



УНИВЕРЗИТЕТ „СВ. КЛИМЕНТ ОХРИДСКИ“ – БИТОЛА
ТЕХНОЛОШКО ТЕХНИЧКИ ФАКУЛТЕТ ВЕЛЕС



Иновативни технологии за храна и нутриционизам

**ОПРЕДЕЛУВАЊЕ НА КОНЦЕНТРАЦИЈАТА И СПОСОБНОСТА ЗА
АКУМУЛАЦИЈА НА ТЕШКИТЕ МЕТАЛИ ВО ОВОШЈЕ ОД МИТРОВИЦА, КОСОВО**

- Докторска дисертација -

Кандидат:
Вехби Зенели, број на индекс 20

Ментор:
Проф. д-р Горица Павловска

ЧЛЕНОВИ НА КОМИСИЈА:

**Д-р Горица Павловска - ментор, редовен професор
на Технолошко - технички факултет – Велес,
Универзитет “Св. Климент Охридски” – Битола**

**Д-р Валентина Велковски, редовен професор
на Технолошко - технички факултет – Велес,
Универзитет “Св. Климент Охридски” – Битола**

**Д-р Анка Трајковска Петкоска, редовен професор
на Технолошко - технички факултет – Велес,
Универзитет “Св. Климент Охридски” – Битола**

**Д-р Викторија Стаматовска, редовен професор
на Технолошко - технички факултет – Велес,
Универзитет “Св. Климент Охридски” – Битола**

**Д-р Везирка Јанкулоска, вонреден професор
на Технолошко - технички факултет – Велес,
Универзитет “Св. Климент Охридски” – Битола**

ИЗЈАВА ЗА ОРИГИНАЛНОСТ НА ТРУДОТ

Јас, м-р Вехби Зенели, кандидат за одбрана на докторската дисертација, со наслов: **“ОПРЕДЕЛУВАЊЕ НА КОНЦЕНТРАЦИЈАТА И СПОСОБНОСТА ЗА АКУМУЛАЦИЈА НА ТЕШКИТЕ МЕТАЛИ ВО ОВОШЈЕ ОД МИТРОВИЦА, КОСОВО”** изјавувам под морална, материјална и друга одговорност дека при изработката на трудот ги почитував позитивните законски прописи од областа на заштитата на интелектуалната сопственост и не користев трудови на други автори без да бидат почитувани пропишаните методолошки стандарди. Користената литература достоино ја бележев во подбелешките и во литературата, составен дел на темата. Тоа значи дека трудот е оригинален, не е плагијат.

Велес, 2026

Кандидат: м-р Вехби Зенели

ИЗЈАВА ЗА ЛЕКТОРИРАЊЕ НА ДОКТОРСКИОТ ТРУД

Јас, м-р Вехби Зенели, студент на трет циклус студии, на студиската програма Иновативни технологии за храна и нутриционизам, со број на досие 20, изјавувам дека докторскиот труд под наслов: **„ОПРЕДЕЛУВАЊЕ НА КОНЦЕНТРАЦИЈАТА И СПОСОБНОСТА ЗА АКУМУЛАЦИЈА НА ТЕШКИТЕ МЕТАЛИ ВО ОВОШЈЕ ОД МИТРОВИЦА, КОСОВО“** е лектуриран од лектор Светлана Бела.

Извршеното лектурирање е документирано на соодветен начин во моето досие.

Велес, 2026

Кандидат: м-р Вехби Зенели

ТРУДОВИ ОБЈАВЕНИ ОД ОБЛАСТА НА ДОКТОРАТОТ

1. Zeneli, V., Heta, G., Pavlova, V., & Pavlovska, G. (2024). ACCUMULATION OF HEAVY METALS IN APPLES AND PEARS FROM THE SUBURBS OF MITROVICA, KOSOVO. *International Journal of Food Technology and Nutrition - IJFTN*, 7(13–14), 144–151. <https://doi.org/10.62792/ut.jftn.v7.i13-14.p2700>
2. Zeneli, V., Heta, G., Stamatovska, V., Pavlova, V., Trajkovska Petkoska, A., & Pavlovska, G. (2025). MANGANESE AND NICKEL IN BERRIES AND STONE FRUITS FROM REGIONS NEAR SMELTER IN KOSOVO: INSIGHTS FOR BIOCONCENTRATION FACTOR AND DAILY INTAKE RATE. *Zywnosc Nauka Technologia Jakosc/Food Science Technology Quality*, 32(1), 88–100. IF Scopus <https://doi.org/10.15193/zntj/2025/142/532>
3. Zeneli V., Heta G., Ognenoska V., Temelkovska Ristevska K., Pavlovska G. ASSESSMENT OF IRON CONCENTRATION IN STONE AND BERRY FRUIT: A CASE STUDY OF CHERRIES, SOUR CHERRIES, RASPBERRIES, AND BLACKBERRIES. *Knowledge – International Journal*, Vol. 69(3), 589-593, 2025. <https://ojs.ikm.mk/index.php/kij/article/view/7275>

БЛАГОДАРНОСТ

*Ја изразувам мојата длабока благодарност до мојата менторка, **ред. проф. д-р Горица Павловска**, за нејзиното водство, поддршка и посветеност во текот на моето академско патување.*

*Исто така, би сакал да ја изразам мојата длабока благодарност до членовите на комисијата, **ред. проф. д-р Валентина Велковски, ред. проф. д-р Анка Трајковска Петкоска, ред. проф. д-р Викторија Стаматовска и вонр. проф. д-р Везирка Јанкулоска**, за нивните професионални коментари и предлози што го подобрија квалитетот на оваа докторска теза.*

*Би сакал да ја изразам мојата посебна благодарност до **проф. д-р Рамиз Хоти** за неговата поддршка во текот на моето академско патување.*

*Би сакал да ја изразам мојата благодарност до **проф. д-р Идриз Ковачи** за неговата неуморна поддршка и придонес во текот на моето академско патување.*

Благодарност до Технолошкиот факултет-Велес, Универзитет „Св. Климент Охридски“ – Битола и Факултетот за применети науки во Урошевац, Универзитет во Приштина.

Исто така, изразувам најдлабока благодарност до моето семејство, особено до моите два сина и мојата сопруга, кои секогаш стоеја покрај мене со љубов и трпение.

Оваа благодарност е особено упатена до моите родители, пријатели и колеги, за нивната постојана помош, поддршка и разбирање.

Ова дело е посветено со бескрајна љубов и почит кон моето семејство.

СОДРЖИНА

ВОВЕД	11
1. ПРЕГЛЕД НА ЛИТЕРАТУРАТА	13
1.1 Тешки метали: дефиниција и карактеристики.....	13
1.1.1 Физичко-хемиски својства	14
1.1.2 Биолошка улога и токсичност на металите.....	14
1.2. Тешки метали, карактеристики, токсичност и присуство во почва.....	15
1.2.1. Арсен	15
1.2.2. Бакар.....	17
1.2.3. Железо	18
1.2.4. Жива	19
1.2.5. Кадмиум	20
1.2.6. Кобалт.....	21
1.2.7. Манган.....	23
1.2.8. Никел.....	24
1.2.9. Олово	26
1.2.10. Хром	27
1.2.11. Цинк.....	29
1.3. Механизми на апсорпција на тешки метали во растенијата	30
1.4. Фактори кои влијаат врз акумулацијата на тешки метали.....	31
1.5. Биоконцентрација и способноста на растенијата за акумулација на тешки метали ...	32
1.6. Фиторемедијација – природен пристап за санација на загадени екосистеми	35
1.7. Здравствени ефекти од тешките метали	37
1.8. Регулативи и гранични вредности за тешки метали во овошје	40
1.8.1. ЕУ, WHO, FAO стандарди.....	40
1.8.2 Национални регулативи во Косово	42
1.9. Присуство на тешки метали во овошје	43
1.10. Досегашни истражувања за тешки метали во овошје	45
1.11. Специфичности на анализираните овошни видови.....	46
1.11.1. Јаболчесто овошје (јаболко, круша).....	46

