová 2002; Babička 2017; Rehman et al. 2017). K léčbě akutních otrav lze použít dimethylkaptopropanol, selenové preparáty či glutathion (Velíšek & Hajšlová 2009).

Chronické otravy jsou vlivem příjmu kontaminované potravy, vody a kontaminaci ovzduší mnohem častější. Jedná se o otravu způsobenou dlouhodobě nízkým příjmem arzenu, např. při pravidelném denním příjmu 10 mg (Reilly 2002; Velíšek & Hajšlová 2009). Chronické otravy se projevují kožními onemocněními, mravenčením končetin, zažívacími obtížemi či poškozením nervové soustavy. Mezi chronické otravy se řadí také rakovina plic a kůže, onemocnění periferních cév, hypertenze, kardiovaskulární onemocnění, mutagenní či karcinogenní účinky (Kafka & Punčochářová 2002; Jaishankar et al. 2014). Chronické onemocnění má za následek mnoho nevratných změn životně důležitých orgánů a riziko úmrtnosti je vyšší. Navzdory závažnosti této potenciálně smrtelné toxicity neexistuje účinná léčba (Jaishankar et al. 2014).

Arzen je známý také svou reprodukční a vývojovou toxicitou, jelikož dokáže pronikat placentární bariérou a vyvolat nevratné defekty ve vyvíjejícím se plodu. Působení arzenu je v tomto případě z důvodu nedostatečně rozvinutého metabolického a imunitního systému toxicitější než pro dospělého jedince. Několik studií také prokázalo silnou toxicitu arzenu pro reprodukční orgány (Flora & Agrawal 2017).

3.3.2 Kadmium (Cd)

3.3.2.1 Charakteristika kadmia

Kadmium je přechodný kov s protonovým číslem 48 patřící do 12. (II.B) skupiny páté periody Mendělejevovy tabulky prvků. Do této skupiny patří také zinek a rtuť. Cd lze popsat jako měkký, tažný, kujný, stříbřitě bílý lesklý kov (obr. 7) s hustotou $8,64 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ a atomovou hmotností 112,4. Jeho bod tání je $320 \text{ }^\circ\text{C}$ a bod varu $765 \text{ }^\circ\text{C}$. Nízká teplota tání je cennou vlastností pro tvorbu důležitých slitin s nízkou teplotou tání (Bencko et al. 1995; Adriano 2001).

Kadmium má osm stabilních izotopů ^{106}Cd , ^{108}Cd , ^{110}Cd , ^{111}Cd , ^{112}Cd , ^{113}Cd , ^{114}Cd a ^{116}Cd , z nichž se nejhojněji vyskytuje ^{114}Cd (28,86 %) a nejméně ^{106}Cd (1,22 %). Chemické vlastnosti jsou velmi podobné zinku. Díky tomu se spolu s ním a olovem vyskytuje v rudách obsahujících jejich sulfidy. Stejně jako zinek je téměř vždy dvojmocný ve všech stabilních sloučeninách a jeho ion je bezbarvý. Obvyklý oxidační stav je II. Nejběžnější formou kadmia v přírodě je sulfid kademnatý (CdS). Tvoří také řadu komplexních organických sloučenin aminů, síranů a chelátů. Ionty kadmia jsou nerozpustné, obvykle hydratované bílé sloučeniny s uhličitany, arzenáty, oxaláty a fosfáty. Jedná se o prvek snadno rozpustný v kyselině dusičné a pomalu rozpustný v kyselině chlorovodíkové a sírové. Přestože kovový povrch kadmia snadno oxiduje, je velmi odolný vůči korozi (Bencko et al. 1995; Adriano 2001).

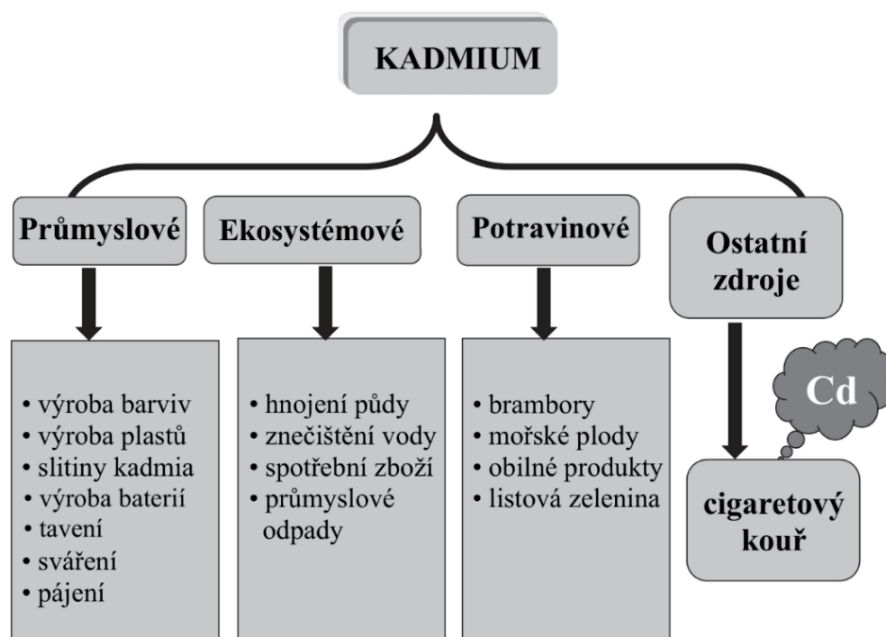


Obrázek 7: Kovové kadmium

Kadmium se komerčně získává jako vedlejší produkt při zpracování zinku. Výhradně pro získání kadmia se žádné rudy netěží. Nejvýznamnější použití slitin je galvanické pokovování v automobilovém průmyslu, jako stabilizátor polyvinylů, na barviva (CdS, CdSe), barevné pigmenty (CdS – kadmiová žlutá) a v Ni-Cd bateriích. Kadmium se také ve vrstvě 0,008 mm často používá k potažení železa a oceli pro ochranu proti korozi, především při výrobě automobilových plechů a domácích elektronických spotřebičů (Bencko et al. 1995; Adriano 2001).

3.3.2.2 Výskyt kadmia v životním prostředí

Kadmium je přirozeně se vyskytující kovový prvek nacházející se v půdách, vodách a dalších částech životního prostředí. Je na 64. místě v zastoupení prvků v zemské kůře (Adriano 2001). Průměrný obsah Cd v zemské kůře je přibližně $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$. Výskyt kadmia je podobný ve vyvřelých i sedimentačních horninách. Kovy se v přírodě v čisté formě vyskytují zřídka. Mezi běžné kadmnaté minerály patří greenockit (CdS), kadmoselit (CdSe) a monteponit (CdO) (Kabata-Pendias 2011). Vlivem podobnosti iontových struktur kadmia a zinku mají tyto prvky podobnou elektronegativitu a chemické vlastnosti. Kadmium má však silnější afinitu k síře nežli zinek, tato vlastnost mu dodává vyšší pohyblivost v kyselém prostředí. Vzhledem k podobným vlastnostem kadmium doprovází zinek také v některých jeho rudách a při jejich zpracování může kontaminovat životní prostředí (Adriano 2001). Podstatným původcem antropogenního znečištění životního prostředí kadmiiem jsou čistírenské kaly používané v zemědělství a fosforečnanová hnojiva, která mohou mít koncentraci kadmia až 170 mg.kg^{-1} . Mezi další antropogenní zdroje patří odpadní vody z výroby Ni-Cd baterií a z pokovování v galvanických článcích. Do ovzduší se Cd dostává také vlivem spalování fosilních paliv, topných olejů či nafty (Pitter 2015). Zdroje kontaminace kadmiiem jsou uvedeny na obrázku 8.



Obrázek 8: Zdroje kontaminace životního prostředí kadmiiem

V atmosféře je koncentrace kadmia závislá na poloze dané lokality. V málo kontaminovaných oblastech činí $0,0001 - 0,002 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, v okolí velkých měst byla zjištěna koncentrace kadmia $0,007 - 0,05 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Velíšek & Hajšlová 2009).

V půdě je obsah kadmia do značné míry ovlivněn jeho množstvím v mateřské hornině. Průměrné množství kadmia v půdách je mezi $0,2 - 1,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Kabata-Pendias 2011). Nejnižší obsah Cd byl stanoven ve vyvěřelých horninách ($0,1 - 0,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), následovaly horniny vzniklé metamorfózou ($0,1 - 1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a nejvyšší obsah byl nalezen v půdách pocházejících ze sedimentárních hornin ($0,3 - 11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Dle výzkumů bylo dokázáno, že typická koncentrace kadmia v nekontaminovaných půdách je $< 1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Pokud je tato hranice prokazatelně vyšší, jedná se o kontaminaci v důsledku lidské činnosti či zvětrávání hornin s vysokým obsahem Cd (Adriano 2001). Majoritní množství minerálních hnojiv obsahuje kadmium. Nejznámější jsou však fosfátová hnojiva, která mohou kontaminovat kadmium zemědělské půdy v závislosti na obsahu kadmia ve fosfátových horninách (Rizwan et al. 2017).

V přirozených vodních zdrojích se kadmium nalézá pouze ve stopovém množství. Obsah kadmia v neznečištěných jezerních a říčních vodních zdrojích je $0,07 - 0,8 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$. Znatelně vyšší obsah kadmia lze nalézt v sedimentech neznečištěných vodních toků a nádrží $0,04 - 0,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, přičemž koncentrace v kontaminovaných vodních tocích může být až několiknásobně vyšší (Velíšek & Hajšlová 2009). V mořské vodě je koncentrace kadmia přibližně $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Pitter 2015).

3.3.2.3 Příjem a působení kadmia na lidský organismus

Vstup kadmia do lidského organismu může být prostřednictvím gastrointestinálního traktu, ale také plicemi. Jelikož tabákové rostliny jsou schopny hyperakumulovat tento prvek, je tabák je hlavním zdrojem výskytu kadmia pro kuřáky. Hladina kadmia v krvi kuřáků je $0,2 - 0,5 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ a v krvi nekuřáků $0,2 - 0,3 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$. Nekuřáci jsou vystaveni kadmium prostřednictvím jídla a dalších cest (Jaishankar et al. 2014). Po vstřebání se kadmium transportuje krví do jater a ledvin, v nichž dochází k jeho kumulaci (Velíšek & Hajšlová 2009). Experimentální analýza na zvířatech ukázala, že 50 % kadmia je absorbováno v plicích a méně poté v gastrointestinálním traktu (Jaishankar et al. 2014). Z potravy se absorbuje pouze 2 – 8 % kadmia, což dokazuje, že gastrointestinální vstup kadmia není tak významným zdrojem kontaminace lidského těla jako inhalační cesta (Allen 2013).

Za částečnou bariéru proti kadmium lze považovat placentu a pupečnickovou šňůru, v nichž je obsah kadmia zhruba poloviční než v krvi matky (Rebelo & Caldas 2016). I tak byl však prokázán vliv na plod v případě vysoké hladiny v krvi matky, vedoucí často k předčasnému narození a snížení porodní hmotnosti (Jaishankar et al. 2014).

Akutní intoxikace kadmium může způsobit selhání ledvin, jelikož v nich se kumuluje kadmia nejvíce (u dospělého $4 - 10 \text{ mg Cd}$). V ledvinách je kadmium vázáno na metalothionein, který zabraňuje akutnímu poškození tkáně ledvin. Pokud množství nitrobuňkové kumulace kadmia převyšuje vazebnou kapacitu metalothioneinu (koncentrace Cd $> 100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), začíná renální toxicita. Projevem akutní otravy je výskyt cukrů a bílkovin v moči, přičemž normálně se kadmium močí prakticky nevylučuje (Velíšek & Hajšlová 2009; Allen 2013). Vdechování par kadmia může způsobit vážné poškození dýchacího systému, může také narušit tkáň sliznice a vést k plicnímu edému. Inhalace par se řadí mezi profesní intoxikaci (Rehman et al. 2017).

K chronickému onemocnění dochází častěji vlivem schopnosti kadmia hromadit se v lidském těle. Poločas rozpadu kadmia v organismu je 15 – 30 let, během nichž se hromadí v krvi, ledvinách, játrech a reprodukčních orgánech (Flora & Agrawal 2017). Vlivem vysoké toxicity pro ledviny, při velmi dlouhé expozici nižším koncentracím, může v ledvinách dojít ke vzniku ledvinových kamenů či tubulární nekróze. Kadmium může také způsobit proteinurii (přítomnost bílkovin v moči), což má za následek nízkou denzitu kostí. Tím se zvyšuje riziko osteoporózy a zlomenin kostí. Ovlivňuje i ženský reprodukční systém a endokrinní systém. Chronické vystavení prachu nebo aerosolům způsobuje rakovinu plic, hypertenzi a renální disfunkci. Dále má dlouhodobé vystavení kadmiu karcinogenní a hepatonefrický účinek. (Jaishankar et al. 2014; Rebelo & Caldas 2016; Musilova et al. 2017; Rehman et al. 2017).

Nejnámějším případem chronické otravy kadmiem byla nemoc itai – itai (bolí – bolí) vyskytující se mezi obyvateli povodí Jinzu v prefektuře Toyama v Japonsku během a po druhé světové válce. Poprvé byla tato nemoc popsána v roce 1955. V letech 1967 – 2011 bylo oficiálně uznáno 196 případů této choroby. Většina obětí byly ženy středního věku žijící v této oblasti více než 30 let, které trpěly nedostatkem vápníku v důsledku laktace, vícečetných těhotenství a menopauzy. Odpadní voda z hornických dolů byla vypouštěna do řeky po dobu 50 let od roku 1910 a znečištěná říční voda byla používána na závlahu půdy, rýže a zeleniny. Také ryby z této řeky obsahovaly vysoké koncentrace kadmia. Na počátku nemoci trpí pacienti bolestmi v oblasti beder, ramen, a nakonec celého těla v důsledku snižování kostní hmoty. V pozdějším stádiu dochází vlivem zabudování kadmia do kostí namísto vápníku k osteoporóze. Následkem křehnutí kostí trpěli pacienti zvýšeným výskytem zlomenin (Horiguchi 2014).

3.3.3 Olovo (Pb)

3.3.3.1 Charakteristika olova

Olovo je kovový prvek ze 14. (IV. A) skupiny šesté periody. Spolu s olovem do této skupiny náleží také uhlík, křemík, germanium a cín. Jedná se o modrošedý, zářivě lesklý, měkký, vysoce poddajný a tažný prvek (obr. 9). Jeho hustota $11,34 \text{ g.cm}^{-3}$ ho řadí mezi těžké kovy. Atomová hmotnost je 207,2, má protonové číslo 82, teplota tání je $328 \text{ }^\circ\text{C}$ a teplota varu činí $1740 \text{ }^\circ\text{C}$. Vyskytuje se ve dvou oxidačních stavech +II, +IV, z nichž běžnější je oxidační stav +II. V anorganických sloučeninách je většinou ve dvojmocné formě (Bencko et al. 1995; Adriano 2001).



Obrázek 9: Olovo

Čisté olovo je nerozpustné ve vodě a jeho anorganické soli bývají hůře rozpustné, avšak existují výjimky – chloristany, dusičnany a chlorečnany. Olovo má čtyři stabilní izotopy, nejméně častý ^{204}Pb (1,48 %), poté ^{206}Pb a ^{207}Pb a nejhodnější ^{208}Pb (52,3 %) a dva radioaktivní izotopy olova ^{210}Pb s poločasem rozpadu 22 let a ^{212}Pb s poločasem rozpadu 10 hodin. Špatně vede elektrinu a je velmi odolné proti korozi (Bencko et al. 1995; Adriano 2001). Při běžných podmínkách je stále vůči okolním podmínkám. Je charakteristické dobrou rozpustností především v kyselině dusičné (Hejtmánková & Dolejšková 2015).

Velké množství olova se používá na výrobu baterií, pigmentů, slitin, kabelů, antidetonačních přísad (především v minulosti), pohonných hmot a střeliva, které má díky vlastnostem olova výbornou průraznost. Menší množství se využívá na materiály odstiňující rentgenové záření díky schopnosti absorpce γ paprsků, keramické glazury, olůvka na rybaření a další (Bencko et al. 1995; Adriano 2001).

3.3.3.2 Výskyt olova v životním prostředí

Olovo je mezi těžkými kovy s atomovými čísly vyššími než 60 nejčastěji zastoupeným prvkem v zemské kůře. Jeho průměrný obsah v zemské kůře je $13 - 16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Adriano 2001). V suchozemském prostředí jsou známy dva druhy olova – primární a sekundární. Primární olovo je geogenního původu a bylo začleněno do minerálů v době jejich vzniku. Sekundární olovo je radiogenního původu z rozpadu thoria a uranu. Poměr izotopů Pb se používá pro určení stáří materiálů a identifikaci zdrojů znečištění (Kabata-Pendias 2011). Přestože existuje víc než 200 různých minerálů olova, pouze malé množství z nich se vyskytuje běžně. Z těchto zástupců lze jmenovat galenit (PbS , 87 % hmotnosti tvoří olovo), cerusit (PbCO_3) a ekonomicky nejvýznamnější anglesit (PbSO_4) (Adriano 2001). Význačným zdrojem olova v životním prostředí byly dříve výfukové plyny (obr. 10). Neopomenutelným zdrojem bývala také koroze vodovodního potrubí z olověných součástí, dnes je už kontaminace tímto zdrojem menší, vlivem nahrazování potrubí ocelí, plastem či mědí. Mezi zdroje kontaminace lze také řadit odpadní vody ze zpracoven rud, výroben olověných akumulátorů a ze skláren, v nichž se Pb využívá do glazur (Pitter 2015).



Obrázek 10: Zdroje kontaminace olovem v životním prostředí

V ovzduší málo kontaminovaných oblastí je obsah olova $0,005 - 0,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, zatímco v okolí a uvnitř metropolí je jeho obsah $0,2 - 5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Velíšek & Hajšlová 2009). Dříve byly podstatným zdrojem olova výfukové plyny motorových vozidel, která používala jako antidetonační přísadu tetraethyl- a tetramethylolovo, důsledkem čehož došlo ke kumulaci olova ve vegetaci v blízkosti silnic a kontaminaci vodních zdrojů (Kabata-Pendias 2011; Hejtmánková & Dolejšková 2015; Pitter 2015). Postupným odstraňováním olovnatých přísad z benzínu ve vyspělých zemích se kontaminace olovem prostřednictvím výfukových plynů v Evropě za poslední 3 desetiletí výrazně snížila. Uzákoněním používání bezolovnatého benzínu (neobsahuje tetraethylolovo) v České republice a většině zemí Evropy se kontaminace ovzduším olovem snížila ještě výrazněji (Pacyna et al. 2009).

V různých druzích půd se obsah olova pohybuje v rozmezí $3 - 90 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Olovo se obecně hromadí v blízkosti svrchní vrstvy půdy. Ze stopových prvků v půdě se jedná o nejméně mobilní prvek. Zemědělské půdy mají širokou škálu koncentrace olova v závislosti na řadě faktorů. Z těchto faktorů lze jmenovat například výchozí materiál a antropogenní vstup. Jedním ze zdrojů kontaminace ornice olovem mohou být v loveckých oblastech také olověné náboje. Toto téma je aktuálně předmětem mnohých studií (Adriano 2001; Kabata-Pendias 2011).

V přírodních vodních zdrojích je obsah olova pouze stopový. Jeho koncentrace v neznečištěných jezerních a říčních vodních zdrojích dosahuje hodnot $0,1 - 0,5 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$. O poznání vyšší koncentrace olova je v sedimentech nekontaminovaných nádrží a vodních toků $10 - 30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Velíšek & Hajšlová 2009). Vysoký akumulací charakter olova má za následek kumulaci v plaveninách, kalech a sedimentech (Pitter 2015).

3.3.3.3 Příjem a působení olova na lidský organismus

Olovo se nachází v každém orgánu a tkáni lidského těla. Celkové množství se liší v závislosti na věku, povolání a prostředí. Olovo se absorbuje do těla požitím jídla, pití a do jisté míry také dýcháním, to znamená plicemi. U dospělých se absorbuje asi 10 % olova z gastrointestinálního traktu, v případě dětí může být absorpce až 50 %. Absorpci může ovlivňovat několik faktorů výživy. Je totiž známo, že při nedostatku vápníku a železa je příjem olova vyšší. Jakmile je olovo absorbováno do krve, začíná jeho transport do celého těla. Převážná většina olova se ukládá do kostí ve formě nerozpustných fosfátů, zbytek se kumuluje v měkkých tkáních, resp. ledvinách, játrech a krvi. Biologický poločas rozpadu olova v kostech je 20 – 30 let (Reilly 2003; Rehman et al. 2017). Organické formy olova mohou být více toxické než anorganické, jelikož je tělo přijímá snadněji (Musilova et al. 2017).

Mezi hlavní biochemické procesy zodpovědné za toxicitu olova patří jeho schopnost reagovat s proteiny a inhibovat působení vápníku. Dále je hlavním mechanismem odpovědným za jeho toxicitu schopnost vyvolat oxidační stres (Rehman et al. 2017). Přibližně 90 % olova je z dospělého těla vyloučeno stolicí a zbylých 10 % je vyloučeno ve formě moči, gastrointestinální sekrecí, potem, do vlasů, nehtů a zubů (Reilly 2003).

Olovo má přímý toxický účinek na vyvíjející se plod po zahájení těhotenství a nepřímo může ovlivnit vývoj člověka před narozením poškozením genetického materiálu otce nebo matky. Byla prokázána souvislost mezi expozicí olovem, sterilitou, potraty a novorozeneckými úmrtími. Prenatální vystavení olovu může mít na zdraví plodu vážné účinky. Řadíme mezi ně

snížení gestačního věku, porodní hmotnosti a zpožděný kognitivní vývoj plodu (Flora & Agrawal 2017). Toxické je olovo zejména pro děti, u nichž může způsobovat nižší inteligenční kvocient, pomalejší mentální i fyzický vývoj, nižší schopnost učení, sníženou schopnost imunitního systému či chudokrevnost (Velíšek & Hajšlová 2009).

Příznaky akutní toxicity jsou relativně snadno rozpoznatelné. Obvykle se jedná o gastrointestinální onemocnění, například o nechutenství, nevolnost, zvracení, bolesti břicha či zácpu. Často se vyskytuje také malátnost a únava. S výjimkou lidí profesně vystavených olovu a jeho sloučeninám je ale dnes akutních otrav velmi malé množství (Reilly 2003).

Pozornost se v současné době soustředí především na chronická onemocnění způsobená dlouhodobým příjmem olova. Ten může poškodit centrální nervový systém, oběhový, endokrinní a imunitní systém a ledviny dospělých. Po absorpci vstupuje olovo do krve a poté se hromadí v erytrocytech a je vázáno na proteiny nebo nízkomolekulární komplexy thiolovými sloučeninami (cystein, homocystein). Bylo také dokázáno, že dlouhodobý příjem olova může narušit syntézu hemoglobinu, jelikož inhibuje dva enzymy důležité pro syntézu hemu (Velíšek & Hajšlová 2009; Musilova et al. 2017).

Chronické onemocnění popsal už 400 let př. n. l. řecký lékař Hippokrates jako nemoc známou též pod označením saturnismus pojmenovanou po řeckém názvu pro planetu Saturn (starověký symbol pro olovo). Její příznaky byly od koliky po delirium a ochrnutí a postihovala muže pracující s olovem. O čtyři století později římský učenec Plinius poznamenal, že stavitele používající bílé olovo jako konzervační prostředek na trup plavidel trpěli nemocí zvanou plumbismus, jež dostala svůj název po latinském názvu olova *plumbum* (Reilly 2003).

3.3.4 Rtuť (Hg)

3.3.4.1 Charakteristika rtuti

Rtuť, nazývaná také „tekuté stříbro“, je jediným kovem kapalným za pokojových podmínek. Jedná se o ušlechtilý kov nacházející se v periodické tabulce prvků ve 12. (II.B) skupině šesté periody mezi přechodnými kovy. Krom rtuti se v této skupině nachází také zinek a kadmium. Má stříbrně lesklou barvu s kovovými odlesky (obr. 11). Rtuťi přísluší protonové číslo 80 a atomová hmotnost 200,6. Její specifická hmotnost je $13,6 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, bod tání je nejnižší ze všech prvků z II.B skupiny, a to $-38,87 \text{ }^\circ\text{C}$, teplota varu je $356,58 \text{ }^\circ\text{C}$. Má 7 stabilních izotopů ^{195}Hg , ^{198}Hg , ^{199}Hg , ^{200}Hg , ^{201}Hg , ^{202}Hg a ^{204}Hg , z nichž nejčastější výskyt má s 29,6 % izotop ^{202}Hg a nejnižší s 0,15 % izotop ^{195}Hg . Rtuť se vyskytuje v řadě minerálů, ale získává se téměř výhradně z cinabaritu (HgS , rumělky) (Bencko et al. 1995; Adriano 2001).



Obrázek 11: Rtuť za standardních podmínek

Existují tři stabilní oxidační stavy rtuti 0 (elementární forma), +I, +II. Za obvyklých teplot dokáže rtuť reakcí s kovy tvořit slitiny tzv. amalgámy, například se stříbrem, kadmíem, zlatem a mědí. Naopak je tomu v případě kobaltu, železa a niklu, s nimiž rtuť amalgámy netvoří (Hejtmánková & Dolejšková 2015).

Díky různorodým vlastnostem má rtuť široké uplatnění v průmyslu a vědě. Největší využití má rtuť ve výrobě elektrod, elektrických zařízení, barviv, kontrolních a měřicích přístrojů, laboratorních produktů, farmaceutik a v zubních amalgámech. Dále se rtuť využívá také v papírenském průmyslu a zemědělství, kde je složkou některých pesticidů a fungicidů (Bencko et al. 1995; Adriano 2001).

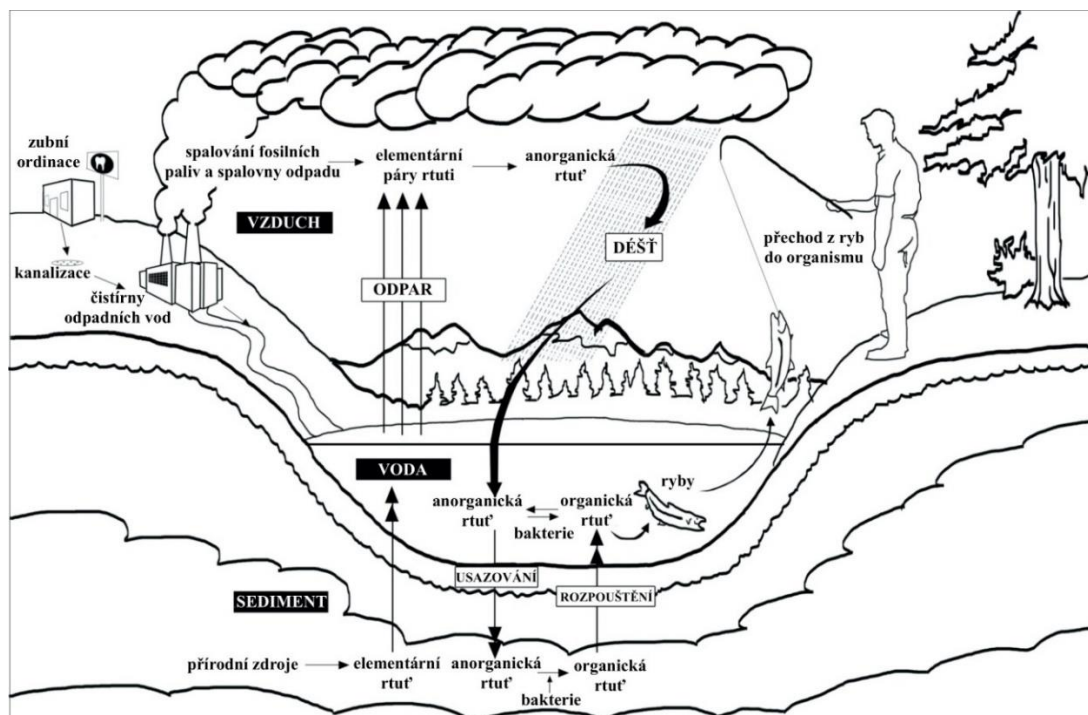
3.3.4.2 Výskyt rtuti v životním prostředí

Více než století je rtuť známá jako polutant životního prostředí. Zemská kůra obsahuje přibližně $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti, a to především ve formě sulfidů. Je zastoupena ve všech typech hornin. Mezi minerály rtuti patří cinabarit (HgS), jedná se o hlavní obchodní rudu (Adriano 2001). Zdrojem rtuti v životním prostředí jsou průmyslové odpadní vody, amalgámy, spalovny fosilních paliv, zpracovny rud, fungicidy, konzervační látky a přípravky k moření osiva (obr. 12). Mezi přírodní zdroje kontaminace patří vulkanická činnost. Kvůli toxickým účinkům rtuti se její využití v průmyslu značně zmenšuje, následkem čehož se snižuje i kontaminace prostředí (Velíšek & Hajšlová 2009; Pitter 2015).

V ovzduší velkých měst je koncentrace rtuti v rámci jednotek až desítek ng.m^{-3} . Hlavním zdrojem emisí rtuti do atmosféry je spalování fosilních paliv obsahujících rtuť, ze spaloven odpadů a zpracování rud (Adriano 2001; Velíšek & Hajšlová 2009). Rtuť má neobvykle vysokou volatilitu, která se zvyšuje se vzrůstající teplotou atmosféry. Existují tři stabilní oxidační stavy rtuti – 0, I, II. Vlastnosti a chování rtuti závisí na jejím oxidačním stavu. Většina rtuti v atmosféře je ve formě elementárních par (Adriano 2001).

V půdách je obsah rtuti v nekontaminovaných oblastech $0,002 - 0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Velíšek & Hajšlová 2009). Největší kumulace rtuti je zaznamenána v půdách v okolí těžby rud rtuti či zlata. Zvýšená koncentrace je také pozorována v okolí uhelných elektráren a hutních závodů. Obsah rtuti v půdě je nejvíce ovlivněn matečnou horninou (Kabata-Pendias 2011).

V řekách na území ČR se rtuť vyskytuje v koncentraci $0,01 - 0,2 \text{ } \mu\text{g.dm}^{-3}$, v mořské vodě je obsah $0,0004 - 0,002 \text{ } \mu\text{g.dm}^{-3}$. I přes velmi malý obsah rtuti v oceánech a mořské vodě lze tyto zdroje považovat za významné vzhledem k jejich ploše a biochemickým reakcím vybraných forem rtuti. Ve svrchních sedimentačních vrstvách sladkovodních či mořských vodních zdrojů se vlivem methylace elementární rtuti a rtuťnatých iontů vytváří methylrtuť a dimethylrtuť. Tento proces je důsledkem působení bakterií a mikroskopických hub, oxidačně redukčních a srážecích reakcí (Bencko et al. 1995; Velíšek & Hajšlová 2009).



Obrázek 12: Biochemický cyklus rtuť v životním prostředí

3.3.4.3 Příjem a působení rtuť na lidský organismus

Rtuť je kumulativní rizikový prvek s výraznou toxicitou. Ukládá se především v játrech a ledvinách a v malém množství (přibližně 10 %) v mozku a krvi. Dále se rtuť v menším množství kumuluje také ve vlasech a nehtech. Úroveň kumulace je závislá na chemické formě přijaté rtuť. Anorganické formy rtuť se vstřebávají špatně a přijaté množství je rychle vyloučeno z těla ve formě stolice, moči a v malé míře také plícemi. Naproti tomu páry rtuť jsou snadno absorbovány plícemi a až 80 % vstupuje do krve. Biologické účinky organické rtuť jsou velmi toxické. Až 90 % organické rtuť je absorbováno gastrointestinálním traktem po požití potravy (Reilly 2003). Toxicita rtuť je vysoká především v důsledku vysoké schopnosti rtuť slučovat se s thiolovými skupinami v peptidech, resp. bílkovinách, čímž dochází k inhibici mnoha enzymů. Toxicita jednotlivých chemických forem stoupá v pořadí: rtuťné soli > arylrtuťnaté a alkoxyloxyrtuťnaté sloučeniny > rtuťnaté soli > páry elementární rtuť > alkylrtuťnaté sloučeniny (především monomethylrtuť (CH_3Hg^+) a dimethylrtuť ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$)). Používané léky proti otravě rtuť jsou například glutathion či ethylendiamintetraoctová kyselina a její soli (Velíšek & Hajšlová 2009).

Elementární rtuť lze označit za nejméně toxickou formu rtuť. Ve většině případů se vylučuje z organismu bez negativního dopadu na zdraví. Riziko představuje pouze její případná přeměna na velmi nebezpečnou methylrtuť. K akutnímu onemocnění zapříčiněnému anorganickou nebo elementární formou dochází především následkem expozice rtuť v pracovním prostředí (laboratoř, chemický průmysl). Chronická intoxikace může vznikat vlivem příjmu kontaminované potravy či vdechováním par rtuť. V případě přechodu potravy přes trávicí trakt může dojít ke zvýšené tvorbě slin, otokům dásní, nechutenství, nespavosti, svalovému třesu, nauze a průjemovým onemocněním. Při vdechnutí par se objeví následující příznaky otravy: zánět průdušek, kašel, obtížné dýchání či bolest na hrudi (Velíšek & Hajšlová 2009; Babička 2017).

Anorganické formy rtuti jsou relativně málo škodlivé, přičemž jednomocné (rtuťné) sloučeniny jsou méně nebezpečné než dvojmocné (rtuťnaté), a to především díky jejich nižší rozpustnosti v kyselém prostředí. Extrémně senzitivní na toxicitu rtuti jsou děti, u nichž mohou její dvojmocné sloučeniny vyvolat tzv. růžovou nemoc. Jedná se o přecitlivělost na tyto látky, jež má za následek nadměrnou sekreci potu, světloplachost, růžovou kožní vyrážku, zduření mízních a slezinných uzlin či zrohovatění a nadměrné odlupování pokožky. Chronické onemocnění vlivem anorganických sloučenin rtuti může zapříčinit psychické obtíže nebo snížení tvorby moči, resp. selhání funkce ledvin (Kafka & Punčochářová 2002; Babička 2017).

Methylrtuť je už dlouho považována za neurotoxin pro dospělé i pro plod. Vzniká z anorganických sloučenin účinkem methanogenních bakterií v prostředí bez přístupu vzduchu. Dokáže překonávat hemoencefalickou bariéru i placentu a má obrovský vliv na mozek plodu, a to i tehdy, když matka nevykazuje žádnou známku onemocnění. Kvůli těmto vlastnostem je methylrtuť považována za mutagenní a embryotoxickou látku. Vylučování organické rtuti se uskutečňuje především žlučí, stolicí a v minimálním množství také močí. Absorbovaná organická rtuť přetrvává v organismu dlouhou dobu. Klinickými příznaky otravy methylrtutí jsou smyslové poruchy končetin, jazyka a okolí rtů. Se zvyšujícím se příjmem rtuti je centrální nervový systém nevratně poškozen, což má za následek třes, nesrozumitelné vyjadřování, tunelové vidění až slepotu, ztrátu sluchu a nakonec smrt. Dále má methylrtuť negativní vliv na ledviny a jejich funkci (Kafka & Punčochářová 2002; Reilly 2003; El-Kady & Abdel-Wahhab 2018).

Mezi nejznámější chronické onemocnění způsobené rtutí patří Minamata. Rtuť použitá jako katalyzátor při výrobě plastů v Japonsku v padesátých letech minulého století způsobila tragédii, která si vyžádala mnoho životů. Rtuť vypouštěná do odpadních vod zátoky Minamata na západním pobřeží Japonska po chemické transformaci vstoupila prostřednictvím konzumace ryb do potravinového řetězce. Výsledkem byla otrava velkého množství lidí organickou rtutí. Zátoka ještě dnes, mnoho let po ukončení výroby, obsahuje vysoké koncentrace rtuti (Reilly 2003).

3.4 Obsah rizikových prvků v potravinách

Rizikové prvky produkované lidskou i přírodní činností jsou uvolňovány do životního prostředí, ze kterého se přesouvají potravním řetězcem do lidského organismu. Strava (potraviny a voda) je považována za hlavní cestu expozice kovům (Milenkovic et al. 2019). Potraviny obsahují širokou škálu sloučenin, z nichž některé jsou pro život nezbytné (esenciální) a další neesenciální. Rizikové prvky řazené mezi neesenciální se v potravinách vyskytují naštěstí ve značně menším množství nežli prvky esenciální. Rizikové prvky se mohou v potravinách hromadit a vytvářet tak pro konzumenty zdraví ohrožující situaci (Mir-Marqués et al. 2016). Členské státy Evropské unie by měly sledovat a vykazovat údaje o koncentraci těchto prvků a umožnit posouzení potřeby upravit, či přijmout další opatření. Mimo to je velmi důležité určit koncentraci rizikových prvků v potravinách, aby bylo možné vypočítat expozici těmto prvkům ve stravě. Tato hodnota je nutná k vyhodnocení možného rizika spjatého s konzumací potravin (Marín et al. 2018). Příklady vybraných potravin a jejich obsah arzenu, kadmia, olova a rtuti jsou zobrazeny v tabulce 2.

Tabulka 2: Obsah arzenu, kadmia, rtuti a olova ve vybraných potravinách

Potravina	Obsah v mg.kg ⁻¹			
	As	Cd	Hg	Pb
Maso kuřecí	0,001 – 0,140	0,001 – 0,217	< 0,001 – 0,017	0,002 – 0,120
Játra kuřecí	0,003 – 0,317	< 0,001 – 0,56	< 0,001 – 0,250	0,005 – 0,903
Maso vepřové	0,003 – 0,03	0,001 – 0,01	0,002 – 0,006	0,005 – 0,050
Ledviny vepřové	0,01	0,07 – 0,52	0,011 – 0,015	0,010 – 0,040
Ryby mořské	0,002 – 3,127	< 0,001 – 0,127	0,004 – 1,615	< 0,002 – 0,439
Ryby sladkovodní	0,03 – 0,56	0,001 – 0,005	0,07 – 1,01	0,010 – 0,050
Mléko plnotučné	< 0,001 – 0,069	< 0,001 – 0,013	< 0,001 – 0,010	0,001 – 0,048
Vejce slepičí	0,001 – 0,01	0,001 – 0,01	< 0,001 – 0,008	0,001 – 0,010
Brambory	< 0,001 – 1,02	0,002 – 0,06	< 0,001 – 0,017	0,002 – 0,080
Cibule	0,002 – 0,49	0,002 – 0,05	< 0,001 – 0,001	< 0,001 – 0,050
Pšenice	0,005 – 0,29	0,02 – 0,35	< 0,001 – 0,006	0,020 – 0,650
Rýže loupaná	0,04 – 0,31	< 0,001 – 0,14	0,002 – 0,008	0,001 – 0,670
Špenát	0,005 – 0,02	0,01 – 0,35	< 0,001 – 0,008	0,010 – 0,290
Jablka	< 0,001 – 0,22	0,001 – 0,002	< 0,001 – 0,002	0,001 – 0,050
Houby	0,01	0,01 – 0,33	0,07 – 0,22	0,010 – 0,200
Čokoláda	0,007 – 0,193	< 0,001 – 0,021	0,002 – 0,055	0,007 – 0,616
Kakao	0,10	0,095 – 0,17	< 0,004	0,030 – 0,070

(Velíšek & Hajšlová 2009; Rose et al. 2010; Millour et al. 2011; Olmedo et al. 2013; Szkoda et al. 2013; Yabe et al. 2013; Bortey-Sam et al. 2015; Lo Dico et al. 2018; Marín et al. 2018; Allevato et al. 2019; Drápal et al. 2019; González et al. 2019; Rai et al. 2019)

Mezinárodní agentury jako například Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA), Světová zdravotnická organizace (WHO) či Agentura pro sledování toxických látek a nemocí (ATSDR) vyhodnocují nepříznivé vlivy rizikových prvků na zdraví jedince. Mezi nejčastěji používané parametry určující toxicitu zmíněných prvků patří akceptovatelný denní příjem (ADI, mg.kg⁻¹ hmotnosti za den) udávající množství specifické látky (rezidua pesticidů, potravinářská aditiva), které je možné konzumovat denně bez patrných zdravotních rizik. Tato hodnota je vztažena na látky přidávané do potravin nebo pitné vody záměrně.

Při výjimečném překročení této hodnoty nehrozí okamžité nebezpečí, jelikož se zde počítá s denní expozicí v průběhu celého života. Dalším parametrem je tolerovatelný denní příjem (TDI) udávající množství kontaminující látky chemického původu, kterému je jedinec vystaven vlivem kontaminace environmentu a jež může být v potravinách konzumováno denně bez větších zdravotních rizik. V této kategorii jsou zahrnuty i rizikové prvky, jejichž výskyt v potravinách je nežádoucí (Mir-Marqués et al. 2016).

3.4.1 Potraviny s přirozeně vyšším obsahem arzenu

Arzen se nachází ve většině potravin. Jeho koncentrace však zřídka překračuje hranici mg.kg^{-1} . Výjimku tvoří mořské plody včetně ryb, korýšů a mořských řas (Reilly 2002). V rybách a mase je přítomna především jeho organická forma. Mořské plody ho mohou obsahovat několikanásobně vyšší množství než jiné potraviny, a proto patří mezi hlavní zdroj příjmu arzenu potravou pro lidi. Ačkoliv byly pro některé druhy ryb zjištěny vysoké koncentrace arzenu ($> 100 \text{ mg.kg}^{-1}$), jedná se o celkové koncentrace arzenu, a ne pouze o jeho toxickou formu. Až 90 % arzenu v rybím svalu je přítomno v netoxické formě arsenobetainu a arsenocholinu (Velíšek & Hajšlová 2009; Bosch et al. 2016). Reilly (2002) uvádí množství arzenu v krabím mase až 26 mg.kg^{-1} a v krevetách 40 mg.kg^{-1} . Volně plující ryby většinou neobsahují takové množství arzenu jako korýši.

Mezi další známé potraviny s vyšším přirozeným obsahem arzenu patří obilniny, respektive rýže a oves, v nichž se vyskytuje v desetinách mg.kg^{-1} (Velíšek & Hajšlová 2009; Reilly 2002). Rýže hromadí nejvyšší množství arzenu ze všech obilovin především kvůli jeho vysoké biologické dostupnosti za snížených půdních podmínek (Qian et al. 2010). Qian et al. (2010) stanovili obsah celkového arzenu v rýži v rozmezí $< 0,008 - 49 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Vysoký obsah anorganického arzenu je také v arzenových minerálních vodách, v nichž je obsah arzenu i víc než $100 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Pro dospělého člověka o tělesné hmotnosti 70 kg činí tolerovatelný denní příjem arzenu $150 \mu\text{g}$. V zemích s vyšší konzumací ryb a rybích produktů mohou být tyto hodnoty výjimečně až $300 \mu\text{g}$ (Velíšek & Hajšlová 2009).

3.4.2 Potraviny s přirozeně vyšším obsahem kadmia

Primární cestou expozice kadmiumu je u lidí požití kontaminovaných potravin. Kadmium je přítomno prakticky ve všech potravinách a jeho koncentrace se do velké míry liší v závislosti na druhu potraviny a zatížení kadmiumem v prostředí výroby potravin (Musilova et al. 2017). Obvyklý výskyt kadmia v potravinách je ve stopových koncentracích (Reilly 2002). Nejvyšší koncentrace kadmia jsou přítomny v mořských plodech, měkkýších, korýších a drobech živočichů, v nichž může dosáhnout až jednotek mg.kg^{-1} . Koncentrace kadmia v játrech a ledvinách živočichů je závislá na stravě a věku. S přibývajícím věkem přibývá vlivem kumulace také množství kadmia ve vnitřnostech (játrech a ledvinách), přičemž nejvyšších hodnot dosahují ledviny (Velíšek & Hajšlová 2009).

Bylo prokázáno, že spotřeba ryb pozitivně koreluje s hladinami kadmia v krvi (Reilly 2002). Kadmium v rybí svalovině má tendenci vazby na bílkoviny, díky čemuž se vylučuje velmi pomalu a bioakumuluje se v rybách (Bosch et al. 2016). Bylo také prokázáno, že nejméně 70 % absorpce kadmia se uskutečňuje prostřednictvím rostlinné stravy.

Vzhledem k jeho vysoké mobilitě a dostupnosti se v rostlinných potravinách kumuluje vysoké množství Cd (El-Kady & Abdel-Wahhab 2018). Vysoké koncentrace kadmia v rostlinných potravinách lze přičítat dvěma různým zdrojům. Prvním z nich je používání hnojiv s obsahem kadmia a druhým je aplikování kalů z čistíren na zemědělské půdy (Reilly 2002). Nejvyšší koncentrace se vyskytuje obvykle v obilovinách, jako je například pšenice a rýže. V rýži se kadmium nachází v koncentraci 0,006 – 0,01 mg.kg⁻¹ (Musilova et al. 2017; El-Kady & Abdel Wahhab 2018).

Vyšší obsahy kadmia jsou patrné také v olejnatých semenech rostlin. Například semena máku obsahují kadmia 0,04 – 1,96 mg.kg⁻¹ (Velíšek & Hajšlová 2009). Dále lze vysoké množství nalézt též v bramborách, listové a kořenové zelenině (Musilova et al. 2017). Listová zelenina hromadí více kadmia než hlízy a kořenová zelenina (Rizwan et al. 2017).

Tolerovatelný denní příjem kadmia pro dospělého jedince o hmotnosti 70 kg dosahuje 70 µg (Velíšek & Hajšlová 2009).

3.4.3 Potraviny s přirozeně vyšším obsahem olova

Olovo se v potravě vyskytuje běžně a jeho obsah je cíleně regulován. Od sedmdesátých let došlo v řadě zemí k výraznému snížení obsahu olova v některých potravinách a celkově ve stravě díky potravinářskému průmyslu a vládním autoritám. K výrazné redukci došlo také vlivem postupného vyřazování olovnatého benzínu. Olovo však nadále zůstává součástí stravy a je přítomné ve všech potravinách. Nejvyšší koncentraci olova obsahuje hovězí a vepřové maso, masné výrobky a vnitřnosti. Vysoký obsah byl zaznamenán také v zelenině, ořeších, rybách, rybích výrobcích, obilovinách a výrobcích z nich (Reilly 2002; EFSA 2010).

Významným zdrojem olova jsou také potraviny balené v konzervách se švy zatavenými slitinami cínu, v nichž je často obsaženo i olovo. Potraviny poté obsahují vyšší obsah olova než čerstvé nebo zmrazené potraviny. Z tohoto důvodu většina výrobců přestala tento druh konzerv používat. Pro potraviny se zvýšenými nároky na jakost (dětská výživa) se doporučuje balení do skleněných obalů (Reilly 2002; Velíšek & Hajšlová 2009).

Mezi důležitý zdroj olova patří i pitná voda. V České republice činí průměrný obsah olova v pitných podzemních vodách 15 µg.l⁻¹ a v pitných povrchových vodách 9 µg.l⁻¹. Pitné vody z veřejných vodovodů obsahují až 3 µg.l⁻¹, výjimečně až desítky µg.l⁻¹. Voda uchovávaná delší dobu ve skleněných lahvích může být také výrazně kontaminovaná olovem, jelikož sklo některých lahví obsahuje olovo v množství 114 – 267 mg.kg⁻¹, a to i za předpokladu, že původní obsah olova ve vodě je v řádech jednotek ng.l⁻¹. V některých případech se po několika měsících uchování ve skleněných lahvích obsah olova zvedá až na stovky ng.l⁻¹, což v případě PET lahví nebylo zaznamenáno. Nejvyšší mezní hodnota pro pitnou vodu je stanovena na 0,01 mg.l⁻¹, respektive pro kojeneckou vodu 0,005 mg.l⁻¹ (Pitter 2015).

Dalším zdrojem potenciálně vysokého příjmu olova v potravě mohou být i vína v lahvích s olověnými uzávěry. V Evropské unii bylo zakázáno použití olověných folií pro tento účel s více než 1 % olova. Přestože pocínované olověné fólie se ve světě přestávají užívat, stále existují tradiční vinařství, která ho používají (Reilly 2002).

Tolerovatelný denní příjem olova pro dospělého jedince o hmotnosti 70 kg činí 250 µg (Velíšek & Hajšlová 2009).

3.4.4 Potraviny s přirozeně vyšším obsahem rtuti

Rtuť a její organické deriváty se ve většině potravin vyskytují v přirozeně malém množství (Reilly 2002). Obsah rtuti ve většině potravin je v řádech desetitisícin až setin mg.kg^{-1} . Obsah v desetinách až jednotkách mg.kg^{-1} rtuti lze najít například v jedlých houbách, rybách a mořských plodech. Ryby a mořské plody jsou považovány za hlavní zdroj expozice člověka rtuti, protože víc než 75 % celkové rtuti v rybách je ve formě methylrtuti, která je vytvářena mořskými mikroorganismy. Někteří autoři uvádí, že obsah methylrtuti je podstatně vyšší v masožravých druzích ryb než v druzích býložravých. Bylo zjištěno, že koncentrace rtuti v dravých dlouhožijících druzích ryb (mečouni, tuňáci, žraloci) dosahuje až $6 \mu\text{g.g}^{-1}$ (El-Kady & Abdel-Wahhab 2018). Vyšší koncentrace rtuti byla prokázána také ve svalovině a vnitřnostech prasat a drůbeže vlivem zkrmování rybí moučky (Lindberg et al. 2004).