1.11.2 Коскесто овошје (цреша, вишна, праска, кајсија, слива)	49
1.11.3. Јагодесто овошје (малина, капина).....	51
1.12. Аналитички техники за определување на тешки метали	54
1.12.1. Атомска емисиона спектроскопија (AES).....	54
1.12.2. Атомска емисиона спектроскопија со индуктивно спрегната плазма (ICP-AES / ICP-OES).....	55
1.12.3. Примена на ICP-AES во анализа на тешки метали.....	56
2. ЦЕЛИ И ХИПОТЕЗИ НА ИСТРАЖУВАЊЕТО	57
3. МАТЕРИЈАЛИ И МЕТОДИ.....	59
3.1. Земање и подготовка на примерокот	59
3.2. Локации на земените примероци од различните видови на овошје вклучени во истражувањето	60
3.3. Методологија на истражувањето	61
3.4. Определување на содржината на вода	62
3.5. Определување на концентрацијата на тешки метали во примероците овошје, сува маса	62
3.6. Определување на фактор на биоконцентрација	62
3.7. Определување на концентрацијата на тешки метали во примероците овошје, свежа (влажна) маса.....	63
3.8. Статистичка анализа на податоците	63
4. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА	64
4.1. Содржина на вода и сува материја во анализираните видови на овошја	64
4.2. Концентрации на тешки метали во анализираното овошје, сува маса	72
4.3. Концентрации на тешки метали во анализираната почва	86
4.4. Концентрации на тешки метали во анализираното овошје, свежа маса.....	100
4.5. Определување на способноста за акумулација на тешките метали во овошјето	114
4.6. Статистичка анализа на резултатите.....	118
4.6.1. Концентрација на тешки метали во анализираното овошје, сува маса, според локација.....	118
4.6.2. Концентрации на тешки метали во зеленчукот, сува маса според групи на овошје.....	124

4.6.3. Концентрации на тешки метали во поединечни видови овошје	131
5. ЗАКЛУЧОК.....	136
7. КОРИСТЕНА ЛИТЕРАТУРА	139

АПСТРАКТ

Овошјето претставува значаен извор на витамини, минерали и антиоксиданси и има важна улога во одржувањето на човековото здравје. Меѓутоа, во региони со интензивна индустриска активност, особено во близина на рудници и топилници, може да дојде до акумулација на тешки метали во почвата и нивно пренесување во плодовите преку кореновиот систем. Присуството на овие метали, дури и во ниски концентрации, може да предизвика токсични ефекти врз човековото здравје и врз животната средина.

Целта на оваа докторска дисертација е да се утврди степенот на загаденост со тешки метали кај различни видови овошје и да се оцени влијанието на оддалеченоста од индустриски капацитети врз нивното присуство. Анализирани се 11 тешки метали: арсен (As), кадмиум (Cd), кобалт (Co), хром (Cr), бакар (Cu), жива (Hg), железо (Fe), манган (Mn), никел (Ni), олово (Pb) и цинк (Zn) во три групи овошје – јаголчесто, јагодесто и коскесто – како и во почвата на која тие се одгледуваат. Истражувањето е спроведено во околината на Митровица (Косово), на три локации со различна оддалеченост од топилница за олово и цинк: Звечан, Фрашер и Полац.

Резултатите покажаа дека концентрациите на повеќето тешки метали се највисоки во овошјето од Звечан и Фрашер, односно подрачја што се во непосредна близина на индустриската зона. Највисоки вредности се регистрирани за железо (Fe), бакар (Cu) и цинк (Zn), додека најголема варијабилност е забележана кај арсен (As), кадмиум (Cd) и олово (Pb). Кај некои примероци од малини е утврдено надминување на дозволената граница за кадмиум (Cd), што укажува на потенцијален ризик за здравјето на потрошувачите.

Може да се заклучи дека оддалеченоста од индустриските постројки, видот на овошје и својствата на почвата имаат значително влијание врз степенот на акумулација на тешките метали. Добиените резултати ја потврдуваат потребата од редовен мониторинг на почвата и земјоделските производи во индустриски изложените региони со цел превенција на потенцијалните ризици и обезбедување заштита на животната средина и јавното здравје.

Клучни зборови: тешки метали, овошје, почва, топилница, акумулација на тешки метали.

ABSTRAKT

Fruit represents a significant source of vitamins, minerals, and antioxidants, playing an important role in maintaining human health. However, in regions with intensive industrial activity, especially near mines and smelters, heavy metals can accumulate in the soil and be transferred to the fruits through the root system. The presence of these metals, even in low concentrations, can cause toxic effects on human health and the environment.

The aim of this doctoral dissertation is to determine the level of heavy metal contamination in different types of fruits and to assess the impact of proximity to industrial facilities on their presence. Eleven heavy metals were analyzed: arsenic (As), cadmium (Cd), cobalt (Co), chromium (Cr), copper (Cu), mercury (Hg), iron (Fe), manganese (Mn), nickel (Ni), lead (Pb), and zinc (Zn) in three groups of fruits – pome, berry, and stone fruits – as well as in the soil where they were cultivated. The study was conducted in the Mitrovica region (Kosovo), across three locations situated at different distances from a lead and zinc smelter: Zvechan, Frasher and Polac.

The results showed that the concentrations of most heavy metals were highest in fruits collected from Zvechan and Frasher, areas located in close proximity to the industrial zone. The highest mean values were recorded for iron (Fe), copper (Cu), and zinc (Zn), while the greatest variability was observed for arsenic (As), cadmium (Cd) and lead (Pb). In some raspberry samples, cadmium (Cd) levels exceeded the maximum permissible limit, indicating a potential health risk for consumers.

It can be concluded that the distance from industrial facilities, the type of fruit, and soil properties have a significant influence on the degree of heavy metal accumulation. The obtained results confirm the need for regular monitoring of soil and agricultural products in industrially exposed regions, aiming to prevent potential risks and ensure the protection of the environment and public health.

Keywords: heavy metals, fruits, soil, smelter, accumulation of heavy metals.

ВОВЕД

Овошјето претставува фундаментална компонента на здравата и балансирана исхрана, поради високата содржина на витамини, минерали, диететски влакна и биолошки активни фитохемикалии кои придонесуваат за одржување на нормалните физиолошки функции и зајакнување на имунолошкиот одговор. Редовната консумација на овошје е поврзана со подобрување на метаболичките процеси, намалување на ризикот од хронични незаразни заболувања и унапредување на кардиоваскуларното и гастроинтестиналното здравје (Slavin & Lloyd, 2012). Во контекст на зголемениот интерес за квалитетот, безбедноста и потеклото на храната, во последните години се интензивира и научната и јавната загриженост во однос на безбедноста на свежите и минимално преработени производи, особено во поглед на потенцијалната контаминација со тешки метали (Mititelu et al., 2025).

Во региони со изразена индустриска активност, особено во близина на рудници и топилници, како и во подрачја со историја на рударство, прашањето за квалитетот и безбедноста на земјоделските производи станува клучно, бидејќи тие често се изложени на контаминација со тешки метали кои се акумулираат во почвата и преку кореновиот систем се пренесуваат во растенијата и плодовите (Aliu et al., 2016; Hasan et al., 2020). Тешките метали, како олово (Pb), кадмиум (Cd), арсен (As), хром (Cr), никел (Ni), жива (Hg), бакар (Cu) и цинк (Zn), се елементи со висока густина и атомска маса кои имаат потенцијал да предизвикаат токсични ефекти дури и во мали концентрации. Некои, како Fe, Cu и Zn, се есенцијални микроелементи, но во високи нивоа стануваат штетни, додека други, како Pb, Cd и Hg, не се биолошки потребни и се токсични за човекот и животната средина (Balali-Mood et al., 2021). Поради својата стабилност и неспособност за биораспаѓање, овие елементи се перзистентни во екосистемите и преку индустриски емисии, отпадни води, рударски активности и агрохемикалии лесно влегуваат во почвата и се пренесуваат низ синџирот на исхрана (Mawari et al., 2022). Почвата е примарен медиум за акумулација и транспорт на тешки метали, при што нејзините својства како рН вредност, содржина на органска материја и минерална структура директно влијаат на биорасположливоста и подвижноста на овие елементи (Wuana & Okieimen, 2011; Zwolak, 2019). Растенијата ги апсорбираат металите преку кореновиот систем и ги транспортираат низ васкуларниот систем до различни органи, а степенот на оваа апсорпција се мери преку факторот на биоконцентрација (ФБ), кој претставува однос меѓу концентрацијата на метал во растението и во почвата (Tong et al., 2022; Gupta et al., 2022). ФБ е важен индикатор за процена на ризикот

и овозможува да се утврди способноста на растението за акумулација на метали (Mawari et al., 2022; Chen et al., 2024).

Во региони како северно Косово, каде што индустрискиот комплекс „Трепча“ долгорочно врши значително влијание врз квалитетот на почвите, особено релевантна е анализата на интеракцијата помеѓу оддалеченоста од изворот на загадување, типот на почвата и видот на овошјето. Претходните истражувања укажуваат на зголемени концентрации на Pb, Cd и Zn во почвите во околината на Митровица и Звечан (Stafilov et al., 2010; Šajin et al., 2013), што ја нагласува потребата од дополнителни испитувања на можната трансмисија на овие елементи во земјоделските култури.

Контаминираните почви претставуваат потенцијален извор на акумулација на тешки метали во овошјето, со што се зголемува ризикот за локалното население кое консумира производи од регионот. Хроничната изложеност на овие метали преку исхраната се поврзува со сериозни здравствени последици, вклучувајќи нефротоксични ефекти, оштетувања на нервниот и кардиоваскуларниот систем, нарушувања на метаболичките процеси и зголемен ризик од појава на малигни заболувања (Balali-Mood et al., 2021; Amouei et al., 2024; Kotnala et al., 2025).

Целта на оваа докторска дисертација е да се утврдат концентрациите на 11 тешки метали (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Fe, Mn, Ni, Pb и Zn) во почвата и 9 различни овошја во Косово од три локации – Фрашер, Звечан и Полац кои се со различен степен на изложеност, да се пресмета ФБ за секој вид овошје и да се оцени потенцијалниот ризик за здравјето на населението. Ваквиот мултидисциплинарен пристап обезбедува интегрален увид во процесите на контаминација и акумулација на тешки метали во овошјето и овозможува формулирање на препораки за заштита на безбедноста на храната и јавното здравје во индустриски изложени агроколошки системи. Со сето ова, истражувањето не само што има научна вредност, туку придонесува и кон развој на стратегии за одржливо земјоделство и подобрување на животната средина во региони погодени од индустриско загадување.

1. ПРЕГЛЕД НА ЛИТЕРАТУРАТА

1.1 Тешки метали: дефиниција и карактеристики

Тешките метали претставуваат хемиски елементи со висока густина (поголема од 5 g/cm³), висока атомска маса и способност за формирање комплексни соединенија. Parker (1989) и Morris (1992) тешките метали ги дефинирале како метали со густина поголема од 5 g/cm³, додека пак, Thornton (1995) дефинирал 6 g/cm³.

Тешките метали се наоѓаат во различни групи во Периодниот систем, вклучувајќи ги d-блокот (преодни метали), p-блокот и f-блокот. Најчесто припаѓаат во категоријата метали кои имаат повеќе оксидациони состојби, висока електронска активност и можност за создавање на ковалентни и јонски врски со органски и неоргански лиганди (Duffus, 2002; Podsiki, 2008).

Поимот тешки метали опфаќа елементи како кадмиум (Cd), олово (Pb), жива (Hg), хром (Cr), никел (Ni), арсен (As – металоид), бакар (Cu), цинк (Zn), железо (Fe), манган (Mn) и други. Иако не сите од нив се хемиски слични, тие споделуваат карактеристики како биоперзистентност, потенцијал за биолошка акумулација и токсичност при одредени концентрации (Appenroth, 2010; Ali & Khan, 2018).

Овие елементи се присутни во животната средина како резултат на геолошки процеси, вулкански активности, ерозија но и како резултат на индустриски активности, агрохемиски производи, согорување на фосилни горива и урбано загадување (Bolzan, 2015; Abdel-Rahman, 2022). Без разлика на нивното потекло, тешките метали се од суштинско значење во контекст на еко-токсикологија, здравје и одржливост на животната средина.

Дополнително, некои тешки метали може да се класифицираат според нивната улога во биолошкиот систем, како есенцијални и неесенцијални, што е од голема важност за проценка на нивната биолошка функција или токсичен потенцијал. Во индустријата класификацијата вклучува и регулаторни критериуми како што се присуство во регистри на опасни материи или нивните штетни ефекти врз околината. Технички, тешките метали може да се класифицираат и според нивната присутност и форма во различни медиуми: вода, почва, седименти, храна и воздух.

1.1.1 Физичко-хемиски својства

Физичко-хемиските својства на тешките метали го одредуваат нивното однесување во животната средина и интеракцијата со биолошките системи. Тие можат да се јават во повеќе валентни состојби (на пр. $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$, $\text{Cr}^{3+}/\text{Cr}^{6+}$), што значително влијае врз нивната растворливост, токсичност и стабилност. Многу тешки метали имаат способност да формираат стабилни или лабилни комплекси со неоргански и органски соединенија, вклучително и протеини, хумусни материи и аминокиселини (Podsiki, 2008; Salem et al., 2020).

На пример, растворливоста на металите зависи од рН и редокс-потенцијалот на средината. При ниски рН вредности, повеќето тешки метали стануваат подвижни и биорасположливи, што ја зголемува нивната токсичност. При повисоки рН вредности, многу метали преминуваат во нерастворливи форми, што ја ограничува нивната достапност за живите организми (Ali & Khan, 2018; Jadaa, 2023).

Други важни својства се: способност да формираат комплекси, јонизационен потенцијал и способност за долгорочна акумулација (Appenroth, 2010; Koller et al., 2018). Дополнително, некои метали можат да се акумулираат во седиментите или да се ресуспендираат при промена на хемиските услови, при што дополнително се отежнува нивното управување.

Физичко-хемиската стабилност и мобилност на металите во околината зависи и од формата во која тие се појавуваат: како слободни јони, комплексни јони или колоиди. Ова ги прави посебно сложени за детекција и моделирање, особено кога се присутни во матрици со висока варијабилност.

1.1.2 Биолошка улога и токсичност на металите

Некои тешки метали се есенцијални микроелементи за живите организми – вклучувајќи цинк (Zn), бакар (Cu), железо (Fe) и манган (Mn) – кои се вклучени во бројни ензимски реакции, транспорт на кислород, редокс реакции и одржување на клеточната структура (Appenroth, 2010; Abdel-Rahman, 2022).

Сепак, повеќето тешки метали немаат биолошка функција и се токсични дури и при ниски концентрации. На пример, кадмиум (Cd) го нарушува бубрежниот и респираторниот систем, олово (Pb) има невротоксичен ефект, а жива (Hg) предизвикува оштетувања на централниот нервен систем преку врзување за сулфхидрилни групи во протеините (Achararaki, 2012; Clemens, 2016).