Biologická dostupnost rtuti v půdě a schopnost absorpce rostlinou je v důsledku vysoké afinity rtuti k huminovým látkám velmi omezená. I přesto se některé z obilovin, především rýže, považují za významný zdroj rtuti. V rýži byla stanovena vysoká koncentrace celkové rtuti $569 \mu\text{g.kg}^{-1}$ a $144 \mu\text{g.kg}^{-1}$ methylrtuti (El-Kady & Abdel-Wahhab 2018). I přes nižší obsah methylrtuti v rýži ve srovnání s rybami a mořskými plody je velké množství konzumované rýže v asijských zemích dominantním zdrojem expozice methylrtutí. Nedávná studie zjistila, že rýže pěstovaná v aerobních podmínkách měla podstatně nižší koncentraci methylrtuti, což představuje potenciální snížení tohoto zdroje expozice. Mimo pěstební kontaminovaná místa mají ostatní potraviny většinou koncentraci rtuti nižší než 10 ng.g^{-1} . Kromě toho je téměř všechna rtuť přítomná v anorganické formě (Sunderland & Tumpney 2013).

Na základě publikovaných výzkumů lze říci, že naprostá většina běžně konzumovaného ovoce a zeleniny není považována za významný zdroj rtuti (Velíšek & Hajšlová 2009). Tolerovatelný denní příjem rtuti pro dospělého 70 kilogramů vážícího jedince je $50 \mu\text{g}$, respektive $16 \mu\text{g}$ methylrtuti (Velíšek & Hajšlová 2009).

Mezi další rostlinné zástupce schopné kumulovat vyšší koncentrace rtuti patří houby se schopností hromadit rtuť i v neznečištěných půdách. Některé druhy kumulují v sušině rtuť v množství až 20 mg.kg^{-1} . Houby hromadí methylrtuť z půdy, ale mají také schopnost methylování anorganických forem rtuti. Koncentrace methylrtuti v houbách v čerstvém stavu je $0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Velíšek & Hajšlová 2009).

3.5 Legislativa potravin

V důsledku negativního účinku rizikových prvků na lidský organismus byly pro tyto prvky ve vybraných potravinách stanoveny maximální limity. Maximální limity pro potraviny analyzované v této práci jsou uvedeny v následujících tabulkách.

Nařízení komise (EU) 2015/1006 stanovuje maximální limity anorganického arzenu v potravinách (tab. 3)

Tabulka 3: Maximální limity anorganického arzenu ve vybraných potravinách

Potravina	Maximální limity anorganického arzenu [mg.kg ⁻¹ čerstvé hmotnosti]
Předpařená a loupaná rýže	0,25

Nařízení komise (EU) 488/2014 stanovuje maximální limity kadmia v řadě potravin. Příklady maximálních limitů kadmia ve zvolených potravinách udává tabulka 4.

Tabulka 4: Maximální limity kadmia ve vybraných potravinách

Potravina	Maximální limity kadmia [mg.kg ⁻¹ čerstvé hmotnosti]
Maso (kromě drobů) skotu, ovcí, prasat a drůbeže	0,050
Játra skotu, ovcí, prasat a drůbeže	0,50
Svalovina tuňák (rod <i>Thunnus</i> , <i>Euthynnus</i>)	0,10
Svalovina ostatních ryb	0,050
Rýžová zrna	0,20
Brambory (bez slupky)	0,10
Cibule	0,050
Jablka	0,05
Čokoláda s obsahem celkové sušiny nejméně 50 %	0,80

Nařízení komise (EU) 2015/1005 určuje rovněž maximální limity olova v některých potravinách (tab. 5).

Tabulka 5: Maximální limity olova ve vybraných potravinách

Potravina	Maximální limity olova [mg.kg ⁻¹ čerstvé hmotnosti]
Maso drůbeže	0,10
Droby drůbeže	0,50
Svalovina ryb	0,30
Syrové mléko	0,020
Obiloviny a luštěniny	0,20
Brambory, cibule	0,10
Jablka	0,10

Nařízení komise (ES) č. 1881/2006 stanovuje rovněž limity rtuti v některých druzích ryb a produktech rybolovu (tab. 6).

Tabulka 6: Maximální limity rtuti ve vybraných potravinách

Potravina	Maximální limity rtuti [mg.kg⁻¹ čerstvé hmotnosti]
Svalovina tresky, tuňáka	1,0
Svalovina ostatních druhů ryb	0,50

Nařízení komise (EU) 2018/73 dále stanovuje maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti ve vybraných potravinách (tab. 7).

Tabulka 7: Maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti

Potravina	Maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti [mg.kg⁻¹]
Svalovina drůbeže	0,01
Játra drůbeže	0,02
Mléko kravské	0,01
Vejce slepičí	0,01
Rýže	0,01
Brambory	0,01
Cibule kuchyňská	0,01
Jablka	0,01

4 Materiál a metody

4.1 Použité chemikálie

Pro stanovení arzenu, kadmia, olova a rtuti byly použity následující chemikálie:

- certifikovaný referenční materiál NIST[®] RICE Flour (SRM[®] 1568a), Sigma-Aldrich, CO., USA;
- certifikovaný referenční materiál Rye grass (BCR 281), European Commission – Joint Research Centre, Belgie;
- certifikovaný referenční materiál Skimmed Milk Powder (ERM[®] – BD151), European Commission – Joint Research Centre, Belgie;
- certifikovaný vodný roztok ASTASOL[®]-Hg 1000 ± 2 mg.l⁻¹ Hg, ANALYTIKA[®], spol. s r.o., Česká republika;
- certifikovaný vodný roztok ASTASOL[®]-Cd 1000 ± 2 mg.l⁻¹ Cd, ASTASOL, ANALYTIKA[®], spol. s r.o., Česká republika;
- certifikovaný vodný roztok ASTASOL[®]-Ge 1000 ± 2 mg.l⁻¹ Ge, ANALYTIKA[®], spol. s r.o., Česká republika;
- certifikovaný vodný roztok ASTASOL[®]-Lu 1000 ± 2 mg.l⁻¹ Lu, ANALYTIKA[®], spol. s r.o., Česká republika;
- certifikovaný vodný roztok ASTASOL[®]-MIX 1000 ± 2 mg.l⁻¹ As, Pb, ANALYTIKA[®], spol. s r.o., Česká republika;
- kyselina dusičná (HNO₃) 67%, Analpure[®] pro stopovou analýzu, ANALYTIKA[®], spol. s r.o., Česká republika;
- ladící roztok obsahující 1 µg.l⁻¹ Ce, Co, Li, Mg, Tl, Y, Agilent Technologies, Inc., USA;
- peroxid vodíku (H₂O₂) 30% p.a., ANALYTIKA[®], spol. s r.o., Česká republika;
- ultračistá demineralizovaná voda (≥ 18,2 MΩ.cm⁻¹; demi H₂O).

4.2 Použité přístroje, zařízení a pomůcky

Při kvantitativním stanovení arzenu, kadmia, olova a rtuti byly použity následující pomůcky, přístroje, a zařízení:

- analytické váhy: KERN PLJ 300-3CM, KERN & SOHN GmbH, Německo;
- atomový absorpční spektrometr a jeho komponenty: Varian AA 280Z, Varian, Inc., Austrálie;
 - elektrotermický atomizátor GTA-120, Varian, Inc., Austrálie;
 - lampa pro stanovení kadmia, Photron Lamps, PHOTRON PTY. LTD., Austrálie;
 - podavač vzorků, Varian PSD 120, Varian, Inc., Austrálie;
 - software: Varian SpectrAA;
- běžné laboratorní pomůcky: borosilikátové skleněné kádinky, nerezové pinzety, PE stříčky, 15ml a 50ml kalibrované PP zkušavky, 20ml skleněné zkušavky,

parafilm, nerezové struhadlo, porcelánová třecí miska s tloučkem, PE uzavíratelné sáčky;

- běžné pomůcky pro vážení: teflonové váženky, nerezové lžičky, niklové lodičky;
- dávkovač chemikálií: BRAND® Dispensette® Organic Digital – Easy Calibration (1 – 10 ml), BRAND GMBH + CO KG, Německo;
- hmotnostní spektrometr s indukčně vázaným plazmatem: Agilent 7700x, Agilent Technologies, Inc., USA;
 - automatický podavač vzorků ASX-500, Agilent Technologies, Inc., USA;
 - dvouplášťová Scottova mlžná komora;
 - kolizní plyn He 99,999%, Messer Technogas s.r.o., Česká republika;
 - kvadrupólový hmotnostní filtr;
 - mikrokonzentrický zmlžovač MicroMist;
 - oktapólová kolizní/reakční cela protékaná heliem;
 - provozní hnací plyn Ar 99,999%, AIR PRODUCTS, spol. s r.o., Česká republika;
 - software: MassHunter 2012;
- chladič box: R6139W, Gorenje Corporate GmbH, Slovinsko;
- jednoúčelový atomový absorpční spektrometr: AMA 254, ALTEC a.s., Česká republika;
 - hnací plyn O₂, čistoty 99,999% Linde Gas a.s., Česká republika;
 - software: AMA Analyser;
- laboratorní mlýnek: IKA A 11 basic, IKA®-Werke GmbH & Co. KG, Německo;
- lyofilizátor LYOVAC GT 2, Steris, Německo;
- mikrovlnné rozkladné zařízení: Speedwave MWS-3⁺, Berghof Product + Instruments GmbH, Německo;
 - tlakové rozkladné nádoby DAP-60S s tlakovými a hliníkovými diskovými pojistkami a otočnými víčky, Berghof Product + Instruments GmbH, Německo;
 - software: MWS Auto Control;
- mrazicí box: F6311, Gorenje Corporate GmbH, Slovinsko;
- software Microsoft Office Excel 2019;
- software Statistica 12;
- stolní počítač;
- topná deska s regulátorem: JRT-350, ALTEC a.s., Česká republika;
- zařízení určené k přípravě ultračisté vody:
 - Milli-Q purification system, Millipore, SAS, Francie;
 - SCI-AQUA ULTRA, Science Instruments and Software, s.r.o., Česká republika.

4.3 Materiál

Analyzované vzorky potravin byly zakoupeny v obchodních řetězcích a internetových obchodech běžně dostupných v České republice (Albert, Billa, Biopark, dm drogerie, Fresh bedýnky, Kaufland, Košík, Tesco). Zakoupené potraviny pocházely ze dvou odlišných druhů produkce (ekologické a konvenční). Tento soubor potravin byl vybrán z důvodu jejich pravidelné konzumace občany České republiky. Celkem bylo analyzováno 56 vzorků potravin. Z potravin rostlinného původu byly vybrány brambory, cibule, jablka a rýže. Pro zajímavost byly do analýzy začleněny také vzorky čokolád s podílem kakaa vyšším než 70 %. Dále byly zakoupeny vzorky živočišného původu: kuřecí játra, kuřecí prsní řízky, plnotučná kravská mléka, vejce a ryby. Detailní údaje o vybraných potravinách, jejich producentech a dodavatelích jsou shrnuty v příloze (tab. 26 a 27).

Veškeré potraviny byly před samotnou analýzou nejprve upraveny. Brambory, cibule a jablka byly odslupkovány. Vejce byla zbavena skořápek. Následně byly veškeré vzorky (kromě čokolád a rýží) zmrazeny na teplotu $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ a podrobeny lyofilizaci. Tento proces probíhal v lyofilizátoru ve vakuu po dobu přibližně 100 hodin. U vzorků čokolád a rýží nebyla lyofilizace nutná z důvodu relativně nízkého obsahu vody. Poté byly lyofilizované vzorky zhomogenizovány do finální podoby vhodné k analýze. Brambory, cibule, jablka, kuřecí játra a prsní řízky, rýže a ryby byly rozemlety na jemný prášek laboratorním mlýnkem. Čokoláda byla nastrouhána nejmenno pomocí nerezového struhadla. Mléka a vejce byla rozmělněna pomocí tloučku v třecí misce.

Veškeré vzorky potravin byly kvantitativně převedeny do plastových uzavíratelných sáčků a důkladně promíchány, čímž se vytvořila homogenní směs. Takto připravené vzorky byly použity pro následné stanovení vybraných rizikových prvků v potravinách.

4.4 Analytické metody pro stanovení rizikových prvků

4.4.1 Stanovení arzenu a olova

Ke stanovení arzenu a olova v potravinách je možné použít řadu analytických metod. Využít lze například atomovou absorpční spektrometrii (AAS), neutronovou aktivační analýzu (NAA), vysokoúčinnou kapalinovou chromatografii (HPLC), emisní spektrometrii s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES) či hmotnostní spektrometrii s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS). ICP-MS patří mezi velmi citlivé analytické metody. Tato metoda je využívána pro multielementární a izotopovou analýzu prvků. Přístroj je schopen během několika sekund změřit rozsáhlé množství prvků. Mezi další výhody patří také velmi nízké detekční limity této metody oproti metodám ostatním. Nevýhodou této metody jsou spektrální a nespektrální interference, které jsou minimalizovány během přípravy vzorků použitím chemikálií nejvyšší čistoty, jejichž použitím se minimalizuje riziko kontaminace. Negativní vliv na analýzu metodou ICP-MS může mít velké množství solí a kyselin ve vzorku. Jejich výskyt v analytu může způsobovat korozi součástí nebo zvýšit viskozitu vzorku. Zvýšením viskozity může poté dojít ke změně parametrů měření (Pappas 2012; Soodan et al. 2014).

Předem upravené a zhomogenizované vzorky potravin byly naváženy v množství přibližně 0,3 g do teflonových váženek, které byly následně kvantitativně převedeny do teflonových rozkladných nádob. Ke vzorkům byly poté postupně přidány 2 ml 67% HNO_3

a 3 ml 30% H₂O₂. Směs byla jemně promíchána a vzorky byly ponechány 30 minut (potravin rostlinného původu) či do druhého dne (vzorky živočišného původu) přikryté filtračním papírem v rozkladné nádobě. Po uplynutí této doby byly nádoby uzavřeny pomocí tlakových a hliníkových diskových pojistek, na které byla nasazena teflonová závitová víčka. Vzorky potravin byly mineralizovány pomocí rozkladného zařízení programem trvajícím 60 minut při maximální teplotě 190 °C. Po dokončení mineralizace byly nádoby vyjmuty a ponechány k ochlazení na laboratorní teplotu. Získané mineralizáty byly kvantitativně převedeny pomocí ultračisté vody do 50ml plastových kalibrovaných zkumavek se šroubovacím víčkem a doplněny ultračistou vodou na objem 20 ml. Z takto připravených mineralizovaných vzorků bylo odpipetováno 5 ml do 15ml kalibrovaných plastových zkumavek se šroubovacími víčky a naředěno ultračistou vodou (1:1 obj.) do finálního objemu 10 ml (Levi et al. 2018).

V těchto vzorcích byly následně stanoveny koncentrace arzenu a olova technikou ICP-MS. Při měření arzenu byl použit heliový mód (kolizní cela), kterým se nechalo protékat helium (3,6 ml.min⁻¹) zejména pro eliminaci polyatomické spektrální interference (⁴⁰Ar³⁵Cl⁺ při stanovení ⁷⁵As⁺). Citlivost a stabilita signálu pomocí ladícího roztoku obsahujícího 1 µg.l⁻¹ ceru, hořčíku, kobaltu, lithia, thalia a yttria byla denně optimalizována. Pro kalibraci přístroje byly použity roztoky připravené ředěním certifikovaného vodného roztoku ASTASOL[®]-MIX o koncentraci arzenu i olova 1000 ± 2 mg.l⁻¹. Pro korekci signálu As a Pb v ICP-MS byl T-kusem nasáván do zmlžovače roztok interního standardu obsahujícího 0,1 mg.l⁻¹ Ge a 0,1 mg.l⁻¹ Lu. Každý typ vzorku byl paralelně připraven a analyzován ve třech opakováních a pozadí laboratoře bylo monitorováno zařazením slepých vzorků (17 % z celkového počtu mineralizátů).

4.4.2 Stanovení kadmia

Pro stanovení koncentrace kadmia v potravinách lze využít rovněž několik analytických metod. Mezi běžně používané metody patří například ICP-MS, ICP-OES, NAA či různé druhy AAS. AAS je nejběžnější technikou používanou pro analýzu kovů a některých metaloidů v rozsáhlém množství matric. Počátky této metody sahají do 50. let 19. století a je jí možno spolehlivě analyzovat přes 62 různých kovů a polokovů. Mezi výhody patří také časová nenáročnost či vysoká přesnost a správnost (Soodan et al. 2014; Ullah et al. 2017).

Do teflonových váženek byly naváženy předem upravené a zhomogenizované vzorky potravin v množství přibližně 0,3 g. Tyto váženky byly kvantitativně převedeny do teflonových rozkladných nádob. Následně byly ke vzorkům postupně přidány 2 ml 67% HNO₃ a 3 ml 30% H₂O₂. Obsah byl krouživými pohyby promíchán a ponechán reagovat po dobu 30 minut (rostlinné vzorky). Vzorky živočišného původu byly ponechány přikryté filtračním papírem v rozkladné nádobě do druhého dne. Po uplynutí dané doby byly nádoby uzavřeny tlakovými a hliníkovými diskovými pojistkami, na které byla nasazena otočná teflonová víčka. Vzorky potravin byly zmineralizovány v mikrovlnném rozkladném zařízení pomocí 60 minut trvajícím programu při postupně zvyšujícím se tlaku a teplotě od 100 °C do 190 °C. Po rozkladu byly nádoby vyjmuty a ponechány k vychladnutí na laboratorní teplotu. Získané mineralizáty byly kvantitativně převedeny ultračistou vodou do 50ml kádinek a umístěny na elektrickou topnou desku rozehřátou na 150 °C. Na této desce byly vzorky odpařeny do vlhkých zbytků,

kteře byly následně rozpuštěny v 1,5% HNO₃ a kvantitativně převedeny pomocí 1,5% HNO₃ do 20ml kalibrovaných zkumavek a doplněny po rysku. Takto připravené vzorky byly uzavřeny parafilmem a do analýzy uchovány v lednici. Současne se vzorky byly připraveny slepé pokusy se všemi činidly a stejným postupem pouze bez navážky vzorku (Mohammed et al. 2017).

V takto připravených zmineralizovaných vzorcích byl analyzován obsah kadmia technikou elektrotermické atomizace (ET-AAS) na přístroji Varian AA 280Z opatřeném elektrotermickým atomizátorem GTA-120 s programovatelným dávkovačem vzorků (PSD120). Tento přístroj pracuje se Zeemanovskou korekcí pozadí (využívá Zeemanova jevu, tzn. štěpení spektrálních čar v přítomnosti magnetického pole). Pro stanovení kadmia byla využita lampa s dutou katodou Photron Lamps. Parametry měření kadmia jsou uvedeny v tabulce 8 (Ullah et al. 2017). Pro kalibraci přístroje byl použit certifikovaný vodný roztok ASTASOL[®]-Cd s koncentrací kadmia 1000 ± 2 mg.l⁻¹. Vzorky byly paralelně připraveny a analyzovány ve třech opakováních, pozadí laboratoře bylo monitorováno zařazením slepých vzorků (17 % z celkového počtu mineralizátů).

Tabulka 8: Základní parametry pro měření Cd technikou ET-AAS

Analyt	Kadmium
Koncentrace srovnávacího roztoku (μg.l⁻¹)	3
Vlnová délka (nm)	228,8
Šířka spektrálního intervalu (nm)	0,5
Teplota pyrolýzy (°C)	650
Teplota atomizace (°C)	2150
Doba čtení (s)	1,7
Počet opakování z měřicí nádoby	2
Modifikátor	NH ₄ H ₂ PO ₄
Měření signálu	standardní přídatek
Vyhodnocování výsledků	plocha píku

4.4.3 Stanovení rtuti

Pro stanovení rtuti v potravinách je nejčastěji využíván přístroj AMA-254 (Advanced Mercury Analyser). Jedná se o jednoúčelový absorpční spektrofotometr, který dokáže stanovit obsah rtuti v pevných i kapalných vzorcích bez nutnosti chemické úpravy vzorku či jeho zkoncentrování. Tato metoda využívá techniky generování par kovové rtuti s následným zachycením na zlatém amalgamátoru. Analyzovaný vzorek je vysušen v proudu kyslíku a rozkládán vlivem programovatelného nárůstu teplot. Spaliny jsou současně se rtutí hnány proudem kyslíku do katalyzátoru, ve kterém proběhne jejich dokonalá oxidace a zároveň se zde odstraní nežádoucí složky. Následně se rtuť zachytí ve zlatém amalgamátoru, ze kterého jsou vlivem zahřátí uvolněné páry rtuti, které vstupují do měřicího přístroje, v němž je měřen pokles intenzity záření rtuťové výbojky způsobený přítomností atomů rtuti. Díky této metodě se dosáhne vysoké citlivosti stanovení a výsledek není závislý na matici vzorku, což zjednoduší postup při kalibraci. Další výhodou stanovení celkového obsahu rtuti přístrojem AMA-254 je také doba analýzy jednoho vzorku, která se pohybuje mezi 5 – 8 minutami dle množství a vlhkosti vloženého vzorku (Sysalová et al. 2013).

Do vyžíhaných dávkovacích lodiček z niklu byly naváženy předem upravené a zhomogenizované vzorky potravin (maximálně 300 mg). Lodička byla automaticky zasunuta

do spalovací trubice na základě příkazu z řídicího počítače. Následoval řízený ohřev spalovací pece v atmosféře bohaté na kyslík, při němž došlo nejprve k vysušení vzorku (120 °C, 70 s) a poté k jeho pyrolýze (650 °C, 150 s). Vzniklé produkty byly pomocí proudu kyslíku (nosný plyn, O₂) přeneseny do spalovací části trubice vyplněné katalyzátorem, kde došlo k finální fázi oxidace a zachycení oxidu dusíku, síry a halogenů. Produkty pyrolytického rozkladu vzorku byly ze spalovací části trubice vedeny do amalgamátoru, v němž se selektivně zachytává rtuť. Zbylé látky procházely skrz úsek měřicích kyvet do výstupu kyslíku z přístroje. Teplota v amalgamátoru i v bloku měřicích kyvet byla 120 °C z důvodu zamezení kondenzace vody. Po stabilizaci teplotních podmínek v amalgamátoru a dokončení rozkladu vzorku bylo stanoveno množství rtuti zde nakumulované. První fází bylo automatické nulování (automatické nastavení zesilovače signálu z detektoru rtuti, odečtení základního toku světla pro výpočet absorbance během vlastního měření). Následovala fáze expulze rtuti z amalgamátoru krátkým intenzivním zahřevem. Uvolněná rtuť byla přenesena pomocí O₂ skrze delší měřicí kyvetu a téměř veškeré množství Hg bylo naakumulováno ve zpoždovací nádobce, ze které následně pokračovalo ven přes kratší měřicí kyvetu. Absorbance rtuti byla stanovena při specifické vlnové délce 253,7 nm po dobu 60 s. Pro kvantifikaci rtuti se používá silikonový UV diodový detektor. Dvojitě měření zajišťovalo měření rovnocenného množství rtuti ve dvou různých citlivostech. Výsledek měření byl v dynamickém rozsahu analyzátoru v rozmezí 0,05 – 600 ng rtuti. Po dokončení ohřevu amalgamátoru se zapnulo chladicí čerpadlo, které amalgamátor ochladilo, a následoval čistící program (45 s), aby byl vzorek připraven na další analýzu (Sysalová et al. 2013).

Veškerá data naměřená modulem mikropočítače 8051 byla vyslána do centrálního počítače, který je převedl do uživatelské podoby. Analýza každého vzorku proběhla ve třech opakováních. Pro kalibraci přístroje byl použit certifikovaný materiál ASTASOL[®]-Hg s koncentrací rtuti 1000 ± 2 mg.l⁻¹.

4.4.4 Meze detekce a meze stanovitelnosti rizikových prvků

Mez detekce (LOD, limit of detection) určuje nejnižší koncentraci analytu, kterou lze detekovat a spolehlivě rozlišit od nuly, ale nemusí být kvantifikována. Obvykle je tato jednotka stanovena pro stanovení spodní hranice pracovního rozsahu metody (Ullah et al. 2017).

Mez stanovitelnosti (LOQ, limit of quantification) je definována jako nejnižší koncentrace analytu, kterou lze za daných podmínek analytické metody kvantitativně stanovit s přijatelnou úrovní přesnosti a správnosti (Ullah et al. 2017).

Pro stanovení vybraných rizikových prvků byly vypočítány LOD a LOQ uvedené v tabulce 9. Hodnoty pod těmito limity byly uvedeny jako < LOD. LOD byla zjištěna součtem střední hodnoty (aritmetickým průměrem) obsahu prvků stanoveném ve slepých vzorcích a trojnásobkem směrodatné odchylky vypočtené z hodnot obsahů příslušného souboru slepých pokusů. LOQ byla stanovena jako trojnásobná hodnota LOD. Hodnoty < LOD byly započítány do celkového průměrného obsahu rizikových prvků jako 50 % hodnoty LOD.

Tabulka 9: Meze detekce a stanovitelnosti As, Cd, Hg, Pb pro použité metody stanovení

Mez	As	Cd	Hg	Pb
LOD [mg.kg ⁻¹]	0,001	0,002	0,0002	0,002
LOQ [mg.kg ⁻¹]	0,004	0,005	0,0007	0,007

5 Výsledky

Kvalita analytických údajů byla hodnocena simultánní analýzou následujících certifikovaných referenčních materiálů:

- certifikovaný referenční materiál Skimmed Milk Powder (ERM[®] – BD151), European Commission – Joint Research Centre, Belgie;
- certifikovaný referenční materiál NIST[®] RICE Flour (SRM[®] 1568a), Sigma-Aldrich, CO., USA;
- certifikovaný referenční materiál Rye grass (BCR 281), European Commission – Joint Research Centre, Belgie.

Zjištěné obsahy rizikových prvků v certifikovaných referenčních materiálech byly v souladu s intervalem spolehlivosti obsahu prvků deklarovaných výrobcem (tab. 10), proto lze experimentálně získaná data považovat za správná.

Tabulka 10: Průměrný obsah rizikových prvků v certifikovaných referenčních materiálech

Parametr	As	Cd	Hg	Pb	
ERM[®] – BD151	Certifikovaná hodnota	-	0,106 ± 0,013	-	0,207 ± 0,014
	Průměr	-	0,101 ± 0,018	-	0,201 ± 0,006
	Interval	-	0,095 – 0,105	-	0,195 – 0,203
	Výtěžnost	-	95,28	-	97,10
	[%]	-		-	
SRM[®] 1568a	Certifikovaná hodnota	0,290 ± 0,030	0,022 ± 0,002	-	-
	Průměr	0,284 ± 0,019	0,020 ± 0,002	-	-
	Interval	0,271 – 0,286	0,019 – 0,021	-	-
	Výtěžnost	97,93	90,90	-	-
	[%]			-	
BCR 281	Certifikovaná hodnota	-	-	0,0205 ± 0,0019	-
	Průměr	-	-	0,0202 ± 0,0002	-
	Interval	-	-	0,0200 – 0,0204	-
	Výtěžnost	-	-	98,54	-
	[%]	-	-		

Vyhodnocení experimentálních dat bylo provedeno pomocí programu Microsoft Office Excel 2019 a pro statistickou analýzu dat byl použit software Statistica 12. Ke statistickému zhodnocení rozdílu obsahu vybraných rizikových prvků v potravinách odlišné produkce (ekologické a konvenční) byl použit test analýzy rozptylu (ANOVA). Pro statistickou analýzu byly stanoveny následující nulové hypotézy testované na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ (95% interval spolehlivosti):

- H0₁: obsah arzenu, kadmia, olova a rtuti ve stejných potravinách nezávisí na jejich původu,
- H0₂: obsah arzenu, kadmia, olova a rtuti se v různých potravinách neliší.

Pro podrobnější statistické vyhodnocení byl použit Scheffého post-hoc test. Pomocí tohoto testu byly sledovány statisticky významné rozdíly obsahu vybraných rizikových prvků mezi jednotlivými potravinovými komoditami. Statistické vyhodnocení výsledků diplomové práce je, vzhledem k malému počtu dat v jednotlivých kategoriích potravin, pouze orientační.

5.1 Obsah rizikových prvků ve vybraných vzorcích potravin dle produkce

5.1.1 Brambory

Průměrné množství rizikových prvků ve vzorcích brambor z ekologické a konvenční produkce je uvedeno v grafu 1 a tabulce 11. Průměrný obsah arzenu, kadmia a rtuti je vyšší v bramborách z konvenčního zemědělství, průměrný obsah olova je naopak vyšší ve vzorcích z ekologické produkce (graf 2). Dle výsledků získaných ze statistického šetření (tab. 11; grafy 25, 26, 27, 28 Přílohy) je patrné, že rozdíly v obsahu arzenu, kadmia a olova v bramborách vypěstovaných v ekologické a konvenční produkci jsou statisticky významné ($p < 0,05$), avšak obsah rtuti nezávisí na tom, zda brambory byly vypěstovány v bio či konvenčním režimu.

Tabulka 11: Obsah rizikových prvků ve vzorcích brambor

Produkce	Číslo vzorku	Obsah [mg.kg^{-1}]			
		As	Cd	Hg	Pb
Ekologická	1	$0,001 \pm 0,0000$	$0,010 \pm 0,001$	$0,0007 \pm 0,0001$	$0,009 \pm 0,001$
	2	$0,002 \pm 0,0001$	$0,015 \pm 0,002$	$0,0006 \pm 0,0001$	$0,007 \pm 0,001$
	3	$0,001 \pm 0,0002$	$0,010 \pm 0,001$	$0,0019 \pm 0,0002$	$0,005 \pm 0,001$
	Celkový průměr	$0,001 \pm 0,0005$	$0,011 \pm 0,002$	$0,0010 \pm 0,0007$	$0,007 \pm 0,002$
	Interval hodnot	0,001 – 0,002	0,010 – 0,040	0,0005 – 0,0020	0,004 – 0,010
	S_R [%]	49,05	20,57	64,19	26,40
Konvenční	4	$0,003 \pm 0,0004$	$0,025 \pm 0,001$	$0,0026 \pm 0,0000$	$0,006 \pm 0,001$
	5	$0,002 \pm 0,0003$	$0,030 \pm 0,007$	$0,0018 \pm 0,0003$	$0,003 \pm 0,001$
	6	$0,004 \pm 0,0001$	$0,039 \pm 0,003$	$0,0019 \pm 0,0002$	$0,007 \pm 0,001$
	Celkový průměr	$0,003 \pm 0,0012$	$0,031 \pm 0,007$	$0,0020 \pm 0,0004$	$0,005 \pm 0,002$
	Interval hodnot	0,001 – 0,0040	0,022 – 0,040	0,0015 – 0,0027	0,002 – 0,007
	S_R [%]	39,59	23,22	20,54	38,56
Brambory souhrnně	Celkový průměr	$0,002 \pm 0,0013$	$0,021 \pm 0,011$	$0,0016 \pm 0,0007$	$0,006 \pm 0,002$
	Interval hodnot	0,001 – 0,004	0,010 – 0,040	0,0005 – 0,0027	0,002 – 0,010
	p-hodnota	0,00048	0,00000	0,05096	0,00521

1 – Brambory BIO Biohof; 2 – Brambory BIO rané; 3 – Brambory konzumní pozdní BIO; 4 – Brambory konzumní rané BROP s.r.o; 5 – Česká farma – brambory konzumní rané; 6 – Česká produkce – brambory konzumní rané

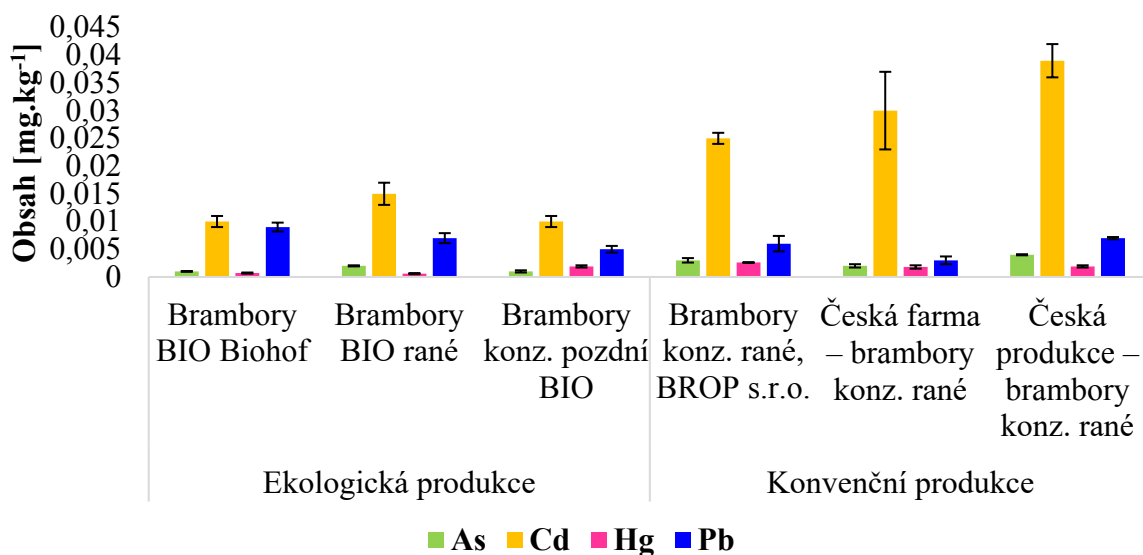
V bramborách z ekologické produkce byl stanoven průměrný obsah arzenu $0,001 \pm 0,0005 \text{ mg.kg}^{-1}$, nejvyšší obsah As $0,002 \pm 0,0001 \text{ mg.kg}^{-1}$ byl ve vzorku 2 (Brambory BIO rané). V bramborách z konvenční produkce bylo průměrné množství As ve vzorcích $0,003 \pm 0,0012 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší obsah As z konvenční produkce byl detekován ve vzorku 6 (Česká produkce – brambory konzumní rané) a činil $0,004 \pm 0,0001 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Průměrný obsah kadmia v bramborách z ekologického zemědělství byl $0,011 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší množství Cd v bramborách z ekologického zemědělství $0,015 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$ obsahoval vzorek 2 (Brambory BIO rané). Průměrný obsah Cd

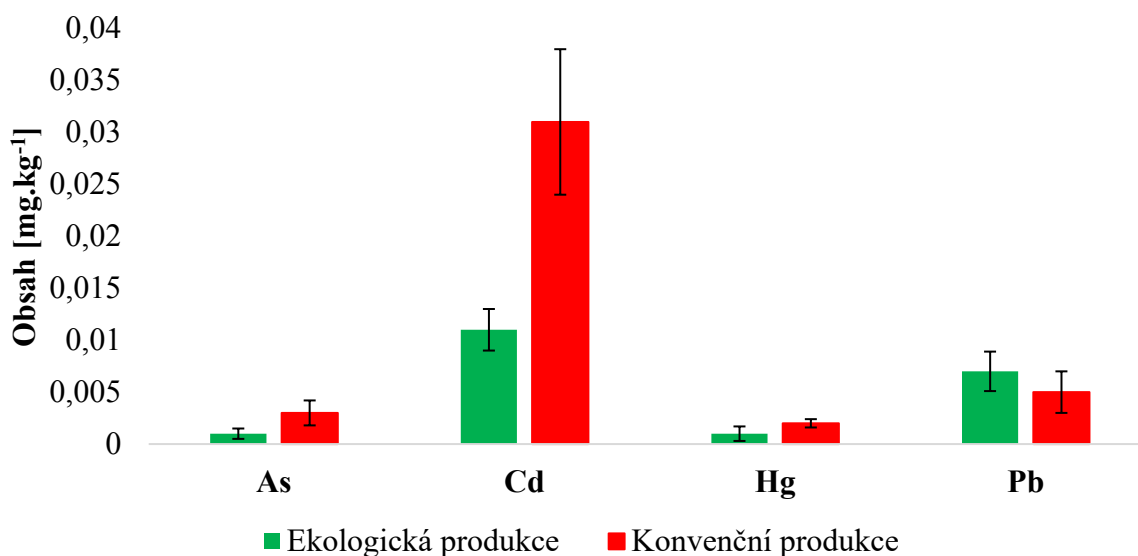
v bramborách z konvenčního zemědělství byl $0,031 \pm 0,007 \text{ mg.kg}^{-1}$, nejvyšší množství Cd z konvenčního zemědělství $0,039 \pm 0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$ měl vzorek 6 (Česká produkce – brambory konzumní rané).

Průměrný obsah rtuti v bramborách z ekologické produkce byl $0,0010 \pm 0,0007 \text{ mg.kg}^{-1}$, přičemž nejvyšší obsah $0,0019 \pm 0,0002 \text{ mg.kg}^{-1}$ byl stanoven ve vzorku 3 (Brambory konzumní pozdní BIO). V bramborách z konvenční produkce byl průměrný obsah Hg $0,0020 \pm 0,0004 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejvyšší hodnoty obsahu Hg $0,0026 \pm 0,0000 \text{ mg.kg}^{-1}$ dosáhl vzorek 4 (Brambory konzumní rané BROP s.r.o.).

Ve vzorcích brambor z ekologického zemědělství bylo zjištěno průměrné množství olova $0,007 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší množství Pb z ekologické produkce $0,009 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ obsahoval vzorek 1 (Brambory BIO Biohof). V bramborách z konvenční produkce činil průměrný obsah Pb $0,005 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejvyšší množství $0,007 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ bylo stanoveno ve vzorku 6 (Česká produkce – brambory konzumní rané).



Graf 1: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích brambor



Graf 2: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích brambor dle produkce

5.1.2 Cibule

V grafu 3 a tabulce 12 jsou uvedeny průměrné obsahy rizikových prvků ve vzorcích cibulí z ekologického a konvenčního zemědělství. Průměrné množství arzenu a olova je vyšší ve vzorcích z ekologické produkce (graf 4). Průměrný obsah kadmia a rtuti je oproti tomu vyšší v cibulích pocházejících z konvenční produkce. Na základě výsledků ze statistické analýzy (viz tab. 12; grafy 29, 30, 31, 32 Přílohy) je zřejmé, že rozdíly v obsahu arzenu, kadmia a rtuti jsou považovány za statisticky významné ($p < 0,05$). V případě olova bylo zjištěno, že obsahy tohoto prvku nezávisí na typu produkce.

Tabulka 12: Obsah rizikových prvků ve vzorcích cibulí

Produkce	Číslo vzorku	Obsah [mg.kg ⁻¹]			
		As	Cd	Hg	Pb
Ekologická	7	0,001 ± 0,0001	0,006 ± 0,001	0,0002 ± 0,0000	0,003 ± 0,001
	8	0,003 ± 0,0003	0,011 ± 0,001	0,0014 ± 0,0002	0,004 ± 0,001
	9	0,001 ± 0,0001	0,005 ± 0,000	0,0010 ± 0,0002	0,003 ± 0,001
	Celkový průměr	0,002 ± 0,0009	0,007 ± 0,003	0,0008 ± 0,0005	0,003 ± 0,001
	Interval hodnot	0,001 – 0,003	0,005 – 0,012	0,0002 – 0,0016	0,002 – 0,005
	S_R [%]	56,74	39,76	63,46	25,13
Konvenční	10	0,001 ± 0,0001	0,039 ± 0,002	0,0013 ± 0,0004	0,002 ± 0,001
	11	0,001 ± 0,0001	0,005 ± 0,001	0,0012 ± 0,0001	< 0,002
	12	0,001 ± 0,0000	0,037 ± 0,001	0,0009 ± 0,0002	0,003 ± 0,001
	Celkový průměr	0,001 ± 0,0002	0,027 ± 0,016	0,0012 ± 0,0003	0,002 ± 0,001
	Interval hodnot	0,001 – 0,001	0,004 – 0,041	0,0008 – 0,0017	< 0,002 – 0,003
	S_R [%]	27,76	61,44	27,54	31,38
Cibule souhrnně	Celkový průměr	0,001 ± 0,0007	0,017 ± 0,015	0,0010 ± 0,0005	0,003 ± 0,001
	Interval hodnot	0,001 – 0,003	0,004 – 0,041	0,0002 – 0,0017	0,001 – 0,005
	p-hodnota	0,03775	0,00301	0,00234	0,10478

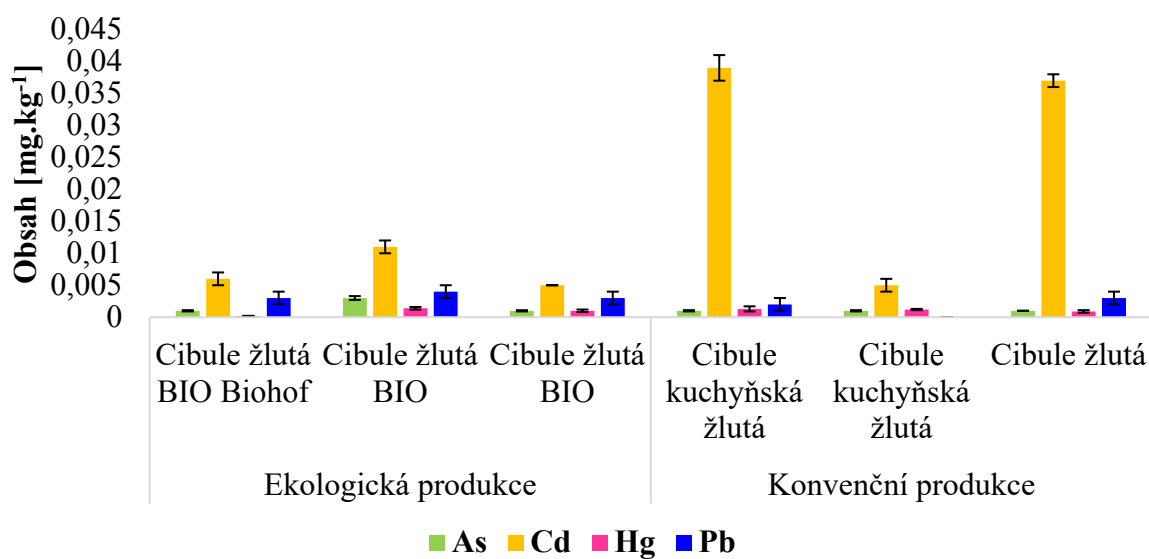
7 – Cibule žlutá BIO Biohof; **8** – Cibule žlutá BIO z ČR; **9** – Cibule žlutá BIO; **10** – Cibule kuchyňská žlutá, Blanická s.r.o; **11** – Cibule kuchyňská žlutá; **12** – Cibule žlutá

Průměrný obsah arzenu ve vzorcích cibulí z ekologického zemědělství činil $0,002 \pm 0,0009$ mg.kg⁻¹. Největší množství As ve vzorcích cibulí z ekologického zemědělství $0,003 \pm 0,0003$ mg.kg⁻¹ obsahoval vzorek 8 (Cibule žlutá BIO z ČR). Průměrný obsah arzenu ve vzorcích cibulí z konvenčního zemědělství činil $0,001 \pm 0,0002$ mg.kg⁻¹. Všechny vzorky z konvenčního zemědělství vykazovaly stejný průměrný obsah arzenu.

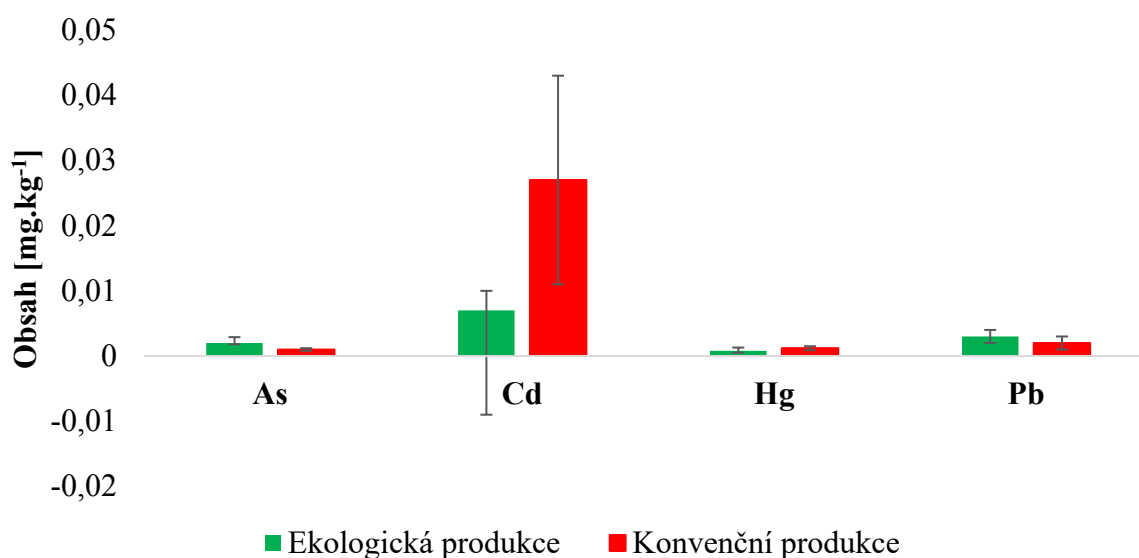
V cibulích z ekologické produkce byl stanoven průměrný obsah kadmia $0,007 \pm 0,003$ mg.kg⁻¹, nejvyšší množství $0,011 \pm 0,001$ mg.kg⁻¹ Cd vykazoval vzorek 8 (Cibule žlutá BIO z ČR). Vzorky cibule z konvenční produkce měly průměrný obsah Cd $0,027 \pm 0,016$ mg.kg⁻¹. Nejvyšší množství Cd z konvenční produkce se nacházelo ve vzorku 10 (Cibule kuchyňská žlutá, Blanická s.r.o) s průměrným obsahem Cd $0,039 \pm 0,002$ mg.kg⁻¹.

Průměrné množství rtuti v cibulích z ekologického zemědělství činilo $0,0008 \pm 0,0005 \text{ mg.kg}^{-1}$, přičemž nejvyšší obsah $0,0014 \pm 0,0002 \text{ mg.kg}^{-1}$ byl stanoven v cibuli žluté BIO z ČR (vzorek 8). Ve vzorcích z konvenční produkce byl průměrný obsah Hg $0,0012 \pm 0,0003 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejvyšší hodnoty obsahu Hg $0,0013 \pm 0,0004 \text{ mg.kg}^{-1}$ dosahoval vzorek 10 (Cibule kuchyňská žlutá, Blanická s.r.o).

Ve vzorcích cibulí z ekologického zemědělství bylo zjištěno průměrné množství olova $0,003 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší obsah $0,004 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb ve vzorcích pocházejících z ekologického zemědělství obsahoval vzorek 8 (Cibule žlutá BIO z ČR). V cibulích z konvenční produkce činil průměrný obsah Pb $0,002 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejvyšší množství $0,003 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb bylo stanoveno ve vzorku 12 (Cibule žlutá).



Graf 3: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích cibulí



Graf 4: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích cibulí dle produkce

5.1.3 Čokolády

Průměrné množství rizikových prvků ve vzorcích čokolád z ekologické i konvenční produkce je zobrazeno v grafu 5 a tabulce 13. Z grafu 6 je patrné, že průměrný obsah arzenu, rtuti a olova je vyšší ve vzorcích čokolád z konvenčního zemědělství, obsah kadmia je vyšší ve vzorcích z ekologické produkce. Dle výsledků získaných ze statistického šetření (tab. 13; grafy 33, 34, 35, 36 Přílohy) je patrné, že rozdíly v obsahu všech analyzovaných rizikových prvků jsou statisticky významné ($p < 0,05$).