Металите предизвикуваат токсичност преку различни механизми:

- Инхибиција на ензимски системи;
- Создавање на реактивни кислородни видови (ROS) и оксидативен стрес;
- Оштетување на ДНК и клеточните мембрани (Ali & Khan, 2018).

1.2. Тешки метали, карактеристики, токсичност и присуство во почва

1.2.1. Арсен

Арсенот (As) е токсичен металоид кој природно се јавува во земјината кора, почвата, водата и атмосферата. Тој е 20-ти по застапеност во земјината кора и постои во повеќе оксидациони состојби, при што најчесто во животната средина се среќава во облик на арсенит As (III) и арсенат As (V) (Dileep et al., 2023). Природните извори на арсен се преку вулканската активност, ерозијата и распаѓањето на сулфидни минерали како арсенопирит (FeAsS), орпимент (As₂S₃) и реалгар (As₄S₄), додека антропогените извори вклучуваат рударство, топење на метали, согорување на јаглен и примена на пестициди и ѓубрива (Stafilov et al., 2010; Punshon et al., 2017).

Во почвата арсенот постои како неоргански и органски форми, при што неорганските како арсенит и арсенат се најтоксични. Тие се силно поврзани со железо и алуминиум оксихидроксида, како и со органски материи, што ја помага нивната подвижност и достапност за растенијата (Aide et al., 2016). Под анаеробни услови (на пример, поплавени оризови полиња), арсенот се редуцира во арсенит, кој е подвижен и лесно се апсорбира преку корените на растенијата, додека во аеробни услови доминира арсенат, кој е поцврсто врзан за минералните честички (Punshon et al., 2017).

Во земјите со развиено рударство, како регионот на Косовска Митровица, просечната концентрација на арсен во површинските почви достигнува до 30 mg/kg, а во најзагадените подрачја и над 100 mg/kg, што значително го надминува европскиот просек од 7 mg/kg (Stafilov et al., 2010). Слични нивоа се забележани и во земјоделските почви во Еквадор, каде арсенот достигнува концентрации до 43 mg/kg, над дозволената граница според националната регулатива (12 mg/kg) (Jimenez et al., 2023).

Преносот на арсен во овошјето и зеленчукот зависи од рН на почвата, содржината на железо и органска материја, како и видот на растението. Лиснатите растенија и сочните плодови покажуваат повисока акумулација, додека јаткастите плодови обично содржат минимални количини. На пример, во Пакистан, највисока концентрација е утврдена во грозје (4.3 ± 0.5 mg/kg), додека кај оревите арсен не е детектиран (Shandana et al., 2024).

Арсенот се смета за канцероген за човекот од класа I според Меѓународната агенција за истражување на ракот (International Agency for Research of Cancer - IARC, при што хроничното изложување преку храна или вода предизвикува оштетувања на кожата, бубрезите, црниот дроб и белите дробови, вклучително и карцином на кожа и мочен меур (Prakash & Verma, 2021). Механизмот на токсичност вклучува сврзување со сулфхидрилни групи на ензими, што доведува до инхибиција на клеточните метаболички процеси и оксидативен стрес (Stafilov et al., 2010). Според СЗО, максимално дозволената концентрација на арсен во питка вода е 10 $\mu\text{g/L}$, а во растителни производи 0,1–5 $\mu\text{g/g}$ (Prakash & Verma, 2021).

Современите истражувања укажуваат дека фитотоксичноста на арсенот во растенијата доведува до намалување на фотосинтезата, инхибиција на ензимската активност и оштетување на ДНК и липидите (Dileep et al., 2023). Најновите пристапи за намалување на контаминацијата вклучуваат фиторемедијација, биоремедијација и имобилизација со железни оксиди, како и примена на биолошки и физички методи за прочистување на почвата (Punshon et al., 2017; Dileep et al., 2023).

1.2.2. Бакар

Бакарот (Cu) е еден од најзначајните микроелементи во природата и претставува есенцијален елемент за живите организми. Се одликува со висока електропроводливост, топлинска спроводливост и способност за лесно формирање на легури. Во земјината кора бакарот се јавува најчесто во форма на сулфидни минерали како халкопирит (CuFeS_2) и борнит (Cu_5FeS_4), но и во оксидни и карбонатни форми (Pavelková, 2018). Како микроелемент, бакарот е неопходен за правилно функционирање на повеќе биолошки процеси, вклучувајќи ја клеточната респирација, фотосинтезата, синтезата на протеини и антиоксидативната заштита (Mishra, 2020; Wang et al., 2021).

Во биолошките системи бакарот претставува клучен кофактор во голем број ензими, како што се цитохром-с оксидаза, супероксид дисмутаза и лизил оксидаза, кои се вклучени во клеточното дишење, неутрализација на слободни радикали и биосинтеза на сврзното ткиво (Pavelková, 2018). Во мали концентрации е неопходен за одржување на метаболичката рамнотежа, но при зголемени концентрации може да стане токсичен поради создавање на реактивни кислородни видови и нарушување на клеточните процеси (Balan, 2022).

Во почвата, бакарот е еден од стабилните и најчесто проучуваните микроелементи. Неговата содржина и подвижност зависат од рН вредноста, содржината на органска материја, капацитетот за катјонска размена и присуството на оксиди на железо и манган. Поголемиот дел од бакарот во почвата е сврзан во нерастворливи форми, што ја ограничува неговата биорасположливост, но во кисели и органски богати почви може да се зголеми неговата мобилност (Vlček & Pohanka, 2018). Антропогените активности, како употреба на бакарни фунгициди и минерални ѓубрива, придонесуваат за акумулација на бакар во површинскиот слој на почвите, особено во лозја и овоштарници (Neaman et al., 2024).

Кај растенијата, бакарот е есенцијален микроелемент кој учествува во фотосинтетичкиот транспорт на електрони, формирањето на лигнин и механизмите на одбрана од оксидативен стрес (Kumar et al., 2021). Недостигот на бакар може да доведе до хлороза, слаб раст и намалена фотосинтетичка активност, додека неговиот вишок предизвикува токсични ефекти како инхибиција на ензими и нарушување на јонската рамнотежа (Xu et al., 2024). Растенијата имаат развиено сложени механизми за одржување

на рамнотежата на бакарот, преку специфични транспортери и протеини кои ја регулираат неговата апсорпција, транспорт и складирање (Pradeep et al., 2023).

Во поширока еколошка смисла, бакарот има двојна улога, тој е неопходен за живот, но и потенцијално опасен загадувач кога неговите концентрации во животната средина ја надминуваат биолошката толеранција. Токму затоа, разбирањето на неговата биогеохемија, циклус и интеракција со биотата е клучно за оценка на еколошките ризици и управување со загадените екосистеми (Mebane, 2023).

1.2.3. Железо

Железото (Fe) претставува еден од најважните микроелементи во биосферата и е есенцијален за правилен раст и развој на растенијата. Иако е четврти најзастапен елемент во земјината кора, неговата биорасположливост во почвата често е ограничена поради ниската растворливост, особено во алкални и карбонатни почви (Porkodi et al., 2023).

Железото има централна улога во фотосинтезата, дишењето и синтезата на хлорофилот. Над 80% од железото во зелените листови е концентрирано во хлоропластите, каде што учествува во формирањето на електронски транспортери и ензими како цитохроми и фередоксин (Rout & Sahoo, 2015). Недостигот на железо во растенијата се манифестира со жолтење на младите листови поради нарушена синтеза на хлорофил (Ma & Ling, 2009).

Во земјоделските почви, достапноста на железото е под силно влијание на рН вредноста, содржината на калциум карбонат, органската материја и интеракцијата со други минерали како фосфор и манган (Bhat et al., 2024). Почвите со рН повисока од 7,5 најчесто покажуваат ограничена достапност на железо, иако вкупната концентрација може да биде висока (Porkodi et al., 2023).

Во овошните култури, железото е значаен елемент за квалитетот и нутритивната вредност на плодовите. Тоа е директно вклучено во биосинтезата на фенолни соединенија, антиоксиданси и ензими кои го регулираат оксидативниот стрес (Rout & Sahoo, 2015).

Недостигот на железо во почвата резултира со помала содржина на железо во плодовите, што може да влијае на нивната боја, вкус и стабилност при складирање.

Од друга страна, прекумерната апсорпција на железо предизвикува токсичност во растенијата, особено во оризот и други култури кои се одгледуваат во редуцирани, анаеробни почви. Високите концентрации на железо доведуваат до создавање на реактивни кислородни видови, оштетување на клеточните мембрани и инхибиција на фотосинтезата (Hamzah et al., 2024). Прекумерното железо може исто така да го наруши внесувањето на други есенцијални елементи како цинк и фосфор, предизвикувајќи нутритивна нерамнотежа (Bhat et al., 2024).

Во контекст на овошјето, железото има значајна улога во обезбедувањето на соодветен метаболизам и синтеза на органски киселини, кои придонесуваат за аромата и стабилноста на плодовите. Истражувањата покажуваат дека оптималната концентрација на железо во почвата (околу 7,5 mg/kg) е поврзана со поголема биорасположливост на железо во растителните ткива (Porkodi et al., 2023). Одржувањето на соодветна рамнотежа помеѓу достапноста и токсичноста на железото е клучен фактор за одржување на здравјето на растенијата и квалитетот на земјоделското производство.

1.2.4. Жива

Живата (Hg) претставува еден од најтоксичните тешки метали во животната средина, позната по својата висока мобилност, различни хемиски форми и способност за биоконцентрација во живите организми. Таа се јавува во елементарна, неорганска и органска форма, при што метилживата е најтоксичната и најбиорасположлива форма (Sattar et al., 2025). Во природата Hg се наоѓа во трагови, но индустриските активности, особено согорувањето на јаглен, рударството и отпадните депонии, доведуваат до значително зголемување на нејзиното присуство во почвата и воздухот (Ryzhensko et al., 2021; Sarma et al., 2024).

Во почвените системи живата се врзува со сулфиди, хумусни материи и глина, а под анаеробни услови микроорганизмите ја метилираат во метилжива, која е многу подвижна и лесно се апсорбира од растенијата (Sattar et al., 2025). Истражувањата покажуваат дека

концентрациите на Hg во почвите во близина на индустриски зони, термоцентрали или депонии можат да достигнат неколку милиграми по килограм, што овозможува нејзино пренесување во земјоделските култури (Li et al., 2017; Ryzhensko et al., 2021). Растенијата ја апсорбираат живата преку корените и преку површината на листовите, при што во загадени области доминира воздушната депозиција (Li et al., 2017). Во тропски овошја како авокадо, маракуја и златна бобинка во Колумбија, утврдени се нивоа на Hg од 0,015 до 0,367 mg/kg, што ги надминува дозволените граници од 0,01 mg/kg според меѓународните стандарди (Castañeda et al., 2025), а слични надминувања се регистрирани и кај овошја од загадени подрачја во Нигерија (Odunlami et al., 2024). Метилживата е особено опасна бидејќи лесно навлегува во биолошките ткива, каде што се врзува со сулфхидрилните групи на протеините, предизвикувајќи оксидативен стрес, нарушување на ензимските функции и оштетување на нервниот систем (Sattar et al., 2025).

Кај растенијата Hg доведува до инхибиција на фотосинтезата, намалената апсорпција на минерали и оштетување на клеточните мембрани, што резултира со намален раст и принос (Sarma et al., 2024). Поради нејзината стабилност и долготрајна присутност во екосистемите, живата претставува глобален ризик за животната средина и здравјето на луѓето, а редовното следење на нејзината концентрација во почвата и овошјето е неопходно за обезбедување на безбедна исхрана и заштита на јавноста (Dobrzański et al., 2017; Sattar et al., 2025)

1.2.5. Кадмиум

Кадмиумот (Cd) е еден од најтоксичните и најопасни тешки метали кои немаат биолошка функција, но лесно се акумулираат во почвата, растенијата и низ целокупниот прехранбен синџир. Тој се јавува како природна компонента на земјината кора, но неговата концентрација значително е зголемена поради антропогени активности како што се рударството, индустриските испарувања, согорувањето на фосилни горива, а особено употребата на фосфатни ѓубрива кои содржат кадмиум (Davidova et al., 2024).

Во земјоделските почви, кадмиумот се акумулира и преку кореновиот систем лесно се апсорбира во растенијата, користејќи ги истите транспортни патишта како есенцијалните микроелементи железо, цинк и манган, по што се пренесува до надземните органи и

плодовите каде што се складира во клеточните сидови и вакуолите (Sterckeman, 2020). Оваа биолошка достапност овозможува негово постепено натрупување во овошјето, што претставува значаен ризик за човековото здравје преку исхраната. Истражувањата покажуваат дека концентрацијата на кадмиум во овошјето во многу земји ја надминува максимално дозволената вредност од 0,2 mg/kg, особено во урбани и индустриски региони каде се користи загадена вода за наводнување или почви контаминирани со индустриски отпад. Во студијата на Mahdavian и Somashekar (2009) спроведена во Индија, концентрациите на Cd во овошјето достигнувале од 6,05 до 11,67 µg/g, што е неколкукратно над препорачаните вредности на FAO/WHO, додека Moyo et al. (2020) во Јужна Африка утврдиле високи нивоа на кадмиум во банани, манго и цитрусни плодови, што укажува на зголеменото присуство на кадмиум како глобален проблем.

Кадмиумот е биоперзистентен метал со полуживот во човечкото тело подолг од 30 години и најчесто се акумулира во бубрезите, црниот дроб и коските, каде што предизвикува хронични оштетувања, остеопороза, анемија, срцеви заболувања и канцерогени ефекти (Davidova et al., 2024).

Историски најпознат пример за труење со кадмиум е „Itai-itai“ болеста во Јапонија, поврзана со контаминирана храна и вода (Aoshima, 2016). Поради овие сериозни здравствени последици, неопходно е континуирано следење на кадмиумот во земјоделските почви, контрола на изворите на загадување и редовен мониторинг на овошјето и другите растителни производи, со цел да се спречи долготрајна изложеност на населението на овој токсичен метал и да се обезбеди безбедна храна.

1.2.6. Кобалт

Кобалт (Co) е природно присутен микроелемент во земјината кора, почвата, водата, растенијата и живите организми, кој има значајна биолошка и индустриска улога, но претставува и потенцијален ризик при прекумерна изложеност. Тој е еден од есенцијалните елементи во трагови за животинскиот и човечкиот организам, бидејќи е составен дел од молекулата на витамин Б₁₂ (кобаламин), кој е неопходен за синтезата на ДНК, создавањето на црвени крвни зрнца, производството на енергија и правилното функционирање на нервниот систем (Genchi et al., 2023). Преку кобаламинот, кобалтот учествува во

биохемиските процеси на метилација, во метаболизмот на аминокиселини и во одржувањето на здрави клетки. Недостигот на кобалт и витамин B₁₂ доведува до анемија, нарушена функција на нервниот систем и слаба апсорпција на хранливи материи, додека прекумерната изложеност може да предизвика повраќање, дијареа, оштетување на срцевиот мускул и тироидата, како и невролошки нарушувања (Gál et al., 2008; Genchi et al., 2023).