Tabulka 13: Obsah rizikových prvků ve vzorcích čokolád

Produkce	Číslo vzorku	Obsah [mg.kg ⁻¹]			
		As	Cd	Hg	Pb
Ekologická	13	0,006 ± 0,0005	0,245 ± 0,011	0,0060 ± 0,0008	0,038 ± 0,005
	14	0,004 ± 0,0005	0,173 ± 0,005	0,0097 ± 0,0003	0,021 ± 0,004
	15	0,010 ± 0,0023	0,148 ± 0,009	0,0235 ± 0,0040	0,029 ± 0,006
	Celkový průměr	0,007 ± 0,0032	0,189 ± 0,044	0,0135 ± 0,0087	0,028 ± 0,008
	Interval hodnot	0,003 – 0,013	0,138 – 0,257	0,0055 – 0,0281	0,017 – 0,041
	SR [%]	49,02	23,51	64,50	29,03
Konvenční	16	0,013 ± 0,0025	0,125 ± 0,006	0,0373 ± 0,0078	0,047 ± 0,015
	17	0,014 ± 0,0002	0,067 ± 0,007	0,0460 ± 0,0064	0,066 ± 0,013
	18	0,009 ± 0,0011	0,154 ± 0,018	0,0264 ± 0,0047	0,046 ± 0,008
	Celkový průměr	0,012 ± 0,0025	0,115 ± 0,040	0,0366 ± 0,0102	0,054 ± 0,015
	Interval hodnot	0,008 – 0,015	0,061 – 0,174	0,0224 – 0,0517	0,034 – 0,075
	SR [%]	20,51	34,50	27,85	27,60
Čokolády Souhrnně	Celkový průměr	0,009 ± 0,0040	0,152 ± 0,056	0,0257 ± 0,0150	0,041 ± 0,018
	Interval hodnot	0,003 – 0,015	0,061 – 0,257	0,0055 – 0,0517	0,017 – 0,075
	p-hodnota	0,00092	0,00195	0,00080	0,00016

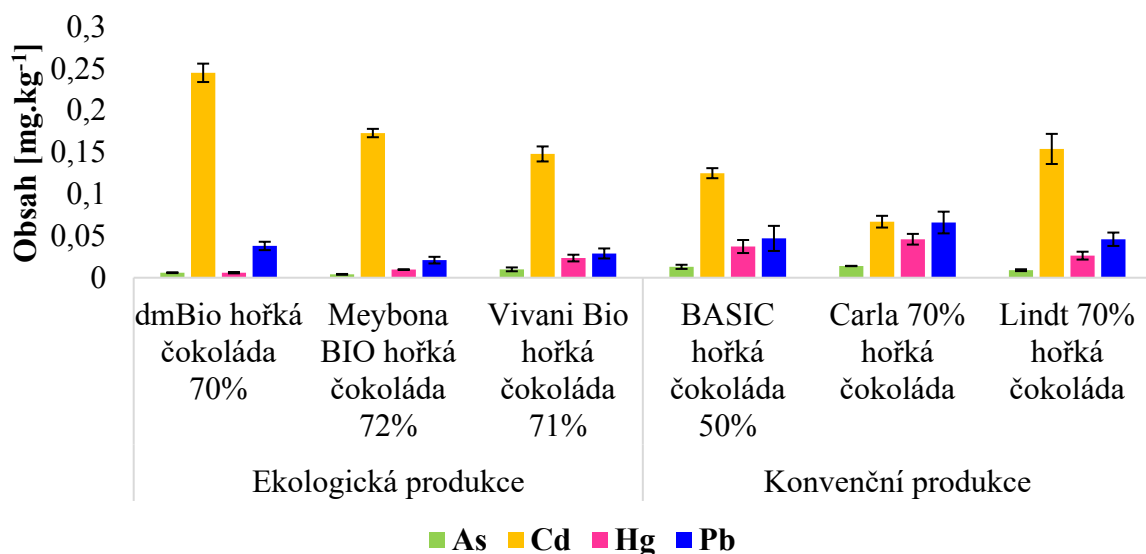
13 – dmBio hořká čokoláda 70%; **14** – Meybona BIO hořká čokoláda 72%; **15** – Vivani Bio hořká čokoláda 71%; **16** – BASIC hořká čokoláda 50%; **17** – Carla 70% hořká čokoláda; **18** – Lindt 70% hořká čokoláda

Ve vzorcích čokolád z ekologické produkce byl stanoven průměrný obsah arzenu $0,007 \pm 0,0032$ mg.kg⁻¹, nejvyšší množství $0,010 \pm 0,0023$ mg.kg⁻¹ vykazoval vzorek 15 (Vivani Bio hořká čokoláda 71%). Vzorky čokolády z konvenční produkce měly průměrný obsah As $0,012 \pm 0,0025$ mg.kg⁻¹. Nejvyšší množství As z konvenční produkce se nacházelo ve vzorku 17 (Carla 70% hořká čokoláda) s průměrným obsahem $0,014 \pm 0,0002$ mg.kg⁻¹.

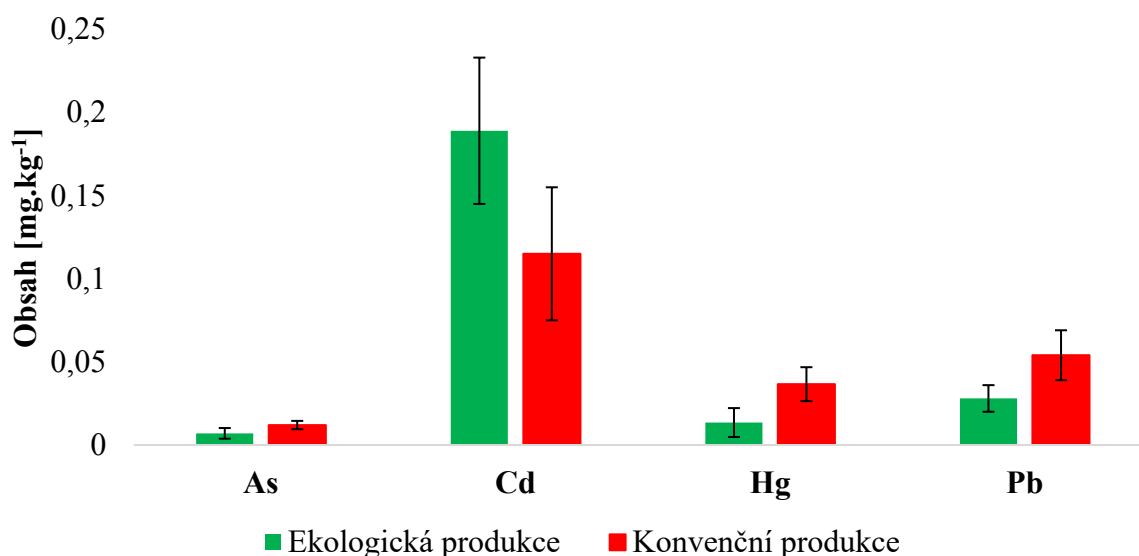
Průměrné množství kadmia v čokoládách z ekologického zemědělství činilo $0,189 \pm 0,044$ mg.kg⁻¹, přičemž nejvyšší obsah $0,245 \pm 0,011$ mg.kg⁻¹ Cd byl stanoven ve vzorku 13 (dmBio hořká čokoláda 70%). Ve vzorcích z konvenční produkce byl průměrný obsah Cd $0,115 \pm 0,040$ mg.kg⁻¹, z čehož nejvyšší obsah Cd $0,154 \pm 0,018$ mg.kg⁻¹ byl stanoven ve vzorku 18 (Lindt 70% hořká čokoláda).

V čokoládách z ekologického zemědělství byl stanoven průměrný obsah $0,0135 \pm 0,0087 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. Nejvyšší množství Hg ze vzorků pocházejících z ekologického zemědělství $0,0235 \pm 0,0040 \text{ mg.kg}^{-1}$ obsahoval vzorek 15 (Vivani Bio hořká čokoláda 71%). V čokoládách z konvenční produkce byl průměrný obsah $0,0366 \pm 0,0102 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg a nejvyšší množství $0,0460 \pm 0,0064 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg bylo ve vzorku 17 (Carla 70% hořká čokoláda).

Průměrný obsah olova ve vzorcích čokolád z ekologické produkce činil $0,028 \pm 0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší množství Pb v rámci ekologického zemědělství $0,038 \pm 0,005 \text{ mg.kg}^{-1}$ obsahoval vzorek 13 (dmBio hořká čokoláda). Ve vzorcích z konvenčního zemědělství byl stanoven průměrný obsah $0,054 \pm 0,015 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb, nejvyšší množství olova $0,066 \pm 0,013 \text{ mg.kg}^{-1}$ bylo ve vzorku 17 (Carla 70% hořká čokoláda).



Graf 5: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích čokolád



Graf 6: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích čokolád dle produkce

5.1.4 Jablka

V grafu 7 a tabulce 14 jsou uvedeny průměrné obsahy rizikových prvků ve vzorcích jablek z ekologické i konvenční produkce. Průměrné množství arzenu a rtuti je vyšší ve vzorcích z konvenční produkce. Průměrný obsah kadmia a olova z ekologické a konvenční produkce je stejný (graf 8). Na základě výsledků statistické analýzy (tab. 14; grafy 37, 38, 39, 40 Přílohy) je zřejmé, že rozdíly v obsahu olova jsou statisticky významné ($p < 0,05$), zatímco obsah arzenu, kadmia a rtuti nezávisí na původu jablek.

Tabulka 14: Obsah rizikových prvků ve vzorcích jablek

Produkce	Číslo vzorku	Obsah [mg.kg ⁻¹]			
		As	Cd	Hg	Pb
Ekologická	19	0,001 ± 0,0001	0,003 ± 0,000	0,0004 ± 0,0001	0,007 ± 0,001
	20	0,001 ± 0,0002	0,006 ± 0,001	0,0020 ± 0,0004	0,007 ± 0,001
	21	0,002 ± 0,0004	0,003 ± 0,000	0,0026 ± 0,0005	0,007 ± 0,001
	Celkový průměr	0,001 ± 0,0007	0,004 ± 0,002	0,0015 ± 0,0011	0,007 ± 0,001
	Interval hodnot	0,001 – 0,003	0,002 – 0,007	0,0003 – 0,0029	0,005 – 0,008
	SR [%]	47,12	44,47	72,64	11,79
Konvenční	22	0,001 ± 0,0001	0,003 ± 0,000	0,0021 ± 0,0002	0,009 ± 0,001
	23	< 0,001	0,003 ± 0,000	0,0053 ± 0,0009	0,006 ± 0,001
	24	0,004 ± 0,0011	0,004 ± 0,001	0,0019 ± 0,0001	0,004 ± 0,001
	Celkový průměr	0,002 ± 0,0019	0,004 ± 0,001	0,0031 ± 0,0017	0,007 ± 0,002
	Interval hodnot	<0,001 – 0,005	0,003 – 0,005	0,0018 – 0,0063	0,004 – 0,009
	SR [%]	107,26	17,56	55,06	30,02
Jablka souhrnně	Celkový průměr	0,002 ± 0,0014	0,004 ± 0,001	0,0024 ± 0,0016	0,007 ± 0,001
	Interval hodnot	0,001 – 0,005	0,002 – 0,007	0,0003 – 0,0063	0,004 – 0,009
	p-hodnota	0,71743	0,72185	0,84318	0,04656

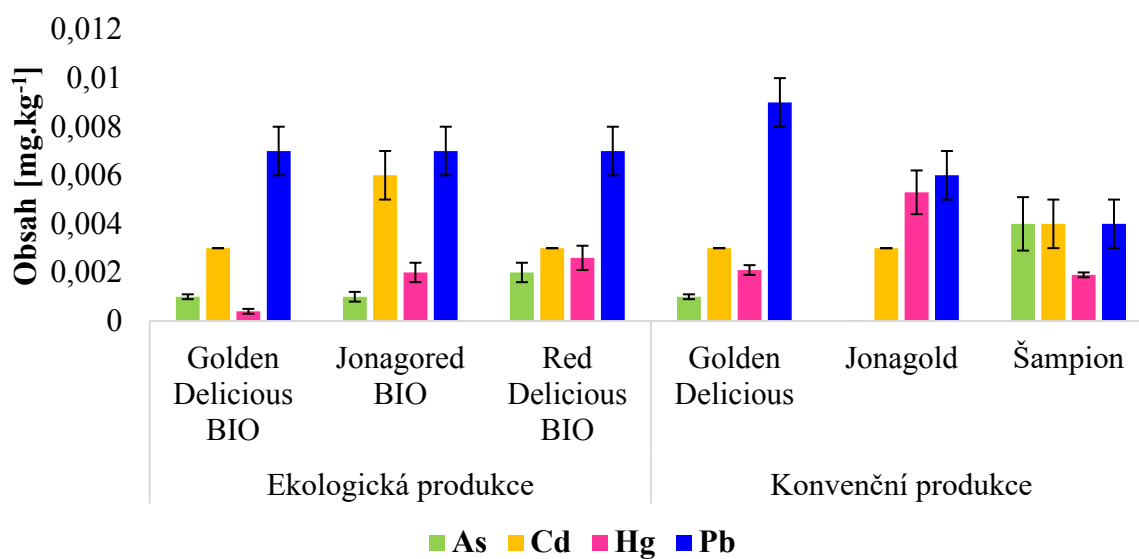
19 – Golden Delicious BIO; **20** – Jonagored BIO; **21** – Red Delicious BIO; **22** – Golden Delicious; **23** – Jonagold; **24** – Šampion

Průměrný obsah arzenu ve vzorcích jablek z ekologické produkce činil 0,001 ± 0,0007 mg.kg⁻¹. Nejvyšší množství As v jablkách z ekologického zemědělství 0,002 ± 0,0004 mg.kg⁻¹ obsahoval vzorek 21 (Red Delicious BIO). Ve vzorcích z konvenčního zemědělství byl stanoven průměrný obsah 0,002 ± 0,0019 mg.kg⁻¹ As, nejvyšší obsah As 0,004 ± 0,0011 mg.kg⁻¹ byl ve vzorku 24 (Šampion).

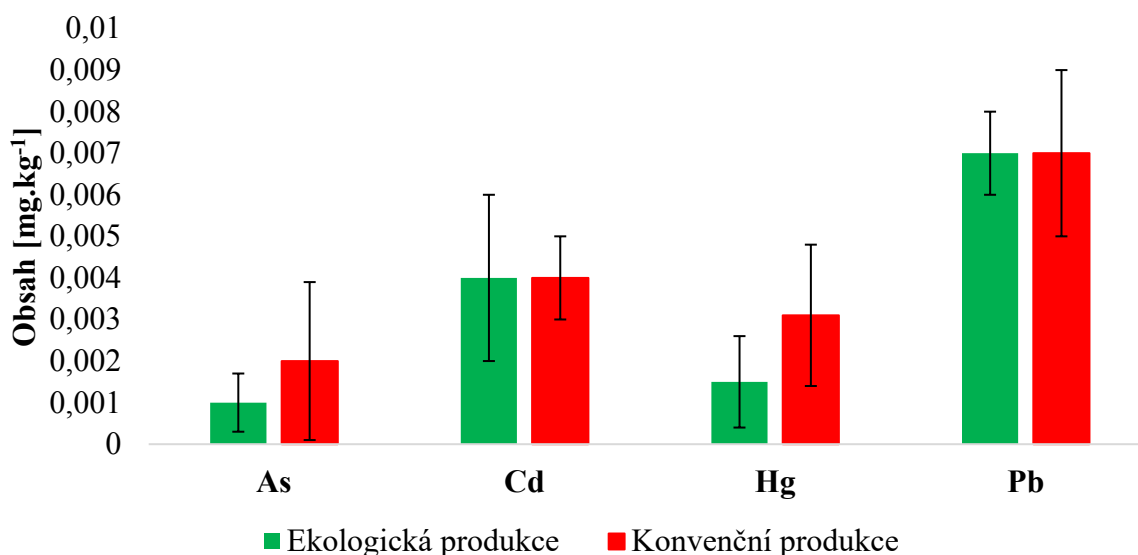
Ve vzorcích jablek z ekologického zemědělství byl stanoven průměrný obsah kadmia 0,004 ± 0,002 mg.kg⁻¹. Nejvyšší množství Cd ze vzorků pocházejících z ekologické produkce 0,006 ± 0,001 mg.kg⁻¹ obsahoval vzorek 20 (Jonagored BIO). V jablkách z konvenční produkce byl zjištěn průměrný obsah 0,004 ± 0,001 mg.kg⁻¹ Cd a nejvyšší obsah 0,004 ± 0,001 mg.kg⁻¹ Cd byl zjištěn ve vzorku 24 (Šampion).

Průměrné množství rtuti v jablkách z ekologického zemědělství činilo $0,0015 \pm 0,0011 \text{ mg.kg}^{-1}$, přičemž nejvyšší obsah $0,0026 \pm 0,0005 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg byl stanoven ve vzorku 21 (Red Delicious BIO). Ve vzorcích z konvenční produkce byl průměrný obsah Hg $0,0031 \pm 0,0017 \text{ mg.kg}^{-1}$, z čehož více než dvojnásobný obsah oproti ostatním vzorkům $0,0053 \pm 0,0009 \text{ mg.kg}^{-1}$ obsahoval vzorek 23 (Jonagold).

V ekologické produkci byl stanoven průměrný obsah olova ve vzorcích jablek $0,007 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$, přičemž všechna jablka obsahovala stejné množství. Vzorky jablek z konvenční produkce měly také průměrné množství $0,007 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. Nejvyšší obsah Pb z konvenční produkce se nacházel ve vzorku 22 (Golden Delicious), a to $0,009 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$.



Graf 7: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích jablek



Graf 8: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích jablek dle produkce

5.1.5 Kuřecí játra

Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích kuřecích jater z ekologické i konvenční produkce je uveden v grafu 9 a tabulce 15. Průměrné obsahy všech sledovaných rizikových prvků jsou vyšší v kuřecích játrech z konvenční produkce (graf 10). Dle výsledků získaných ze statistického šetření (tab. 15; grafy 41, 42, 43, 44 Přílohy) vyplývá, že rozdíly v obsahu zvolených rizikových prvků v kuřecích játrech nejsou statisticky významné ($p > 0,05$) a jejich obsah tedy není závislý na typu produkce.

Výsledný průměrný obsah rizikových prvků v kuřecích játrech z ekologické produkce může být zkreslen tím, že byl do analýzy zařazen pouze jeden vzorek tohoto typu produkce, a to vzhledem k obtížné dostupnosti zboží od různých producentů na trhu.

Tabulka 15: Obsah rizikových prvků ve vzorcích kuřecích jater

Produkce	Číslo vzorku	Obsah [mg.kg ⁻¹]			
		As	Cd	Hg	Pb
Ekologická	25	0,001 ± 0,0001	0,012 ± 0,002	0,0014 ± 0,0001	0,009 ± 0,002
	Celkový průměr	0,001 ± 0,0001	0,012 ± 0,002	0,0014 ± 0,0001	0,009 ± 0,002
	Interval hodnot	0,001 – 0,001	0,010 – 0,014	0,0013 – 0,0015	0,005 – 0,010
	S_R [%]	15,08	19,64	8,80	24,60
Konvenční	26	0,005 ± 0,0006	0,015 ± 0,002	0,0014 ± 0,0001	0,010 ± 0,002
	27	0,019 ± 0,0015	0,007 ± 0,000	0,0071 ± 0,0015	0,008 ± 0,001
	28	0,008 ± 0,0012	0,031 ± 0,006	0,0034 ± 0,0006	0,013 ± 0,003
	Celkový průměr	0,011 ± 0,0065	0,018 ± 0,011	0,0040 ± 0,0026	0,010 ± 0,003
	Interval hodnot	0,004 – 0,021	0,007 – 0,036	0,0011 – 0,0087	0,007 – 0,017
Kuřecí játra souhrnně	S_R [%]	59,97	63,60	65,90	30,83
	Celkový průměr	0,009 ± 0,0070	0,016 ± 0,010	0,0033 ± 0,0025	0,010 ± 0,003
	Interval hodnot	0,001 – 0,021	0,007 – 0,036	0,0011 – 0,0087	0,005 – 0,017
	p-hodnota	0,06968	0,44034	0,30445	0,13136

25 – BIO kuřecí játra Biopark; **26** – Kuřecí játra čerstvá; **27** – Raciola kuřecí játra čerstvá; **28** – Farmářská kuřecí játra z Rašovic

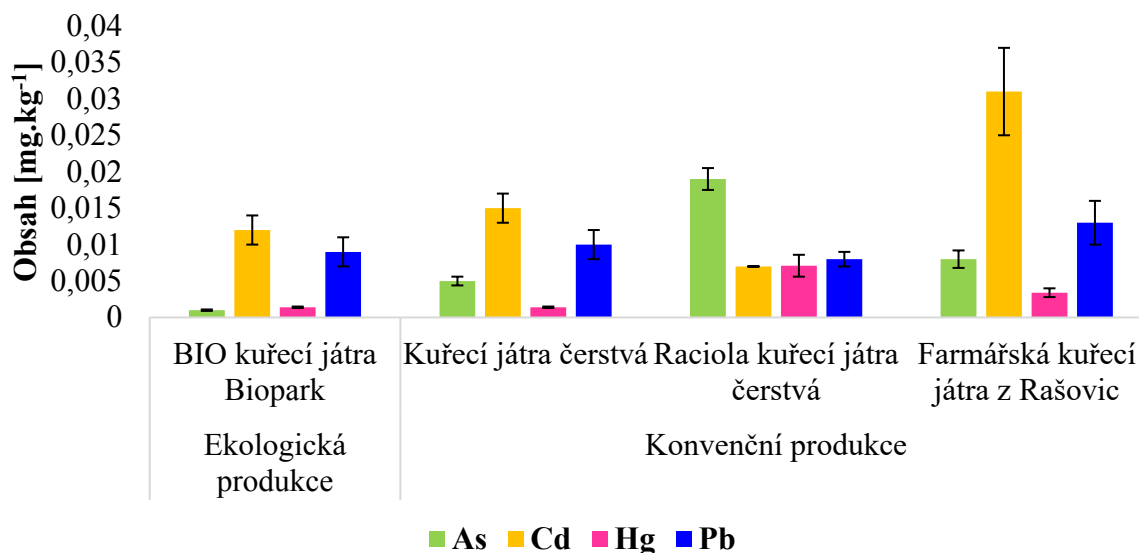
V kuřecích játrech BIO Biopark pocházejících z ekologické produkce bylo stanoveno průměrné množství arzenu $0,001 \pm 0,0001 \text{ mg.kg}^{-1}$. V kuřecích játrech z konvenční produkce byl zjištěn průměrný obsah As $0,011 \pm 0,0065 \text{ mg.kg}^{-1}$, nejvyšší množství $0,019 \pm 0,0015 \text{ mg.kg}^{-1}$ As bylo zjištěno ve vzorku 27 (Raciola kuřecí játra čerstvá).

Průměrný obsah kadmia v BIO kuřecích játrech Biopark z ekologického zemědělství činil $0,012 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$. Ve vzorcích z konvenční produkce byl stanoven průměrný obsah Cd $0,018 \pm 0,011 \text{ mg.kg}^{-1}$, z čehož více než dvojnásobné množství $0,031 \pm 0,006 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd oproti ostatním vzorkům obsahoval vzorek 28 (Farmářská kuřecí játra z Rašovic).

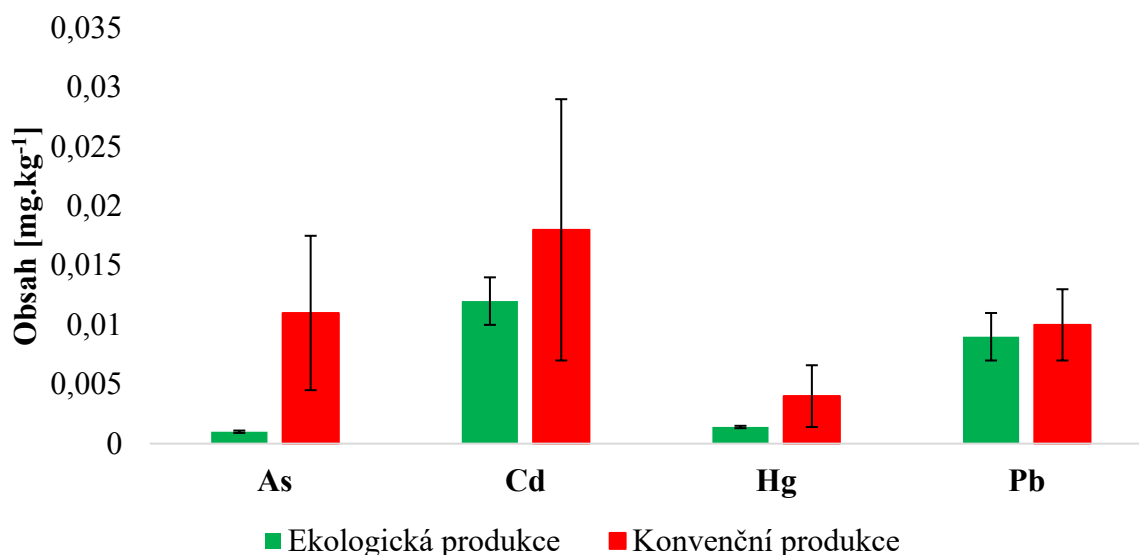
Ve vzorku BIO kuřecích jater Biopark z ekologické produkce byl stanoven průměrný obsah rtuti $0,0014 \pm 0,0001 \text{ mg.kg}^{-1}$. Vzorky kuřecích jater z konvenční produkce měly

průměrné množství $0,0040 \pm 0,0026 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg. Více než dvojnásobně vyšší obsah Hg oproti ostatním vzorkům z konvenční produkce se nacházel ve vzorku 27 Raciola kuřecí játra čerstvá s průměrnou hodnotou $0,0071 \pm 0,0015 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Průměrný obsah olova ve vzorku BIO kuřecích jater Biopark z ekologického zemědělství byl $0,009 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$. V játrech z konvenční produkce bylo stanoveno průměrné množství $0,010 \pm 0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb, nejvyšší obsah Pb $0,013 \pm 0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$ byl zjištěn ve vzorku 28 (Farmářská kuřecí játra z Rašovic).



Graf 9: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích kuřecích jater



Graf 10: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích kuřecích jater dle produkce

5.1.6 Kuřecí prsní řízky

V grafu 11 a tabulce 16 jsou uvedeny průměrné obsahy rizikových prvků ve vzorcích kuřecích prsních řízků z ekologické i konvenční produkce. Průměrný obsah všech analyzovaných prvků je vyšší v kuřecích prsních řízcích z konvenční produkce (graf 12). Na základě výsledků statistické analýzy (viz tab. 16; grafy 45, 46, 47, 48 Přílohy) je zřejmé, že rozdíly v množství všech sledovaných rizikových prvků v kuřecích prsních řízcích nejsou statisticky signifikantní ($p > 0,05$), což značí, že neexistuje závislost mezi typem produkce a obsahem rizikových prvků.

Uvedené průměrné obsahy rizikových prvků v kuřecích prsních řízcích z ekologické produkce mohou mít nižší vypovídací hodnotu vlivem zařazení jediného vzorku pocházejícího z ekologické produkce. Absence dalších vzorků zmíněné produkce je stejně jako v případě kuřecích jater zapříčiněna nízkou dostupností zboží od různých producentů.

Tabulka 16: Obsah rizikových prvků ve vzorcích kuřecích prsních řízků

Produkce	Číslo vzorku	Obsah [mg.kg ⁻¹]			
		As	Cd	Hg	Pb
Ekologická	29	0,001 ± 0,0001	0,004 ± 0,000	0,0040 ± 0,0004	0,004 ± 0,001
	Celkový průměr	0,001 ± 0,0001	0,004 ± 0,000	0,0040 ± 0,0004	0,004 ± 0,001
	Interval hodnot	0,001 – 0,001	0,004 – 0,004	0,0037 – 0,0043	0,004 – 0,005
	SR [%]	8,78	4,28	9,93	17,89
Konvenční	30	0,020 ± 0,0016	0,004 ± 0,001	0,0043 ± 0,0008	0,004 ± 0,001
	31	0,001 ± 0,0003	0,006 ± 0,001	0,0039 ± 0,0009	0,004 ± 0,001
	32	0,001 ± 0,0001	0,004 ± 0,001	0,0054 ± 0,0011	0,009 ± 0,002
	Celkový průměr	0,008 ± 0,0097	0,005 ± 0,001	0,0046 ± 0,0011	0,006 ± 0,003
	Interval hodnot	0,001 – 0,022	0,003 – 0,007	0,0029 – 0,0065	0,003 – 0,011
	SR [%]	127,57	25,98	23,44	49,75
Kuřecí prsní řízky souhrnně	Celkový průměr	0,006 ± 0,0087	0,005 ± 0,001	0,0045 ± 0,0010	0,005 ± 0,002
	Interval hodnot	0,001 – 0,022	0,003 – 0,007	0,0029 – 0,0065	0,003 – 0,011
	p-hodnota	0,29067	0,76618	0,51547	0,50833

29 – BIO Kuřecí prsní řízky Biopark; **30** – Raciola České kuřecí prsní řízky; **31** – Kuřecí prsní řízky Vocílka; **32** – Zlaté kuře-prsní řízky

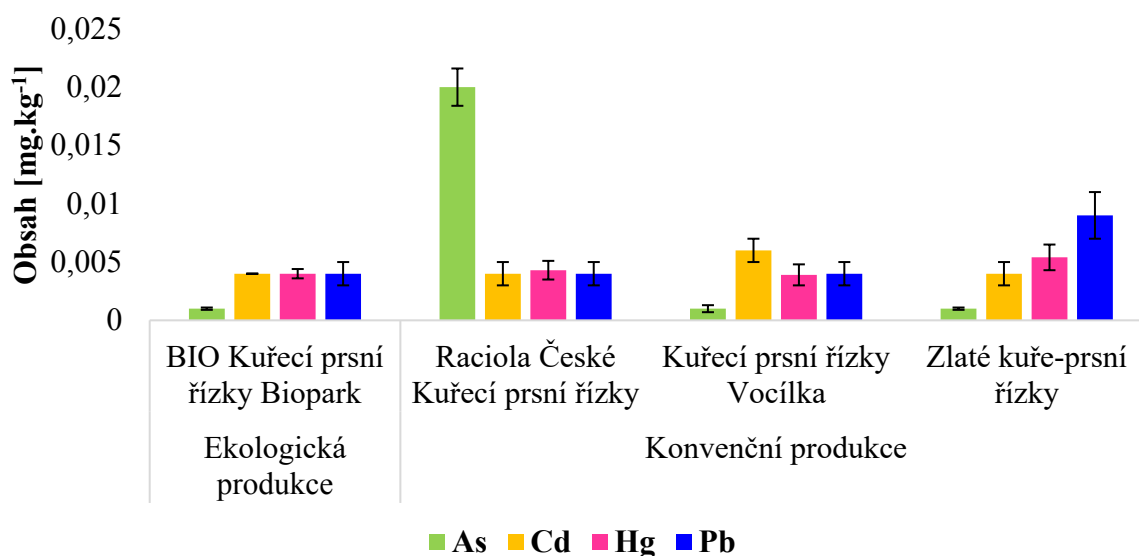
Množství arzenu ve vzorku 29 (BIO Kuřecí prsní řízky Biopark) z ekologického zemědělství činilo $0,001 \pm 0,0001$ mg.kg⁻¹. V kuřecích prsních řízcích konvenční produkce byl průměrný obsah As $0,008 \pm 0,0097$ mg.kg⁻¹, z čehož několikanásobné množství $0,020 \pm 0,0016$ mg.kg⁻¹ As oproti ostatním vzorkům obsahoval vzorek 30 (České kuřecí prsní řízky Raciola).

V kuřecích prsních řízcích BIO Biopark pocházejících z ekologické produkce byl zjištěn obsah kadmia $0,004 \pm 0,000$ mg.kg⁻¹. V kuřecí prsní svalovině z konvenční produkce byl

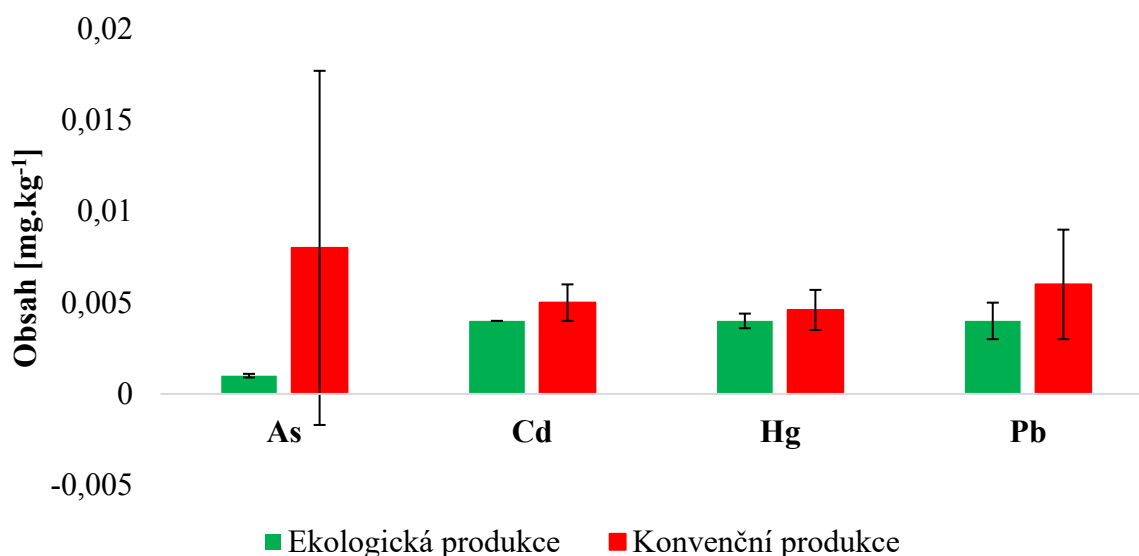
průměrný obsah Cd $0,005 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$, nejvyšší množství $0,006 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd bylo zjištěno ve vzorku 31 (Kuřecí prsní řízky Vocílka).

Obsah rtuti ve vzorku BIO Biopark z ekologického zemědělství byl $0,0040 \pm 0,0004 \text{ mg.kg}^{-1}$. Ve vzorcích z konvenční produkce bylo stanoveno množství $0,0046 \pm 0,0011 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg, přičemž nejvyšší množství rtuti $0,0054 \pm 0,0011 \text{ mg.kg}^{-1}$ bylo detekováno ve vzorku 32 (Zlaté kuře-prsní řízky).

Z BIO kuřecích prsních řízků značky Biopark z ekologické produkce byl stanoven průměrný obsah olova $0,004 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$. Vzorky kuřecích prsou z konvenční produkce měly průměrné množství $0,006 \pm 0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. Vyšší průměrný obsah olova oproti ostatním vzorkům z tohoto typu zemědělství se nacházel ve vzorku 32 (Zlaté kuře-prsní řízky) s průměrným obsahem $0,009 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$.



Graf 11: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích kuřecích prsních řízků



Graf 12: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích kuřecích prsních řízků dle produkce

5.1.7 Kravská plnotučná mléka

Průměrný obsah vybraných rizikových prvků v kravském plnotučném mléce z ekologického a konvenčního zemědělství je uveden v grafech 13 a 14 a tabulce 17. Obsah arzenu ve všech analyzovaných vzorcích je pod mezí detekce, a to jak v ekologickém, tak i v konvenčním zemědělství. Množství kadmia v mléce je srovnatelné taktéž v případě obou produkcí. Vyšší množství rtuti se nachází ve vzorcích mlék z konvenční produkce, zatímco v případě olova je tomu naopak. Ze statistického šetření (tab. 17; grafy 49, 50, 51, 52 Přílohy) je patrné, že v případě rtuti a olova jsou rozdíly v kravských plnotučných mlécích vyprodukovaných v ekologickém a konvenčním zemědělství statisticky významné ($p < 0,05$). Pro kadmium nebyla prokázána statistická významnost mezi obsahem a typem produkce.

Tabulka 17: Obsah rizikových prvků ve vzorcích plnotučných mlék

Produkce	Číslo vzorku	Obsah [mg.kg ⁻¹]			
		As	Cd	Hg	Pb
Ekologická	33	< 0,001	0,003 ± 0,001	0,0005 ± 0,0000	0,007 ± 0,001
	34	< 0,001	0,006 ± 0,001	0,0006 ± 0,0000	0,006 ± 0,000
	35	< 0,001	0,002 ± 0,000	0,0016 ± 0,0003	0,005 ± 0,002
	Celkový průměr	< 0,001	0,004 ± 0,002	0,0008 ± 0,0005	0,006 ± 0,002
	Interval hodnot	< 0,001	0,002 – 0,007	0,0005 – 0,0018	0,003 – 0,009
	SR [%]	-	49,10	63,48	26,34
Konvenční	36	< 0,001	0,003 ± 0,000	0,0012 ± 0,0002	0,004 ± 0,001
	37	< 0,001	0,003 ± 0,001	0,0012 ± 0,0002	0,003 ± 0,000
	38	< 0,001	0,003 ± 0,001	0,0018 ± 0,0003	0,005 ± 0,001
	Celkový průměr	< 0,001	0,003 ± 0,000	0,0013 ± 0,0004	0,004 ± 0,001
	Interval hodnot	< 0,001	0,003 – 0,004	0,0009 – 0,0021	0,002 – 0,006
	SR [%]	-	13,67	26,74	34,18
Plnotučná mléka souhrnně	Celkový průměr	< 0,001	0,004 ± 0,001	0,0011 ± 0,0005	0,005 ± 0,002
	Interval hodnot	< 0,001	0,002 – 0,007	0,0005 – 0,0021	0,002 – 0,009
	p-hodnota	-	0,29613	0,00764	0,02181

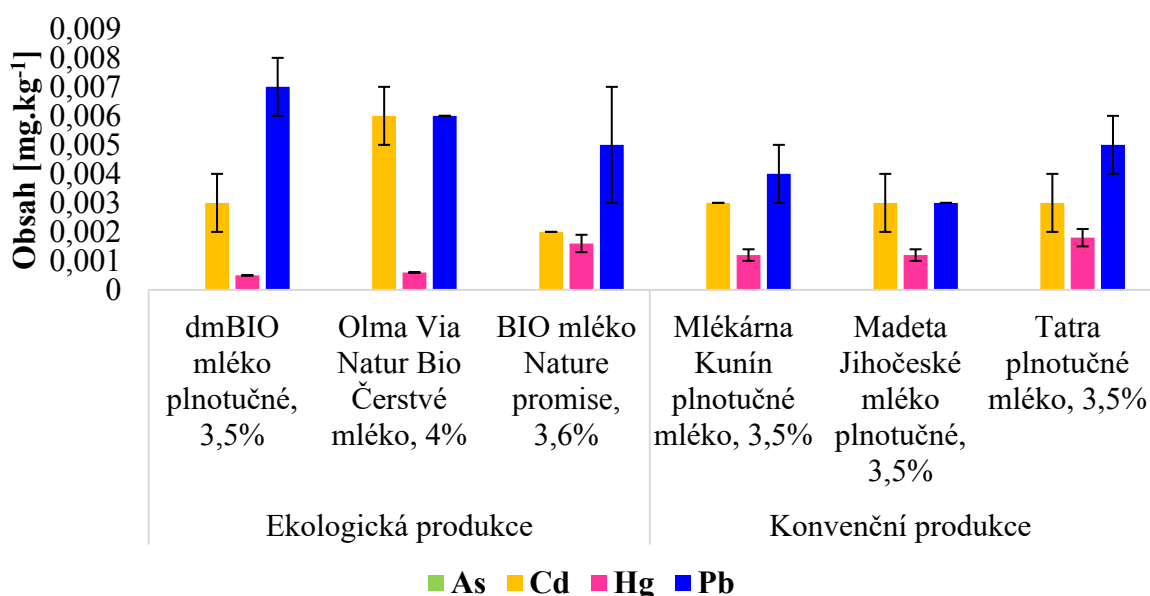
33 – dmBIO mléko plnotučné, 3,5%; **34** – Olma Via Natur Bio Čerstvé mléko, 4%; **35** – BIO mléko Natures promise, 3,6%; **36** – Mlékárna Kunín plnotučné mléko, 3,5%; **37** – Madeta Jihočeské mléko plnotučné, 3,5%; **38** – Tatra plnotučné mléko, 3,5%

Obsah arzenu byl ve všech vzorcích plnotučných kravských mlék pod mezí detekce, jejíž hodnota je 0,001 mg.kg⁻¹.

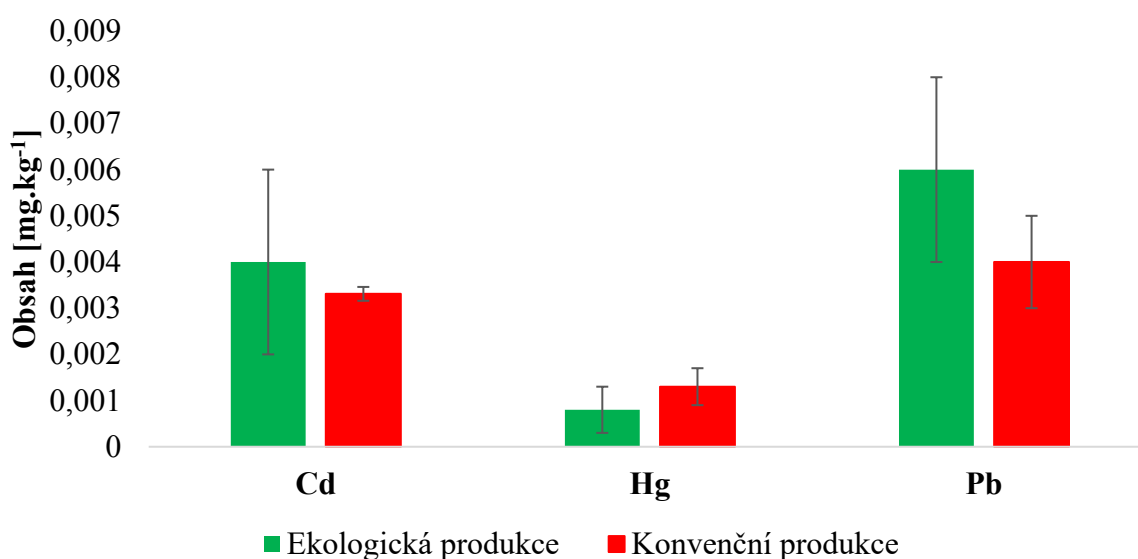
Ve vzorcích plnotučných kravských mlék z ekologické produkce byl stanoven průměrný obsah kadmia 0,004 ± 0,002 mg.kg⁻¹, nejvyšší obsah 0,006 ± 0,001 mg.kg⁻¹ Cd vykazoval vzorek 34 (Olma Via Natur Bio Čerstvé mléko, 4%). Vzorky mléka z konvenční produkce měly průměrné množství 0,003 ± 0,000 mg.kg⁻¹ Cd. Všechna plnotučná mléka z konvenčního zemědělství vykazovala stejný obsah kadmia.

Průměrný obsah rtuti v tomto typu mléka z ekologického zemědělství činil $0,0008 \pm 0,0005 \text{ mg.kg}^{-1}$, přičemž nejvyšší obsah $0,0016 \pm 0,0003 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg byl stanoven ve vzorku 35 (BIO mléko Natures promise, 3,6%). Ve vzorcích z konvenční produkce byl průměrný obsah Hg $0,0013 \pm 0,0004 \text{ mg.kg}^{-1}$, nejvyšší obsah Hg $0,0018 \pm 0,0003 \text{ mg.kg}^{-1}$ obsahoval vzorek 38 (Tatra plnotučné mléko, 3,5%).

Ve vzorcích plnotučných mlék z ekologické produkce byl zjištěn průměrný obsah olova $0,006 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší množství Pb ze vzorků pocházejících z ekologického zemědělství $0,007 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ obsahoval vzorek 33 (dmBIO mléko plnotučné, 3,5%). Ve vzorcích mlék z konvenční produkce byl průměrný obsah Pb $0,004 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejvyšší množství olova $0,005 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ bylo ve vzorku 38 (Tatra plnotučné mléko, 3,5%).



Graf 13: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích plnotučných mlék



Graf 14: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích plnotučných mlék dle produkce

5.1.8 Rýže

V grafu 15 a tabulce 18 jsou uvedeny průměrné obsahy rizikových prvků ve vzorcích rýže z ekologické i konvenční produkce. Průměrný obsah arzenu, kadmia a rtuti je vyšší ve vzorcích z konvenční produkce. V případě olova je naopak jeho množství mírně vyšší v rýži z ekologické produkce (graf 16). Na základě výsledků statistické analýzy (tab. 18, grafy 53, 54, 55, 56 Přílohy) je patrné, že rozdíly v obsahu kadmia a olova v rýži vypěstované ekologickou a konvenční produkcí jsou statisticky významné ($p < 0,05$), zatímco obsah arzenu a rtuti nezávisí na tom, zda byla rýže vypěstována v bio či konvenčním režimu.

Tabulka 18: Obsah rizikových prvků ve vzorcích rýží

Produkce	Číslo vzorku	Obsah [mg.kg ⁻¹]			
		As	Cd	Hg	Pb
Ekologická	39	0,064 ± 0,0060	0,019 ± 0,002	0,0028 ± 0,0005	0,042 ± 0,009
	40	0,062 ± 0,0032	0,019 ± 0,003	0,0035 ± 0,0008	0,037 ± 0,006
	41	0,129 ± 0,0095	0,017 ± 0,003	0,0020 ± 0,0003	0,044 ± 0,003
	Celkový průměr	0,085 ± 0,0335	0,019 ± 0,003	0,0028 ± 0,0008	0,041 ± 0,006
	Interval hodnot	0,057 – 0,136	0,014 – 0,022	0,0017 – 0,0041	0,031 – 0,051
	S_R [%]	39,32	14,99	28,77	15,84
Konvenční	42	0,064 ± 0,0023	0,026 ± 0,003	0,0035 ± 0,0003	0,047 ± 0,011
	43	0,105 ± 0,0009	0,058 ± 0,006	0,0088 ± 0,0020	0,040 ± 0,010
	44	0,125 ± 0,0038	0,031 ± 0,006	0,0062 ± 0,0008	0,026 ± 0,007
	Celkový průměr	0,098 ± 0,0274	0,038 ± 0,016	0,0062 ± 0,0025	0,039 ± 0,012
	Interval hodnot	0,062 – 0,129	0,023 – 0,062	0,0027 – 0,0101	0,020 – 0,059
	S_R [%]	27,88	41,20	40,99	31,52
Rýže souhrnně	Celkový průměr	0,092 ± 0,0304	0,028 ± 0,015	0,0047 ± 0,0026	0,040 ± 0,009
	Interval hodnot	0,057 – 0,136	0,014 – 0,062	0,0017 – 0,0101	0,020 – 0,059
	p-hodnota	0,37982	0,00190	0,73653	0,00439

39 – Dlouhozrná rýže natur dmBio; **40** – Basmati bílá Natures promise; **41** – Probio Bio rýže dlouhozrná natural; **42** – Happyhome rýže dlouhozrná; **43** – Lagris rýže dlouhozrná; **44** – Vitana rýže dlouhozrná

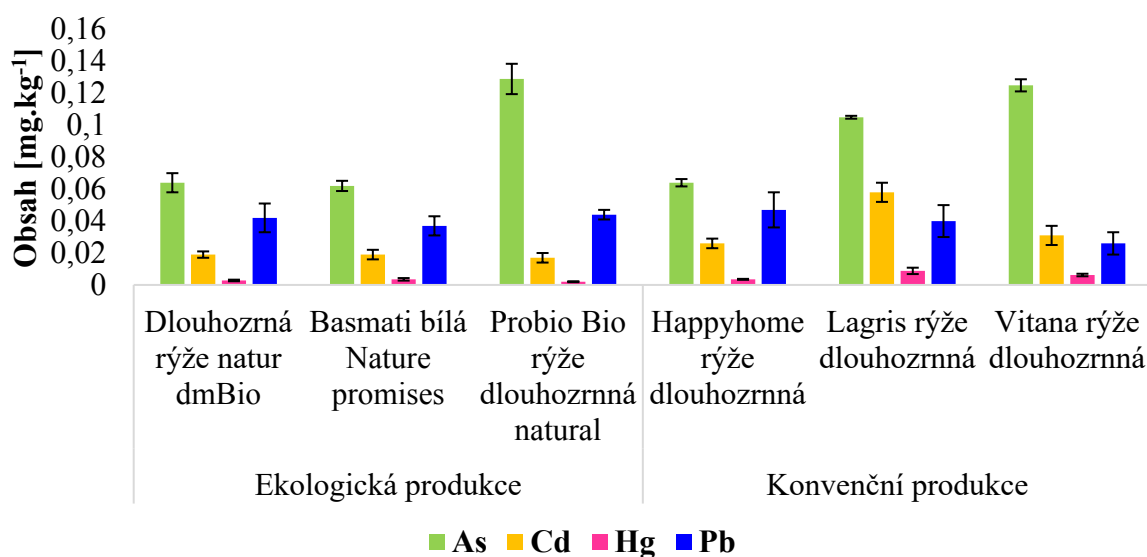
Průměrný obsah arzenu ve vzorcích rýže z ekologické produkce činil $0,085 \pm 0,0335$ mg.kg⁻¹. Více než dvojnásobné průměrné množství As v rýži z ekologického zemědělství $0,129 \pm 0,0095$ mg.kg⁻¹ obsahoval vzorek 41 (Probio Bio rýže dlouhozrná natural). Ve vzorcích z konvenčního zemědělství byl stanoven průměrný obsah $0,098 \pm 0,0274$ mg.kg⁻¹ As, nejvyšší množství As $0,125 \pm 0,0038$ mg.kg⁻¹ bylo ve vzorku 44 (Vitana rýže dlouhozrná).

V rýži z ekologického zemědělství bylo zjištěno průměrné množství $0,019 \pm 0,003$ mg.kg⁻¹ kadmia. Nejvyšší množství Cd ze vzorků pocházejících z ekologické produkce $0,019 \pm 0,003$ mg.kg⁻¹ obsahovaly vzorky 39 a 40 (Dlouhozrná rýže natur dmBio,

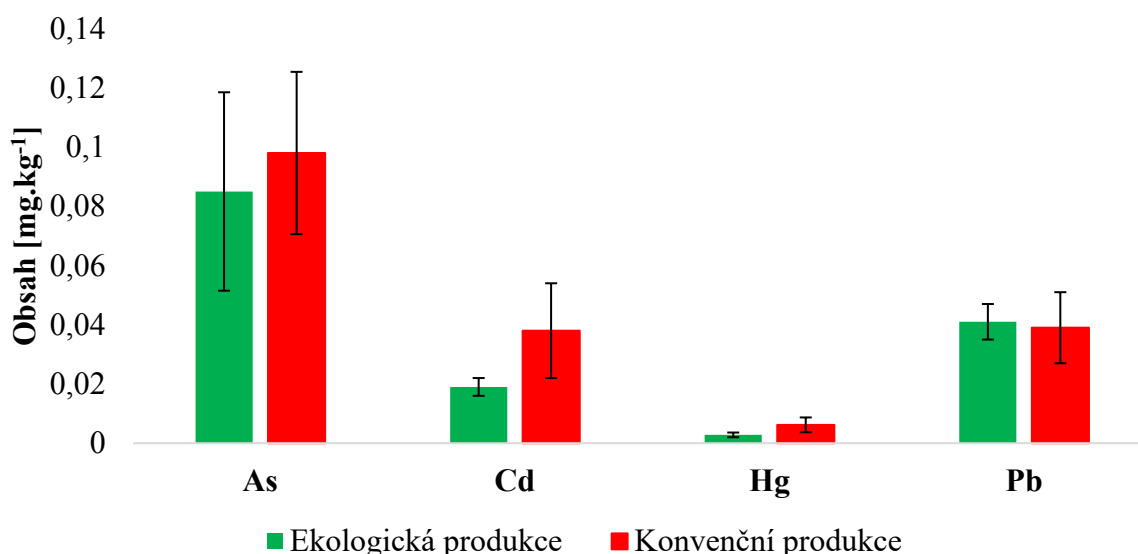
Basmati bílá Natures promise). V rýži z konvenčního zemědělství byl zjištěn průměrný obsah $0,038 \pm 0,016 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd, nejvyšší množství $0,058 \pm 0,006 \text{ mg.kg}^{-1}$ bylo detekováno ve vzorku 43 (Lagris rýže dlouhozrná).

Průměrný obsah Hg v rýžích z ekologického zemědělství činil $0,0028 \pm 0,0008 \text{ mg.kg}^{-1}$, přičemž nejvyšší obsah $0,0035 \pm 0,0008 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg byl stanoven ve vzorku 40 (Basmati bílá Natures promise). Ve vzorcích z konvenční produkce byl průměrný obsah Hg $0,0062 \pm 0,0025 \text{ mg.kg}^{-1}$, z čehož nejvyššího obsahu dosáhl vzorek 43 (Lagris rýže dlouhozrná) s obsahem rtuti $0,0088 \pm 0,0020 \text{ mg.kg}^{-1}$.

V rýži z ekologické produkce bylo stanoveno průměrné množství olova $0,041 \pm 0,006 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejvyšší obsah $0,044 \pm 0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$ vykazoval vzorek 41 (Probio Bio rýže dlouhozrná). Vzorky rýže z konvenční produkce dosahovaly průměrného obsahu $0,039 \pm 0,012 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. Nejvyšší množství Pb z konvenční produkce se nacházelo ve vzorku 42 (Happyhome rýže dlouhozrná) s průměrným obsahem $0,047 \pm 0,011 \text{ mg.kg}^{-1}$.



Graf 15: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích rýží



Graf 16: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích rýží dle produkce

5.1.9 Vejce

Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích vajec z ekologického i konvenčního zemědělství je uveden v grafu 17 a tabulce 19. Z grafu 18 je patrné, že průměrný obsah analyzovaných prvků je poměrně vyrovnaný v případě arzenu, kadmia a rtuti, přičemž v případě arzenu, rtuti a olova je vyšší obsah ve vejcích z ekologické produkce. Naopak je tomu pouze v případě kadmia, kdy je mírně vyšší obsah v potravinách z konvenční produkce. Na základě hodnot získaných statistickým šetřením (tab. 19; grafy 57, 58, 59, 60 Přílohy) je zřejmé, že rozdíly v obsahu zvolených rizikových prvků ve vejcích pocházejících z ekologického a konvenčního zemědělství nejsou statisticky významné ($p > 0,05$). Jejich obsah tedy nezávisí na tom, z jakého typu produkce pochází.

Tabulka 19: Obsah rizikových prvků ve vzorcích vajec

Produkce	Číslo vzorku	Obsah [mg.kg ⁻¹]			
		As	Cd	Hg	Pb
Ekologická	45	0,002 ± 0,0002	0,006 ± 0,000	0,0037 ± 0,0002	0,007 ± 0,001
	46	0,002 ± 0,0002	0,010 ± 0,001	0,0006 ± 0,0001	0,006 ± 0,000
	47	0,005 ± 0,0004	0,008 ± 0,001	0,0008 ± 0,0001	0,004 ± 0,000
	Celkový průměr	0,003 ± 0,0013	0,008 ± 0,002	0,0017 ± 0,0015	0,006 ± 0,001
	Interval hodnot	0,002 – 0,005	0,006 – 0,011	0,0005 – 0,0039	0,003 – 0,008
	SR [%]	40,57	21,90	88,22	23,58
Konvenční	48	0,001 ± 0,0001	0,008 ± 0,001	0,0003 ± 0,0000	0,006 ± 0,001
	49	0,003 ± 0,0003	0,006 ± 0,001	0,0006 ± 0,0001	0,004 ± 0,001
	50	0,001 ± 0,0002	0,012 ± 0,001	0,0034 ± 0,0003	0,004 ± 0,000
	Celkový průměr	0,002 ± 0,0009	0,009 ± 0,003	0,0014 ± 0,0015	0,005 ± 0,002
	Interval hodnot	0,001 – 0,003	0,005 – 0,013	0,0003 – 0,0037	0,003 – 0,008
	SR [%]	46,77	34,50	96,26	31,45
Vejce souhrnně	Celkový průměr	0,003 ± 0,0013	0,008 ± 0,003	0,0015 ± 0,0014	0,005 ± 0,001
	Interval hodnot	0,001 – 0,005	0,005 – 0,013	0,0003 – 0,0039	0,003 – 0,008
	p-hodnota	0,27965	0,90384	0,42294	0,86861

45 – AG Maiwald BIO vejce; **46** – Natures promise Bio čerstvá vejce; **47** – Čerstvá BIO vejce z Šumavy; **48** – Arnoštova vajíčka; **49** – Česká vejce CZ; **50** – Čerstvá vejce Schubert

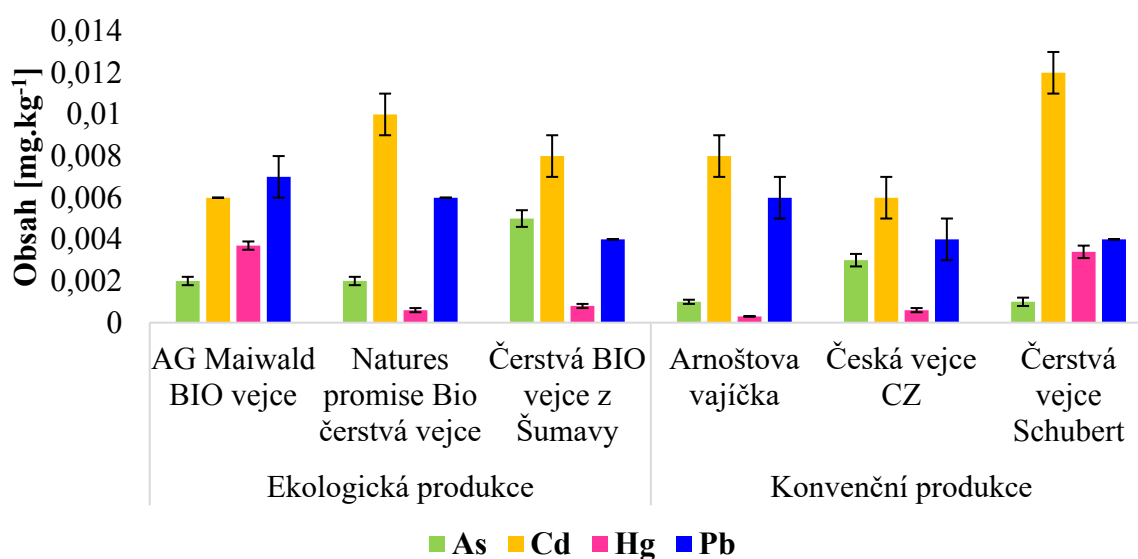
Ve vejcích z ekologické produkce byl stanoven průměrný obsah arzenu $0,003 \pm 0,0013$ mg.kg⁻¹, nejvyšší množství As $0,005 \pm 0,0004$ mg.kg⁻¹ bylo detekováno ve vzorku 47 (Čerstvá BIO vejce z Šumavy). Ve vejcích z konvenční produkce byl průměrný obsah As $0,002 \pm 0,0009$ mg.kg⁻¹. Nejvyšší množství As z konvenční produkce se nacházelo ve vzorku 49 (Česká vejce CZ) a činilo $0,003 \pm 0,0003$ mg.kg⁻¹.

Průměrný obsah kadmia ve vejcích z ekologického zemědělství byl $0,008 \pm 0,002$ mg.kg⁻¹. Nejvyšší množství Cd ve vzorcích vajec z ekologické produkce $0,010 \pm 0,001$ mg.kg⁻¹ obsahoval vzorek 46 (Natures promise Bio čerstvá vejce). Průměrný

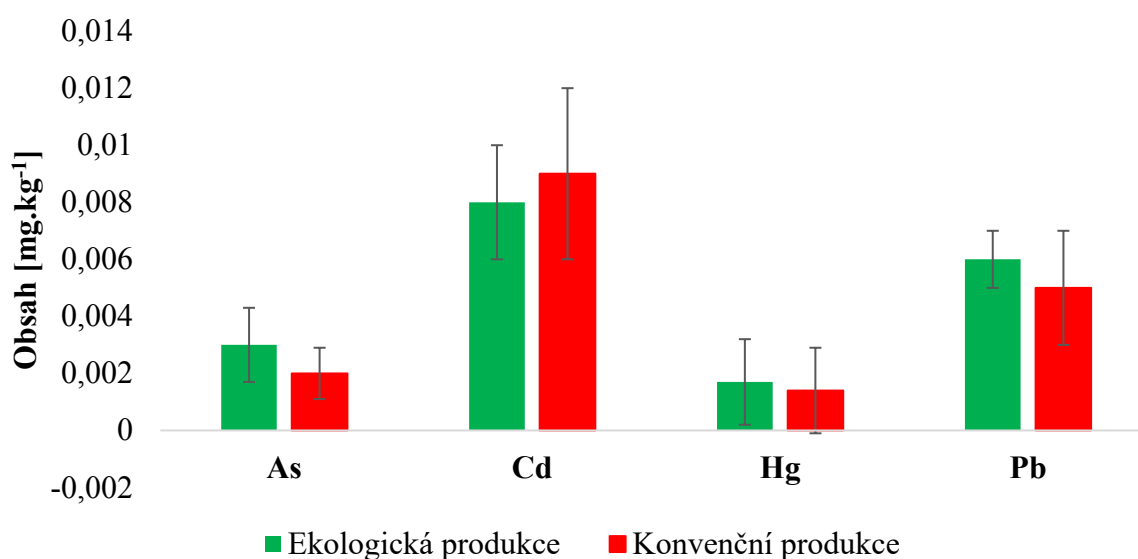
obsah Cd ve vejcích z konvenčního zemědělství činil $0,009 \pm 0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$, nejvyšší obsah Cd v tomto typu vajec $0,012 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ měl vzorek 50 (Čerstvá vejce Schubert).

Průměrné množství rtuti ve vejcích z ekologické produkce činilo $0,0017 \pm 0,0015 \text{ mg.kg}^{-1}$, přičemž více než dvojnásobný obsah $0,0037 \pm 0,0002 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg byl stanoven ve vzorku 45 (AG Maiwald BIO vejce). Ve vejcích z konvenční produkce byl průměrný obsah Hg $0,0014 \pm 0,0015 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejvyšší, rovněž více než dvojnásobné hodnoty, $0034 \pm 0,0003 \text{ mg.kg}^{-1}$ dosáhl vzorek 50 (Čerstvá vejce Schubert).

Ve vzorcích vajec z ekologického zemědělství byl stanoven průměrný obsah olova $0,006 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší množství Pb ve vzorcích z ekologického zemědělství $0,007 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ obsahoval vzorek 45 (BIO vejce AG Maiwald). Vzorky z konvenční produkce měly průměrný obsah Pb $0,005 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejvyšší množství $0,006 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ bylo zaznamenáno ve vzorku 48 (Arnoštova vajíčka).



Graf 17: Obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích vajec



Graf 18: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích vajec dle produkce

5.1.10 Ryby

Ve skupině ryb byly porovnány ryby mořské a sladkovodní. V této skupině nebylo možné provést srovnání mezi ekologickým a konvenčním chovem, a to z důvodu omezené nabídky produktů ekologického původu na českém trhu. Do analýzy byly tedy začleněny pouze vzorky pocházející z konvenční produkce.

V grafu 19 a tabulce 20 jsou uvedeny průměrné obsahy rizikových prvků ve vzorcích mořských i sladkovodních ryb. Arzen, olovo a rtuť byly stanoveny ve vyšším množství ve vzorcích ryb mořských. Naopak vyšší obsah v rybách sladkovodních byl potvrzen v případě kadmia (graf 20). Dle výsledků získaných ze statistického šetření (tab. 20; grafy 61, 62, 63, 64 Přílohy) je patrné, že rozdíly v množství analyzovaných rizikových prvků ve vzorcích mořských a sladkovodních ryb jsou statisticky signifikantní ($p < 0,05$) a záleží na jejich původu.

Tabulka 20: Obsah rizikových prvků ve vzorcích ryb

Původ	Číslo vzorku	Obsah [mg.kg ⁻¹]			
		As	Cd	Hg	Pb
Mořské	51	0,373 ± 0,0086	0,010 ± 0,001	0,0168 ± 0,0005	0,010 ± 0,002
	52	5,854 ± 0,1947	0,009 ± 0,001	0,0991 ± 0,0015	0,008 ± 0,001
	53	0,335 ± 0,0110	0,021 ± 0,002	0,2019 ± 0,0039	0,008 ± 0,001
	Celkový průměr	2,187 ± 2,7518	0,014 ± 0,006	0,1060 ± 0,0804	0,009 ± 0,002
	Interval hodnot	0,327 – 5,998	0,008 – 0,023	0,0163 – 0,2064	0,007 – 0,012
	SR [%]	125,80	46,79	75,83	17,54
Sladkovodní	54	0,025 ± 0,0011	0,004 ± 0,001	0,0057 ± 0,0005	0,006 ± 0,001
	55	0,173 ± 0,0068	0,009 ± 0,001	0,0088 ± 0,0004	0,007 ± 0,001
	56	0,130 ± 0,0058	0,004 ± 0,001	0,0076 ± 0,0010	0,007 ± 0,001
	Celkový průměr	0,109 ± 0,0659	0,006 ± 0,003	0,0073 ± 0,0016	0,007 ± 0,001
	Interval hodnot	0,024 – 0,180	0,003 – 0,010	0,0052 – 0,0092	0,005 – 0,008
	SR [%]	60,23	43,17	21,23	15,09
Ryby souhrnně	Celkový průměr	1,148 ± 2,1699	0,010 ± 0,006	0,0595 ± 0,0762	0,008 ± 0,002
	Interval hodnot	0,024 – 5,998	0,003 – 0,023	0,0052 – 0,2064	0,005 – 0,012
	p-hodnota	0,03777	0,00307	0,00609	0,00351

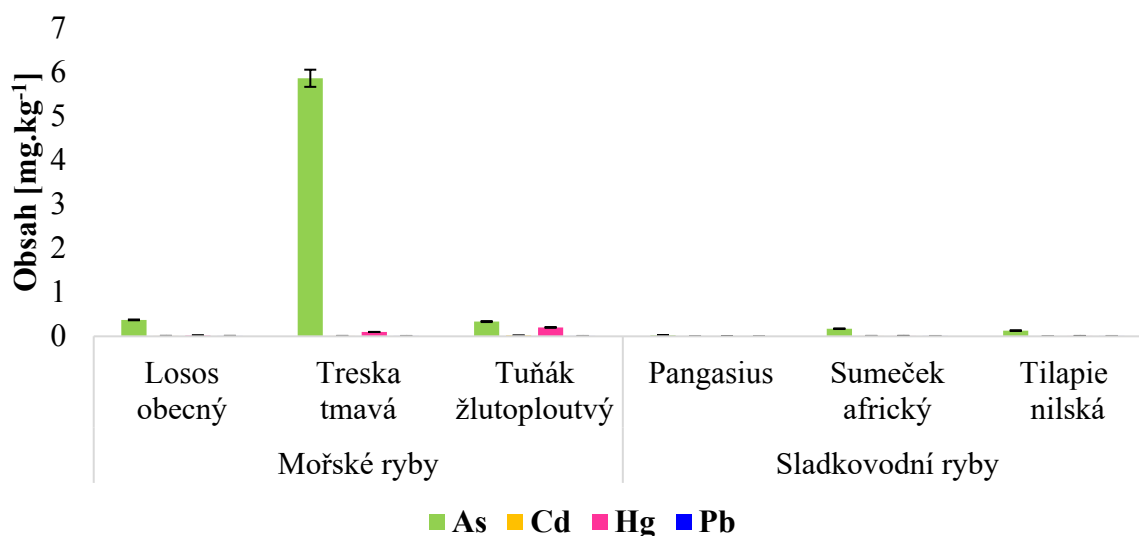
51 – Losos obecný (*Salmo salar*); **52** – Treska tmavá (*Pollachius virens*); **53** – Tuňák žlutoploutvý (*Thunnus albacares*); **54** – Pangasius (*Pangasius* spp.); **55** – Sumeček africký (*Clarias gariepinus*); **56** – Tilápie nilská (*Oreochromis niloticus*)

Průměrný obsah arzenu ve svalovině mořských ryb činil $2,187 \pm 2,7518$ mg.kg⁻¹. Absolutně nejvyšší množství arzenu $5,854 \pm 0,1947$ mg.kg⁻¹, které je o jeden řád vyšší, než je obsah As ve všech dalších analyzovaných vzorcích sladkovodních i mořských ryb, obsahoval vzorek 52 (Treska tmavá). Ve vzorcích svaloviny sladkovodních ryb byl stanoven průměrný obsah $0,109 \pm 0,0659$ mg.kg⁻¹ As, nejvyšší množství As $0,173 \pm 0,0068$ mg.kg⁻¹ bylo detekováno ve vzorku 55 (Sumeček africký).

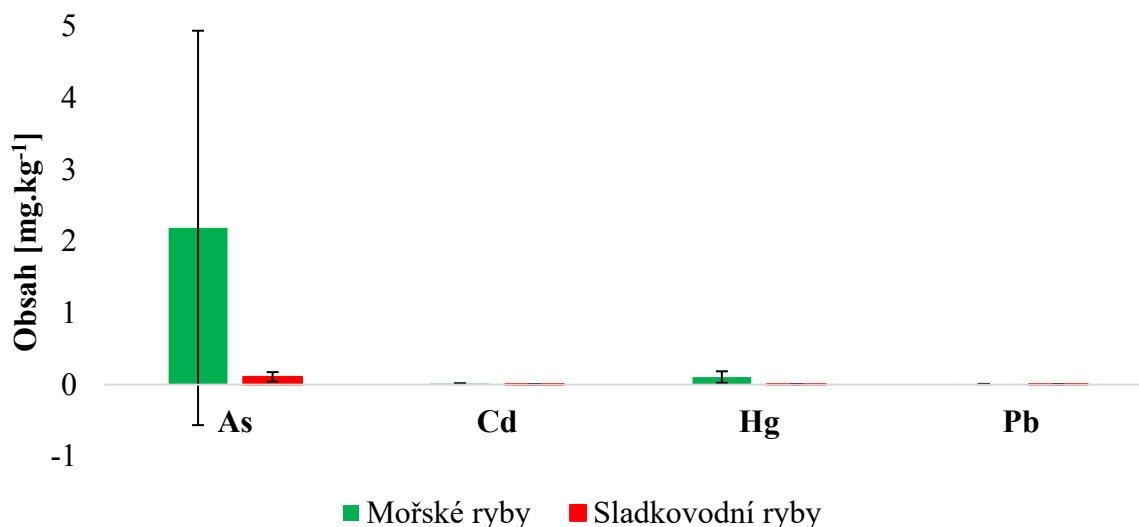
Ve svalovině mořských ryb byl zjištěn průměrný obsah kadmia $0,014 \pm 0,006 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší množství Cd ze vzorků mořských ryb $0,021 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$ obsahoval vzorek 53 (Tuňák žlutoploutvý). Ve svalovině sladkovodních ryb byl zjištěn průměrný obsah $0,006 \pm 0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd, nejvyšší množství $0,009 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd bylo stanoveno ve vzorku 55 (Sumeček africký).

Průměrný obsah rtuti ve svalovině mořských ryb činil $0,1060 \pm 0,0804 \text{ mg.kg}^{-1}$, přičemž nejvyšší obsah $0,2019 \pm 0,0039 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg byl stanoven ve vzorku 53 (Tuňák žlutoploutvý). Ve vzorcích sladkovodních ryb byl průměrný obsah Hg $0,0073 \pm 0,0016 \text{ mg.kg}^{-1}$, nejvyššího množství $0,0088 \pm 0,0004 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg dosáhl vzorek 55 (Sumeček africký).

Ve svalovině mořských ryb byl stanoven průměrný obsah olova $0,009 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$, z nichž nejvyšší množství bylo ve vzorku 51 (Losos obecný) $0,010 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. Svalovina sladkovodních ryb dosahovala průměrného obsahu $0,007 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. Toto množství bylo shodné ve 2 vzorcích sladkovodních ryb, a to ve vzorku 55 (Sumeček africký) a vzorku 56 (Tilapie nilská).



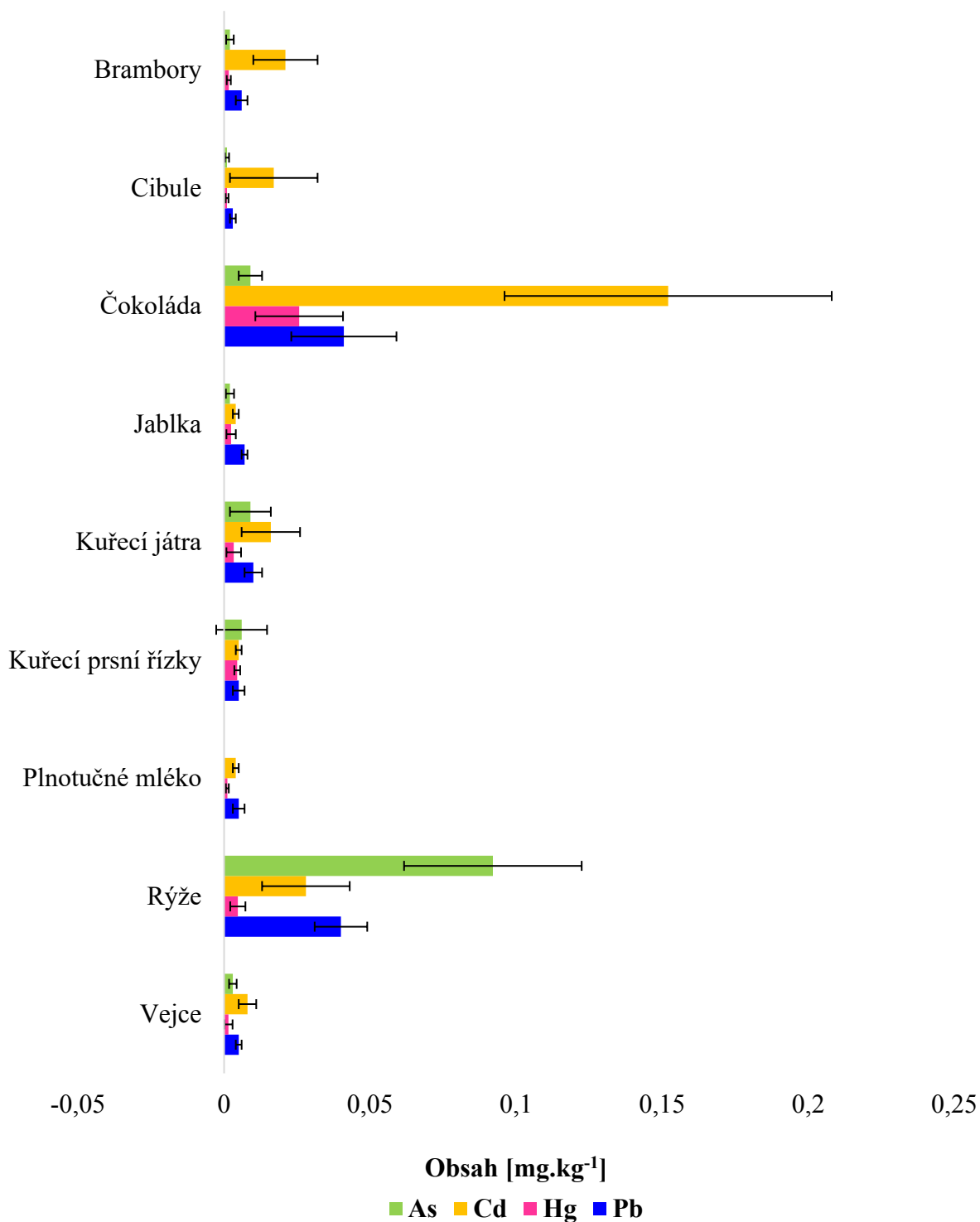
Graf 19: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích ryb



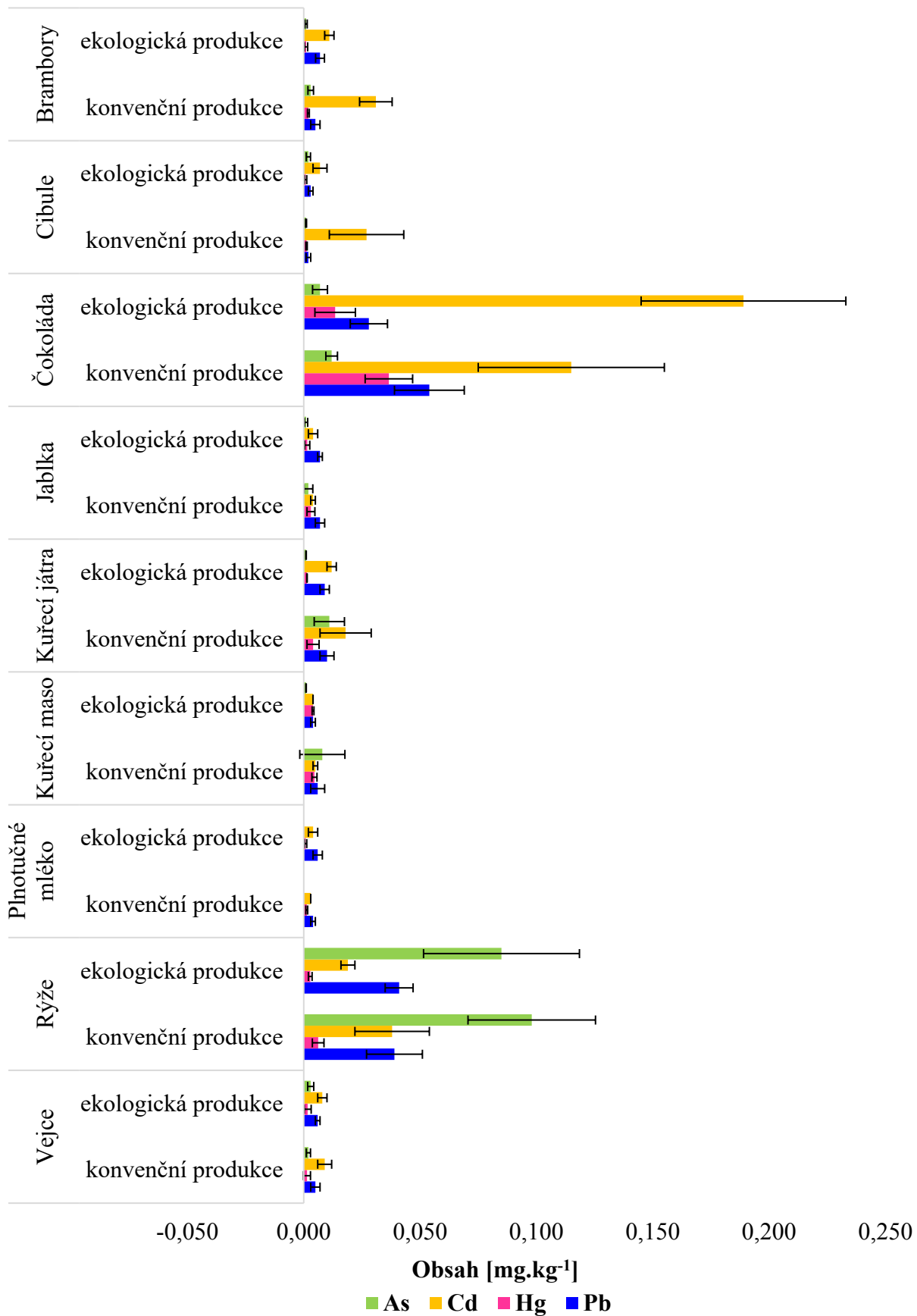
Graf 20: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích ryb dle původu

5.2 Obsah sledovaných rizikových prvků ve vybraných potravinách

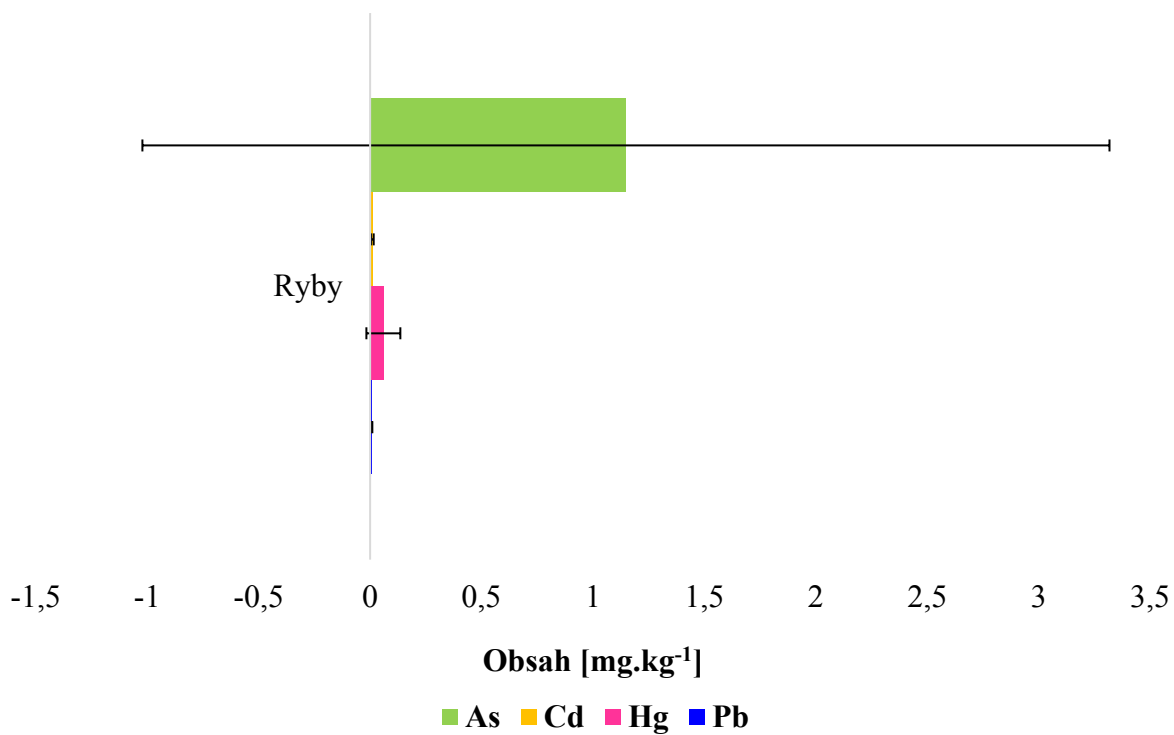
Průměrné obsahy rizikových prvků ve vybraných potravinách jsou uvedeny v grafech 21 a 23 a následně rozděleny dle původu v grafech 22 a 24. Pro vyhodnocení statisticky významného rozdílu obsahu rizikových prvků v jednotlivých potravinách byla využita analýza rozptylu, přesněji F-test a Scheffého post-hoc test (Kapitoly 5.2.1, 5.2.2, 5.2.3, 5.2.4).



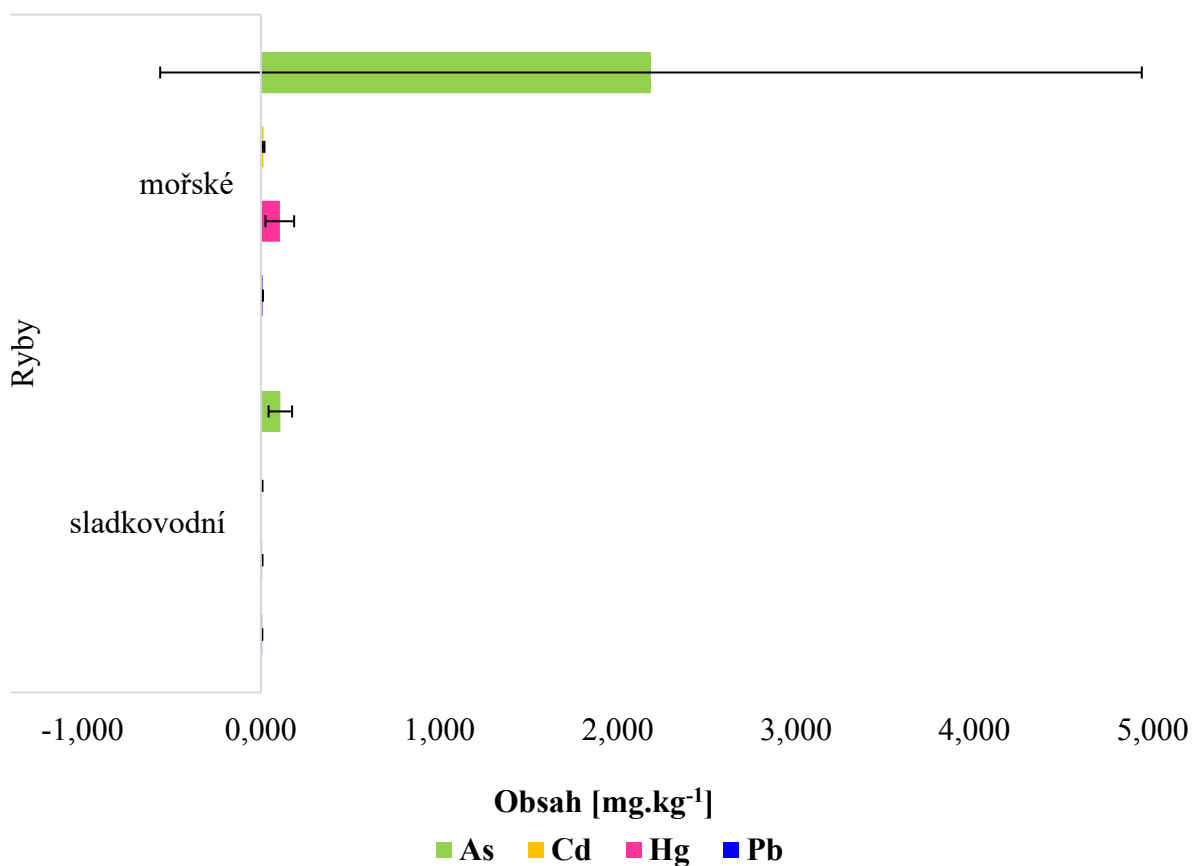
Graf 21: Průměrný obsah rizikových prvků ve vybraných potravinách



Graf 22: Průměrný obsah rizikových prvků ve vybraných potravinách dle původu



Graf 23: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích ryb



Graf 24: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích ryb dle původu

Sestupně seřazené potraviny dle průměrného obsahu sledovaných rizikových prvků jsou uvedeny v tabulce 21. Nejvyšší průměrné množství arzenu a rtuti bylo detekováno v rybách ($1,148 \pm 2,1699 \text{ mg.kg}^{-1}$ As; $0,0595 \pm 0,0762 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg). Nejvyšší průměrný obsah kadmia a olova byl stanoven ve vzorcích čokolád ($0,152 \pm 0,056 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd; $0,041 \pm 0,018 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb). Nejnižší průměrné množství arzenu bylo zjištěno ve vzorcích plnotučných kravských mlék, jelikož všechny hodnoty byly pod mezí detekce ($< 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$). Nejnižší průměrný obsah kadmia byl stanoven ve vzorcích jablek ($0,004 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$). Nejnižší průměrný obsah rtuti a olova byl stanoven ve vzorcích cibulí ($0,0010 \pm 0,0005 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg; $0,003 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb).

Tabulka 21: Potraviny v klesajícím pořadí dle obsahu rizikových prvků

Pořadí	Obsah [mg.kg^{-1}]			
	As	Cd	Hg	Pb
1.	ryby $1,148 \pm 2,1699$	čokolády $0,152 \pm 0,056$	ryby $0,0595 \pm 0,0762$	čokolády $0,041 \pm 0,018$
2.	rýže $0,092 \pm 0,0304$	rýže $0,028 \pm 0,015$	čokolády $0,0257 \pm 0,0150$	rýže $0,040 \pm 0,009$
3.	kuřecí játra $0,009 \pm 0,0070$	brambory $0,021 \pm 0,011$	rýže $0,0047 \pm 0,0026$	kuřecí játra $0,010 \pm 0,003$
4.	čokolády $0,009 \pm 0,0040$	cibule $0,017 \pm 0,015$	kuřecí prsní řízky $0,0045 \pm 0,0010$	ryby $0,008 \pm 0,002$
5.	kuřecí prsní řízky $0,006 \pm 0,0087$	kuřecí játra $0,016 \pm 0,010$	kuřecí játra $0,0033 \pm 0,0025$	jablka $0,007 \pm 0,001$
6.	vejce $0,003 \pm 0,0013$	ryby $0,010 \pm 0,006$	jablka $0,0024 \pm 0,0016$	brambory $0,006 \pm 0,002$
7.	jablka $0,002 \pm 0,0014$	vejce $0,008 \pm 0,003$	brambory $0,0016 \pm 0,0007$	kuřecí prsní řízky $0,005 \pm 0,002$
8.	brambory $0,002 \pm 0,0013$	kuřecí prsní řízky $0,005 \pm 0,001$	vejce $0,0015 \pm 0,0014$	plnotučná mléka $0,005 \pm 0,002$
9.	cibule $0,001 \pm 0,0007$	plnotučná mléka $0,004 \pm 0,001$	plnotučná mléka $0,0011 \pm 0,0005$	vejce $0,005 \pm 0,001$
10.	plnotučná mléka $< 0,001$	jablka $0,004 \pm 0,001$	cibule $0,0010 \pm 0,0005$	cibule $0,003 \pm 0,001$

V rámci této diplomové práce byla stanovena také relativní směrodatná odchylka (S_R , tab. 22), na základě které je patrné, že nejvíce variabilní v obsazích As a Pb jsou vzorky kuřecích prsních řízků z konvenční produkce (As: $S_R = 127,57 \%$, Pb: $S_R = 49,75 \%$), největší rozptyl v obsahu kadmia byl zaznamenán ve vzorcích kuřecích jater z konvenčního zemědělství (Cd: $S_R = 63,60 \%$) a největší rozptyl v obsahu rtuti byl zjištěn ve vzorcích konvenčních vajec ($S_R = 96,26 \%$). Nejmenší rozptyl hodnot v případě arzenu byl stanoven ve vzorcích čokolád z konvenčního zemědělství ($S_R = 20,51 \%$). U kadmia byl tento rozptyl nejnižší ve vzorcích plnotučných kravských mlék také z konvenčního typu produkce ($S_R = 13,67 \%$). Pro rtuť byla nejmenší variabilita stanovena v bramborách taktéž z konvenčního zemědělství ($S_R = 20,54 \%$). Nejmenší variabilita v obsahu olova byla zjištěna ve vzorcích jablek z ekologického zemědělství ($S_R = 11,79 \%$).

Největší rozdíly ve variabilitě průměrných obsahů arzenu mezi potravinami dle původu byly zjištěny ve vzorcích ryb. Pro mořské ryby byla vypočtena relativní směrodatná

odchylka 125,8 % a pro sladkovodní ryby 60,23 %. Pro kadmium byla největší variabilita průměrných obsahů v rámci jedné potraviny stanovena v plnotučných kravských mléčích. Vzorky z ekologické produkce měly variabilitu 49,1 % a konvenční vzorky 13,67 %. Největší rozdíly ve variabilitě průměrných obsahů rtuti byly opět zjištěny v případě vzorků mořských a sladkovodních ryb. Mořské ryby vykazovaly variabilitu 75,83 %, zatímco sladkovodní 21,23 %. Největší variabilitu průměrných obsahů olova v rámci jedné potraviny vykazovala jablka, jejichž vzorky z ekologického zemědělství mají variabilitu 11,79 % a z konvenční produkce 30,02 %.

Tabulka 22: Relativní směrodatná odchylka v potravinách dle produkce

Potravina	Produkce/Původ	Relativní směrodatná odchylka [%]			
		As	Cd	Hg	Pb
Brambory	Ekologická	49,05	20,57	64,19	26,40
	Konvenční	39,59	23,22	20,54	38,56
Cibule	Ekologická	56,74	39,76	63,46	25,13
	Konvenční	27,76	61,44	27,54	31,38
Čokolády	Ekologická	49,02	23,51	64,50	29,03
	Konvenční	20,51	34,50	27,85	27,60
Jablka	Ekologická	47,12	44,47	72,64	11,79
	Konvenční	107,26	17,56	55,06	30,02
Kuřecí játra	Ekologická*	15,08	19,64	8,80	24,60
	Konvenční	59,97	63,60	65,90	30,83
Kuřecí prsní řízky	Ekologická*	8,78	4,28	9,93	17,89
	Konvenční	127,57	25,98	23,44	49,75
Plnotučná kravská mléka	Ekologická	-	49,10	63,48	26,34
	Konvenční	-	13,67	26,74	34,18
Rýže	Ekologická	39,32	14,99	28,77	15,84
	Konvenční	27,88	41,20	40,99	31,52
Vejce	Ekologická	40,57	21,90	88,22	23,58
	Konvenční	46,77	34,50	96,26	31,45
Ryby	Mořské	125,80	46,79	75,83	17,54
	Sladkovodní	60,23	43,17	21,23	15,09

* V případě těchto potravin se jedná o směrodatnou odchylku 3 paralelních měření téhož vzorku.

Nejvyšší variabilitu v obsahu arzenu ve vzorcích pocházejících z konvenční produkce vykazovaly vzorky kuřecích prsních řízků ($S_R = 127,57$ %), oproti tomu nejmenší rozptyl hodnot obsahu arzenu byl stanoven ve vzorcích konvenčních čokolád ($S_R = 20,51$ %). V ekologické produkci byly obsahy arzenu nejvíce variabilní ve vzorcích cibulí ($S_R = 56,74$ %) a nejmenší rozptyl v obsahu As vykazovaly vzorky rýží ($S_R = 39,32$ %). Ve vzorcích potravin z konvenční produkce byly zjištěny nejvíce variabilní obsahy kadmia v kuřecích játrech ($S_R = 63,6$ %) a nejméně rozdílné byly obsahy kadmia ve vzorcích plnotučných kravských mlék ($S_R = 13,67$ %). Ve vzorcích z ekologické produkce byly největší rozdíly v obsahu kadmia nalezeny ve vzorcích plnotučných kravských mlék ($S_R = 49,10$ %) a naopak nejmenší rozdíly v obsahu kadmia byly zjištěny ve vzorcích rýží ($S_R = 14,99$ %). Obsah rtuti ve vzorcích potravin z konvenčního zemědělství vykazoval největší variabilitu ve vejcích ($S_R = 96,26$ %) a nejméně rozdílné hodnoty v obsahu rtuti vykazovaly brambory ($S_R = 20,54$ %). Ve vzorcích z ekologické

produkce byla nejvyšší variabilita pro obsah rtuti stanovena ve vejcích ($S_R = 88,22\%$), zatímco nejnižší byla zjištěna ve vzorcích rýží ($S_R = 28,77\%$). Ze vzorků pocházejících z konvenčního zemědělství vykazovaly největší variabilitu obsahu olova kuřecí prsní řízky ($S_R = 49,75\%$) a nejmenší variabilitu vzorky čokolád ($S_R = 27,60\%$). Naopak ve vzorcích z ekologické produkce byl největší rozptyl v obsahu olova stanoven ve vzorcích čokolád ($S_R = 29,03\%$) a nejmenší rozptyl ve vzorcích jablek ($S_R = 11,79\%$).

Ke statistickému zhodnocení rozdílného obsahu arzenu, kadmia, olova a rtuti v různých skupinách potravin byl použit test analýzy rozptylu, přesněji F-test (graf 65 – 68 Přílohy). Pokud byla vypočtená p-hodnota nižší než stanovená hladina významnosti α (0,05), byl pro podrobnější statistické vyhodnocení následně použit Scheffého post-hoc test, pomocí kterého byly sledovány statisticky významné rozdíly v průměrném obsahu sledovaných prvků mezi jednotlivými skupinami analyzovaných potravin.

5.2.1 Obsah arzenu ve vybraných potravinách

Z výsledků Scheffého post-hoc testu (tab. 23) je patrné, že vzorky mořských ryb se statisticky liší od všech ostatních skupin, včetně ryb sladkovodních, z hlediska průměrného obsahu arzenu. Obsah arzenu ve všech ostatních analyzovaných vzorcích nevykazoval statisticky významné rozdíly.

Tabulka 23: Obsah arzenu ve vybraných potravinách (Scheffého test)

	B	C	Č	J	KJ	KPŘ	PKM	R	V	RM	RS
B		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000000	1,000000
C	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000000	1,000000
Č	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000000	1,000000
J	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000000	1,000000
KJ	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000001	1,000000
KPŘ	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	0,000000	1,000000
PKM	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	0,000000	1,000000
R	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	0,000000	1,000000
V	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		0,000065	1,000000
RM	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000001	0,000000	0,000000	0,000000	0,000065		0,000012
RS	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000012	

B = Brambory; **C** = Cibule; **Č** = Čokolády; **J** = Jablka; **KJ** = Kuřecí játra; **KPŘ** = Kuřecí prsní řízky; **PKM** = Plnotučná kravská mléka; **R** = Rýže; **V** = Vejce; **RM** = Ryby – mořské; **RS** = Ryby – sladkovodní

5.2.2 Obsah kadmia ve vybraných potravinách

Na základě výsledků Scheffého post-hoc testu (tab. 24) je evidentní, že jedinou potravinou statisticky lišící se od všech ostatních potravin v průměrném obsahu kadmia je čokoláda.