Во животната средина, кобалтот се јавува природно преку ерозија на карпи и вулкански активности, но најчесто неговата зголемена концентрација е резултат на антропогени активности како што се рударството, металургијата, согорувањето на јаглен, употребата на индустриски отпад и минерални ѓубрива (Gál et al., 2008). Во почвата, кобалтот најчесто се врзува за железо и манганови оксиди, што влијае врз неговата подвижност и биорасположливост. Почвите со ниска рН вредност обично имаат поголема растворливост на кобалт, што го олеснува неговото навлегување во растенијата, особено во коренот (Salam et al., 2023).

Иако не е есенцијален елемент за сите растенија, кобалтот во мали количини има стимулирачко дејство врз нивниот раст, особено кај легуминозните култури каде што учествува во процесите на биолошка фиксација на азот во симбиоза со бактериите. Сепак, во повисоки концентрации тој станува токсичен и може да предизвика оксидативен стрес, нарушување на фотосинтетичките процеси, инхибиција на растот и оштетување на клеточната структура (Salam et al., 2023). Токсичноста се манифестира преку намалена активност на антиоксидативните ензими, оштетување на ДНК и хлоропластите, што резултира со хлороза и опаѓање на листовите.

Испитувањата за присутвото на кобалт во овошјето покажуваат дека неговите концентрации обично се многу ниски, често под границата за детекција што укажува дека во повеќето земјоделски подрачја не претставува ризик по здравјето на консументите (Kandil et al., 2020). Сепак, во региони со индустриско загадување или почви богати со метални руди може да дојде до повисоки нивоа на акумулација во растителните ткива и плодовите. Контролираното додавање на кобалт во земјоделските култури, во мали концентрации, може да има позитивни ефекти. На пример, кај цитрусните насади, апликацијата на кобалт заедно со природни минерални соединенија го подобрува приносот,

квалитетот на плодовите и содржината на микроелементи во лисјата (Mansour & Mubarak, 2014).

Од аспект на здравјето на луѓето, умерената изложеност на кобалт е неопходна, но прекумерниот внес, било преку контаминирана храна, вода или воздух, може да предизвика штетни ефекти. Освен акутна токсичност, хроничното изложување е поврзано со оштетувања на срцевиот мускул (кардиомиопатија), воспалителни процеси, нарушувања во тироидната функција и оштетувања на бубрезите и црниот дроб (Genchi et al., 2023). Кобалтот има и потенцијал да се акумулира во ткивата на животните, што може индиректно да влијае врз луѓето преку синџирот на исхрана (Gál et al., 2008).

Иако претставува потенцијален загадувач, кобалтот има и позитивна страна, имено тој е дел од новите технологии во производството на биомедицински материјали. Кобалт наночестичките покажуваат антиоксидативни, антимикуробни и антиканцерогени својства, а се користат и во електрохемиски апликации, батерии и катализатори (Genchi et al., 2023).

Сумирано, кобалтот е елемент со двојна природа: од една страна е неопходен во мали количини за правилното функционирање на биолошките системи, а од друга претставува опасност при прекумерна акумулација во почвата, растенијата и храната. Затоа е неопходен внимателен мониторинг на неговите концентрации во земјоделските екосистеми и во исхраната на луѓето за да се зачува рамнотежата помеѓу неговата биолошка корист и потенцијалната токсичност.

1.2.7. Манган

Манганот (Mn) е есенцијален микроелемент кој има двојна улога во биосистемиите бидејќи неопходен е за растот и метаболизмот на растенијата и животните, но при повисоки концентрации станува токсичен. Во растителните ткива Mn е составен дел од кислородно-еволуирачкиот комплекс во фотосистемот и кофактор на бројни ензими, меѓу кои Mn-супероксид дисмутазата, што го прави клучен за фотосинтезата, синтезата на хлорофил и антиоксидативната заштита (Millaleo et al., 2010).

Достапноста на Mn во почвата зависи од рН и редокс потенцијалот, при што во кисели почви преовладува растворливата форма Mn^{2+} , која растенијата лесно ја апсорбираат, додека при повисок рН доминираат нерастворливи Mn(III) и Mn(IV) оксиди (Millaleo et al., 2010). При прекумерна концентрација, особено во почви со рН под 5,5, манганот предизвикува нарушување на фотосинтетските процеси, оксидативен стрес, инхибиција на ензими и нарушување на рамнотежата со други елементи како Fe, Mg, Ca и P, што резултира со хлороза и некротични дамки на листовите и намален раст (Rao et al., 2025). Кај цитрусните растенија е докажано дека покачување на рН од 3 на 5 ја намалува апсорпцијата и акумулацијата на Mn, го подобрува фотосинтетскиот капацитет и ја стабилизира нутритивната рамнотежа, што ја потврдува важноста на контролата на рН за намалување на токсичноста (Rao et al., 2025).

Механизмите на толеранција опфаќаат ограничување на транспортот на Mn кон листовите, негово складирање во вакуоли и засилен антиоксидативен одговор (Li et al., 2019). Урбани студии покажуваат дека овошјето и зеленчукот можат да акумулираат Mn заедно со други метали во зависност од загадувањето на почвата и воздухот, што бара континуирано следење на нивоата во храната (Chmielewski et al., 2025). Кај луѓето, Mn е неопходен за нормално функционирање на нервниот и ендокриниот систем, за метаболизмот на јаглехидрати и липиди и за формирање на коскено ткиво, со препорачан дневен внес од 2–5 mg (Röllin, 2011).

Хроничната изложеност на високи нивоа, преку инхалација или контаминирана храна и вода, доведува до натрупување на Mn во мозочните ткива и појава на невротоксични симптоми, вклучувајќи моторна дисфункција и когнитивни нарушувања (O'Neal & Zheng, 2015). Во животната средина Mn е присутен во минералите и почвите, но неговите концентрации се зголемуваат поради човечки активности како рударство, согорување горива и употреба на адитиви во бензин (Röllin, 2011).

1.2.8. Никел

Никелот (Ni) е елемент широко распространет во природата, присутен во почвата, водата, растенијата и животните, кој исто така е еден од микроелементите кој има двојна

биолошка улога есенцијален во траги, но токсичен во повисоки концентрации (Mania et al., 2019; Paul, 2022).

Како микроелемент, никелот учествува во активноста на ензимот уреаза, кој е значаен за метаболизмот на азот и правилниот раст на растенијата (Amjad et al., 2019). Како последица на зголемени концентрации на никел може да се јават симптоми на токсичност како инхибиција на фотосинтезата, нарушување на транспортот на хранливи материи и намалување на биомасата (Zahra et al., 2022; Labidi et al., 2024). Токсичните концентрации на никел во почвата обично се резултат на антропогени активности, индустриски емисии, согорување на горива, користење на отпадни води и прекумерна употреба на ѓубрива и пестициди поради што Ni често се акумулира во земјоделските површини (Rizwan, 2024). Во земјите со интензивна индустријализација концентрациите во почвата можат да достигнат алармантни нивоа, што претставува ризик за навлегување на металот во синџирот на исхрана (Mania et al., 2019).

Растенијата го апсорбираат никелот преку корените, а дел од него се транспортира во надземните органи и плодовите, при што степенот на акумулација зависи од видот на растението и условите во почвата (Zahra et al., 2022). Кај одредени овошни и зеленчукови култури, како тиквички, банани, портокали и листести растенија, се забележани варијации на концентрации од 0,01 до 4 mg/kg, при што во загадени подрачја тие можат да ги надминат дозволените граници и да создадат здравствен ризик за луѓето (Osemudiamen et al., 2023; Labidi et al., 2024). Изложеноста на повисоки нивоа на никел може да доведе до оксидативен стрес кај растенијата преку создавање реактивни кислородни видови (ROS), што резултира со деградација на хлорофил, појава на хлороза, нарушен метаболизам на хранливи материи и редуциран раст (Amjad et al., 2019; Zahra et al., 2022). Во исто време, некои растенија развиваат механизми на толеранција преку зголемена активност на антиоксидативни ензими и акумулација на полифеноли и пролин (Labidi et al., 2024).