Tabulka 24: Obsah kadmia ve vybraných potravinách (Scheffého test)

	B	C	Č	J	KJ	KPŘ	PKM	R	V	RM	RS
B		0,999996	0,000000	0,780734	0,999995	0,924626	0,784087	0,999903	0,997759	0,999936	0,972351
C	0,999996		0,000000	0,962590	1,000000	0,992117	0,963656	0,988634	0,999954	1,000000	0,998242
Č	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
J	0,780734	0,962590	0,000000		0,989190	1,000000	1,000000	0,279744	1,000000	0,999500	1,000000
KJ	0,999995	1,000000	0,000000	0,989190		0,997631	0,989550	0,992386	0,999988	1,000000	0,999500
KPŘ	0,924626	0,992117	0,000000	1,000000	0,997631		1,000000	0,567943	1,000000	0,999904	1,000000
PKM	0,784087	0,963656	0,000000	1,000000	0,989550	1,000000		0,283135	1,000000	0,999524	1,000000
R	0,999903	0,988634	0,000000	0,279744	0,992386	0,567943	0,283135		0,945655	0,987252	0,746129
V	0,997759	0,999954	0,000000	1,000000	0,999988	1,000000	1,000000	0,945655		1,000000	1,000000
RM	0,999936	1,000000	0,000000	0,999500	1,000000	0,999904	0,999524	0,987252	1,000000		0,999986
RS	0,972351	0,998242	0,000000	1,000000	0,999500	1,000000	1,000000	0,746129	1,000000	0,999986	

B = Brambory; C = Cibule; Č = Čokolády; J = Jablka; KJ = Kuřecí játra; KPŘ = Kuřecí prsní řízký; PKM = Plnotučná kravská mléka; R = Rýže; V = Vejce; RM = Ryby – mořské; RS = Ryby – sladkovodní

5.2.3 Obsah olova ve vybraných potravinách

Z výsledků Scheffého post-hoc testu (tab. 25) vyplývá, že signifikantní rozdíl v průměrném množství olova se nachází pouze mezi čokoládami a rýží a ostatními potravinami, přičemž množství olova v čokoládách a rýži není statisticky významně odlišné.

Tabulka 25: Obsah olova ve vybraných potravinách (Scheffého test)

	B	C	Č	J	KJ	KPŘ	PKM	R	V	RM	RS
B		0,990635	0,000000	1,000000	0,997876	1,000000	0,999999	0,000000	1,000000	0,999929	1,000000
C	0,990635		0,000000	0,980962	0,687599	0,999841	0,999877	0,000000	0,999980	0,903678	0,996767
Č	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	1,000000	0,000000	0,000000	0,000000
J	1,000000	0,980962	0,000000		0,999371	0,999999	0,999985	0,000000	1,000000	0,999987	1,000000
KJ	0,997876	0,687599	0,000000	0,999371		0,989900	0,970138	0,000000	0,998224	1,000000	0,999896
KPŘ	1,000000	0,999841	0,000000	0,999999	0,989900		1,000000	0,000000	1,000000	0,999079	1,000000
PKM	0,999999	0,999877	0,000000	0,999985	0,970138	1,000000		0,000000	1,000000	0,996784	0,999998
R	0,000000	0,000000	1,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000	0,000000
V	1,000000	0,999980	0,000000	1,000000	0,998224	1,000000	1,000000	0,000000		0,999830	1,000000
RM	0,999929	0,903678	0,000000	0,999987	1,000000	0,999079	0,996784	0,000000	0,999830		0,999998
RS	1,000000	0,996767	0,000000	1,000000	0,999896	1,000000	0,999998	0,000000	1,000000	0,999998	

B = Brambory; C = Cibule; Č = Čokolády; J = Jablka; KJ = Kuřecí játra; KPŘ = Kuřecí prsní řízký; PKM = Plnotučná kravská mléka; R = Rýže; V = Vejce; RM = Ryby – mořské; RS = Ryby – sladkovodní

5.2.4 Obsah rtuti ve vybraných potravinách

Na základě výsledků Scheffého testu (tab. 26) lze konstatovat, že jedinou statisticky odlišnou potravinou z hlediska průměrného obsahu rtuti jsou mořské ryby.

Tabulka 26: Obsah rtuti ve vybraných potravinách (Scheffého test)

	B	C	Č	J	KJ	KPŘ	PKM	R	V	RM	RS
B		1,000000	0,389858	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000000	0,999997
C	1,000000		0,249063	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000000	0,999990
Č	0,389858	0,249063		0,385983	0,585796	0,739361	0,253241	0,559438	0,794212	0,000000	0,923518
J	1,000000	1,000000	0,385983		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000000	0,999999
KJ	1,000000	1,000000	0,585796	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000000	1,000000
KPŘ	1,000000	1,000000	0,739361	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	0,000000	1,000000
PKM	1,000000	1,000000	0,253241	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	0,000000	0,999991
R	1,000000	1,000000	0,559438	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	0,000000	1,000000
V	1,000000	1,000000	0,794212	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		0,000000	1,000000
RM	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000		0,000000
RS	0,999997	0,999990	0,923518	0,999999	1,000000	1,000000	0,999991	1,000000	1,000000	0,000000	

B = Brambory; **C** = Cibule; **Č** = Čokolády; **J** = Jablka; **KJ** = Kuřecí játra; **KPŘ** = Kuřecí prsní řízky; **PKM** = Plnotučná kravská mléka; **R** = Rýže; **V** = Vejce; **RM** = Ryby – mořské; **RS** = Ryby – sladkovodní

6 Diskuze

Ve vzorcích brambor byl stanoven průměrný obsah arzenu, kadmia, olova a rtuti v následujících intervalech hodnot 0,001 – 0,004 mg.kg⁻¹ As, 0,010 – 0,040 mg.kg⁻¹ Cd, 0,0005 – 0,0027 mg.kg⁻¹ Hg a 0,002 – 0,010 mg.kg⁻¹ Pb. Stanovený obsah kadmia v rámci této diplomové práce nepotvrzuje, že brambory patří mezi potraviny rostlinného původu se zvýšeným obsahem tohoto prvku, jak uvádí Musilova et al. (2017). Marín et al. (2018) ve svém výzkumu zaměřeném na stanovení obsahu kovů v potravinách pocházejících z regionu Valencie uvádí v bramborách přibližně stejné hodnoty, a to jak v případě arzenu, tak kadmia (0,0022 – 0,0045 mg.kg⁻¹ As, 0,0125 – 0,0334 mg.kg⁻¹ Cd). Obsah olova sledovaný ve španělské studii byl stanoven v intervalu 0,0025 – 0,0471 mg.kg⁻¹, ve kterém je spodní hranice téměř shodná s hodnotou zjištěnou v této práci, zatímco horní hranice je výrazně vyšší. Reilly (2002) ve své publikaci uvádí průměrný obsah Hg v bramborách vypěstovaných ve Velké Británii, a to 0,003 mg.kg⁻¹. Tato hodnota přesahuje horní mez výše uvedeného intervalu hodnot získaného v rámci této práce.

Hodnoty obsahů stanovených prvků ve vzorcích cibulí se pohybovaly v rozmezí 0,001 – 0,003 mg.kg⁻¹ As, 0,004 – 0,041 mg.kg⁻¹ Cd, 0,0002 – 0,0017 mg.kg⁻¹ Hg, respektive 0,001 – 0,005 mg.kg⁻¹ Pb. Dle studie Marína et al. (2018) obsahovaly cibule vypěstované v regionu Valencie arzen v rozsahu hodnot 0,0020 – 0,0108 mg.kg⁻¹ a kadmium v rozsahu hodnot 0,0022 – 0,0071 mg.kg⁻¹. Tyto hodnoty mají v porovnání s hodnotami z této práce podobnou spodní mez intervalu, zatímco horní mez intervalu je pro obsahy zjištěné ve studii Marína et al. (2018) mnohem vyšší. V případě olova je rozsah hodnot 0,001 – 0,006 mg.kg⁻¹ získaný studií Marína et al. (2018) téměř totožný s rozsahem zjištěným v této práci. Velíšek & Hajšlová (2009) ve své publikaci uvádějí průměrný obsah rtuti nižší než 0,001 mg.kg⁻¹, což rovněž odpovídá hodnotám stanoveným v této diplomové práci.

Zjištěné rozsahy hodnot obsahů vybraných rizikových prvků ve zvolených druzích čokolád s vysokým (50 % a více) obsahem kaka a byly 0,003 – 0,015 mg.kg⁻¹ As, 0,061 – 0,257 mg.kg⁻¹ Cd a 0,0055 – 0,0517 mg.kg⁻¹ Hg jsou obdobné výsledkům Lo Dica et al. (2018). V případě Pb se získané obsahy v této studii 0,017 – 0,075 mg.kg⁻¹ pohybují při spodní hranici rozsahu hodnot detekovaných ve studii Lo Dica et al. (2018). Tito autoři ve svém výzkumu analyzovali pomocí ICP-MS 35 vzorků čokolád s obsahem kaka a 50 a více % a stanovili množství 0,007 – 0,037 mg.kg⁻¹ As, 0,019 – 0,207 mg.kg⁻¹ Cd a 0,021 – 0,616 mg.kg⁻¹ Pb. Rovněž Millour et al. (2011) se věnovali stanovení obsahu rizikových prvků pomocí ICP-MS v 10 vzorcích čokolád. V těchto vzorcích bylo zjištěno 0,017 – 0,193 mg.kg⁻¹ As, 0,011 – 0,076 mg.kg⁻¹ Cd, 0,005 – 0,055 mg.kg⁻¹ Hg a 0,007 – 0,068 mg.kg⁻¹ Pb. Na základě hodnot publikovaných Millourem et al. (2011) v porovnání s výsledky této diplomové práce je patrné, že obsah arzenu ve vzorcích čokolád hodnocených v rámci této práce je o řád nižší, zatímco v analyzovaných vzorcích v rámci této diplomové práce se vyskytovalo vyšší průměrné množství kadmia nežli ve studii Milloura et al. (2011). Obsah rtuti a olova je v obou studiích téměř shodný.

V analyzovaných jablkách byly obsahy jednotlivých prvků stanoveny v následujících intervalech: 0,001 – 0,005 mg.kg⁻¹ As, 0,002 – 0,007 mg.kg⁻¹ Cd, 0,0003 – 0,0063 mg.kg⁻¹ Hg a 0,004 – 0,009 mg.kg⁻¹ Pb. Za podobná lze označit také zjištěná množství arzenu a olova udávaná Marínem et al. (2018), kteří testovali jablka z oblasti Valencie. Výsledkem jejich studie

byl obsah arzeny v rozmezí 0,0021 – 0,0071 mg.kg⁻¹ a obsah olova v rozmezí 0,0025 – 0,0066 mg.kg⁻¹. Velíšek & Hajšlová (2009) uvádějí také podobný rozsah těchto prvků v jablkách, avšak s vyšší horní mezí v případě As (0,001 – 0,22 mg.kg⁻¹) a nižší v případě Hg (0,0003 – 0,002 mg.kg⁻¹). Rozsah hodnot kadmia v jablkách (0,001 – 0,002 mg.kg⁻¹) je ve zmíněné publikaci rovněž užší oproti výsledkům získaných v rámci této diplomové práce. Rozsah hodnot pro olovo (0,01 – 0,05 mg.kg⁻¹) zmíněný v publikaci Velíšek & Hajšlová (2009) je přibližně 5x vyšší než v případě vzorků analyzovaných v této diplomové práci.

Ve vybraných vzorcích kuřecích jater se průměrné obsahy jednotlivých rizikových prvků pohybovaly v dále uvedených rozmezích, konkrétně 0,001 – 0,021 mg.kg⁻¹ As, 0,007 – 0,036 mg.kg⁻¹ Cd, 0,0011 – 0,0087 mg.kg⁻¹ Hg a 0,005 – 0,017 Pb. Ve studii Drápala et al. (2019) byla monitorována kontaminace zmíněných vzorků v České republice v rámci studie Státního veterinárního ústavu. Při porovnání s průměrnými obsahy rizikových prvků stanovenými ve 13 vzorcích jater kuřecích brojlerů (0,0100 mg.kg⁻¹ Cd, 0,00072 mg.kg⁻¹ Hg, 0,00477 mg.kg⁻¹ Pb) uváděných Drápalem et al. (2019) s výsledky této práce je patrné, že průměrný obsah prvků As, Cd a Hg zjištěný během monitoringu spadá do výše zmíněného intervalu stanoveného v této diplomové práci. Výjimkou je pouze obsah olova, neboť výsledná hodnota detekovaná Drápalem et al. (2019) se nachází těsně pod spodní mezí intervalu zjištěné touto prací. Szkoda et al. (2013) při analýze jater 1721 kusů drůbeže prováděné v Polsku dospěli k průměrnému obsahu As 0,003 mg.kg⁻¹, Cd 0,052 mg.kg⁻¹, Hg 0,0010 mg.kg⁻¹ a Pb 0,046 mg.kg⁻¹. Při porovnání výsledků je evidentní, že obsahy arzeny a rtuti v práci Szkody et al. (2013) jsou srovnatelné s výsledky této diplomové práce a obsahy Cd a Pb jsou vyšší než výsledky této diplomové práce. Rozdílné výsledky v obsazích Cd a Pb ve výše uvedených studiích včetně diplomové práce potvrzují, že se v drobcech zvířat může kumulovat vyšší množství těchto prvků, které je ovlivněno odlišným stářím kuřat, způsobem jejich chovu a obsahem těchto prvků v jejich stravě.

Další analyzovanou potravinou byly kuřecí prsní řízky. Rozsah hodnot obsahů pro každý z vybraných prvků byl následující: 0,001 – 0,022 mg.kg⁻¹ As, 0,003 – 0,007 mg.kg⁻¹ Cd, 0,0029 – 0,0065 mg.kg⁻¹ Hg a 0,003 – 0,011 mg.kg⁻¹ Pb. Drápal et al. (2019) ve své publikaci uvedli v roce 2018 obsah Cd (0,00235 mg.kg⁻¹), Hg (0,00038 mg.kg⁻¹) a Pb (0,00523 mg.kg⁻¹) ve svalové tkáni 13 kuřecích brojlerů. Obsah olova spadá do intervalu předkládané diplomové práce. Obsah kadmia je vyšší a přesně naopak je tomu v případě rtuti, jejíž množství je nižší, než uvádí diplomová práce. Obsahy rizikových prvků v drůbežím mase monitorovali mezi lety 2008 – 2012 také Szkoda et al. (2013). Analýze bylo v tomto období podrobeno 1721 kusů drůbeže. Zjištěný průměrný obsah sledovaných prvků v kuřecím mase byl 0,002 mg.kg⁻¹ As, 0,001 mg.kg⁻¹ Cd, 0,012 mg.kg⁻¹ Pb a obsah rtuti byl < 0,001 mg.kg⁻¹. Ve shodě s prací Drápala et al. (2019) je obsah Hg stanovený Szkodou et al. (2013) v kuřecí svalovině nižší než obsah rtuti stanovený v této diplomové práci, zatímco v případě olova a kadmia je tomu naopak a uváděný obsah je mírně vyšší. Obsah arzeny je v obou studiích srovnatelný.

Ve vzorcích plnotučných kravských mlék byly zjištěny pro obsahy sledovaných rizikových prvků následující intervaly hodnot: 0,002 – 0,007 mg.kg⁻¹ Cd, 0,0005 – 0,0021 mg.kg⁻¹ Hg a 0,002 – 0,009 mg.kg⁻¹ Pb. Množství arzeny ve všech vzorcích bylo pod mezí detekce vypočtené na úrovni 0,001 mg.kg⁻¹. Ve studii Szkody et al. (2013), která byla provedena s více než 700 vzorky mléka, je uvedeno, že průměrný obsah arzeny byl nižší než 0,002 mg.kg⁻¹. Také průměrný obsah arzeny v mléce publikovaný ve studii Reilly (2002)

byl $0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$, všechny výsledky stanovení As v mléce jsou tedy ve velmi dobré shodě. Autoři Marín et al. (2018) uvádí rozsah hodnot kadmia v mléce v intervalu $0,0025 - 0,0134 \text{ mg.kg}^{-1}$. V tomto případě je spodní mez vyšší pouze o $0,0005 \text{ mg.kg}^{-1}$, než je tomu v případě dat získaných v rámci předkládané práce. Horní mez intervalu je však vyšší, a to o $0,0064 \text{ mg.kg}^{-1}$, což odpovídá dvojnásobné hodnotě. Ve studii, kterou vypracovali Szkoda et al. (2013), je uveden průměrný obsah kadmia v mléce $0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$. Tato uváděná hodnota je poloviční, než je nejnižší stanovený obsah kadmia v mléce v předkládané práci. Maximální zjištěný výskyt obsahu kadmia v mléce ($0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$) ve studii Szkody et al. (2013) naopak přesahuje horní mez intervalu hodnot stanoveného v rámci této diplomové práce. Tento zdroj se také věnuje výskytu rtuti v mléce a uvádí její průměrný obsah $< 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$, který spadá do zjištěného rozsahu hodnot Hg v mléce v předkládané studii. V publikaci Milloura et al. (2011) sledující kontaminaci potravin ve Francii je udáno pro obsah olova v mléce rozmezí $0,003 - 0,048 \text{ mg.kg}^{-1}$. Na základě porovnání tohoto rozsahu s hodnotami získanými v rámci této práce, je zřejmé, že spodní mez se výrazně neliší, zatímco horní mez uváděná ve zmíněné studii je přibližně 5x vyšší.

Ve vzorcích rýží byla stanovena následující rozmezí obsahů sledovaných rizikových prvků, a to $0,057 - 0,136 \text{ mg.kg}^{-1}$ As, $0,014 - 0,062 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd, $0,0017 - 0,0101 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg a $0,020 - 0,059 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. Detekované hodnoty arzenu v rýži jsou v souladu s tvrzením Qian et al. (2010), že se tato potravina řadí mezi potraviny rostlinného původu s nejvyšším obsahem arzenu. Důvodem může být vysoká biologická dostupnost tohoto prvku za snížených půdních podmínek. Vyšší množství rizikových prvků v rýži zjistili ve své studii Marín et al. (2018), konkrétně $0,116 - 0,233 \text{ mg.kg}^{-1}$ arzenu, $0,0091 \text{ mg.kg}^{-1}$ kadmia a $0,0097 - 0,0153 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova. Rýži pocházející z Bangladěše, Indie, Pákistánu, Thajska, Itálie, Kanady a Egypta analyzovali ve své studii Rai et al. (2019). Množství kadmia v rýži stanovená ve zmíněné studii se pohybovala od $0,0087$ do $0,0171 \text{ mg.kg}^{-1}$, což je přibližně 1,7x více než bylo stanoveno v této diplomové práci, zatímco maximální obsah olova stanovený ve zmíněné studii ($0,016 - 16,5 \text{ mg.kg}^{-1}$) byl až několikanásobně vyšší. Rozsah hodnot obsahu rtuti v rýži je srovnatelný s intervalem $0,002 - 0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$, který uvádí Velíšek & Hajšlová (2009).

Stanovené hodnoty pro vybrané prvky v analyzovaných vzorcích vajec se pohybovaly v uvedených rozmezích: $0,001 - 0,005 \text{ mg.kg}^{-1}$ As, $0,005 - 0,013 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd, $0,0003 - 0,0039 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg a $0,003 - 0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. Ve studii, kterou se zabývali Marín et al. (2018), jsou pro As ve vejcích uvedeny hodnoty v rozmezí $0,0049 - 0,0058 \text{ mg.kg}^{-1}$, které spadají do intervalu hodnot stanoveného v rámci diplomové práce. Současně se autoři věnují i výskytu olova ve vzorcích vajec. Pro obsah tohoto prvku byly získány hodnoty v rozsahu $0,0023 - 0,0065 \text{ mg.kg}^{-1}$, což je v dobré shodě s výsledky předkládané práce. Výzkum prováděný Státní veterinární správou (Drápal et al. 2019) dospěl k průměrnému obsahu kadmia ve vejcích v množství $0,00175 \text{ mg.kg}^{-1}$. Průměrný obsah Cd ani maximální stanovená hodnota $0,0025 \text{ mg.kg}^{-1}$ ve vejcích uvedené Drápalem et al. (2019) nedosahují ani spodní meze výše uvedeného intervalu. Obdobně tomu je v případě průměrného obsahu kadmia $0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ publikovaného ve studii Reillyho (2002). Drápal et al. (2019) sledovali také výskyt rtuti ve vzorcích vajec a výsledkem je stanovený průměrný obsah Hg $0,00041 \text{ mg.kg}^{-1}$. Oproti tomu Reilly (2002) zjistil téměř desetinásobný průměrný výskyt

rtuti ve vejcích ($0,004 \text{ mg.kg}^{-1}$). Tato hodnota odpovídá horní mezi intervalu zjištěného v rámci této práce.

Důležitou součástí lidské stravy jsou ryby, a to jak sladkovodní, tak mořské. Proto byly zahrnuty do analýzy výskytu rizikových prvků. V tkáních ryb je obsah rizikových prvků obvykle celkově vyšší než v ostatních komoditách, a to především v množství kumulované rtuti a arzenu, což dokazují následující rozmezí obsahů pro jednotlivé prvky zjištěné v rámci této diplomové práce: $0,024 - 5,998 \text{ mg.kg}^{-1}$ As, $0,003 - 0,023 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd, $0,0052 - 0,2064 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg a $0,005 - 0,012 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. Marín et al. (2018) ve svém výzkumu analyzovali svalovinu ryb a došli k následujícím výsledkům: arzen se v rybím mase vyskytoval v množství $0,3292 - 18,313 \text{ mg.kg}^{-1}$, kadmium se v rybím mase vyskytovalo v rozmezí $0,0018 - 0,5686 \text{ mg.kg}^{-1}$ a olovo v množství $0,0026 - 0,3494 \text{ mg.kg}^{-1}$. Z těchto výsledků je patrné, že spodní mez intervalu stanovených hodnot arzenu je o řád nižší v této diplomové práci, zatímco horní mez je více než trojnásobná ve zmíněném výzkumu. Shodně v obou studiích byly zjištěny velké rozdíly, lišící se až o 2 řády, v obsazích arzenu ve svalovině ryb. Výsledné hodnoty obsahu kadmia z předkládané práce jsou spíše při dolní hranici hodnot stanovených v práci Marína et al. (2018). Rozsahy hodnot obsahu olova popsané kolektivem Marína et al. (2018) mají výrazně vyšší rozpětí, a to především kvůli horní mezi, která má mnohonásobně vyšší hodnotu. Vyšší obsah těchto prvků v rybích tkáních potvrzují ve své studii také Millour et al. (2011), kteří v rybách stanovili arzen v množství $0,417 - 2,89 \text{ mg.kg}^{-1}$, kadmium v množství $0,0005 - 0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$, rtuť v rozsahu $0,005 - 0,702 \text{ mg.kg}^{-1}$ a olovo v rozpětí $0,003 - 0,013 \text{ mg.kg}^{-1}$. Při porovnání uvedených hodnot se stanovenými obsahy jednotlivých prvků v rámci diplomové práce lze říci, že získaný interval pro obsah arzenu v rybách má v předkládané práci nižší spodní i horní hranici, oproti tomu je spodní mez obsahu kadmia publikovaná Millourem et al. (2011) nižší a horní hranice je obdobná v obou pracích. Naopak spodní hranice obsahu rtuti v rybách je téměř totožná v obou případech, zatímco horní hranice v uvedené publikaci je více než 3x vyšší. Olovo vykazuje analogický rozsah stanovených obsahů, jak v této práci, tak ve srovnávané publikaci. Obecně lze tedy říci, že v rybí svalovině lze nalézt vyšší množství arzenu, a to především v organická formě, tvořící až 90 % obsahu, v netoxické formě v podobě arsenobetainu a arsenocholinu. Kadmium se v rybí svalovině váže na bílkoviny, což vede k jeho pomalému vyloučení a biolakumulaci v organismu. Ryby jsou jedním z hlavních potravinových zdrojů rtuti pro člověka, a to především ryby mořské, jelikož více než 75 % rtuti je v podobě methylrtuti vznikající činností mořských mikroorganismů.

Nejvyšší povolené hodnoty výskytu As, Cd, Hg a Pb jsou zakotveny v Nařízeních komise (EU) č. 1881/2006, 488/2014, 2015/1005, 2015/1006 a 2018/73 (kapitola 3.5 Legislativa potravin). Stanovené hodnoty obsahů analyzovaných rizikových prvků ve všech vybraných druzích potravin nepřesahovaly maximální stanovené limity vymezené současnou legislativou. Velmi pozitivní zjištění je, že v žádném z případů nedošlo k porušení zákonem stanoveného maxima a tyto potraviny splňují požadavky na zdravotní nezávadnost.

V případě rostlinných vzorků by pro komplexnější vyhodnocení bylo nutné provést rozborů půdy, na které byly vybrané rostliny pěstovány a zjistit, zda a případně v jakém množství byly použity chemické látky. Pro živočišné vzorky by pro určení vlivu okolního prostředí a způsobu chovu na množství rizikových prvků v potravinách bylo potřebné analyzovat obsahy uvedených prvků ve využitých krmivech a v látkách chemické povahy,

jež jsou aplikovány za účelem zlepšení zdravotního stavu a fyziologických vlastností zvířat. Faktorem ovlivňujícím výsledné hodnoty potravin je také způsob zpracování, balení a distribuce.

6.1 Vyhodnocení hypotézy H_1

- H_1 : obsah As, Cd, Hg a Pb ve stejných potravinách závisí na jejich původu.

Pomocí statistických metod byl testován případný odlišný obsah ve stejných skupinách potravin produkovaných v rámci ekologické a konvenční produkce. V tabulce 27 je uvedeno, zda byla uvedená hypotéza v dané skupině potvrzena či vyvrácena. V případě statistické významnosti $p < 0,05$ byla hypotéza potvrzena a byl prokázán statisticky významný rozdíl v průměrném množství obsahu rizikových prvků v potravinách z ekologického a konvenčního zemědělství. Pokud hodnota $p > 0,05$, hypotéza byla vyvrácena, mezi ekologickou a konvenční produkcí neexistovala statisticky významná odlišnost v průměrném obsahu rizikových prvků.

Ve vzorcích brambor ($p = 0,00048$) a čokolád ($p = 0,00092$) z konvenční produkce byl stanoven statisticky významně vyšší obsah As než ve vzorcích stejných potravin z ekologické produkce. Naopak ve vzorcích cibulí byl stanoven statisticky významně vyšší obsah As ve vzorcích z ekologického zemědělství ($p = 0,03775$). Obsah arzenu ve vzorcích jablek ($p = 0,71743$), kuřecích jater ($p = 0,06968$), kuřecích prsních řízků ($p = 0,29067$), rýží ($p = 0,37982$) a vajec ($p = 0,27965$) nezáleží na tom, zda potraviny pocházely z ekologického nebo konvenčního zemědělství. Ve všech vzorcích plnotučných kravských mlék byly obsahy As vždy pod mezí detekce, vzorky mlék z obou typů produkcí jsou tedy srovnatelné, avšak hypotéza nemohla být z tohoto důvodu statistickými metodami ověřena.

Byl zjištěn statisticky významně vyšší obsah kadmia ve vzorcích brambor ($p = 0,00000$), cibulí ($p = 0,00301$) a rýží ($p = 0,00190$) z konvenční produkce. Naopak vzorky čokolád ($p = 0,00195$) pocházející z ekologického zemědělství obsahovaly vyšší množství kadmia. Pro ostatní analyzované komodity, kterými byla jablka ($p = 0,72185$), kuřecí játra ($p = 0,44034$), kuřecí prsní řízky ($p = 0,76618$), plnotučná kravská mléka ($p = 0,29613$) a vejce ($p = 0,90384$) nebyly prokázány statisticky významné rozdíly mezi obsahy kadmia dle typu produkce.

Ve vzorcích cibulí ($p = 0,00234$), čokolád ($p = 0,00080$) a plnotučných kravských mlék ($p = 0,00764$) z konvenčního zemědělství bylo stanoveno vyšší množství Hg než ve vzorcích z ekologického zemědělství. Zvolená hypotéza byla vyvrácena v případě sledovaných vzorků brambor ($p = 0,05096$), jablek ($p = 0,84318$), kuřecích jater ($p = 0,30445$), kuřecích prsních řízků ($p = 0,51557$), rýží ($p = 0,73653$) a vajec ($p = 0,42294$). Mezi vzorky těchto potravin nebyl potvrzen statisticky významný rozdíl v obsahu rtuti v závislosti na typu jejich produkce.

Statisticky významně vyšší obsah Pb byl potvrzen v čokoládách ($p = 0,00016$) a jablkách ($p = 0,04656$) pocházejících z konvenčního zemědělství, zatímco brambory ($p = 0,00521$), plnotučná kravská mléka ($p = 0,02181$) a rýže ($p = 0,00439$) obsahovaly prokazatelně vyšší množství olova ve vzorcích vyprodukovaných v rámci ekologického zemědělství. Signifikantní rozdíl v obsahu olova z hlediska způsobu produkce nebyl potvrzen ve vzorcích cibulí ($p = 0,10478$), kuřecích jater ($p = 0,13136$), kuřecích prsních řízků ($p = 0,50833$) a vajec ($p = 0,86861$). V uvedených komoditách nezávisí obsah Pb na druhu produkce.

Obsahy všech čtyř sledovaných rizikových prvků byly statisticky významně vyšší v rybách mořských než v rybách sladkovodních (tab. 20). Vypočtené p-hodnoty pro všechny

čtyři analyzované prvky byly menší než 0,05 (As: $p = 0,03777$, Cd: $p = 0,00307$, Hg: $p = 0,00609$ a Pb: $p = 0,00351$).

Hypotéza H_1 , v níž se předpokládá, že obsah rizikových prvků ve stejných potravinách závisí na jejich původu, byla dle statistického vyhodnocení potvrzena v 48,72 %. Pro vzorky ryb byla hypotéza potvrzena pro všechny stanovované rizikové prvky a vyšší obsahy všech prvků se prokazatelně nacházejí v rybách mořských. V ostatních komoditách lze hypotézu potvrdit v 15 případech, přičemž vyšší výskyt obsahu daného rizikového prvku byl statisticky prokázán v 10 vzorcích pocházejících z konvenční produkce, tj. v 27,8 %. V potravinách z ekologického zemědělství byla tato hypotéza potvrzena ve zbylých 5 případech (13,9 %).

Tabulka 27: Výsledky hypotézy H_1 ve stejných potravinách

Potravina	Hypotéza H_1			
	As	Cd	Hg	Pb
Brambory	potvrzena	potvrzena	vyvrácena	potvrzena
Cibule	potvrzena	potvrzena	potvrzena	vyvrácena
Čokolády	potvrzena	potvrzena	potvrzena	potvrzena
Jablka	vyvrácena	vyvrácena	vyvrácena	potvrzena
Kuřecí játra	vyvrácena	vyvrácena	vyvrácena	vyvrácena
Kuřecí prsní řízky	vyvrácena	vyvrácena	vyvrácena	vyvrácena
Plnotučná kravská mléka	-	vyvrácena	potvrzena	potvrzena
Rýže	vyvrácena	potvrzena	vyvrácena	potvrzena
Vejce	vyvrácena	vyvrácena	vyvrácena	vyvrácena
Ryby	potvrzena	potvrzena	potvrzena	potvrzena

6.2 Vyhodnocení hypotézy H₂

- **H₂**: obsah As, Cd, Hg a Pb se liší v různých potravinách.

Na základě statistických metod byly testovány statisticky významné rozdíly obsahů rizikových prvků mezi odlišnými skupinami potravin. V případě hodnoty $p < 0,05$ byla hypotéza potvrzena, jelikož existoval statisticky signifikantní rozdíl v průměrném množství vybraných rizikových prvků. Pokud byla hodnota $p > 0,05$, hypotéza byla vyvrácena a nebyla potvrzena statistická významnost mezi průměrným obsahem rizikových prvků v různých potravinách.

Na základě výsledků Scheffého post-hoc testu (tab. 23) bylo prokázáno, že jedinou statisticky odlišnou potravinovou komoditou od ostatních analyzovaných potravin z hlediska průměrného obsahu arzenu jsou mořské ryby, ve kterých byl stanoven vyšší obsah arzenu. Nižší množství As v rybách sladkovodních je způsobeno velmi nízkým obsahem arsenobetainu, jež je v mořských rybách převažující formou arzenu (Velíšek & Hajšlová 2009; Bosch et al. 2016). Arsenobetain patří mezi netoxické formy arzenu, a proto ani relativně vysoké obsahy arzenu v mořských rybách nepředstavují zdravotní riziko pro konzumenta a pravděpodobně i z tohoto důvodu nepodléhá celkový obsah arzenu v rybách legislativnímu omezení. Pro ostatní druhy potravin byla hypotéza H₂ vyvrácena ($p = 0,00000$).

Mírně vyšší obsah As, nikoliv však statisticky významně odlišný od ostatních potravin vyjma mořských ryb, byl stanoven v rybách sladkovodních a rýži.

Při analýze rozdílů v průměrném obsahu kadmia bylo zjištěno, že pouze ve vzorcích čokolád se množství Cd statisticky významně lišilo od množství Cd v ostatních sledovaných potravinách (tab. 24). Lehce vyšší průměrný obsah Cd, který však nebyl statisticky významný, byl stanoven ve vzorcích brambor a rýži. Průměrné obsahy kadmia se mírně lišily i ve zbylých potravinách, pro něž však také nebyla potvrzena statistická významnost rozdílů.

Dle Scheffého post-hoc testu (tab. 25) je možné konstatovat, že průměrné množství olova se statisticky signifikantně liší od ostatních potravin pouze v rýžích a čokoládách. Pro tyto dvě potraviny navzájem nebyla statisticky významná odlišnost obsahů Pb potvrzena. Lehce vyšší obsah olova se vyskytoval také ve vzorcích kuřecích jater, ostatní potraviny vykazovaly minimální odlišnosti. Tyto rozdíly dle použitého statistického testu nelze považovat za významné.

Scheffého post-hoc test (tab. 26) potvrdil statisticky významný rozdíl v průměrném množství rtuti pouze ve vzorcích mořských ryb v porovnání s ostatními potravinovými komoditami. Mírně vyšší obsah Hg byl zjištěn také v čokoládách. V této potravíně však nebyla potvrzena statisticky významná odlišnost v obsahu rtuti ve srovnání s dalšími sledovanými potravinami. Zbylé skupiny potravin nevykazovaly výraznější rozdíly v obsahích rtuti.

Na základě výše uvedených výsledků nelze jednoznačně potvrdit zvolenou hypotézu H₂ o odlišnosti obsahu rizikových prvků v různých potravinách, některé potraviny však mají vyšší schopnost kumulovat rizikové prvky.

7 Závěr

- Vzorke cibulí a vajec z ekologického zemědělství obsahovaly vyšší množství As, zatímco brambory, čokolády, jablka, kuřecí játra, kuřecí prsní řízky a rýže vykazovaly vyšší průměrná množství arzenu v konvenční produkci. Vzorke plnotučných kravských mlék byly v obou typech produkce pod mezí detekce. Vyšší průměrné obsahy kadmia byly zjištěny ve vzorcích brambor, cibulí, kuřecích jater, kuřecích prsních řízků, rýží a vajec z ekologické produkce. Zbývající potravinové komodity (čokolády, plnotučná kravská mléka) s vyšším průměrným obsahem pocházely z konvenčního zemědělství. V jablcích byl průměrný obsah Cd v obou produkcích shodný. V ekologickém zemědělství dosahovaly vyšších obsahů rtuti pouze vzorke vajec, zatímco ostatní potraviny s vyšším obsahem Hg byly vyprodukované v konvenční produkci. Vyšší průměrné obsahy olova byly stanoveny ve vzorcích brambor, cibulí, plnotučných kravských mlék, rýží a vajec. Zbývající vzorke (čokolády, kuřecí játra, kuřecí prsní řízky) obsahující vyšší průměrné množství Pb pocházely z konvenčního zemědělství. V jablcích vypěstovaných v odlišných typech produkce bylo průměrné množství obdobné.
- Statisticky významně vyšší obsahy sledovaných rizikových prvků v porovnání s ostatními analyzovanými potravinami byly zjištěny pouze v množství arzenu ve vzorcích mořských ryb a množství kadmia, rtuti a olova v čokoládách. Statisticky vyšší obsah olova byl stanoven také ve vzorcích rýží.
- Ze statistického vyhodnocení vyplývá, že obsah rizikových prvků ve stejných potravinách je významně závislý na jejich původu pouze ve 48,72 % případů. Nelze proto s jistotou říci, který ze způsobů produkce generuje potraviny s nižším množstvím sledovaných rizikových prvků. Pro získání podrobnější informace o zdroji možné kontaminace by bylo nezbytné analyzovat celý proces, kterým dané vzorke prošly.
- Mořské ryby obsahovaly statisticky vyšší obsahy všech analyzovaných prvků.
- Nejvyšší variability v obsahu arzenu vykazovaly vzorke kuřecích prsních řízků z konvenční produkce, nejvyšší variabilita v obsahu kadmia byla zjištěna v kuřecích játrech z konvenčního zemědělství. Největší rozdíly v obsahu rtuti byly zjištěny ve vzorcích vajec pocházejících z konvenční produkce a nejvyšší rozdíly v obsahu olova byly stanoveny v kuřecích prsních řízcích z konvenční produkce. Nejnižší variabilitu As vykazovaly vzorke čokolád z konvenčního zemědělství. Pro Cd byly nejnižší rozdíly stanoveny v plnotučných kravských mlécích z konvenční produkce, v případě Hg se jednalo o brambory pocházející z téže produkce. Nejmenší rozdíly v obsazích Pb byly zjištěny ve vzorcích jablek z ekologické produkce.
- Žádný ze vzorků analyzovaný v rámci této práce nepřesahoval maximální zákonem stanovenou hranici obsahu uvedených rizikových prvků.

8 Seznam literatury

- Adriano DC. 2001. Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. 2nd edition. Springer, New York.
- Ali H, Khan E, Sajad MA. 2013. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. *Chemosphere* **91**:869-881.
- Allevato E, Stazi SR, Marabottini R, D'Annibale A. 2019. Mechanisms of arsenic assimilation by plants and countermeasures to attenuate its accumulation in crops other than rice. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **185** (e109701) DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.109701.
- Arriaga FJ, Guzman J, Lowery B. 2017. Conventional Agricultural Production Systems and Soil Functions. Pages 109-125 in Al-Kaisi MM, Lowery B, editors. *Soil Health and Intensification of Agroecosystems*. Academic press, Oxford.
- Babička L. 2017. Toxicky významné látky v potravinách. Potravinářská komora České republiky. Česká technologická platforma pro potraviny, Praha.
- Bencko V, Lener J, Cikrt M. 1995. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. 2. přepracované a doplněné vydání, Grada Publishing, Praha.
- Bortey-Sam N, Nakayama SMM, Ikenaka Y, Akoto O, Baidoo E, Yohannes YB, Mizukawa H, Ishizuka M. 2015. Human health risks from metals and metalloid via consumption of food animals near gold mines in Tarkwa, Ghana: Estimation of the daily intakes and target hazard quotients (THQs). *Ecotoxicology and Environmental Safety* **111**:160-167.
- Bosch AC, O'Neill B, Sigge GO, Kerwath SE, Hoffman LC. 2016. Heavy metals in marine fish meat and consumer health: a review. *Journal of the Science of Food and Agriculture* **96**:32-48.
- Braniš M. 2006. Půda a produkce potravin. Pages 210-212 in Dlouhá J, Dlouhý J, Mezřícký V, editors. *Globalizace a globální problémy: sborník textů k celouniverzitnímu kurzu "Globalizace a globální problémy" 2005-2007*. Univerzita Karlova v Praze, Centrum pro otázky životního prostředí, Praha.
- Cibulka J. 1991. Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia, Praha.
- Drápal J, Pícha R, Vlasáková V, Rejtharová M, Rosmus J, Honzlová A, Kolářková M, Šimáková A, Hedvábný P, Tajmr M. 2019. Kontaminace potravinového řetězce „cizorodými látkami“ situace v roce 2018. Informační bulletin Státní veterinární správy, č. 1 / 2019. Státní veterinární správa, Praha.
- EFSA. 2010. Scientific Opinion on Lead in Food. *EFSA Journal* **8** (e1570) DOI: 10.2903/j.efsa.2010.1570.
- Allen LH. 2013. Food Safety: Heavy Metals. Pages 331-336 in Caballero B, Allen L, Prentice A, editors. *Encyclopedia of Human Nutrition*. 3rd edition. Academic press, Oxford.
- El-Kady AA, Abdel-Wahhab MA. 2018. Occurrence of trace metals in foodstuffs and their health impact. *Trends in Food Science & Technology* **75**: 36-45.

- Evropská unie. 2019. Zemědělství: Dynamické venkovské oblasti a kvalitní zemědělské produkty. Evropská unie. Available from https://europa.eu/european-union/topics/agriculture_cs (accessed October 2019).
- Fatoki OS, Akinsoji OS, Ximba BJ, Olujimi O, Ayanda OS. 2013. Arsenic Contamination: Africa the Missing Gap. *Asian Journal of Chemistry* **25**:9263-9268.
- Flora SJS, Agrawal S. 2017. Arsenic, Cadmium, and Lead. Pages 537-566 in Gupta RC, editor. *Reproductive and Developmental Toxicology*. 2nd edition. Academic press, Oxford.
- Gabriel D, Sait SM, Kunin WE, Benton TG. 2013. Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology* **50**:355-364.
- Gall JE, Boyd RS, Rajakaruna N. 2015. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* **187** (e201) DOI: 10.1007/s10661-015-4436-3.
- Gomiero T. 2018. Food quality assessment in organic vs. conventional agricultural produce: Findings and issues. *Applied Soil Ecology* **123**:714-728.
- González N, Marquès M, Nadal M, Domingo JL. 2019. Occurrence of environmental pollutants in foodstuffs: A review of organic vs. conventional food. *Food and Chemical Toxicology* **125**:370-375.
- Hajšlová J, Schulzová V. 2006. Porovnání produktů ekologického a konvenčního zemědělství: odborná studie VŠCHT. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha
- Hejtmánková A, Dolejšková J. 2015. Význam prvků a jejich sloučenin v životním prostředí. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Hoefkens C, Sioen I, Baert K, De Meulenaer B, De Henauw S, Vandekinderen I, Devlieghere F, Opsomer A, Verbeke W, Van Camp J. 2010. Consuming organic versus conventional vegetables: The effect on nutrient and contaminant intakes. *Food and Chemical Toxicology* **48**:3058-3066.
- Hoo Fung LA, Antoine JM, Grant CN, Lalor GC. 2015. Vegetables and fruits. Pages 489-520 in de la Guardia M, Garrigues S, editors. *Handbook of Mineral Elements in Food*. John Wiley & Sons, Ltd., Valencia.
- Horiguchi H. 2014. Itai itai disease. Pages 655-656 in Wexler P, editor. *Encyclopedia of Toxicology: Third edition*. Academic Press, San Diego.
- Jaishankar M, Tseten T, Anbalagan N, Mathew BB, Beeregowda KN. 2014. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology* **7**:60-72.
- Kabata-Pendias A. 2011. Trace elements in soils and plants. 4th edition. CRC Press, Boca Raton.
- Kafka Z, Punčochářová J. 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* **96**:611-617.

- Komise Evropských společenství. 2008. Nařízení Komise (ES) č. 1235/2008, kterým se stanoví prováděcí pravidla k nařízení Rady (ES) č. 834/2007, pokud jde o opatření pro dovoz ekologických produktů ze třetích zemí. Pages 25-52 in Úřední věstník Evropské unie L334, Brusel.
- Komise Evropských společenství. 2008. Nařízení Komise (ES) č. 889/2008, kterým se stanoví prováděcí pravidla k nařízení Rady (ES) č. 834/2007 o ekologické produkci a označování ekologických produktů. Pages 1-84 in Úřední věstník Evropské unie L250, Štrasburk.
- Levi M, Hjelm C, Harari F, Vahter M. 2018. ICP-MS measurement of toxic and essential elements in human breast milk. A comparison of alkali dilution and acid digestion sample preparation methods. *Clinical Biochemistry* **53**:81-87.
- Lindberg A, Ask Björnberg K, Vahter M, Berglund M. 2004. Exposure to methylmercury in non-fish-eating people in Sweden. *Environmental Research* **96**:28-33.
- Lo Dico GM, Galvano F, Dugo G, D'ascenzi C, Macaluso A, Vella A, Giangrosso G, Cammilleri G, Ferrantelli V. 2018. Toxic metal levels in cocoa powder and chocolate by ICP-MS method after microwave-assisted digestion. *Food Chemistry* **245**:1163-1168.
- Mandal P. 2017. An insight of environmental contamination of arsenic on animal health. *Emerging Contaminants* **3**:17-22.
- Marín S, Pardo O, Sánchez A, Sanchis Y, Vélez D, Devesa V, Font G, Yusà V. 2018. Assessment of metal levels in foodstuffs from the Region of Valencia (Spain). *Toxicology Reports* **5**:654-670.
- Milenkovic B, Stajic JM, Stojic N, Pucarevic M, Strbac S. 2019. Evaluation of heavy metals and radionuclides in fish and seafood products. *Chemosphere* **229**:324-331.
- Millour S, Noël L, Kadar A, Chekri R, Vastel C, Sirot V, Leblanc JC, Guérin T. 2011. Pb, Hg, Cd, As, Sb and Al levels in foodstuffs from the 2nd French total diet study. *Food Chemistry* **126**:1787-1799.
- Ministerstvo zemědělství. 2006. Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 16/2006 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona o ekologickém zemědělství. Pages 891-894 in Sbírka zákonů 2012, částka 29, Praha.
- Ministerstvo životního prostředí. 2019. Definice půdy. Available from [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/definice_pudy/\\$FILE/OOHPP-Definice_pudy-20080820.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/definice_pudy/$FILE/OOHPP-Definice_pudy-20080820.pdf) (accessed October 2019).
- Mir-Marqués A, Cervera ML, de la Guardia M. 2016. Mineral analysis of human diets by pectrometry methods. *Trends in Analytical Chemistry* **82**:457-467.
- Mohammed E, Mohammed T, Mohammed A. 2017. Optimization of an acid digestion procedure for the determination of Hg, As, Sb, Pb and Cd in fish muscle tissue. *MethodsX* **4**:513-523.
- Mosa KA, Saadoun I, Kumar K, Helmy M, Dhankher OP. 2016. Potential Biotechnological Strategies for the Cleanup of Heavy Metals and Metalloids. *Frontiers in Plant Science* **7** (e303) DOI: 10.3389/fpls.2016.00303.

- Musilova J, Bystricka J, Vollmannova A, Janotova B, Orsak M, Harangozo L, Hegedusova A. 2017. Safety of Potato Consumption in Slovak Region Contaminated by Heavy Metals due to Previous Mining Activity. *Journal of Food Quality* **2017** (e9385716) DOI: 10.1155/2017/9385716
- Nagajyoti PC, Lee KD, Sreekanth TVM. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters* **8**:199-216.
- Olmedo P, Pla A, Hernández AF, Barbier F, Ayouni L, Gil F. 2013. Determination of toxic elements (mercury, cadmium, lead, tin and arsenic) in fish and shellfish samples. Risk assessment for the consumers. *Environment International* **59**:63-72.
- Pacyna JM, Pacyna EG, Aas W. 2009. Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and cadmium. *Atmospheric Environment* **43**:117-127.
- Pandey G, Madhuri S. 2014. Heavy metals causing toxicity in animals and fishes. *Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences* **2**:17-23.
- Pappas RS. 2012. Sample Preparation Problem Solving for Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry with Liquid Introduction Systems I. Solubility, Chelation, and Memory Effects. *Spectroscopy* **27**:20-31.
- Parlament České republiky. 2000. Zákon č. 242/2000 Sb., o ekologickém zemědělství a o změně zákona č. 368/1992 Sb., o správních poplatcích, ve znění pozdějších předpisů. Pages 4330-4337 in *Sbírka zákonů 2011, částka 122*, Praha.
- Pitter P. 2015. *Hydrochemie*. 5. aktualizované a doplněné vydání. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha.
- Plavan G, Jitar O, Teodosiu C, Nicoara M, Micu D, Strungaru SA. 2017. Toxic metals in tissues of fishes from the Black Sea and associated human health risk exposure. *Environmental Science and Pollution Research* **4**:7776-7787.
- Qian Y, Chen C, Zhang Q, Li Y, Chen Z, Li M. 2010. Concentrations of cadmium, lead, mercury and arsenic in Chinese market milled rice and associated population health risk. *Food Control* **21**:1757-1763.
- Rada Evropské unie. 2007. Nařízení Rady (ES) č. 834/2007 ze dne 28. června 2007 o ekologické produkci a označování ekologických produktů a o zrušení nařízení (EHS) č. 2092/91. Pages 1-23 in *Úřední věstník Evropské unie L189*, Lucemburk.
- Rai PK, Lee SS, Zhang M, Tsang YF, Kim K-H. 2019. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment International* **125**:365-385.
- Rascio N, Navari-Izzo F. 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?. *Plant Science* **180**:169-181.
- Reganold JP, Wachter JM. 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* **2** (e15221) DOI: 10.1038/nplants.2015.221.
- Rehman K, Fatima F, Waheed I, Akash MSH. 2018. Prevalence of exposure of heavy metals and their impact on health consequences. *Journal of Cellular Biochemistry* **119**:157-184.