Од аспект на здравјето на луѓето, никелот е класифициран како потенцијален канцероген при долготрајна изложеност, а неговото прекумерно внесување преку исхраната може да предизвика дерматитис, гастроинтестинални, имунолошки и невролошки нарушувања (Mania et al., 2019; Paul, 2022). Европската агенција за безбедност на храна

(EFSA) има утврдено толерантен дневен внес од 2,8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ телесна маса, што ја потенцира потребата од континуиран мониторинг на нивото на никел во храната и почвите (Mania et al., 2019).

1.2.9. Олово

Оловото (Pb) претставува еден од најтоксичните и најперзистентните тешки метали во животната средина, кој поради својата стабилна структура лесно се акумулира во почвите, водите, прашината и растителната биомаса, а потоа преку синџирот на исхрана стигнува и до човекот.

Главните извори на загадување со олово се антропогени и вклучуваат рударство, металургија, согорување на горива, индустриски емисии, отпадни води, батерии, бои и некои пестициди и ѓубрива (Kumar et al., 2020; Paltseva et al., 2022). Во почвата, оловото се врзува за минерални и органски компоненти, особено за глини, железни и манганови оксиди, како и за хумински и фулвински материи, што ја намалува неговата подвижност и биорасположливост. Сепак, во кисели средини Pb станува порастворлив и подостапен за растенијата, што ја зголемува опасноста од негово навлегување преку синџирот на исхрана (Khatik et al., 2006).

Во растенијата овој метал најчесто се задржува во кореновиот систем каде се врзува за клеточниот ѕид и пектинските соединенија, но под одредени услови може да се транслоцира кон надземните делови на растението. Акумулацијата на олово доведува до низа фитотоксични ефекти како што се инхибиција на ртење и раст, нарушување на фотосинтезата и ензимската активност, промени во хлорофилната содржина и предизвикување на оксидативен стрес со оштетување на клеточните мембрани (Nas & Ali, 2018; Singh & Pandey, 2024).

Во земјоделските системи, особено во близина на рудници и индустриски зони, оловото може да остане во почвата со векови, а растенијата кои се одгледуваат во такви услови покажуваат ограничен, но значаен степен на апсорпција, особено во коренот (Orellana et al., 2019). Истражувањата во урбани средини покажуваат дека најголем ризик претставува прилепувањето на контаминирана прашина и почва на овошјето и зеленчукот,

повеќе отколку вистинската апсорпција преку кореновиот систем, поради што се препорачува добро миење на овошјето и зеленчукот пред консумација (Paltseva et al., 2022).

Кај овошните видови, концентрацијата на Pb во плодот варира во зависност од видот, условите на средината и присуството на загадување во воздухот и почвата. Студиите покажуваат дека кај портокалите (*Citrus sinensis*) и други плодови што растат во индустриски области концентрациите на олово можат да бидат повисоки и да корелираат со нивоата во почвата и воздухот (Eludoyin & Odimegwu, 2018), додека во близина на рударски јаловишта плодовите можат да содржат количини кои, иако често се под законскиот праг, сепак претставуваат ризик за здравјето при долготрајна изложеност (Avila Vázquez, 2025).

Агротехничките практики, како употребата на некои неоргански ѓубрива или фосфатни материјали, можат дополнително да го зголемат нивото на Pb во почвата, додека органските практики и неутралната рН помагаат во неговото врзување и ограничување на неговата достапност за растенијата (Winarko et al., 2024). Оловото нема биолошка улога и дури и во многу ниски концентрации може да предизвика сериозни здравствени последици кај човекот, особено кај децата каде што влијае врз развојот на нервниот систем и когнитивните функции (Kumar et al., 2020). Затоа, континуираниот мониторинг на почвите, контролата на загадувањето и примена на одржливи земјоделски практики претставуваат клучни мерки за ограничување на акумулацијата и преносот на олово во овошјето и храната воопшто (Collin, 2022; Paltseva et al., 2022; Singh & Pandey, 2024).

1.2.10. Хром

Хромот (Cr) е тврд, сребрено-сив транзиционен метал кој природно се среќава во различни минерални форми и оксидациони состојби, најчесто како тривалентен Cr(III) и шестовалентен Cr(VI), при што овие две форми се најзначајни од еколошки и биолошки аспект. Cr(III) претставува стабилна и помалку токсична форма која во мали количини може да биде и есенцијална за одредени биохемиски процеси, додека Cr(VI) е високо растворлив, подвижен и исклучително токсичен, со изразено оксидативно дејство и способност да навлегува во живите организми преку различни патишта (Singh et al., 2013; Shahid et al., 2017).

Контаминацијата со хром во животната средина најчесто е резултат на човечки активности како што се металургијата, производството на бои, ѓубрива, согорување на јаглен, при што Cr(VI) најчесто се емитира во воздухот, водата и почвата, каде што под одредени услови може да преминува во Cr(III) и обратно (Zulfiqar et al., 2023). Во почвата, редокс условите, рН вредноста и присуството на органска материја и микробни заедници го диктираат однесувањето и биорасположивоста на хромот; редуктивните процеси го претвораат Cr(VI) во Cr(III), намалувајќи ја неговата токсичност, додека оксидирачките услови можат повторно да го активираат токсичниот облик (Shahid et al., 2017; Xu et al., 2022).

Присуството на хром во почвата влијае на микробиолошката активност, намалувајќи ја плодноста и биодиверзитетот, што води до нарушена структура и хемиски баланс на почвената средина (Ali et al., 2023). Во растенијата, хромот нема позната физиолошка улога, но се апсорбира преку кореновиот систем, најчесто во форма на Cr(VI) кој навлегува преку транспортери за сулфат или фосфат поради структурна сличност, додека Cr(III) се апсорбира пасивно. Поголемиот дел од апсорбираниот хром се задржува во коренот, а само мала количина се пренесува во стеблото, лисјата и плодовите (Singh et al., 2013; Srivastava et al., 2021). Токсичноста на хромот во растенијата се манифестира преку инхибиција на растот, нарушување на фотосинтезата, појава на хлороза, оштетување на клеточните мембрани и генетски материјал, како и нарушување на рамнотежата на макро и микроелементите (Srivastava et al., 2021; Ali et al., 2023). Во овошјето и зеленчукот, акумулацијата на хром зависи од видот на растението, составот на почвата и присуството на Cr(VI), при што контаминираниите земјоделски култури можат да претставуваат ризик за здравјето на луѓето преку внес во исхраната, бидејќи Cr(VI) има потенцијал да предизвика оштетувања на бубрезите, црниот дроб и да делува канцерогено (Shahid et al., 2017; Xu et al., 2022). За намалување на неговата токсичност во агроекосистемите, се применуваат стратегии како што се употреба на органска материја, микробни и микоризни препарати за редукција на Cr(VI), избор на растителни видови со ниска способност за акумулација и примена на фитостабилизација и фиторемедијација како одржливи методи за санација на загадени почви (Srivastava et al., 2021; Zulfiqar et al., 2023).

1.2.11. Цинк

Цинкот (Zn) е есенцијален микроелемент кој спаѓа во групата на преодни метали и е неопходен за раст и развој на растенијата, но во повисоки концентрации може да предизвика токсични ефекти во почвата, растенијата и овошјето. Тој природно се наоѓа во почвите како резултат на распаѓање и ерозија на матичните карпи, но дополнително се внесува преку индустриски активности, ѓубрива, отпадни води и согорување на фосилни горива (Noullas et al., 2018). Во почвата цинкот се наоѓа во различни форми – растворливи јони, органски комплекси или сврзан за колоидните честички, при што неговата достапност зависи од рН, содржината на органска материја и активноста на микроорганизмите. При ниско рН тој е поводорастворлив и попростапен за растенијата, додека на алкални почви се фиксира и станува недостапен (Noullas et al., 2018; Balafrej et al., 2020). Недостигот на Zn често се јавува на карбонатни и песокливи почви, а особено страдаат култури како пченка, ориз, грав и овошни дрва, кај кои се јавува забавен раст, хлороза на младите листови и слаб плод (Patil et al., 2018).