- Reilly C. 2002. Metal contamination of food: its significance for food quality and human health. 3rd edition. Blackwell Science, Bodmin.
- Rizwan M, Ali S, Adrees M, Ibrahim M, Tsang DCG, Zia-Ur-Rehman M, Zahir ZA, Rinklebe J, Tack FMG, Ok YS. 2017. A critical review on effects, tolerance mechanisms and management of cadmium in vegetables. *Chemosphere* **182**:90-105.
- Rose M, Baxter M, Brereton N, Baskaran C. 2010. Dietary exposure to metals and other elements in the 2006 UK Total Diet Study and some trends over the last 30 years. *Food Additives and Contaminants* **27**:1380-1404.
- Seufert V. 2019. Comparing Yields: Organic Versus Conventional Agriculture. Pages 196-208 in Ferranti P, Berry EM, Anderson JR, editors. *Encyclopedia of Food Security and Sustainability*. Elsevier, Amsterdam.
- Shahid M, Dumat C, Khalid S, Schreck E, Xiong T, Niazi NK. 2017. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials* **325**:36-58.
- Soodan RK, Pakade YB, Nagpal A, Katnoria JK. 2014. Analytical techniques for estimation of heavy metals in soil ecosystem: A tabulated review. *Talanta* **125**:405-410.
- Stony Brook University. 2014. Sustainable Vs. Conventional Agriculture. Stony Brook University. Available from <https://you.stonybrook.edu/environment/sustainable-vs-conventional-agriculture/> (accessed October 2019).
- Sunderland EM, Tumpney M. 2013. Mercury in foods. Pages 392-413 in Rose M, Fernandes A, editors. *Persistent Organic Pollutants and Toxic Metals in Foods*. Woodhead Publishing, Cambridge
- Sysalová J, Kučera J, Fikrle M, Drtinová B. 2013. Determination of the total mercury in contaminated soils by direct solid sampling atomic absorption spectrometry using an AMA-254 device and radiochemical neutron activation analysis. *Microchemical Journal* **110**:691-694.
- Szkoda J, Żmudzki J, Nawrocka A, Kmieciak M. 2013. Concentrations of toxic elements in tissues of slaughtered animals and cow's milk – a five year study. *Bulletin of the Veterinary Institute in Pulawy* **57**:529-533.
- Toman R, Golian J, Massányi P. 2003. *Toxikológia potravín*. SPU, Nitra.
- Tóth G, Hermann T, Szatmári G, Pásztor L. 2016. Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Science of The Total Environment* **565**:1054-1062.
- Tscharntke T, Clough Y, Wanger TC, Jackson L, Motzke I, Perfecto I, Vandermeer J, Whitbread A. 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* **151**:53-59.

- Ullah AKMA, Maksud MA, Khan SR, Lutfu LN, Quraishi SB. 2017. Development and validation of a GF-AAS method and its application for the trace level determination of Pb, Cd, and Cr in fish feed samples commonly used in the hatcheries of Bangladesh. *Journal of Analytical Science and Technology* **8**:1-7.
- Velíšek J, Hajšlová J. 2009. *Chemie potravin*. 3. rozšířené a přepracované vydání. OSSIS, Tábor.
- Yabe J, Nakayama SMM, Ikenaka Y, Muzandu K, Choongo K, Mainda G, Kabeta M, Ishizuka M, Umemura T. 2013. Metal distribution in tissues of free-range chickens near a lead-zinc mine in Kabwe, Zambia. *Environmental Toxicology and Chemistry* **32**:89-192.
- Zhou J, Du B, Liu H, Cui H, Zhang W, Fan X, Cui J, Zhou J. 2020. The bioavailability and contribution of the newly deposited heavy metals (copper and lead) from atmosphere to rice (*Oryza sativa* L.). *Journal of Hazardous Materials* **384** (e121285) DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121285.

9 Seznam tabulek, obrázků a grafů

9.1 Seznam obrázků

Obrázek 1: Porovnání aspektů konvenčního a ekologického zemědělství

- převzato a upraveno 14. 10. 2019:

Reganold JP, Wachter JM. 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* **2** (e15221) DOI: 10.1038/nplants.2015.221.

Obrázek 2: Vývoj prodeje bio produktů

- převzato a upraveno 14. 10. 2019:

<https://www.statista.com/statistics/273090/worldwide-sales-of-organic-foods-since-1999/>

Obrázek 3: Koloběh rizikových prvků v životním prostředí

- převzato a upraveno 14. 10. 2019:

<https://www.usgs.gov/media/images/trace-element-chemistry-trace-element-cycling-diagram>

Obrázek 4: Porovnání příjmu kořeny a listy rostlin

- převzato a upraveno 10. 9. 2019:

Shahid M, Dumat C, Khalid S, Schreck E, Xiong T, Niazi NK. 2017. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials* **325**:36-58.

Obrázek 5: Minerální forma arzenu

- převzato 18. 10. 2019:

<http://humanbiologylab.pbworks.com/w/page/122897034/Lab%201%20-%20Arzenic%20-%20Julie%20Marble>

Obrázek 6: Cyklus arzenu v životním prostředí

- převzato a upraveno 5. 9. 2019:

Fatoki OS, Akinsoji OS, Ximba BJ, Olujimi O, Ayanda OS. 2013. Arzenic Contamination: Africa the Missing Gap. *Asian Journal of Chemistry* **25**:9263-9268.

Obrázek 7: Kovové kadmium

- převzato 5. 10. 2019:

https://cs.wikipedia.org/wiki/Kadmium#/media/Soubor:Cadmium-crystal_bar.jpg

Obrázek 8: Zdroje kontaminace životního prostředí kadmiiem

- převzato a upraveno 8. 9. 2019:

Flora SJS, Agrawal S. 2017. Arzenic, Cadmium, and Lead. Pages 537-566 in Gupta RC, editor. *Reproductive and Developmental Toxicology*. 2nd edition. Academic press, Oxford.

Obrázek 9: Olovo

- převzato 14. 10. 2019:

https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/e/e6/Lead_electrolytic_and_1cm3_cube.jpg

Obrázek 10: Zdroje kontaminace olovem v životním prostředí

- převzato a upraveno 5. 9. 2019:

Ashraf MY, Azhar N, Mahmood K, Ahmad R, Waraich EA. 2012. Oilseed Brassica napus and Phytoremediation of Lead. Pages 151-171 in Naser AA, Pereira ME, Ahmad I, Duarte AC, Umar S, Khan NA, editors. Phytotechnologies: Remediation of Environmental Contaminants. CRC Press, Boca Raton.

Obrázek 11: Rtuť za standardních podmínek

- převzato 11. 8. 2019:

<https://www.britannica.com/science/mercury-chemical-element>

Obrázek 12: Biochemický cyklus rtuti v životním prostředí

- převzato a upraveno 14. 10. 2019:

<http://www.marsbiomed.com/wp-content/uploads/2015/10/Mercury-cycle-drawing.jpg>

9.2 Seznam tabulek

Tabulka 1: Cílové orgány vybraných rizikových prvků	13
Tabulka 2: Obsah arzeniu, kadmia, rtuti a olova ve vybraných potravinách	28
Tabulka 3: Maximální limity anorganického arzeniu ve vybraných potravinách.....	32
Tabulka 4: Maximální limity kadmia ve vybraných potravinách	32
Tabulka 5: Maximální limity olova ve vybraných potravinách	32
Tabulka 6: Maximální limity rtuti ve vybraných potravinách	33
Tabulka 7: Maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti	33
Tabulka 8: Základní parametry pro měření Cd technikou ET-AAS	38
Tabulka 9: Meze detekce a stanovitelnosti As, Cd, Hg, Pb pro použité metody stanovení..	39
Tabulka 10: Průměrný obsah rizikových prvků v certifikovaných referenčních materiálech	40
Tabulka 11: Obsah rizikových prvků ve vzorcích brambor.....	42
Tabulka 12: Obsah rizikových prvků ve vzorcích cibulí	44
Tabulka 13: Obsah rizikových prvků ve vzorcích čokolád.....	46
Tabulka 14: Obsah rizikových prvků ve vzorcích jablek.....	48
Tabulka 15: Obsah rizikových prvků ve vzorcích kuřecích jater	50
Tabulka 16: Obsah rizikových prvků ve vzorcích kuřecích prsních řízků.....	52
Tabulka 17: Obsah rizikových prvků ve vzorcích plnotučných mlék.....	54
Tabulka 18: Obsah rizikových prvků ve vzorcích rýží	56
Tabulka 19: Obsah rizikových prvků ve vzorcích vajec	58
Tabulka 20: Obsah rizikových prvků ve vzorcích ryb	60
Tabulka 21: Potravin v klesajícím pořadí dle obsahu rizikových prvků.....	65
Tabulka 22: Relativní směrodatná odchylka v potravinách dle produkce	66
Tabulka 23: Obsah arzeniu ve vybraných potravinách (Scheffého test).....	67
Tabulka 24: Obsah kadmia ve vybraných potravinách (Scheffého test).....	68
Tabulka 25: Obsah olova ve vybraných potravinách (Scheffého test)	68
Tabulka 26: Obsah rtuti ve vybraných potravinách (Scheffého test).....	69
Tabulka 27: Výsledky hypotézy H_1 ve stejných potravinách	76
Tabulka 28: Seznam použitých potravin z ekologické produkce.....	I
Tabulka 29: Seznam použitých potravin z konvenční produkce	II

9.3 Seznam grafů

Graf 1: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích brambor	43
Graf 2: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích brambor dle produkce	43
Graf 3: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích cibulí	45
Graf 4: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích cibulí dle produkce	45
Graf 5: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích čokolád	47
Graf 6: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích čokolád dle produkce	47
Graf 7: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích jablek	49
Graf 8: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích jablek dle produkce	49
Graf 9: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích kuřecích jater	51
Graf 10: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích kuřecích jater dle produkce	51
Graf 11: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích kuřecích prsních řízků	53
Graf 12: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích kuřecích prsních řízků dle produkce	53
Graf 13: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích plnotučných mlék	55
Graf 14: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích plnotučných mlék dle produkce	55
Graf 15: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích rýží	57
Graf 16: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích rýží dle produkce	57
Graf 17: Obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích vajec	59
Graf 18: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích vajec dle produkce	59
Graf 19: Průměrný obsah rizikových prvků v jednotlivých vzorcích ryb	61
Graf 20: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích ryb dle původu	61
Graf 21: Průměrný obsah rizikových prvků ve vybraných potravinách	62
Graf 22: Průměrný obsah rizikových prvků ve vybraných potravinách dle původu	63
Graf 23: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích ryb	64
Graf 24: Průměrný obsah rizikových prvků ve vzorcích ryb dle původu	64
Graf 25: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích brambor dle produkce	III
Graf 26: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích brambor dle produkce	III
Graf 27: Průměrný obsah olova ve vzorcích brambor dle produkce	IV
Graf 28: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích brambor dle produkce	IV
Graf 29: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích cibulí dle produkce	V
Graf 30: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích cibulí dle produkce	V
Graf 31: Průměrný obsah olova ve vzorcích cibulí dle produkce	VI
Graf 32: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích cibulí dle produkce	VI
Graf 33: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích čokolád dle produkce	VII
Graf 34: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích čokolád dle produkce	VII
Graf 35: Průměrný obsah olova ve vzorcích čokolád dle produkce	VIII
Graf 36: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích čokolád dle produkce	VIII
Graf 37: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích jablek dle produkce	IX
Graf 38: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích jablek dle produkce	IX
Graf 39: Průměrný obsah olova ve vzorcích jablek dle produkce	X
Graf 40: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích jablek dle produkce	X
Graf 41: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích kuřecích jater dle produkce	XI
Graf 42: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích kuřecích jater dle produkce	XI
Graf 43: Průměrný obsah olova ve vzorcích kuřecích jater dle produkce	XII
Graf 44: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích kuřecích jater dle produkce	XII
Graf 45: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích kuřecích prsních řízků dle produkce	XIII
Graf 46: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích kuřecích prsních řízků dle produkce	XIII
Graf 47: Průměrný obsah olova ve vzorcích kuřecích prsních řízků dle produkce	XIV
Graf 48: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích kuřecích prsních řízků dle produkce	XIV

Graf 49: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích plnotučných mlék dle produkce	XV
Graf 50: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích plnotučných mlék dle produkce	XV
Graf 51: Průměrný obsah olova ve vzorcích plnotučných mlék dle produkce	XVI
Graf 52: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích plnotučných mlék dle produkce	XVI
Graf 53: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích rýží dle produkce	XVII
Graf 54: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích rýží dle produkce	XVII
Graf 55: Průměrný obsah olova ve vzorcích rýží dle produkce	XVIII
Graf 56: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích rýží dle produkce	XVIII
Graf 57: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích vajec dle produkce	XIX
Graf 58: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích vajec dle produkce	XIX
Graf 59: Průměrný obsah olova ve vzorcích vajec dle produkce	XX
Graf 60: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích vajec dle produkce	XX
Graf 61: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích ryb dle původu	XXI
Graf 62: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích ryb dle původu	XXI
Graf 63: Průměrný obsah olova ve vzorcích ryb dle původu	XXII
Graf 64: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích ryb dle původu	XXII
Graf 65: Obsah arzenu ve vybraných potravinách (ANOVA)	XXIII
Graf 66: Obsah kadmia ve vybraných potravinách (ANOVA)	XXIII
Graf 67: Obsah olova ve vybraných potravinách (ANOVA)	XXIV
Graf 68: Obsah rtuti ve vybraných potravinách (ANOVA)	XXIV

10 Seznam použitých zkratk a symbolů

AAS	atomová absorpční spektrometrie
ICP-MS	hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem
ICP-OES	emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem
LOD	mez detekce
LOQ	mez stanovitelnosti
NAA	neutronová aktivační analýza
S _R	relativní směrodatná odchylka

11 Přílohy

11.1 Seznam použitých potravin z ekologické produkce

Tabulka 28: Seznam použitých potravin z ekologické produkce

Potravina	Specifikace potravin	Zakoupeno
Brambory	Brambory BIO Biohof, Itálie	Fresh bedýnky
	Brambory BIO rané, Česká republika	Fresh bedýnky
	Brambory konzumní pozdní BIO, Nizozemsko	Košík
Cibule	Cibule žlutá BIO Biohof, Česká republika	Fresh bedýnky
	Cibule žlutá BIO, Česká republika	Fresh bedýnky
	Cibule žlutá BIO, Španělsko	Košík
Čokolády	dmBio hořká čokoláda 70%, 100 g	dm drogerie
	Meybona BIO hořká čokoláda 72%, 100 g	Albert
	Vivani Bio hořká čokoláda 71%, 100 g	Košík
Jablka	Jablka Golden Delicious BIO, Rakousko	Fresh bedýnky
	Jablka Jonagored BIO, Německo	Fresh bedýnky
	Jablka Red Delicious BIO, Itálie	Košík
Kuřecí játra	BIO kuřecí játra Biopark	Biopark
Kuřecí prsní řízký	BIO Kuřecí prsní řízký Biopark	Fresh bedýnky
Kravská plnotučná mléka	dmBIO mléko plnotučné, 3,5%, 1 l,	dm drogerie
	Olma Via Natur Bio Čerstvé mléko, 4%, 1 l,	Albert
	BIO mléko Natures promise, 3,6%, 1 l,	Albert
Rýže	Dlouhozrnná rýže natur dmBio, 1000 g	dm drogerie
	Basmati bílá Natures promise	Albert
	Probio Bio Rýže dlouhozrnná natural, 500 g	Košík
Vejce	AG Maiwald BIO vejce, 6 ks	Košík
	Natures promise Bio čerstvá vejce, 6 ks	Albert
	Čerstvá BIO vejce z Šumavy, 6 ks	Fresh bedýnky

Albert = Albert Česká republika, s.r.o.

Biopark = Biopark s.r.o.; <https://www.biohovezi.cz>

dm drogerie = dm drogerie markt s.r.o.

Fresh bedýnky = MyFoodMarket, s.r.o.; <https://www.freshbedynky.cz>

Košík = Košík.cz s.r.o.; <https://www.kosik.cz>

11.3 Seznam použitých potravin z konvenční produkce

Tabulka 29: Seznam použitých potravin z konvenční produkce

Potravina	Specifikace potravin	Zakoupeno
Brambory	Brambory konzumní rané, BROP s.r.o, ČR	Tesco
	Česká farma – brambory konzumní rané, ČR	Billa
	Česká produkce – brambory konzumní rané, ČR	Košík
Cibule	Cibule kuchyňská žlutá, Blanická s.r.o, ČR	Tesco
	Cibule kuchyňská žlutá, Egypt	Košík
	Cibule žlutá, Nový Zéland	Billa
Čokolády	BASIC hořká čokoláda 50%, 100 g	Albert
	Carla 70% hořká čokoláda, 100 g	Billa
	Lindt 70% hořká čokoláda, 100 g	Tesco
Jablka	Jablka Golden Delicious, Česká republika	Billa
	Jablka Jonagold, Česká republika	Tesco
	Jablka Šampion, Polsko	Billa
Kuřecí játra	Kuřecí játra čerstvá	Tesco
	Raciola kuřecí játra čerstvá	Košík
	Farmářská kuřecí játra z Rašovic	Košík
Kuřecí prsní řízky	Raciola České kuřecí prsní řízky	Košík
	Kuřecí prsní řízky Vocílka	Billa
	Zlaté kuře-prsní řízky	Tesco
Kravná plnotučná mléka	Mlékárna Kunín plnotučné mléko, 3,5%, 1 l	Albert
	Madeta Jihočeské mléko plnotučné, 1 l, 3,5%, 1 l	Albert
	Tatra plnotučné mléko, 3,5%, 1 l	Albert
Rýže	Happyhome rýže dlouhozrnná, 4x100 g	Billa
	Lagris rýže dlouhozrnná, 4x120 g	Albert
	Vitana rýže dlouhozrnná, 4x100 g	Albert
Vejce	Arnoštova vejíčka, 6 ks	Košík
	Česká vejce CZ, 6 ks	Billa
	Čerstvá vejce Schubert, 6 ks	Albert
Ryby	Losos obecný (<i>Salmo salar</i>), Německo	Kaufland
	Treska tmavá (<i>Pollachius virens</i>), Německo	Kaufland
	Tuňák žlutoploutvý (<i>Thunnus albacares</i>), Vietnam	Kaufland
	Pangasius (<i>Pangasius</i> spp.), Vietnam	Kaufland
	Sumeček africký (<i>Clarias gariepinus</i>), Německo	Kaufland
	Tilápie nilská (<i>Oreochromis niloticus</i>), Německo	Kaufland

Albert = Albert Česká republika, s.r.o.

Billa = Billa, spol. s r. o.

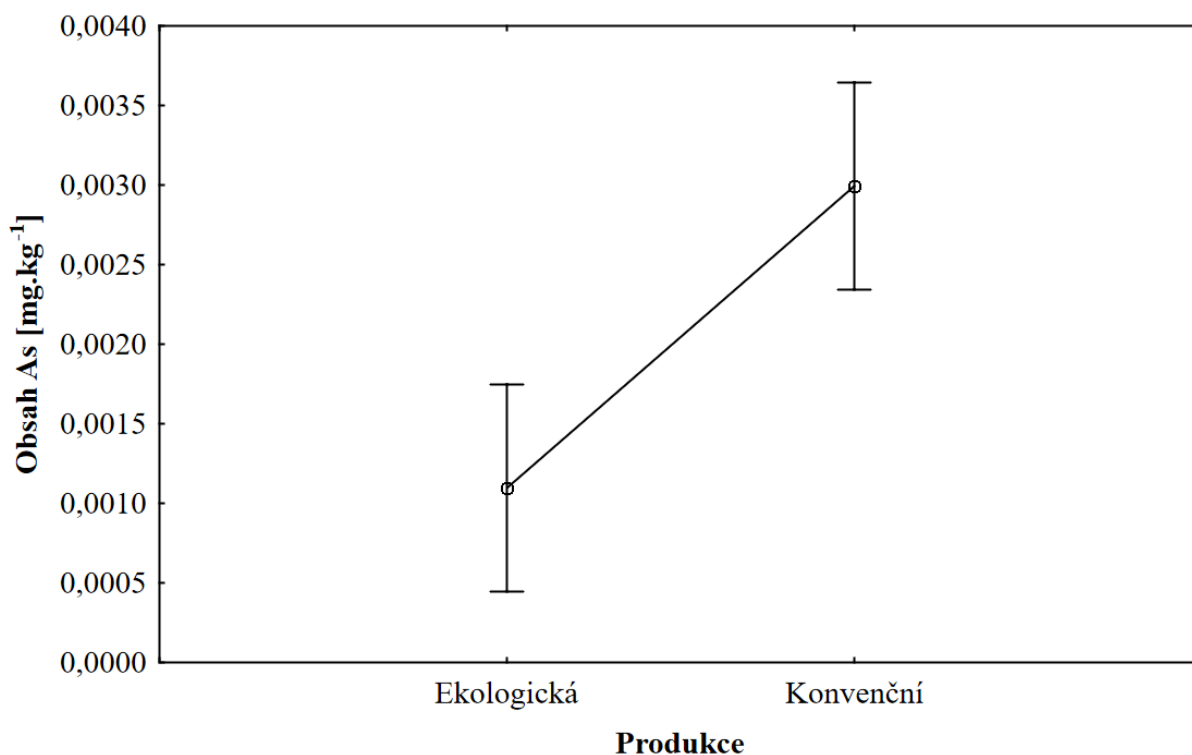
Kaufland = Kaufland Česká republika v.o.s.

Košík = Košík.cz s.r.o.; <https://www.kosik.cz>

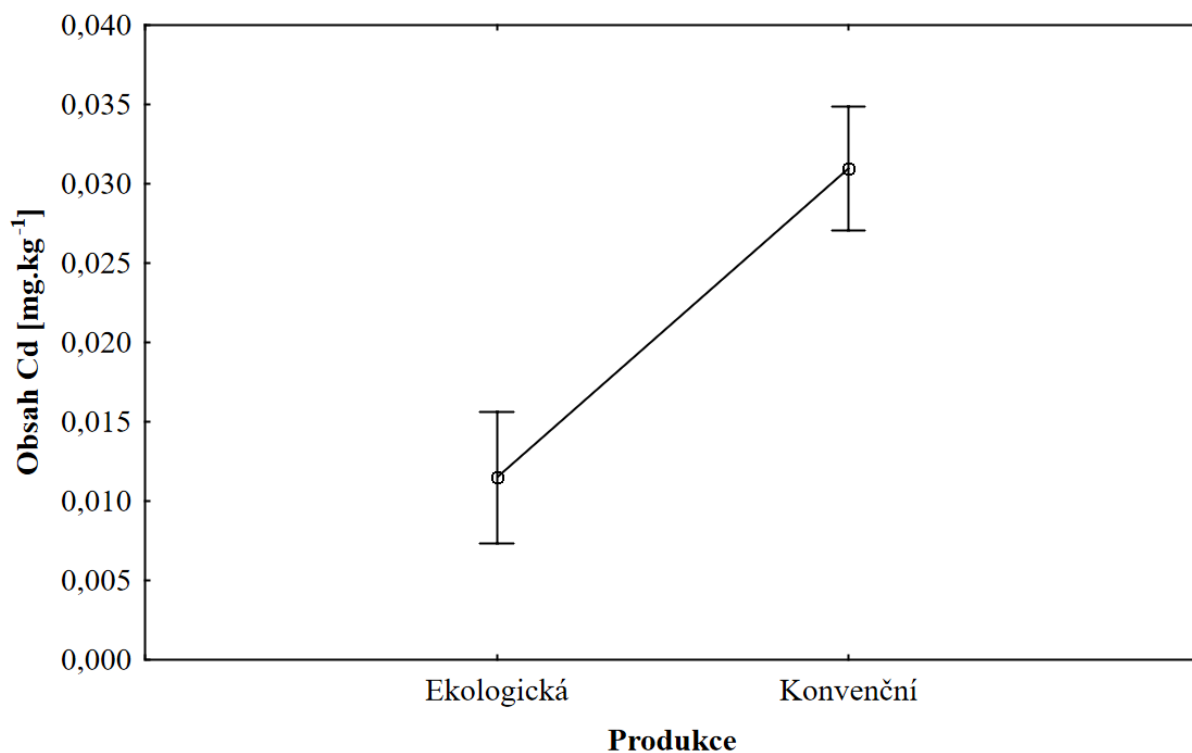
Tesco = Tesco Stores ČR a.s.

11.4 Průměrný obsah rizikových prvků ve vybraných vzorcích potravin

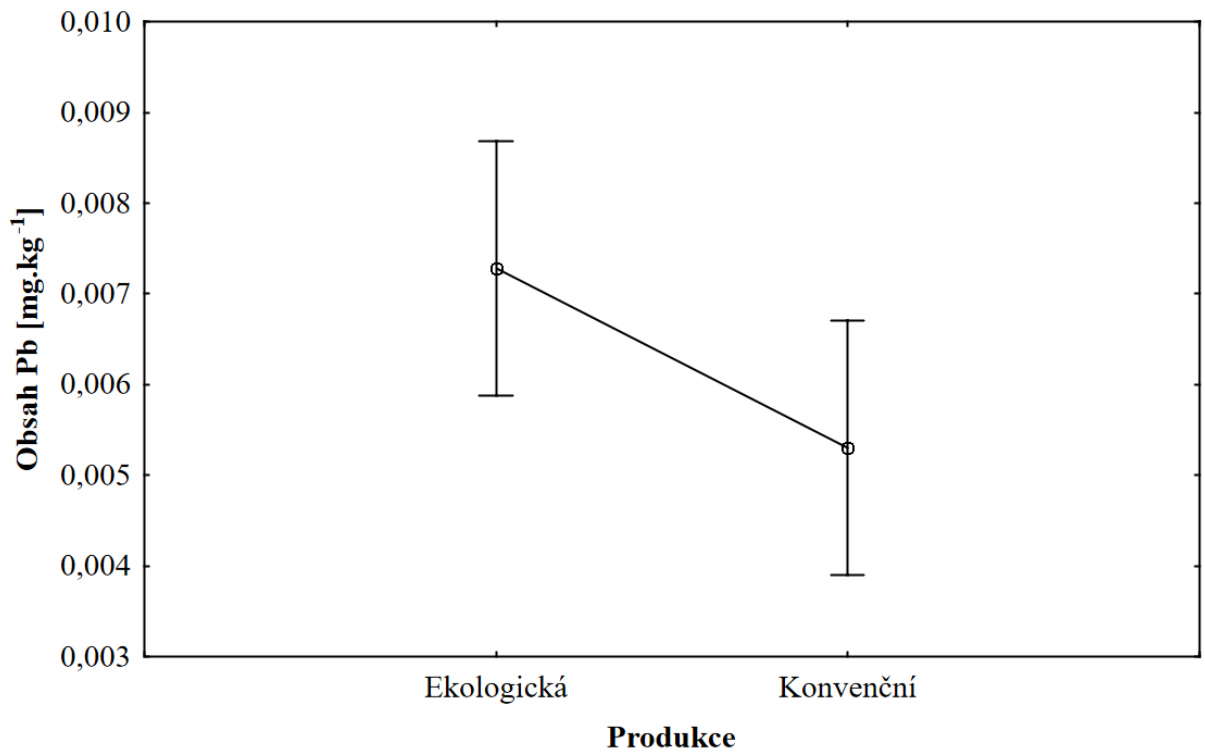
11.4.1 Brambory



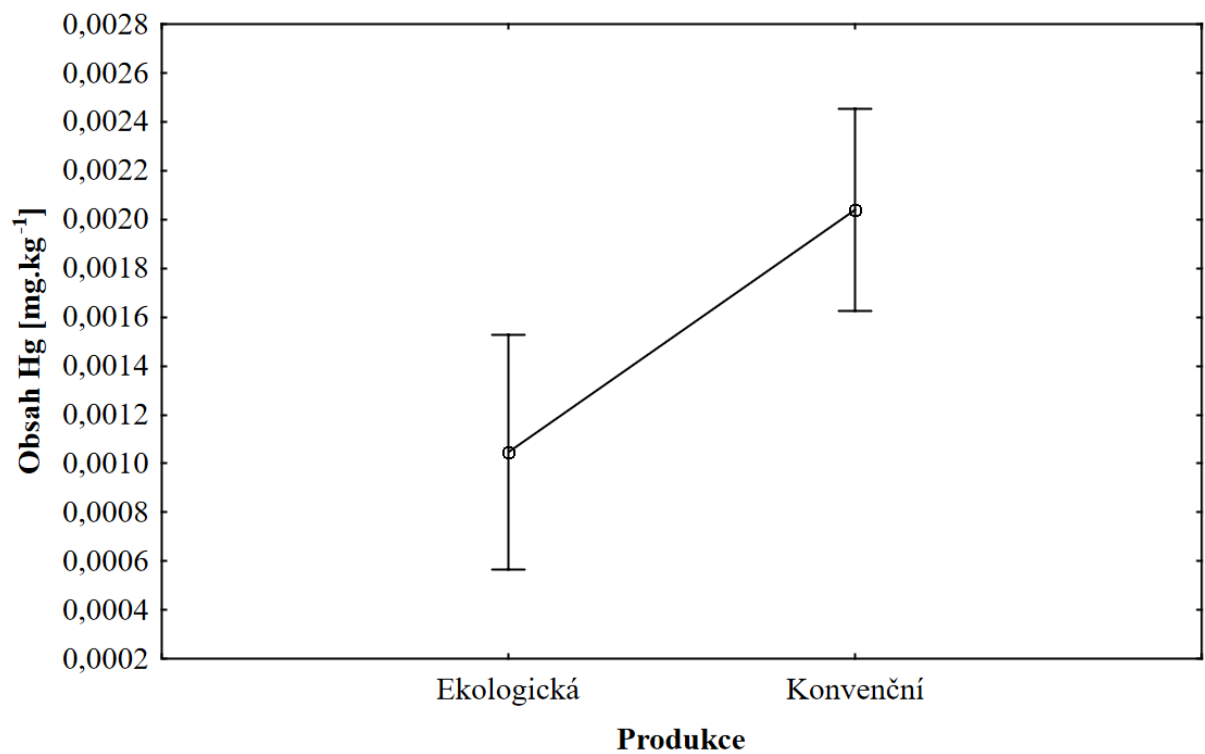
Graf 25: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích brambor dle produkce



Graf 26: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích brambor dle produkce

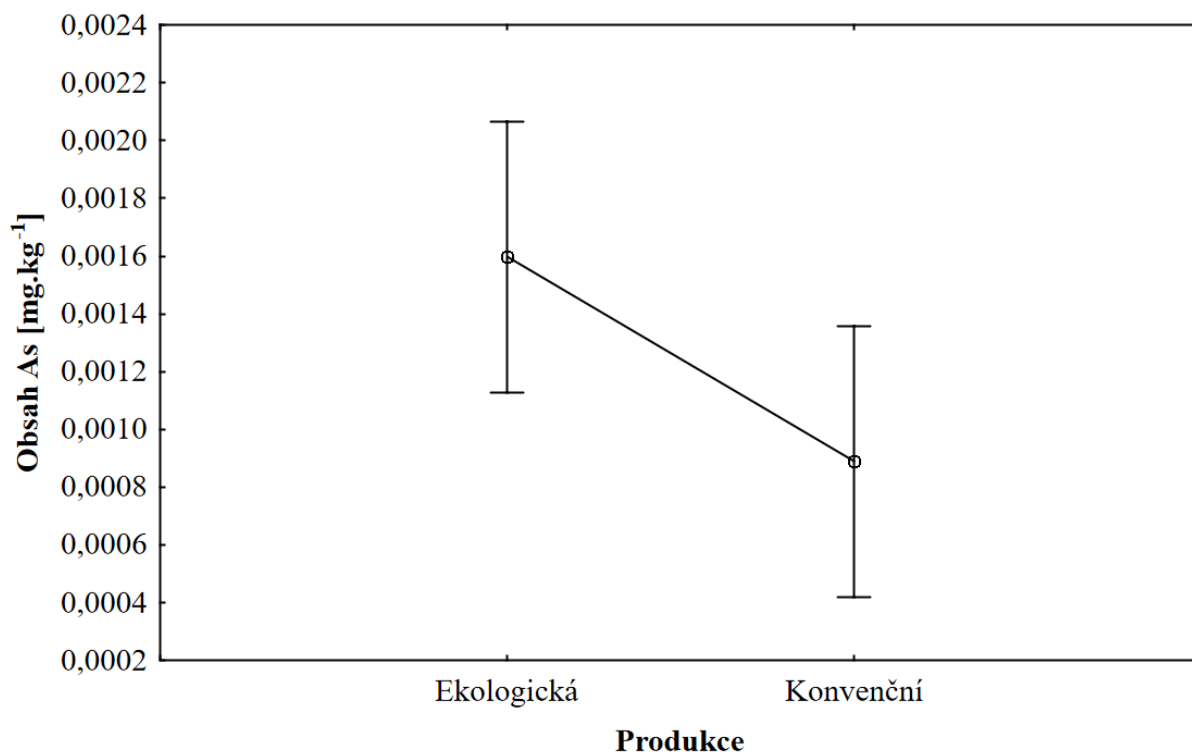


Graf 27: Průměrný obsah olova ve vzorcích brambor dle produkce

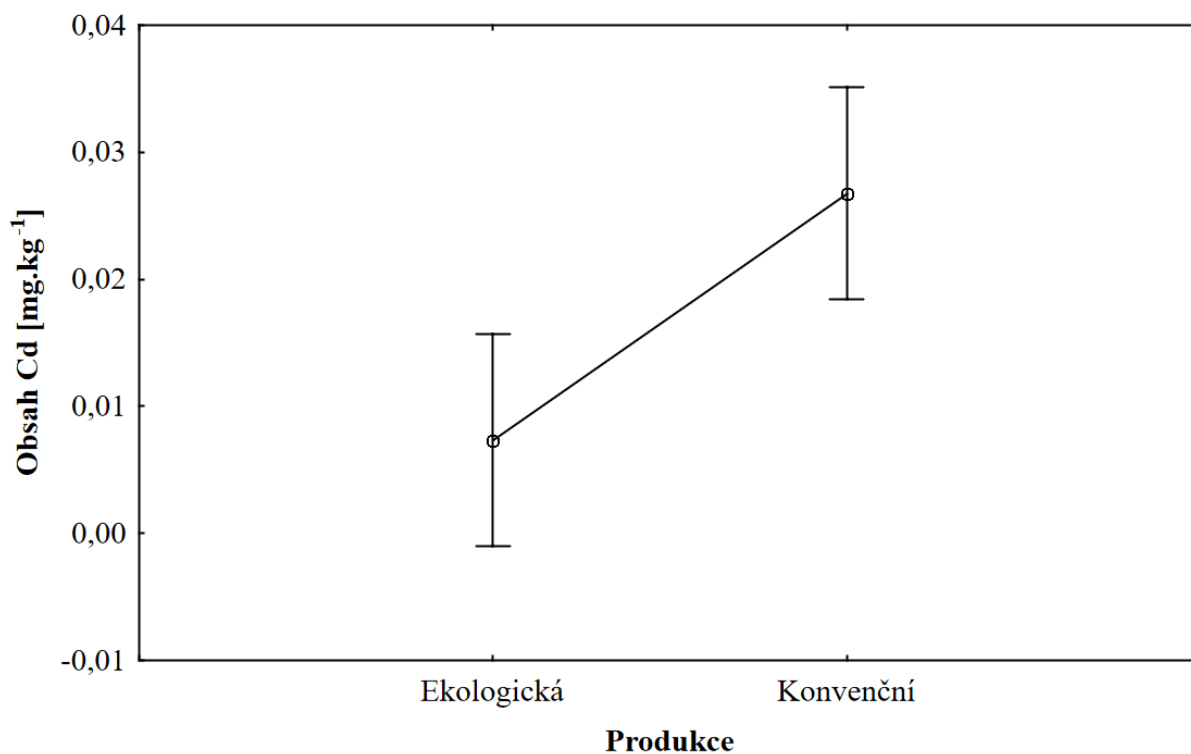


Graf 28: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích brambor dle produkce

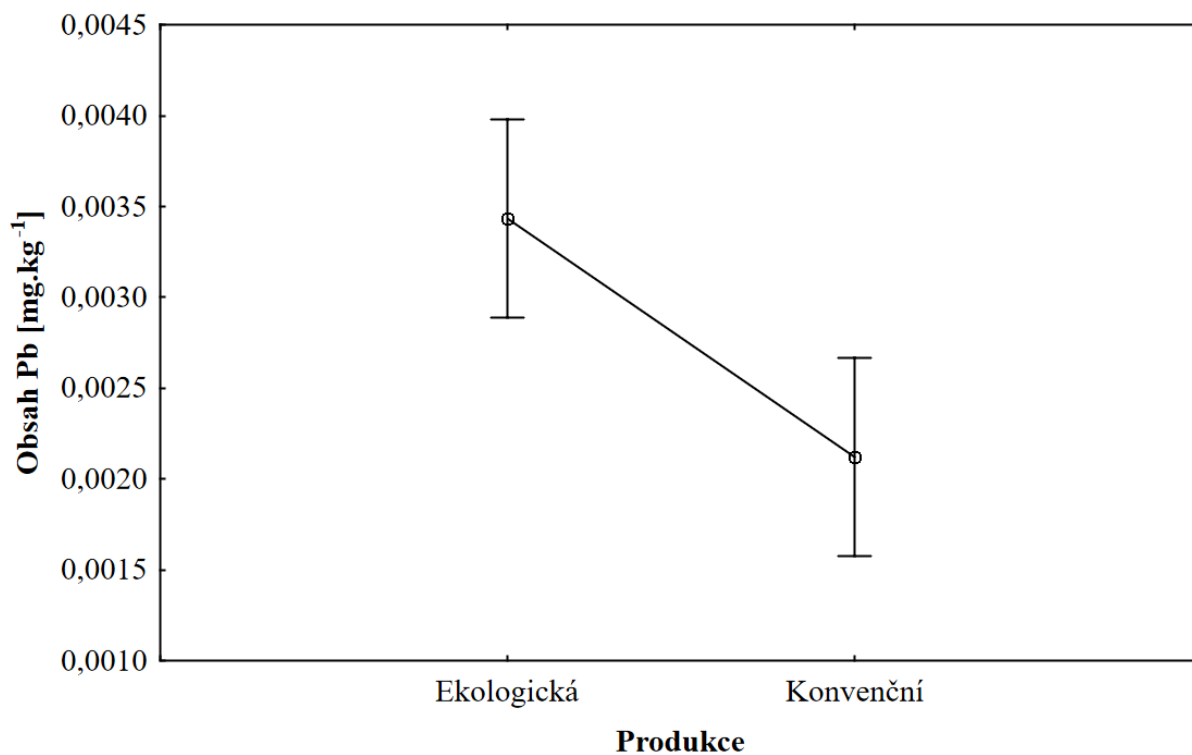
11.4.2 Cibule



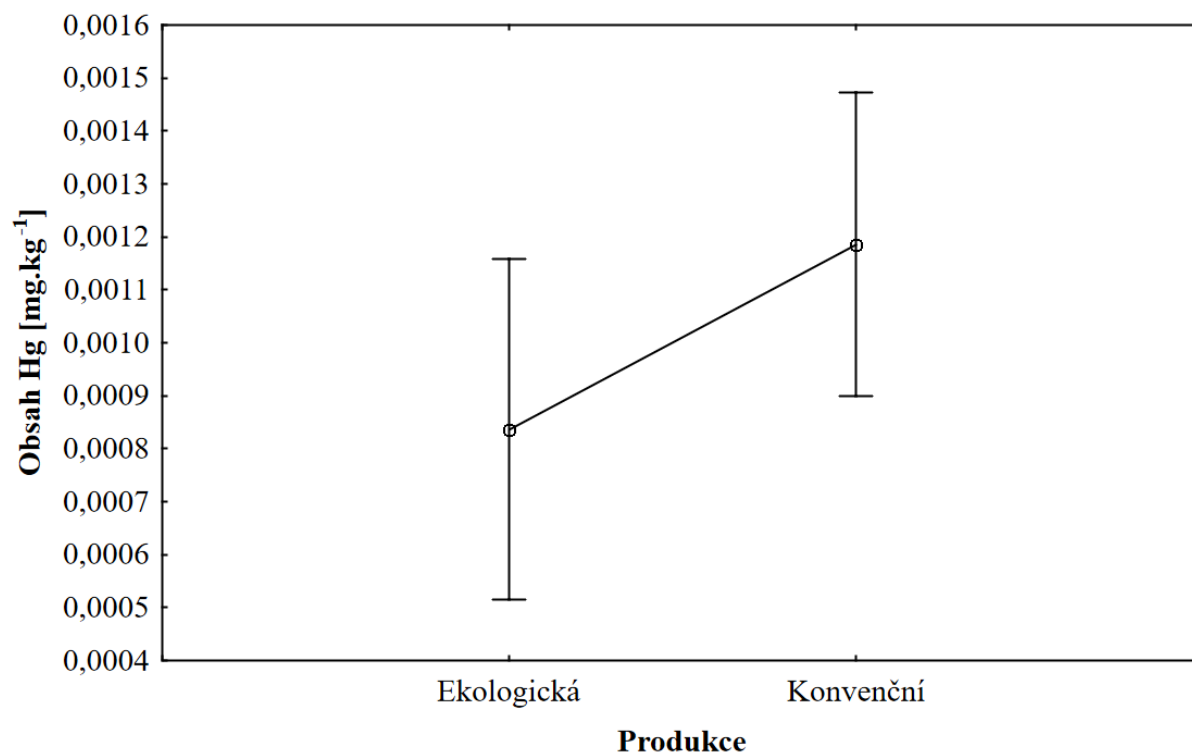
Graf 29: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích cibulí dle produkce



Graf 30: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích cibulí dle produkce

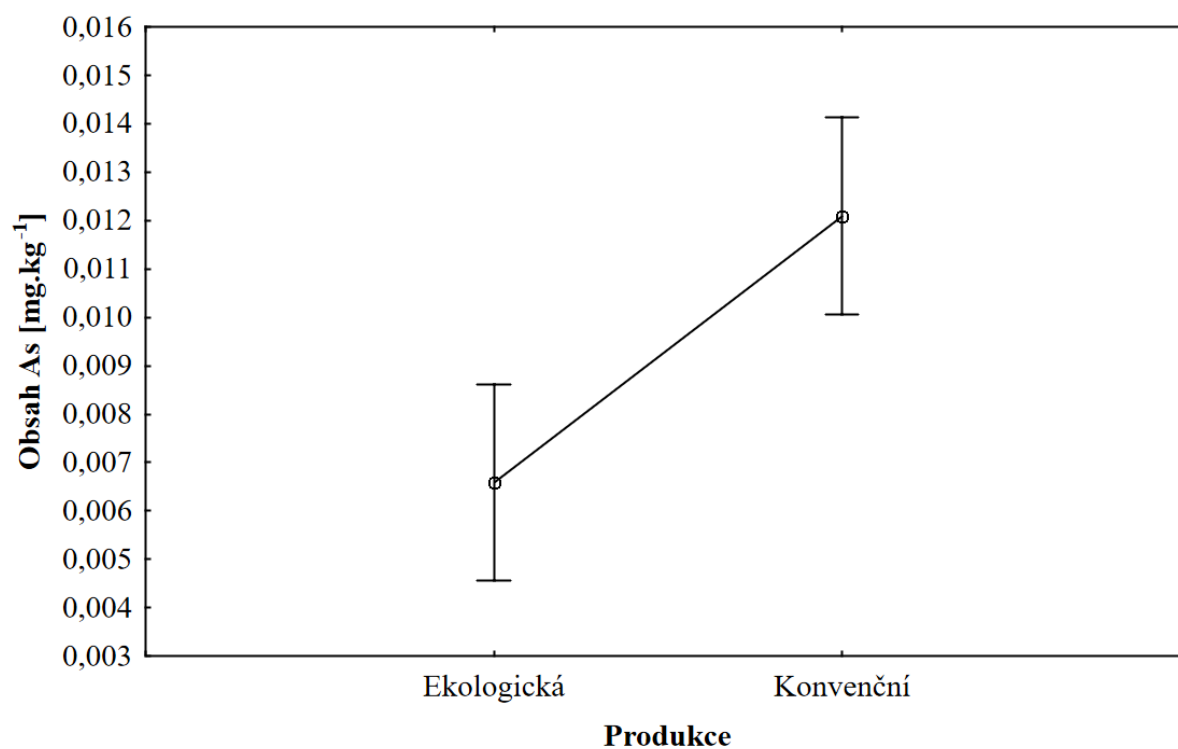


Graf 31: Průměrný obsah olova ve vzorcích cibulí dle produkce

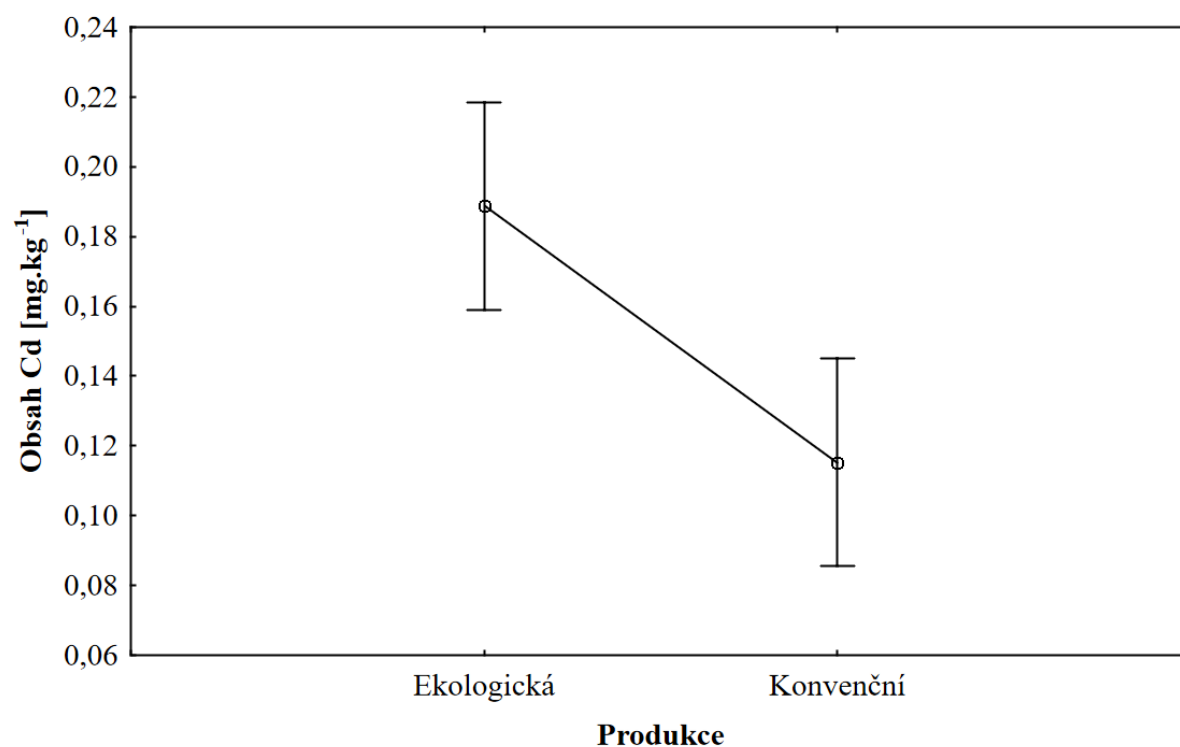


Graf 32: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích cibulí dle produkce

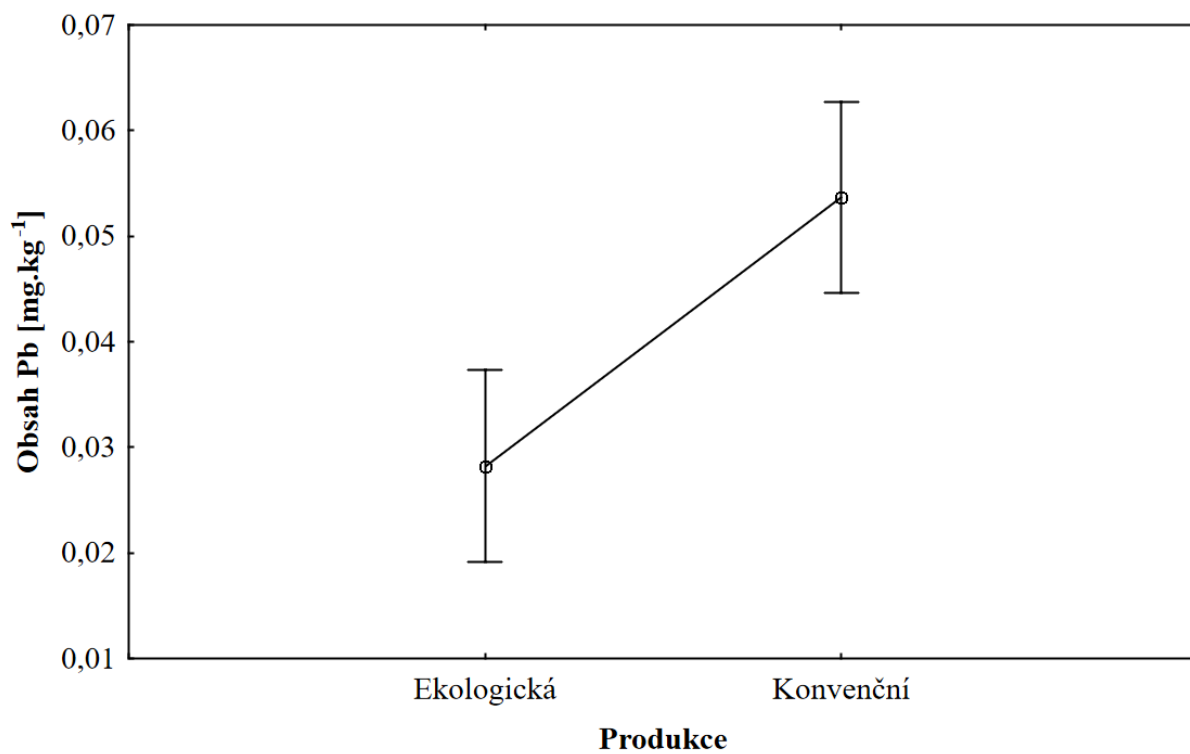
11.4.3 Čokolády



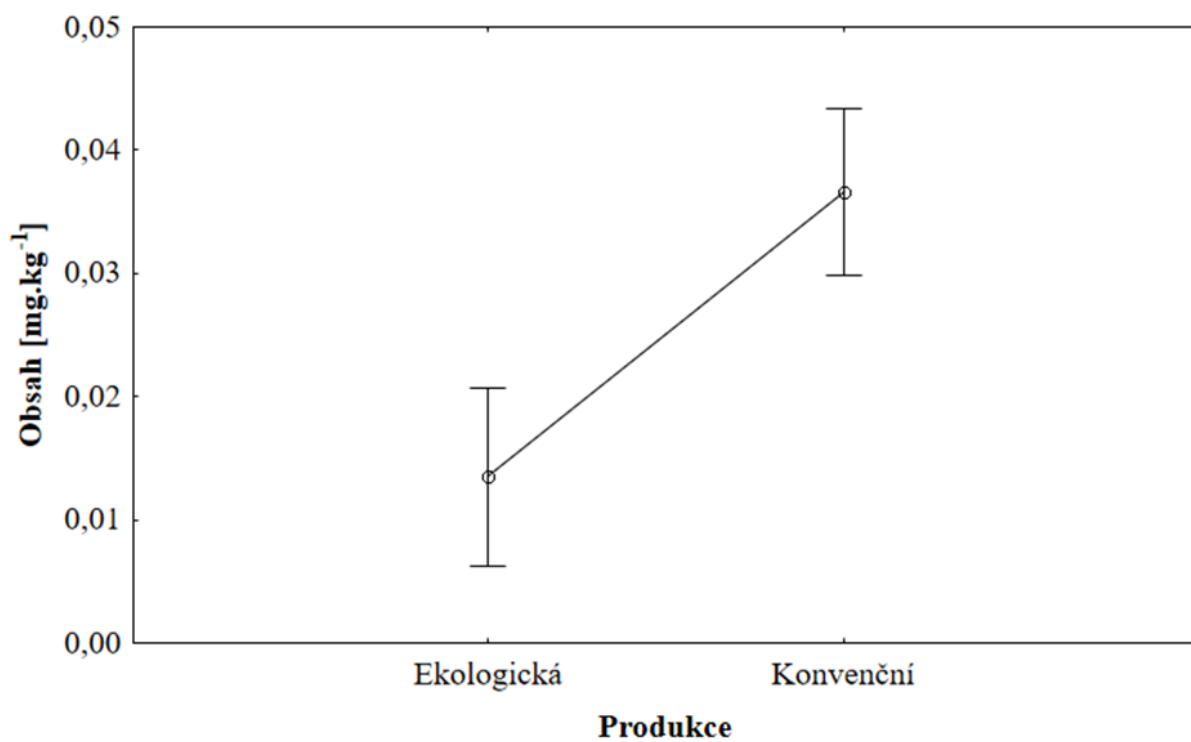
Graf 33: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích čokolád dle produkce



Graf 34: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích čokolád dle produkce

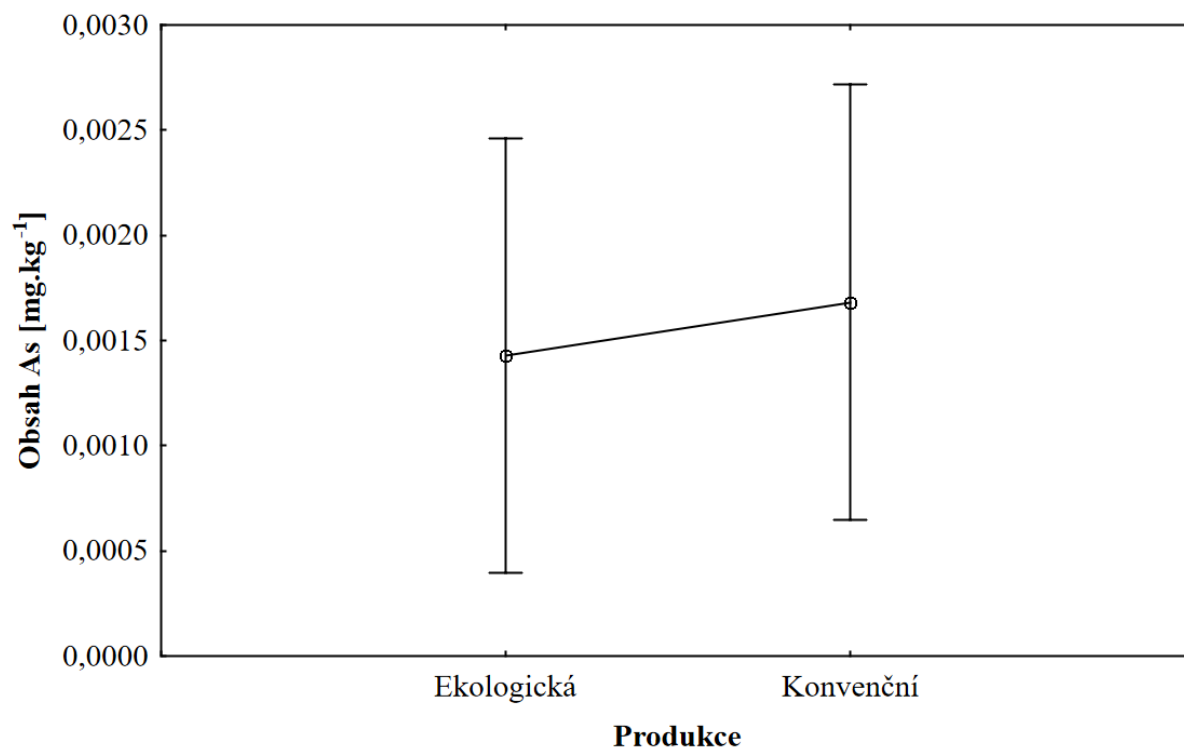


Graf 35: Průměrný obsah olova ve vzorcích čokolád dle produkce

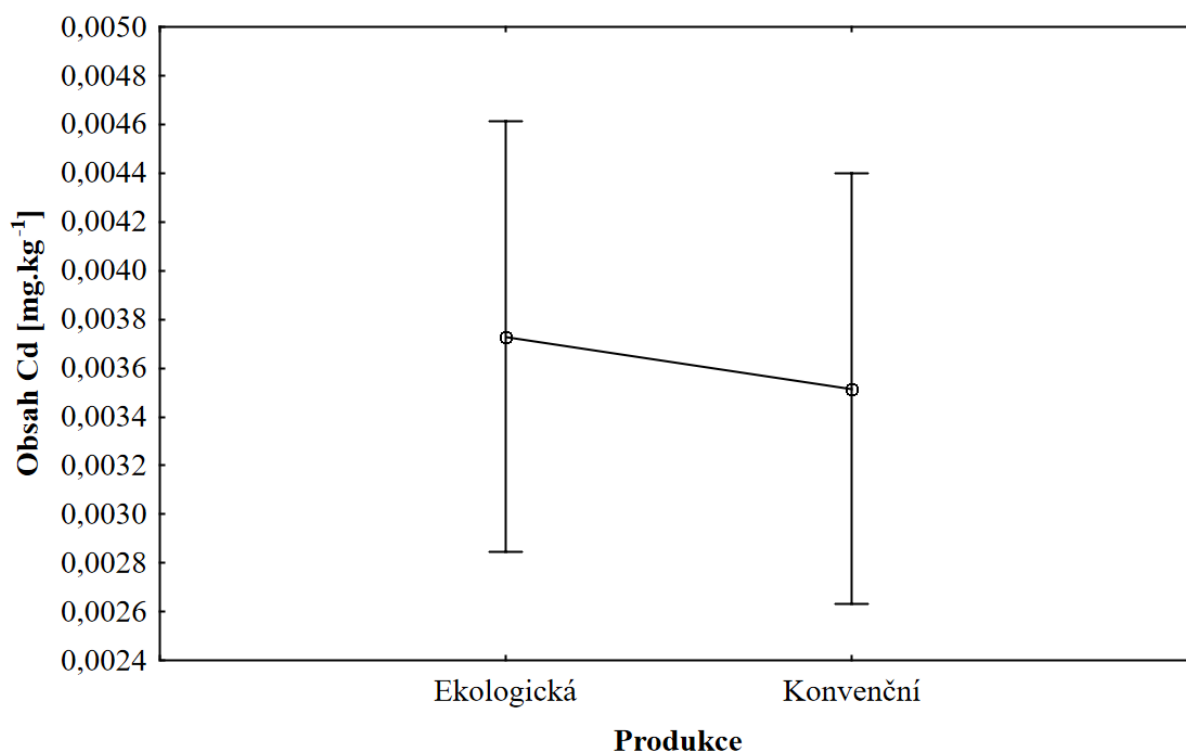


Graf 36: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích čokolád dle produkce

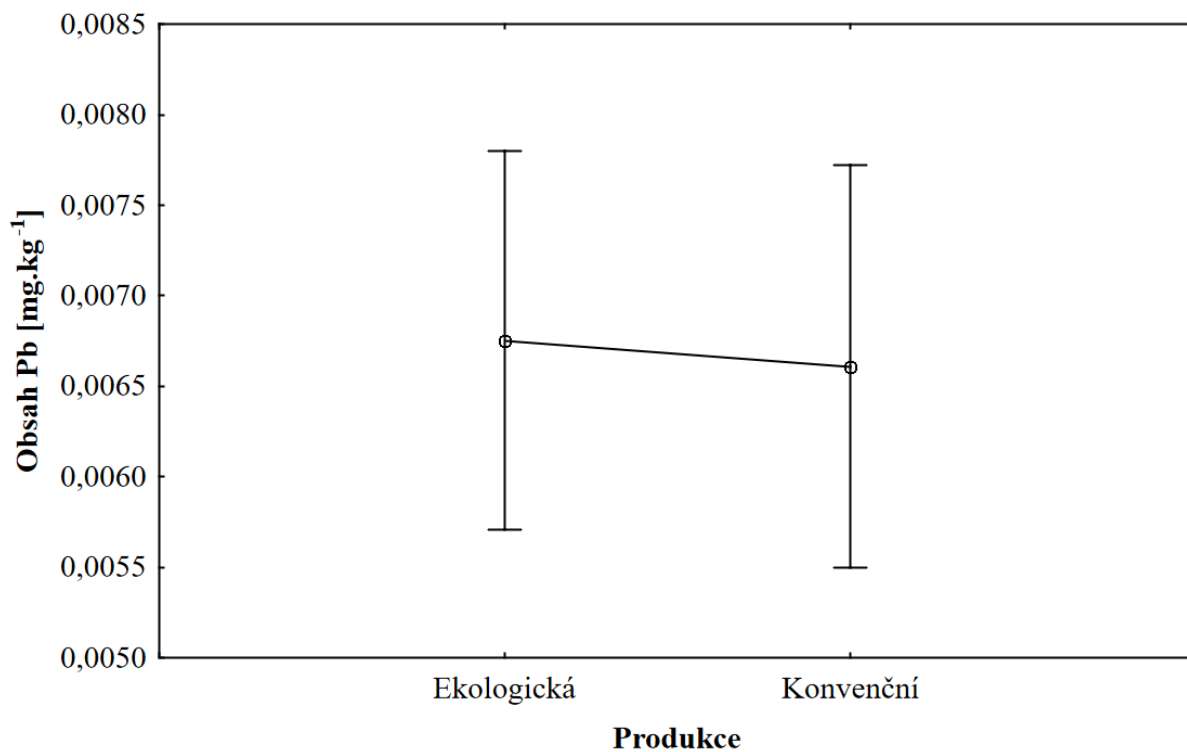
11.4.4 Jablka



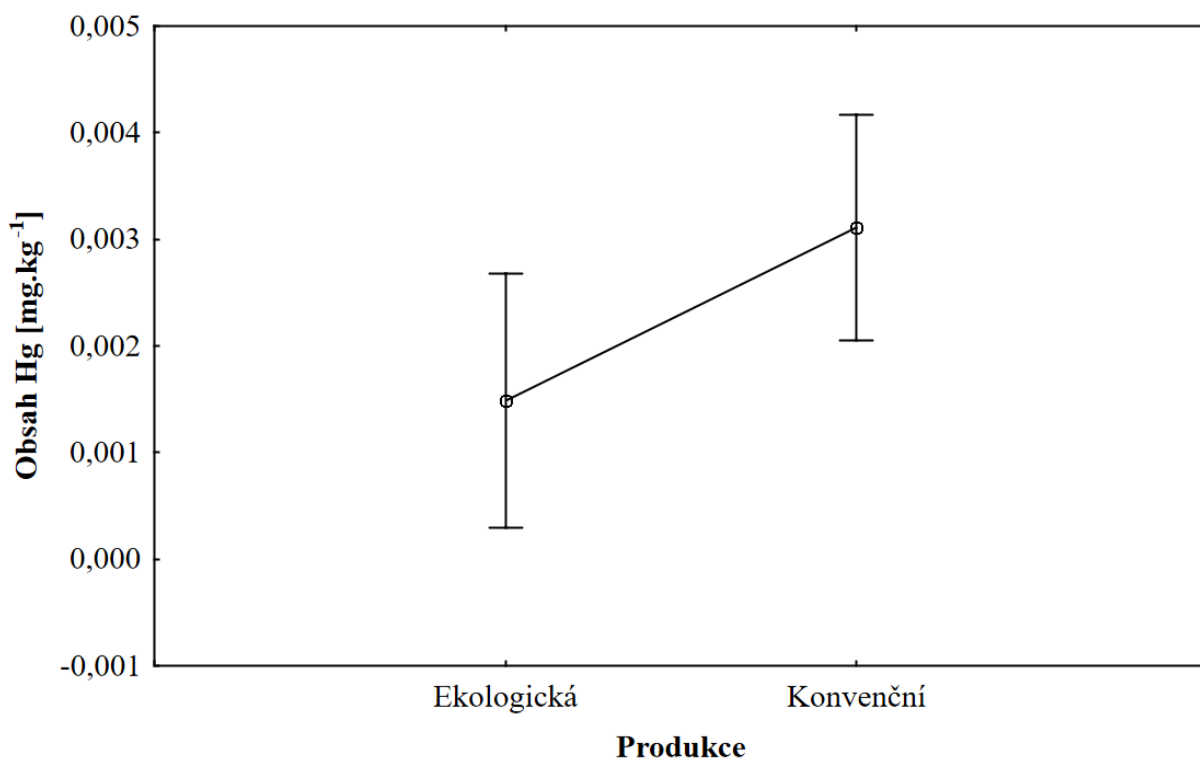
Graf 37: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích jablek dle produkce



Graf 38: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích jablek dle produkce

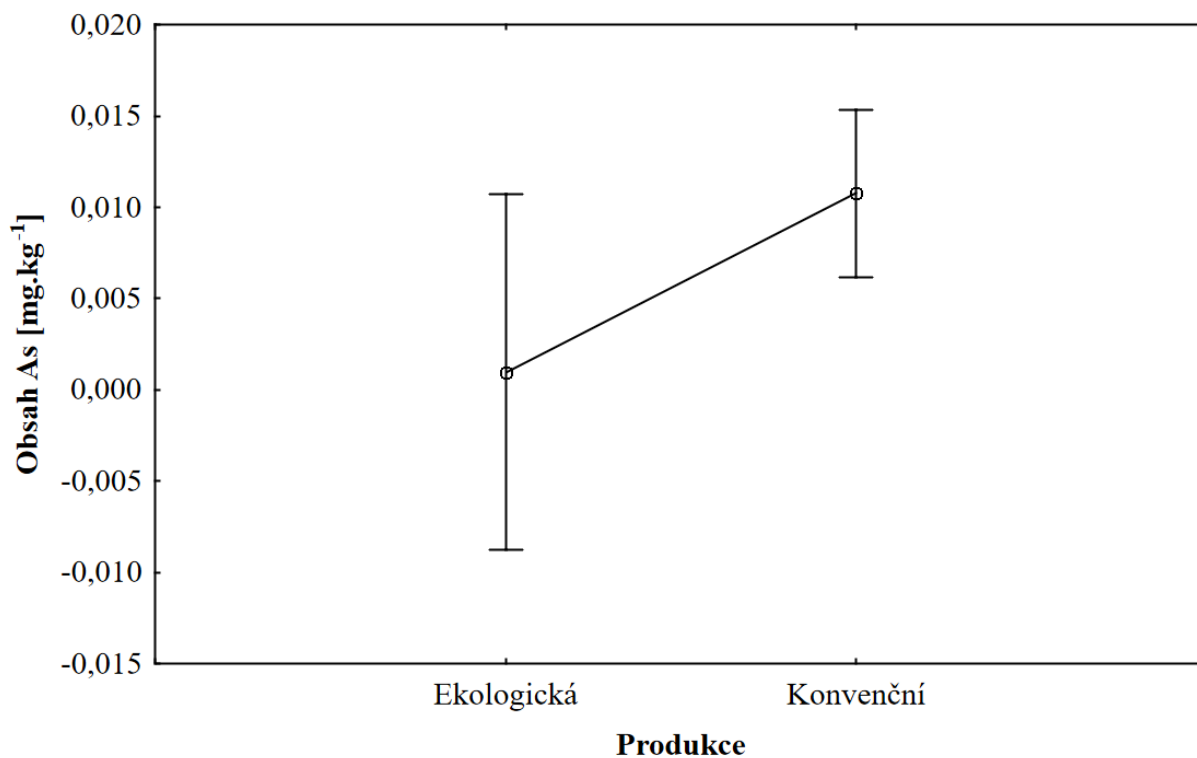


Graf 39: Průměrný obsah olova ve vzorcích jablek dle produkce

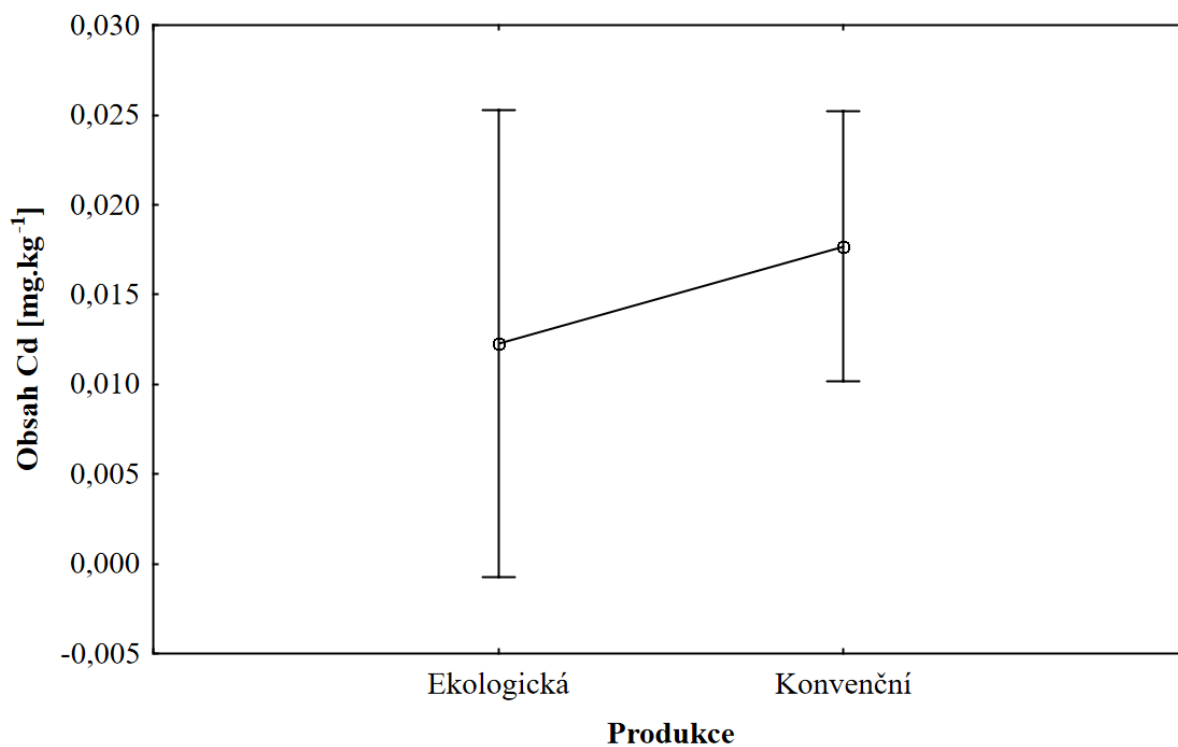


Graf 40: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích jablek dle produkce

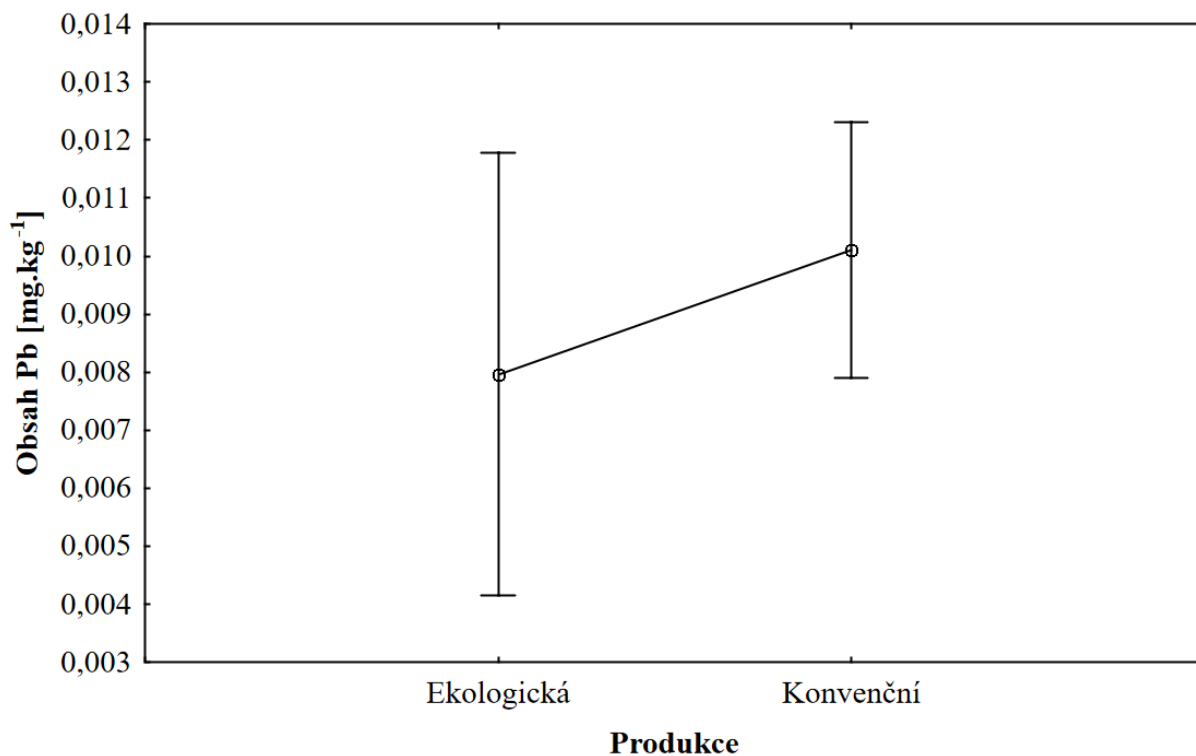
11.4.5 Kuřecí játra



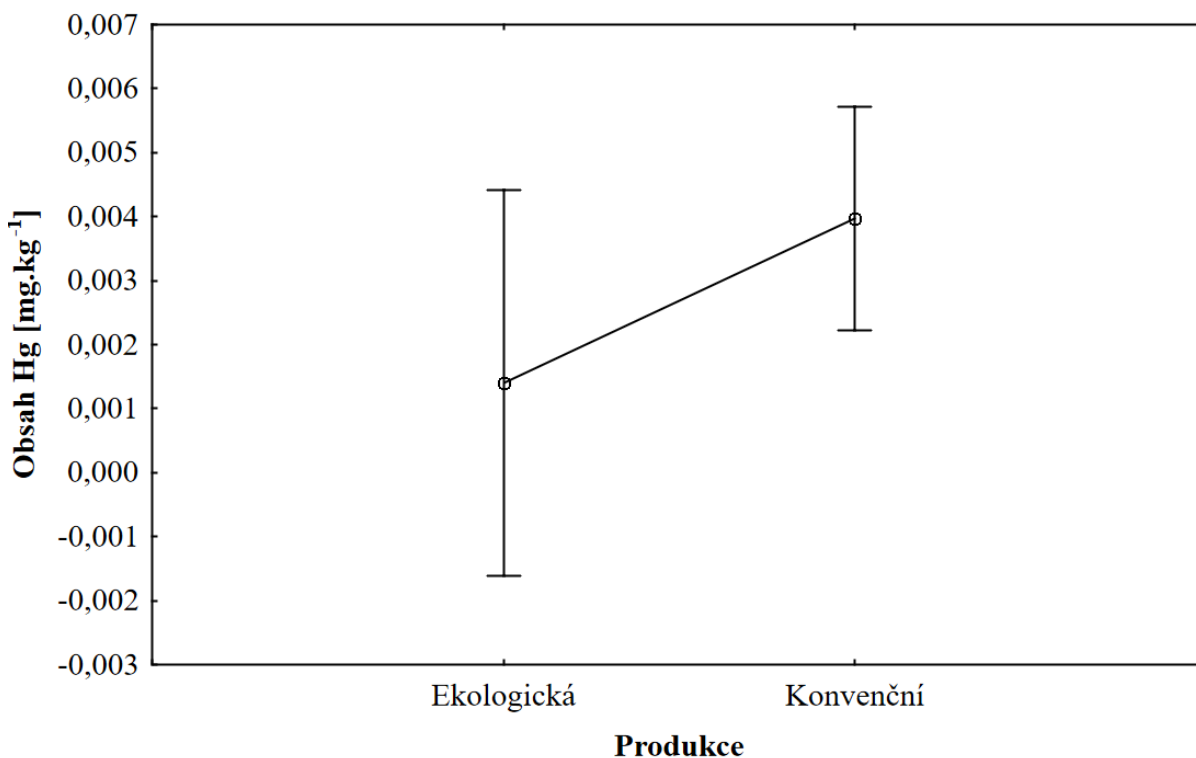
Graf 41: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích kuřecích jater dle produkce



Graf 42: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích kuřecích jater dle produkce

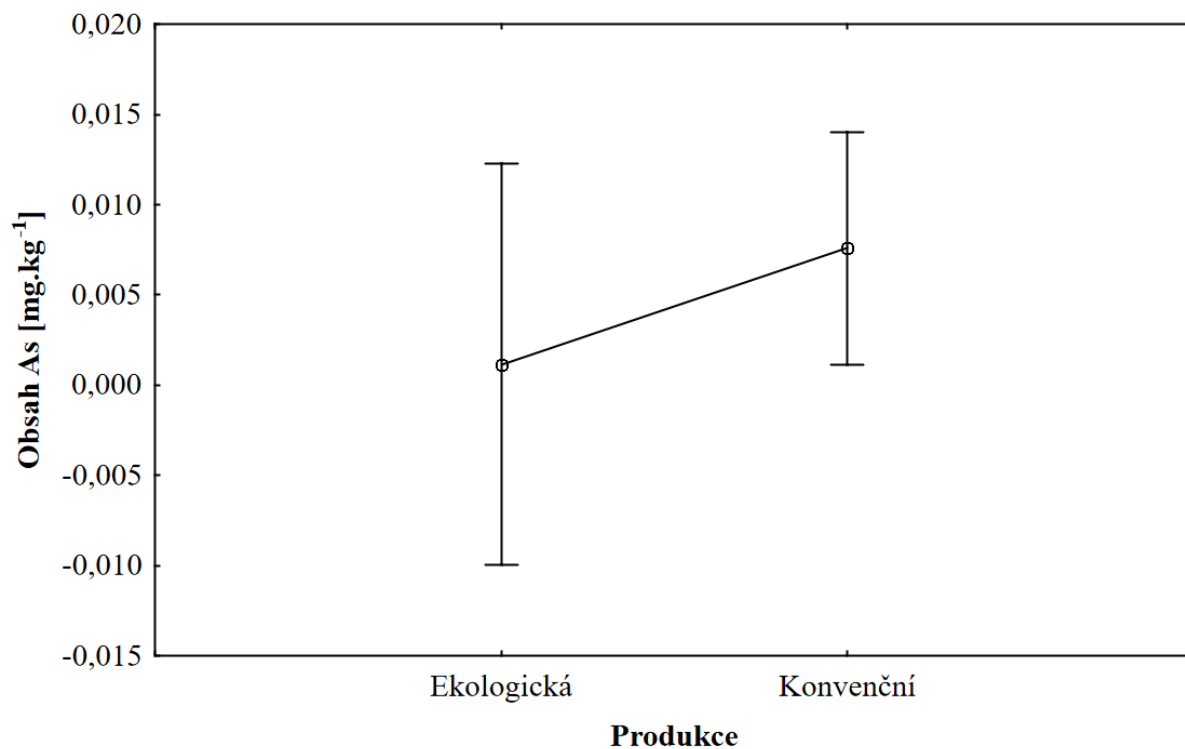


Graf 43: Průměrný obsah olova ve vzorcích kuřecích jater dle produkce

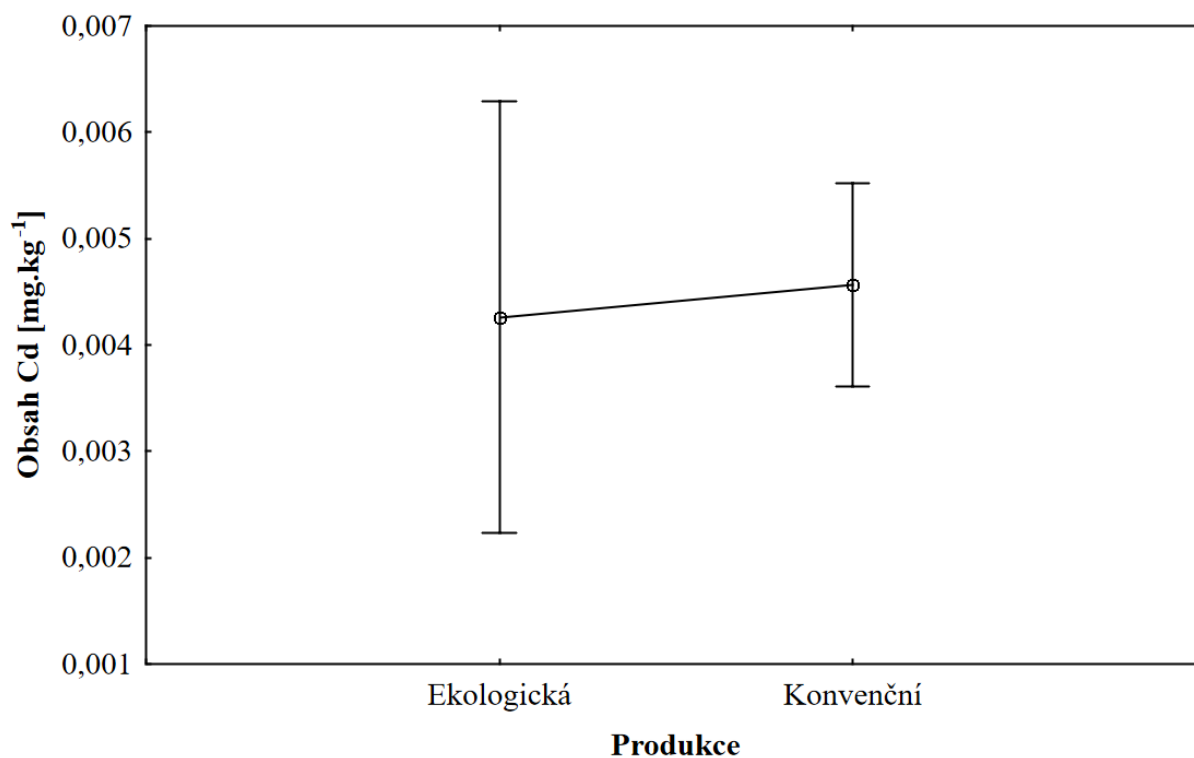


Graf 44: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích kuřecích jater dle produkce

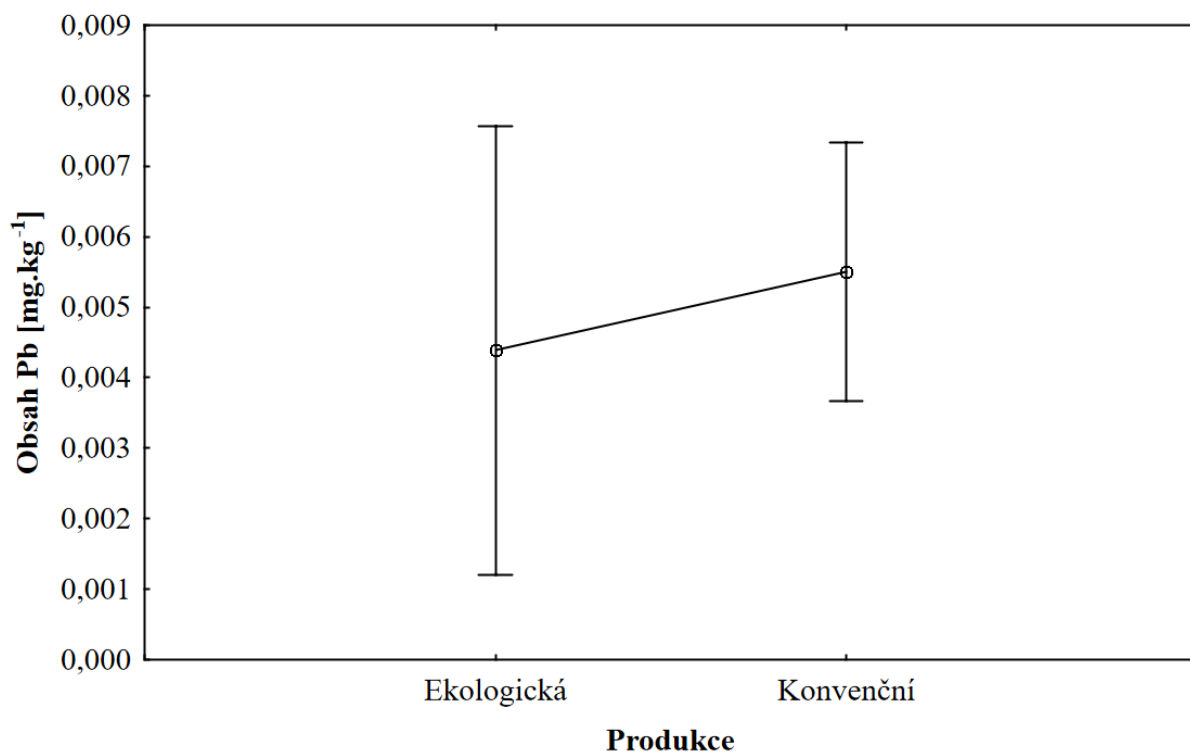
11.4.6 Kuřecí prsní řízky



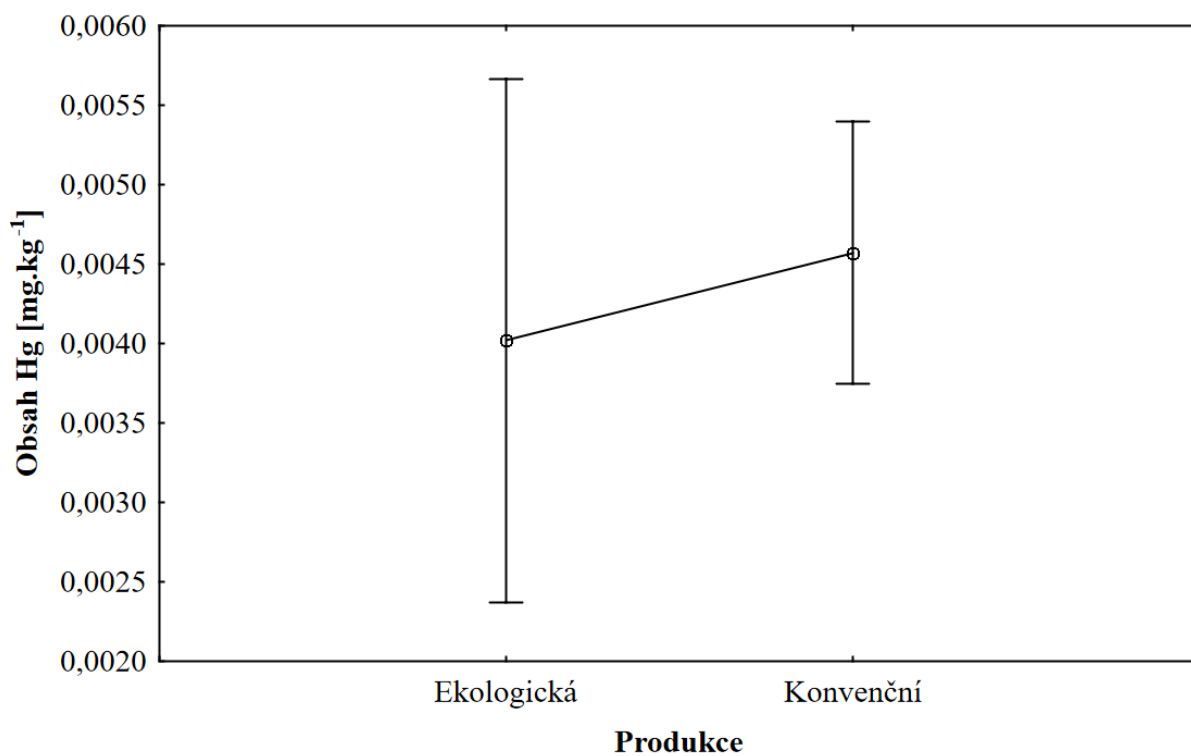
Graf 45: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích kuřecích prsních řízků dle produkce



Graf 46: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích kuřecích prsních řízků dle produkce

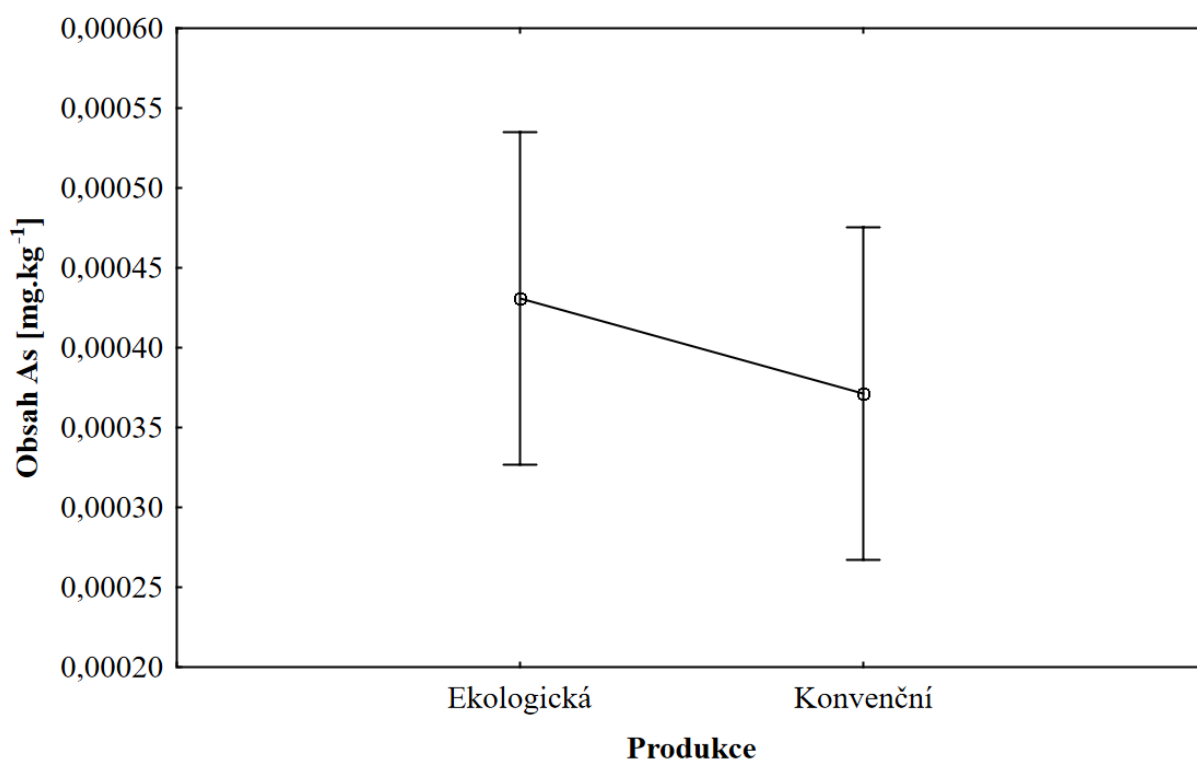


Graf 47: Průměrný obsah olova ve vzorcích kuřecích prsních řízků dle produkce

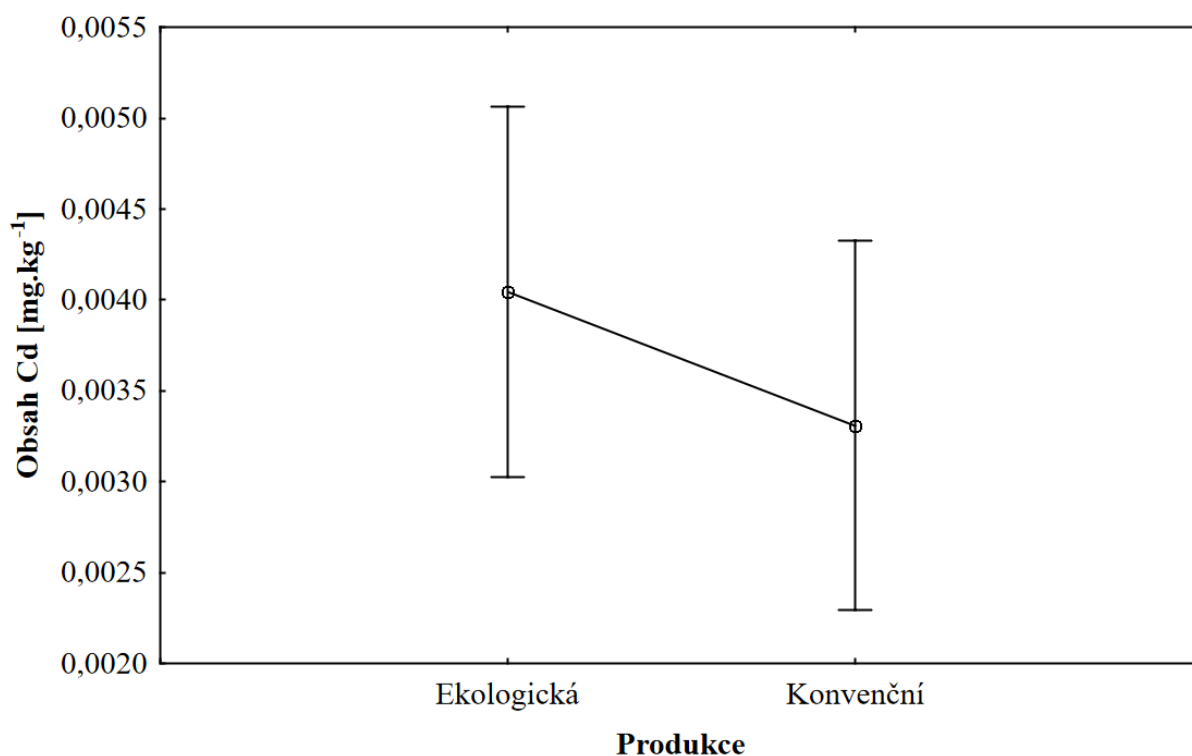


Graf 48: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích kuřecích prsních řízků dle produkce

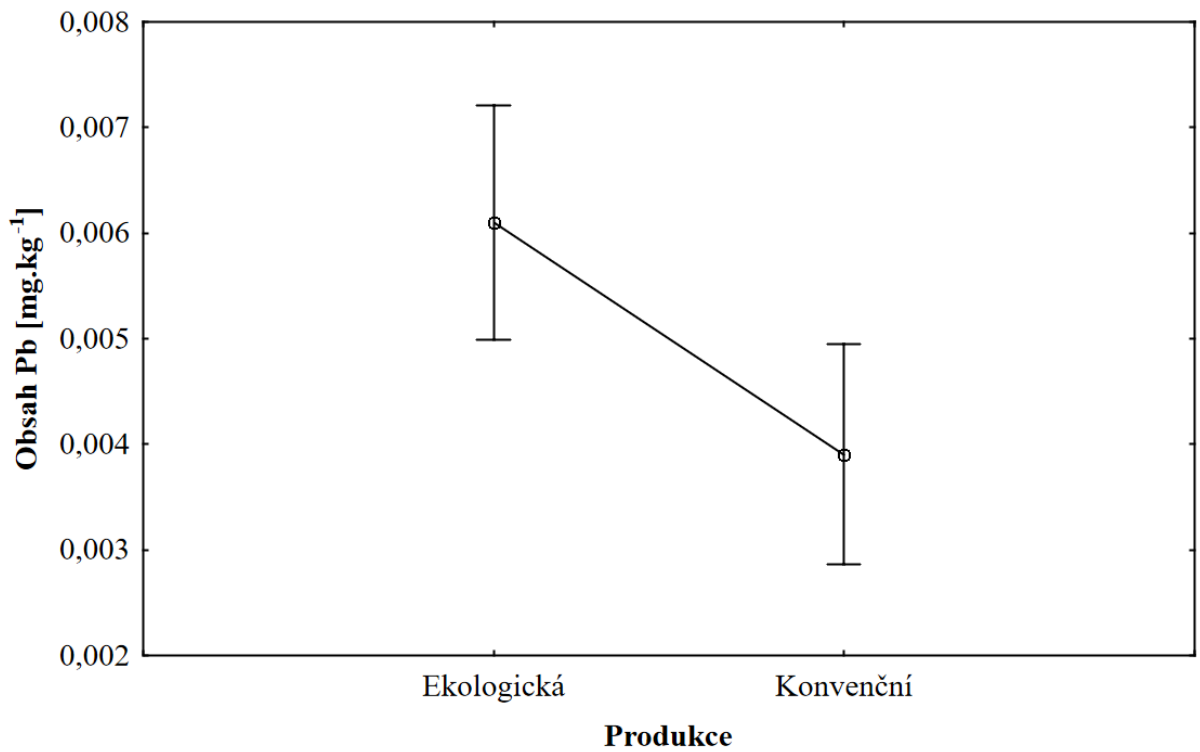
11.4.7 Kravská plnotučná mléka



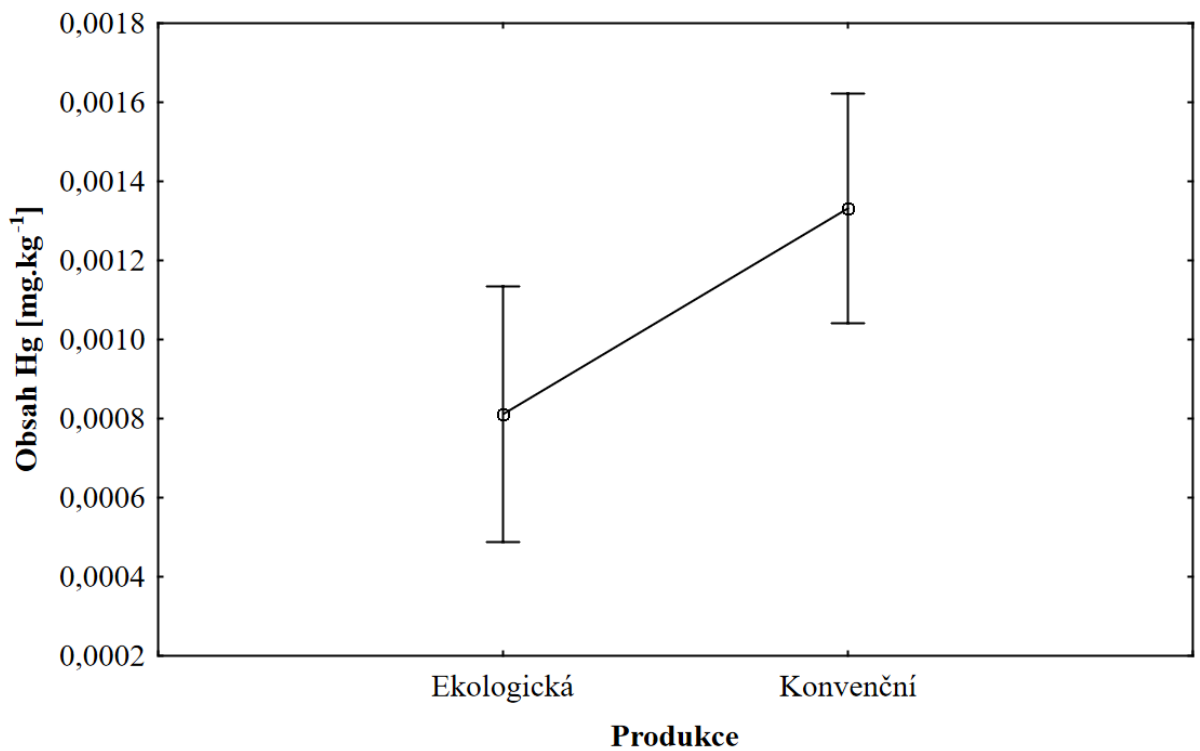
Graf 49: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích plnotučných mlék dle produkce



Graf 50: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích plnotučných mlék dle produkce

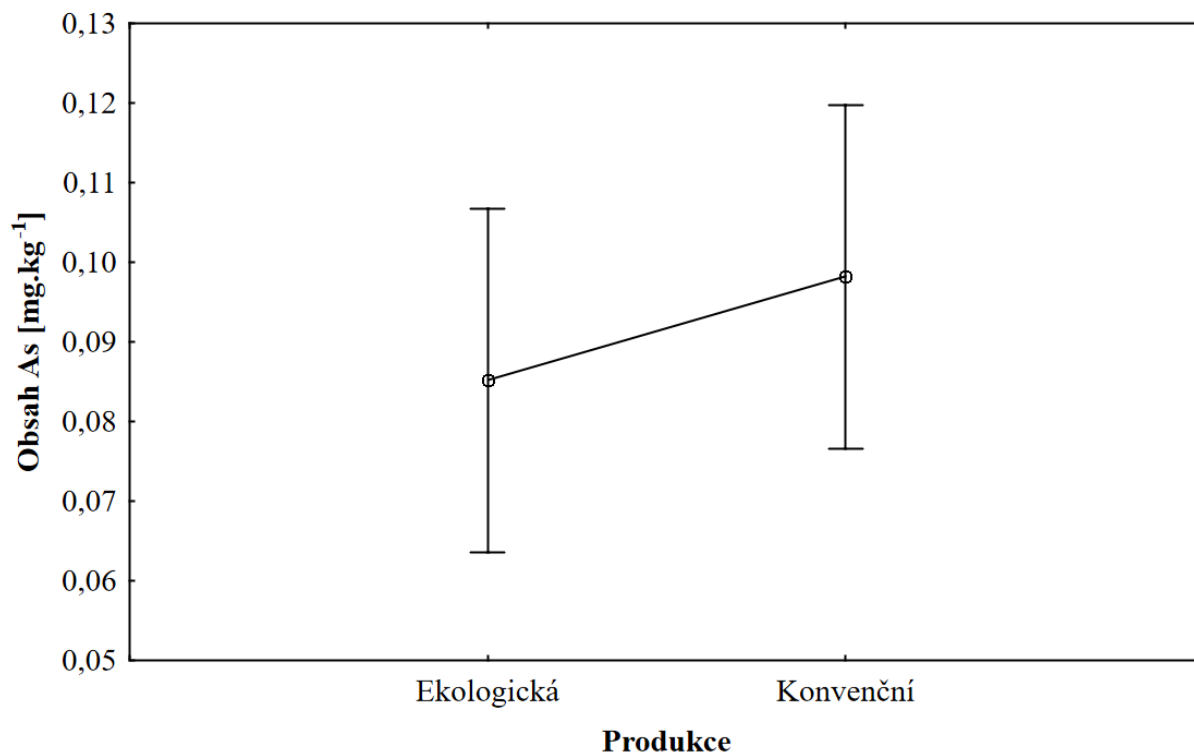


Graf 51: Průměrný obsah olova ve vzorcích plnotučných mlék dle produkce

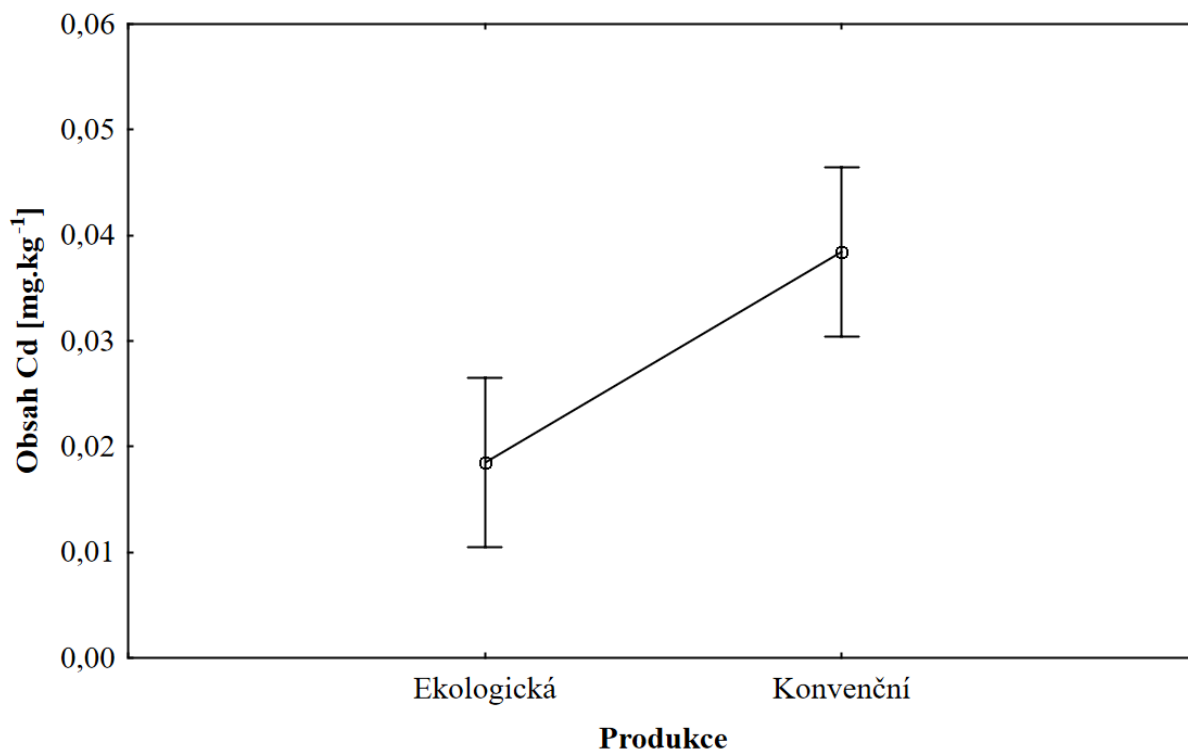


Graf 52: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích plnotučných mlék dle produkce

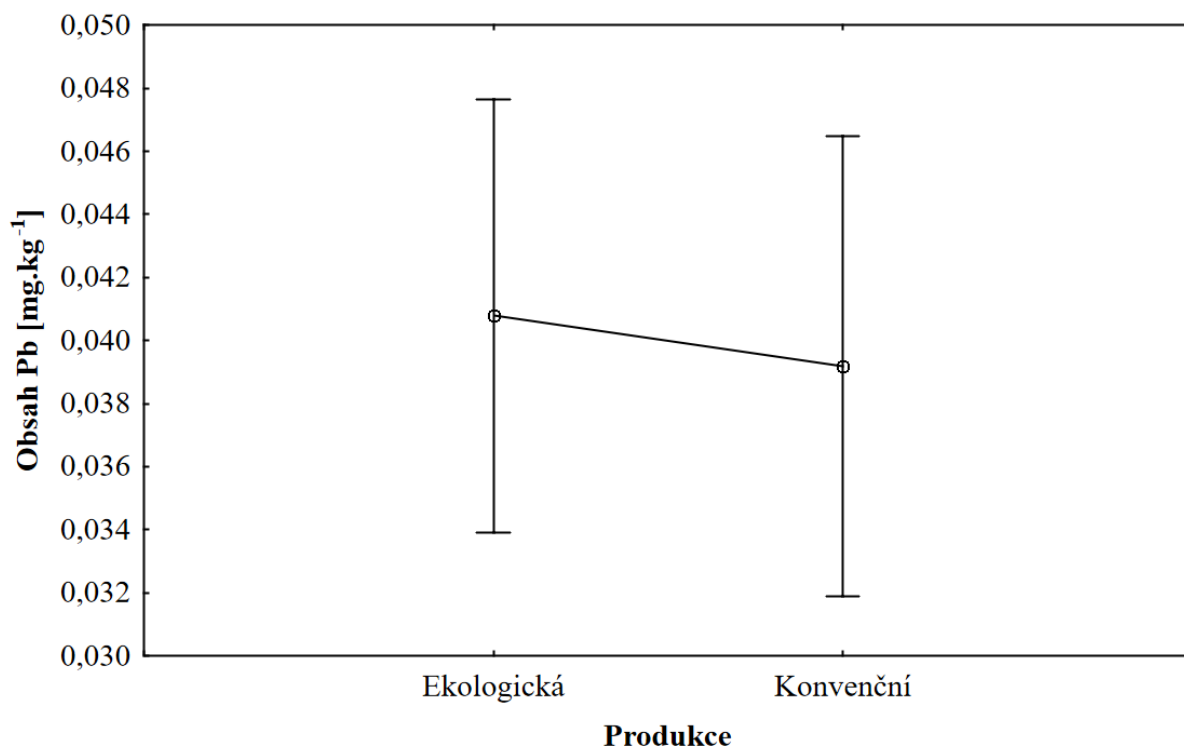
11.4.8 Rýže



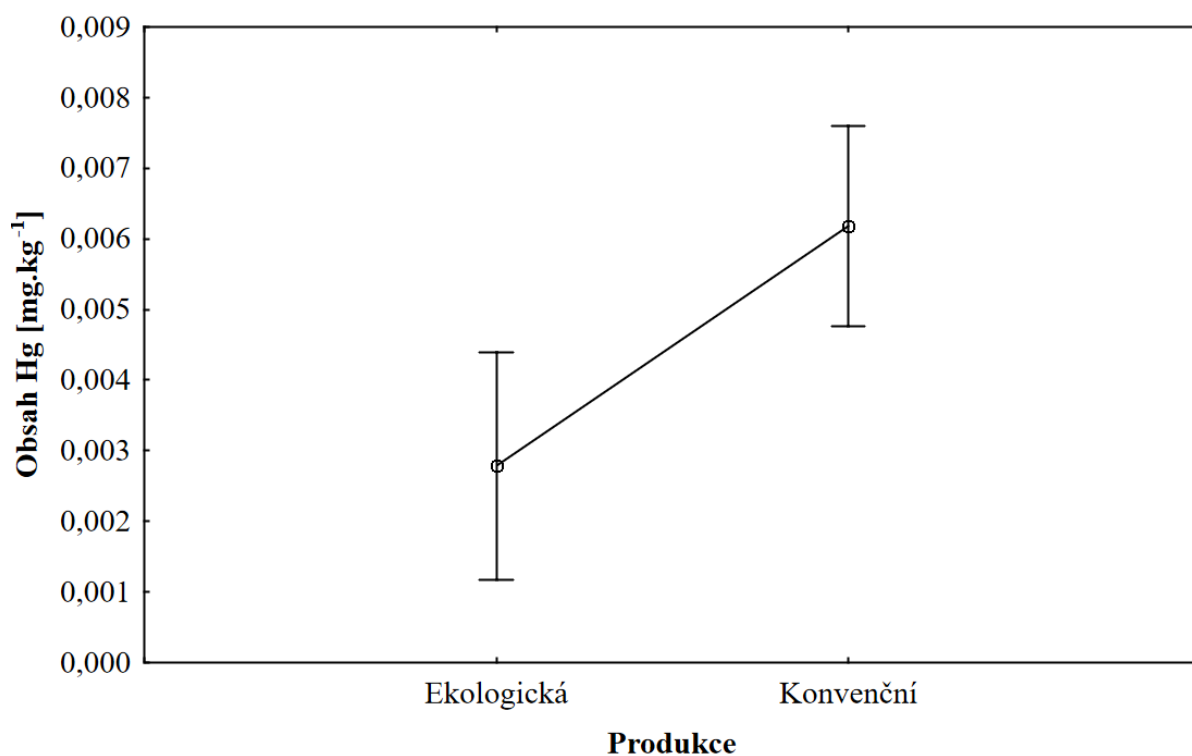
Graf 53: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích rýží dle produkce



Graf 54: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích rýží dle produkce

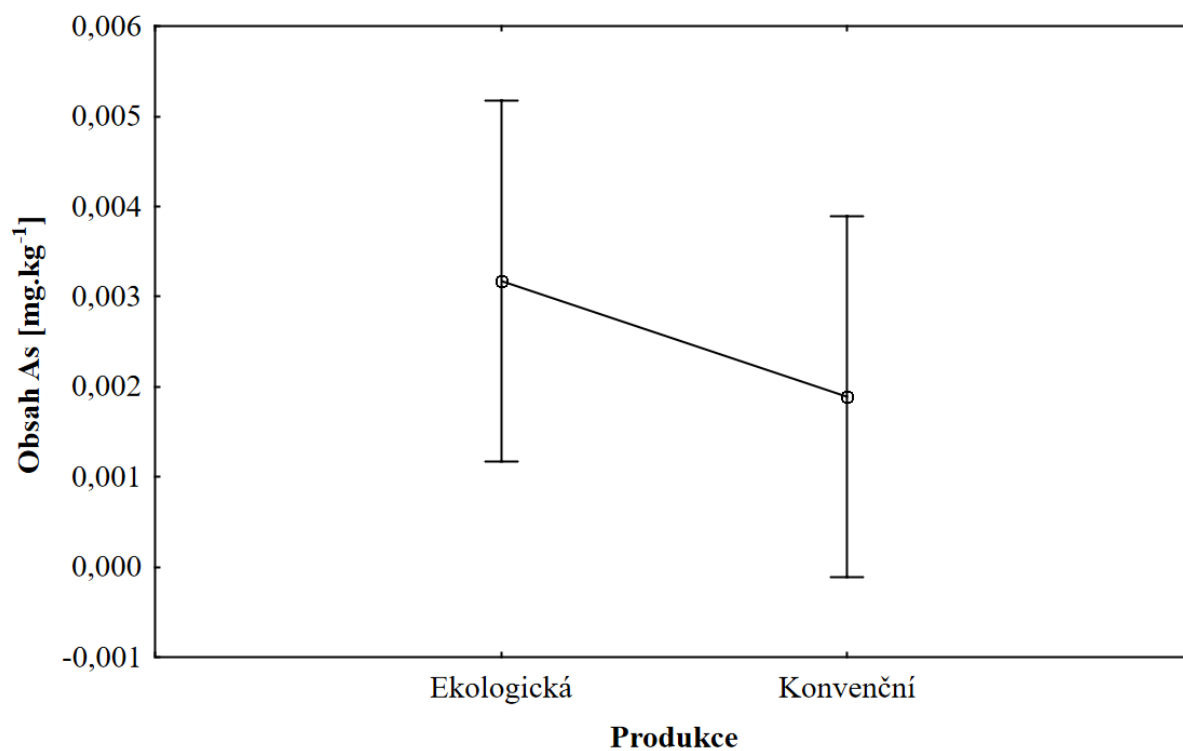


Graf 55: Průměrný obsah olova ve vzorcích rýží dle produkce

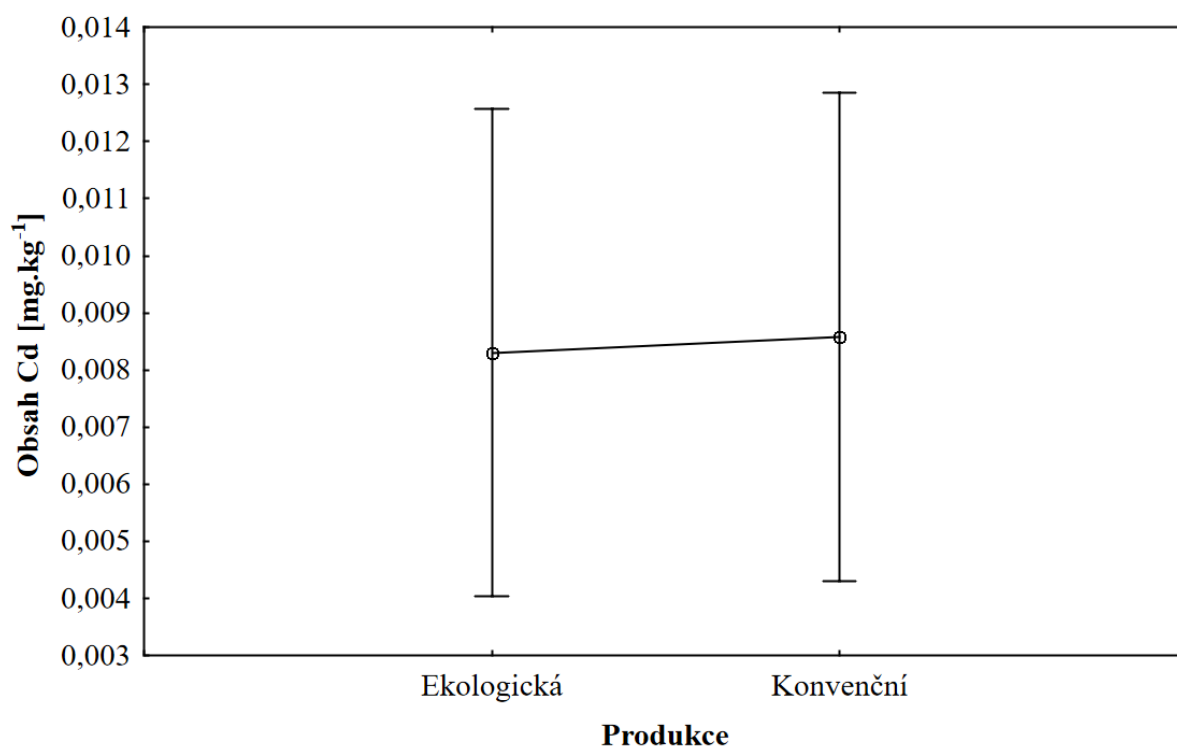


Graf 56: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích rýží dle produkce

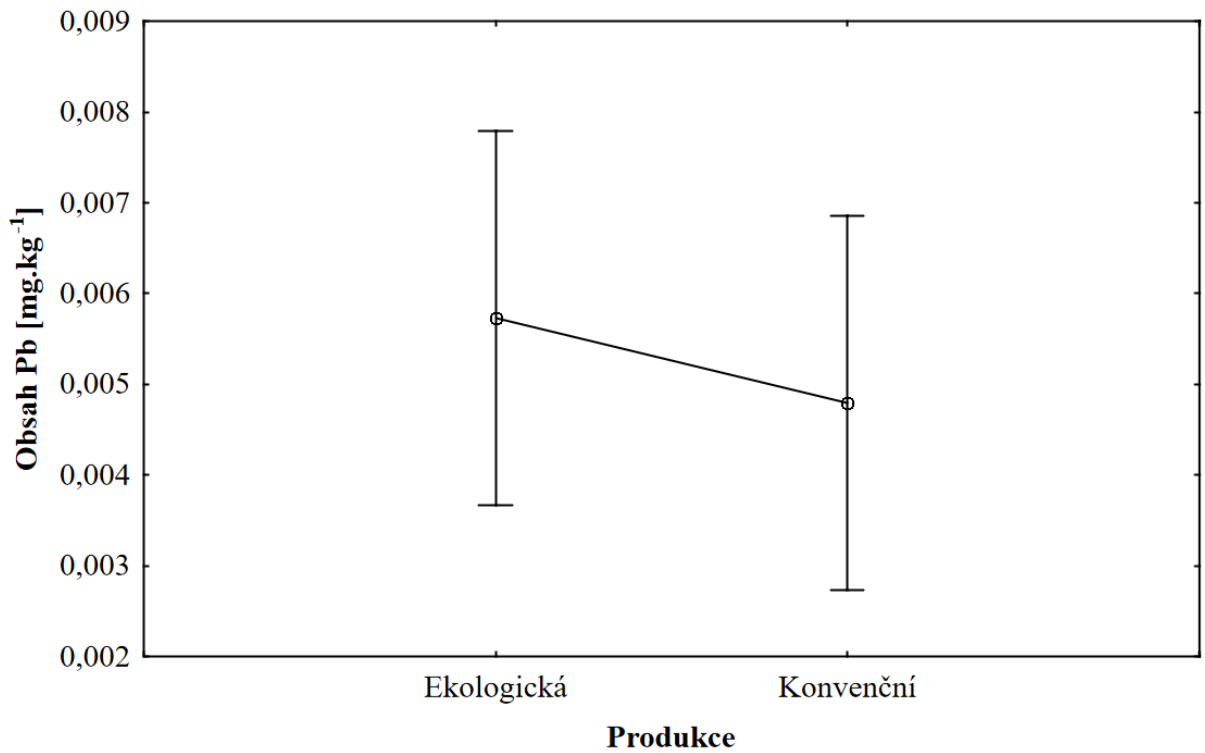
11.4.9 Vejce



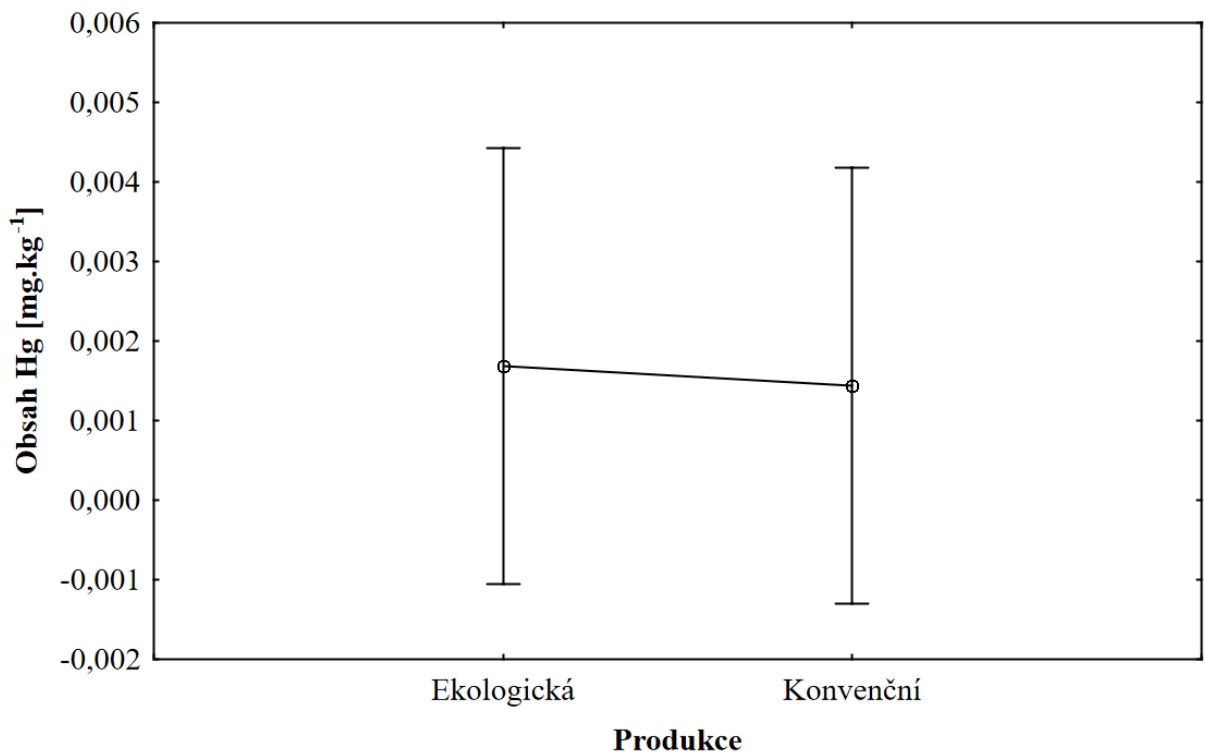
Graf 57: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích vajec dle produkce



Graf 58: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích vajec dle produkce

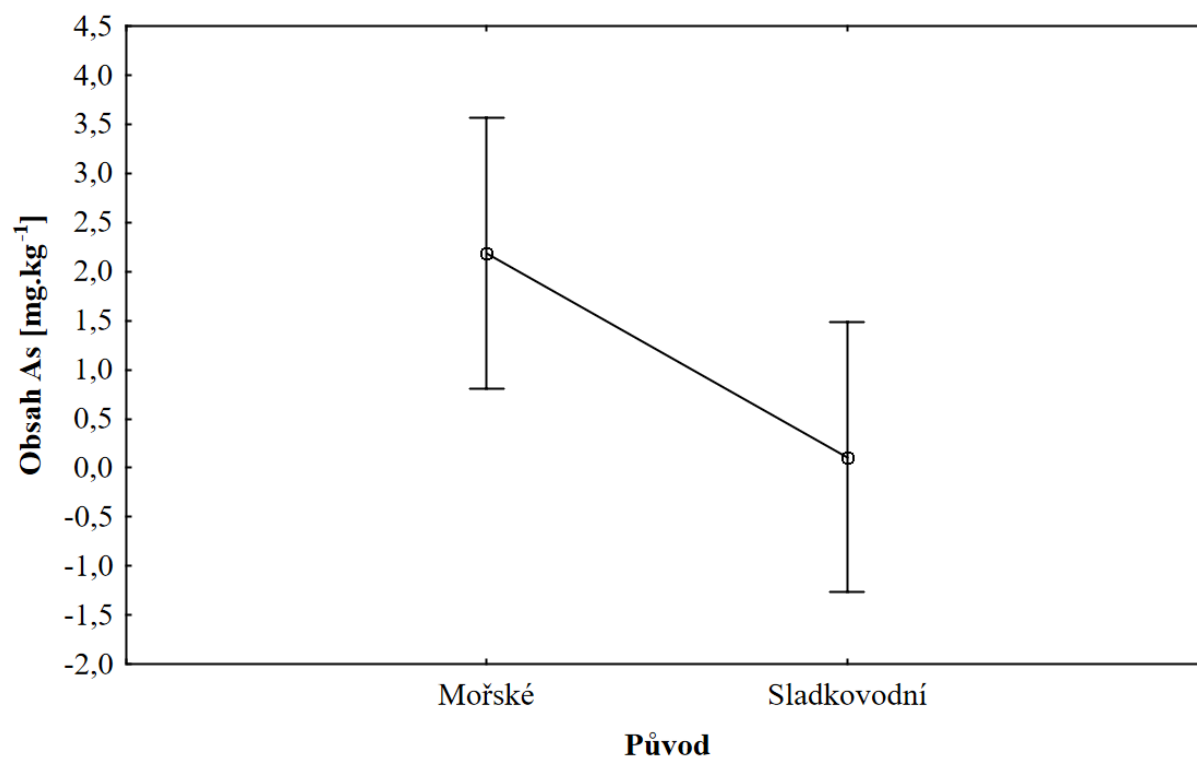


Graf 59: Průměrný obsah olova ve vzorcích vajec dle produkce

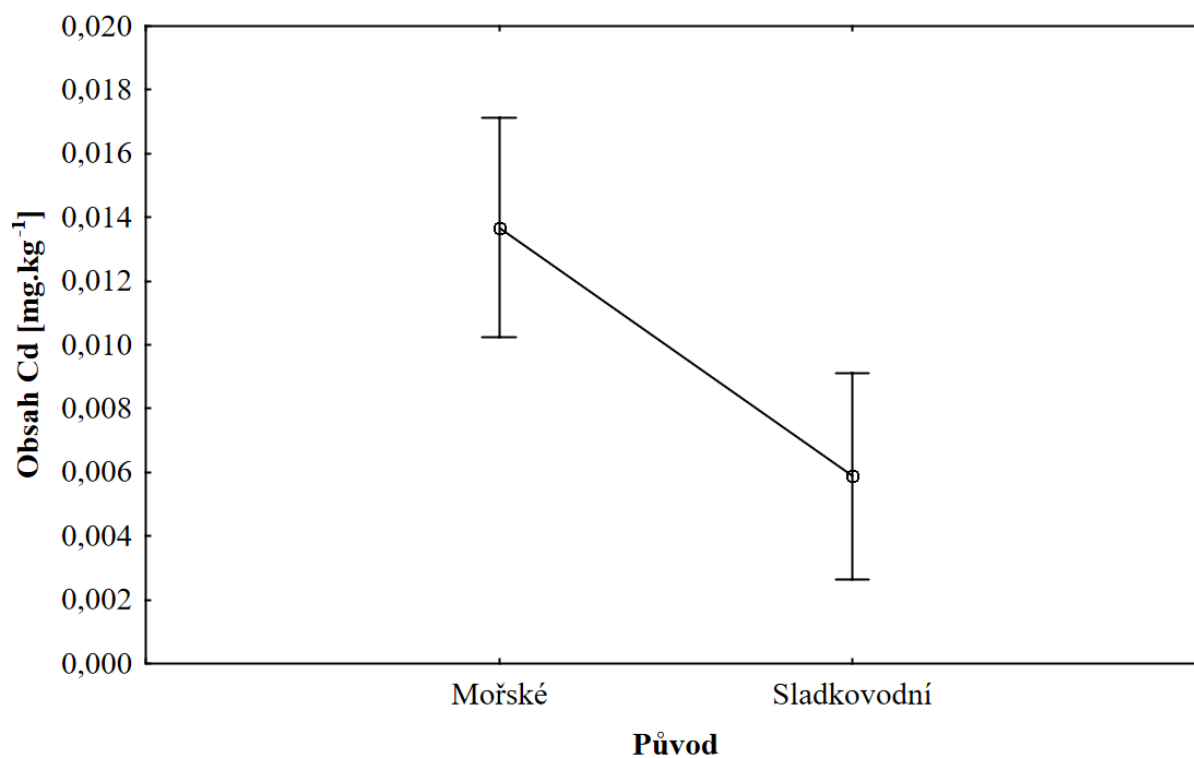


Graf 60: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích vajec dle produkce

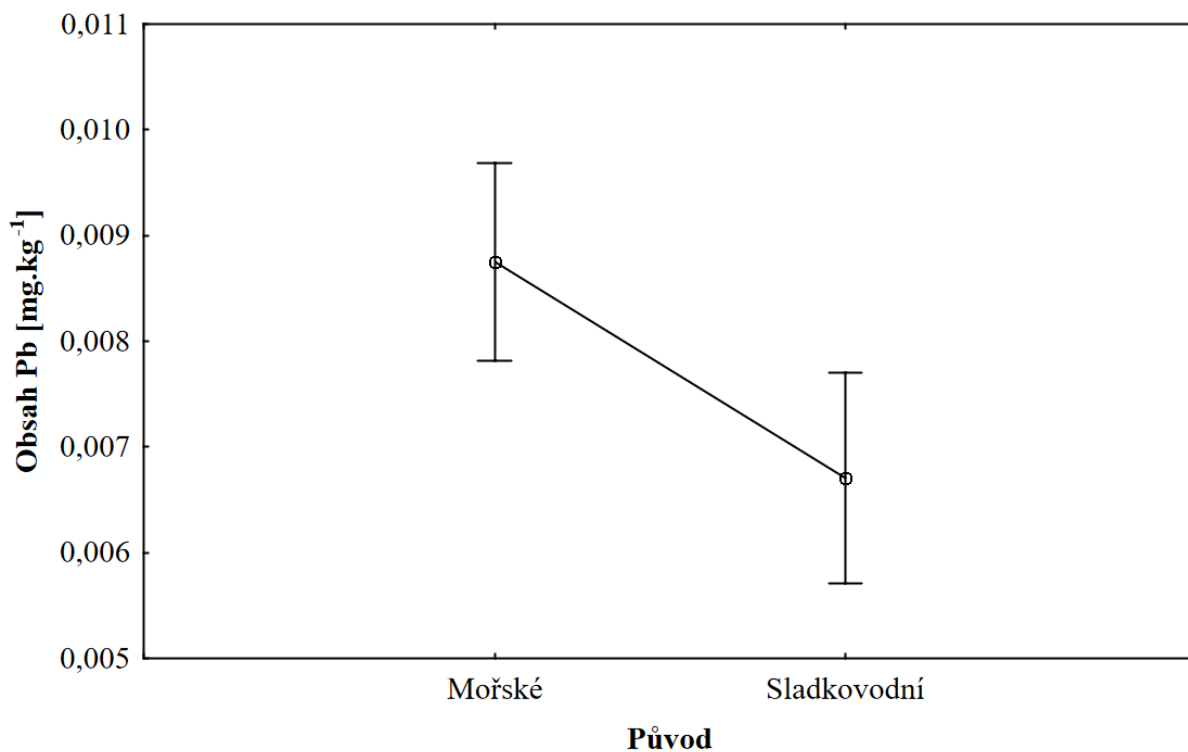
11.4.10 Ryby



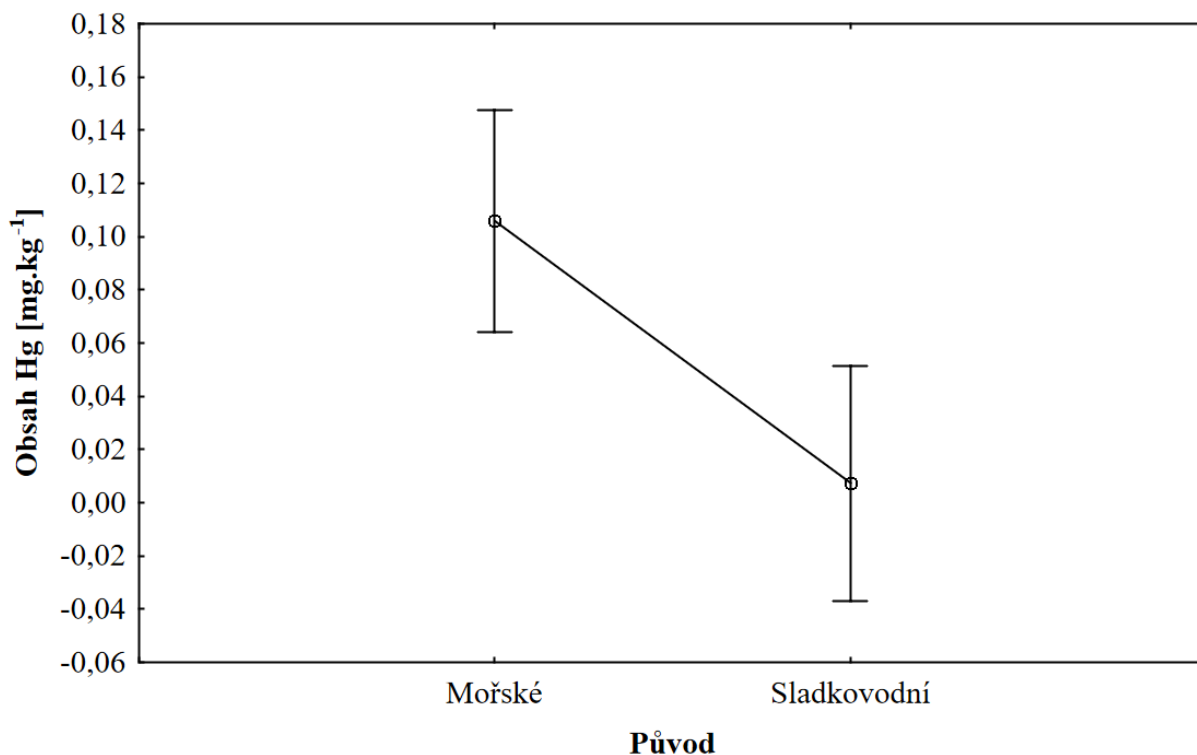
Graf 61: Průměrný obsah arzenu ve vzorcích ryb dle původu



Graf 62: Průměrný obsah kadmia ve vzorcích ryb dle původu

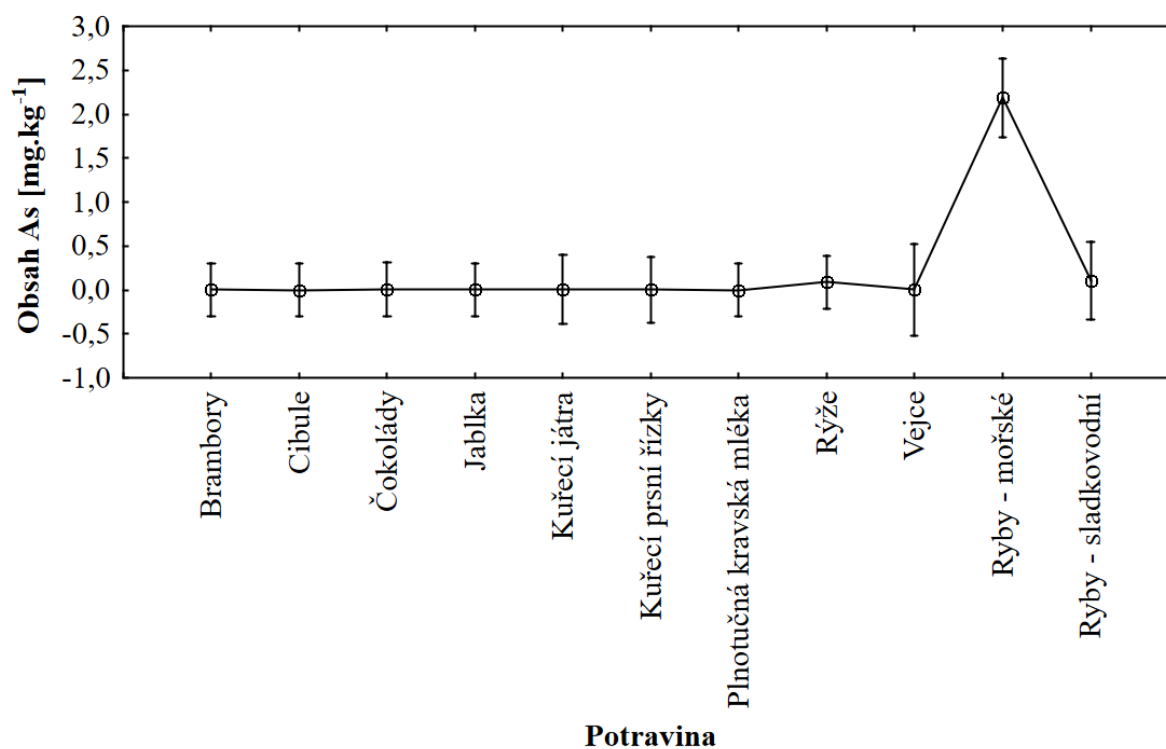


Graf 63: Průměrný obsah olova ve vzorcích ryb dle původu

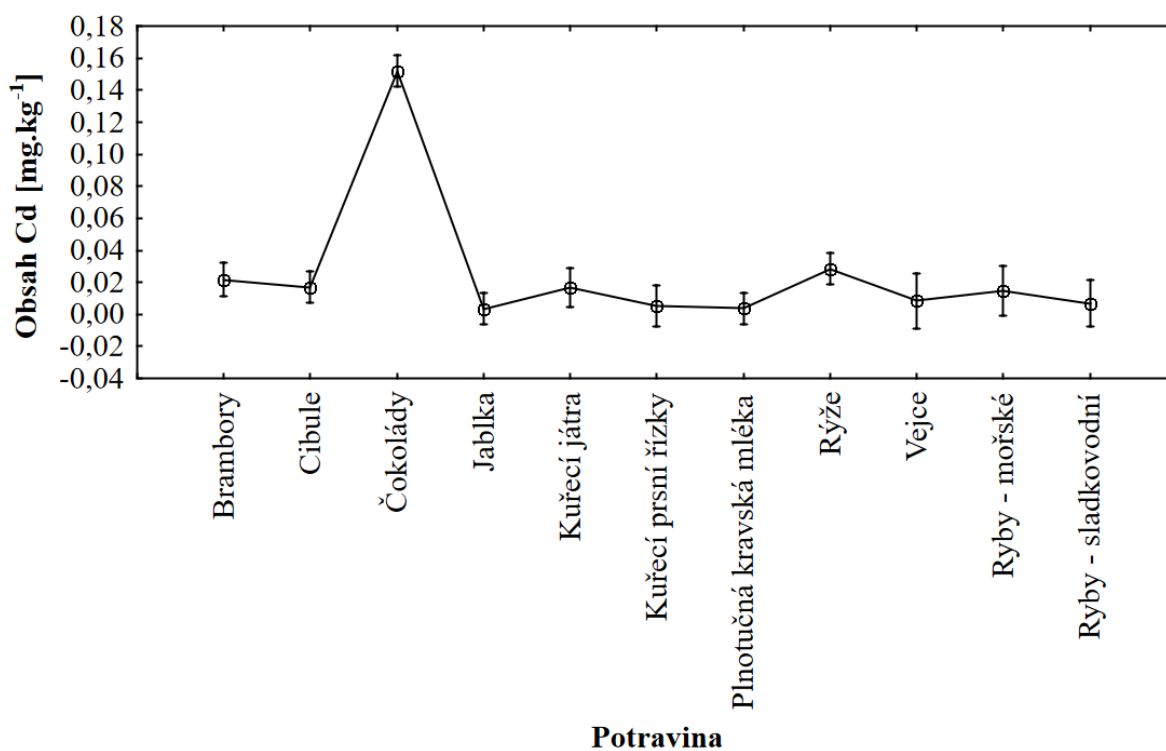


Graf 64: Průměrný obsah rtuti ve vzorcích ryb dle původu

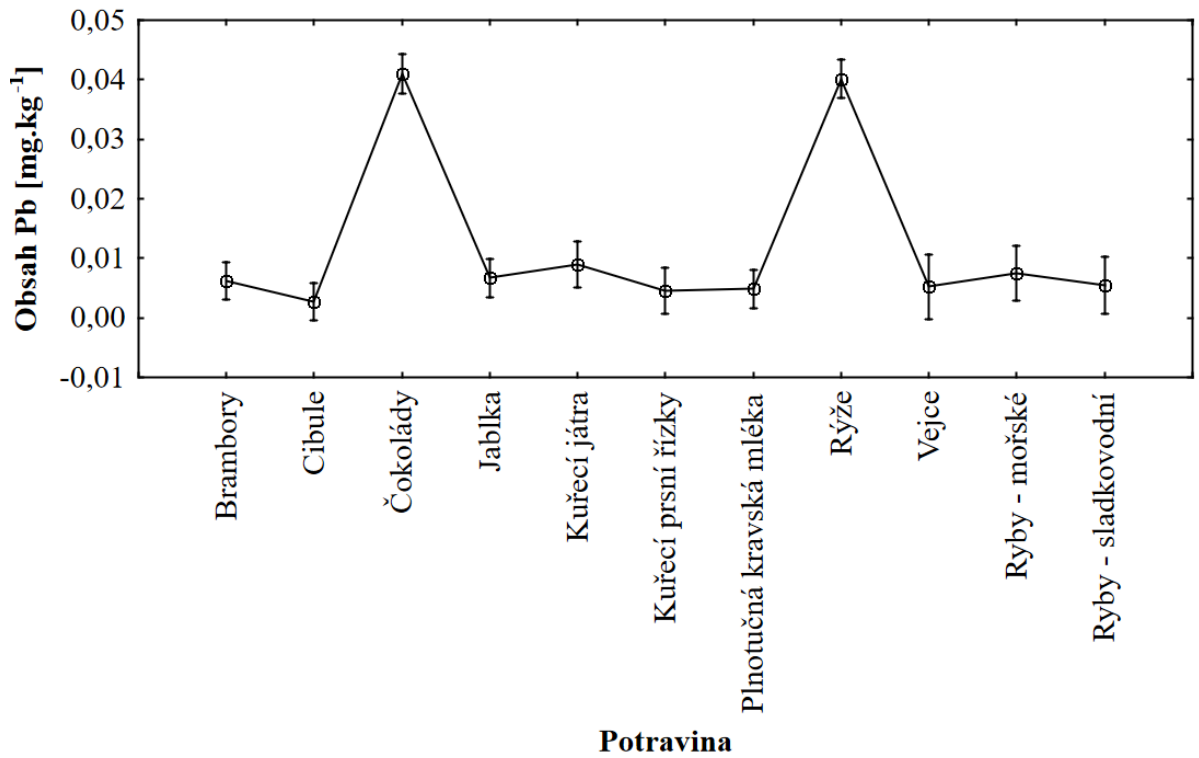
11.5 Průměrný obsah rizikových prvků ve vybraných potravinách



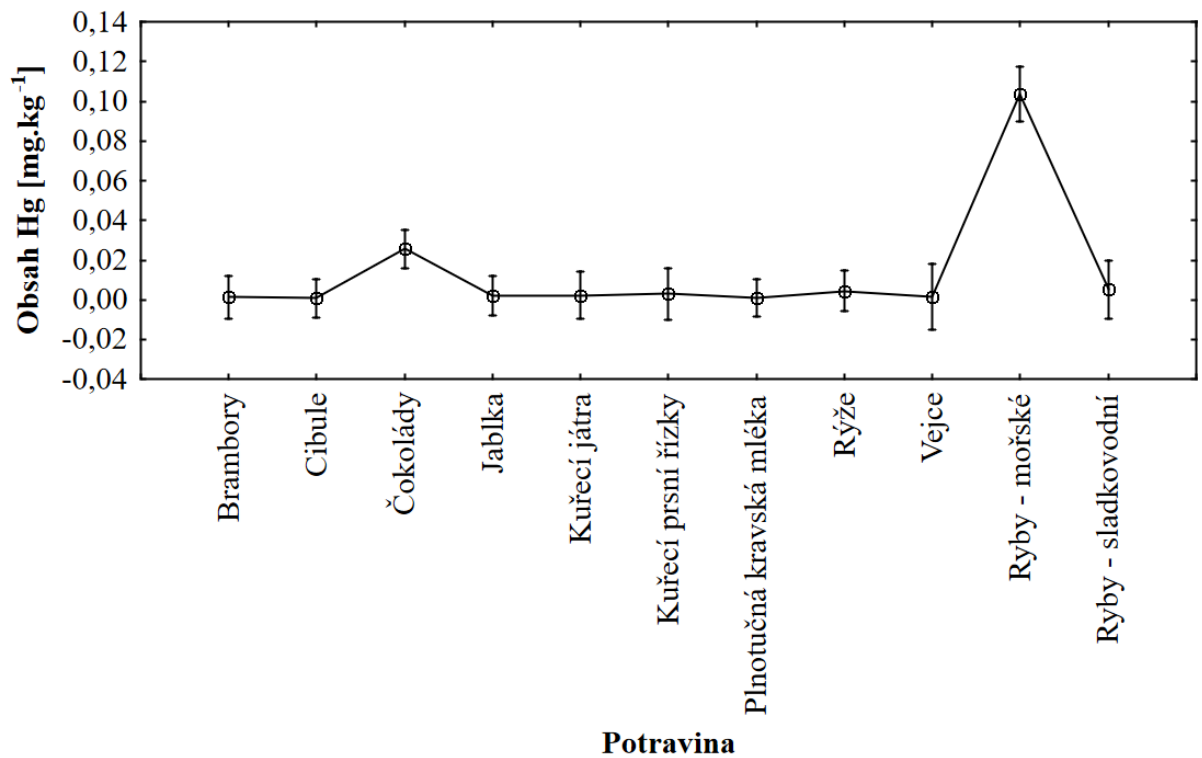
Graf 65: Obsah arzenu ve vybraných potravinách (ANOVA)



Graf 66: Obsah kadmia ve vybraných potravinách (ANOVA)



Graf 67: Obsah olova ve vybraných potravinách (ANOVA)



Graf 68: Obsah rtuti ve vybraných potravinách (ANOVA)