Во растенијата, цинкот учествува во повеќе биохемиски и физиолошки процеси, активира бројни ензими, вклучувајќи карбонска анхидраза, РНК и ДНК полимерази, и е клучен за синтеза на протеини, хлорофил, јаглехидрати и липиди (Tsonev & Lidon, 2012). Исто така има важна улога во стабилизирање на клеточните мембрани и во производството на хормонот ауксин, кој влијае на растот на растенијата. Сепак, при прекумерни концентрации Zn станува токсичен, предизвикувајќи инхибиција на фотосинтезата, намалена активност на ензимите, оштетување на хлоропластите, оксидативен стрес и акумулација на реактивни кислородни видови (Tsonev & Lidon, 2012; Bukhari & Gull, 2024). Вишокот на цинк доведува и до нарушена апсорпција на други елементи како железо, манган и бакар, а симптомите се видливи како некрози на рабовите на листовите и намалена биомаса.

Некои растенија, наречени хиперакумулатори, имаат способност да толерираат и акумулираат големи количини на Zn во лисјата и стеблата без симптоми на оштетување (Balafrej et al., 2020). Овие растенија развиле специфични молекуларни механизми за апсорпција, транспорт и складирање на цинкот.

Во овошните култури, цинкот е клучен за фотосинтезата, формирањето на плодовите и синтезата на шеќери. Недостатокот може да доведе до намалена големина на плодовите, слаб вкус и нарушена плодност, додека токсичноста може да предизвика акумулација на метал во јадливите делови и потенцијални здравствени ризици за човекот (Suman, 2017; Patil et al., 2018). Рамнотежата помеѓу есенцијалноста и токсичноста на цинкот е тесна, па затоа управувањето со неговите нивоа во земјоделските почви е клучно за одржливо производство на храна и заштита на животната средина.

1.3. Механизми на апсорпција на тешки метали во растенијата

Процесот на апсорпција на тешките метали од страна на растенијата е резултат на серија комплексни биолошки, хемиски и физиолошки процеси. Растенијата најчесто ги апсорбираат металите преку коренот, каде што се одвиваат најголем дел од примарните контакти со металните јони. Металите можат да навлезат пасивно или активно, во зависност од нивниот јонски карактер и нивната концентрација во почвата (Kabata-Pendias, 2010).

Откако металите ќе навлезат во клетките, тие се врзуваат за фитохелатини и металотионеини, мали протеини кои играат критична улога во детоксикација и складирање на металите, спречувајќи нивната интеракција со чувствителните метаболички процеси. Во одредени случаи, растенијата ги изолираат металите во вакуолите или ги трансформираат во помалку токсични форми преку редукција. На пример, Cr (VI), кој е многу токсичен и подвижен, често се редуцира до Cr (III) во растителните клетки, што значително ја намалува неговата фитотоксичност (Sharma et al., 2020).

Некои метали покажуваат особен афинитет за транспорт и акумулација во специфични делови на растението. На пример, кадмиумот (Cd) лесно се транспортира до надземните делови, што претставува сериозен ризик за безбедноста на храната (Zand et al., 2022). Во случајот со бакарот (Cu), при високи концентрации, тој ја зголемува продукцијата на реактивни кислородни видови (ROS), што доведува до оштетување на клеточните мембрани, нарушена фотосинтеза и активација на гените за одбрана од оксидативен стрес (Hasanuzzaman et al., 2020). Живата (Hg), од друга страна, има силен афинитет кон сулфхидрилни групи и органски материи и често останува во почвата; меѓутоа, преку

микробната метилација може да се претвори во метилжива, форма која лесно се апсорбира и има исклучителна биотоксичност (Gworek et al., 2020). Оваа трансформација, која се одвива во анаеробни услови, доведува до постепено биоакмулирање низ синџирот на исхрана, достигнувајќи високи нивоа во организмите на повисоките трофички нивоа.

1.4. Фактори кои влијаат врз акумулацијата на тешки метали

Акумулацијата на тешки метали во растителното ткиво и почвата зависи од синергистичкото дејство на повеќе физичко-хемиски, биолошки и агротехнички фактори, при што секој од нив има различна улога во модулација на биодостапноста и трансформацијата на металите. Еден од највлијателните параметри е рН вредноста на почвата.

Киселите почви кои имаат ниска рН вредност ја зголемуваат растворливоста и подвижноста на металните јони, со што тие стануваат полесно достапни за растенијата, додека алкалните услови имаат тенденција да ги врзат металите со нерастворливи минерали (Alengebawu et al., 2021). Покрај рН вредноста, органската материја има значајна улога бидејќи таа може да ги имобилизира металите преку формирање на стабилни хелатни комплекси, но во одредени случаи може и да ја зголеми нивната мобилност преку комплекси кои лесно се апсорбираат од страна на растенијата (Yuan et al., 2021).

Видот на почвата, односно содржината на песок и глина, исто така влијае врз задржувањето и движењето на тешките метали. Слоестите почви имаат поголема способност да ги задржат металите блиску до површината, додека песочните и композитните почви овозможуваат побрза вертикална миграција, што го зголемува ризикот од загадување на подземните води (Wang & Lei, 2018). Употребата на хемиски ѓубрива и пестициди, често богати со траги од кадмиум (Cd), олово (Pb) и жива (Hg), дополнително ја влошува состојбата, особено во почвите каде што интензивно се одгледуваат различни култури. Акумулацијата на овие метали во јадливите делови на растенијата е потврдена во повеќе теренски студии, при што честопати е поврзана со прекумерна употреба на фосфатни ѓубрива и органофосфатни пестициди (Ali et al., 2019; Alengebawu et al., 2021).

Употребата на органските ѓубрива, се покажува како ефективна алатка во намалувањето на биодостапноста на металите. На пример, во студијата на *Abbasi et al.* (2020), додавањето на органско ѓубриво во Cr-контаминирана почва резултирало со значајно намалување на мобилноста на Cr и намалена акумулација во пченката. Освен тоа, микробиолошките популации во ризосферата вклучувајќи бактерии кои редуцираат метали, габи и актинобактерии имаат клучна улога во биотрансформацијата и стабилизацијата на тешките метали преку процеси како што се биоапсорпција, биоаккумуляција и метилација. Овие процеси не само што ја намалуваат биодостапноста на металите, туку исто така го подобруваат квалитетот на почвата. Како резултат на тоа, растенијата одгледувани во почви со висока микробна активност покажуваат намалена токсичност и подобри агрономски карактеристики, дури и при повисоки концентрации на тешки метали.

Дополнително, истражувањата покажуваат дека длабочината на почвата исто така влијае бидејќи концентрациите на металите генерално се повисоки во површинските слоеви, особено во зони изложени на индустриски емисии или долгорочно агрохемиско загадување (*Wang & Lei, 2018*).

1.5. Биоконцентрација и способноста на растенијата за акумулација на тешки метали

Биоконцентрацијата претставува процес преку кој живите организми, особено растенијата, ја апсорбираат и акумулираат концентрацијата на тешки метали од околината најчесто од почвата, водата или воздухот, во своите ткива. Овој феномен е од суштинско значење во земјоделството и екологијата бидејќи го одразува нивото на загадување во животната средина и ја открива способноста на организмите да ги апсорбираат и задржуваат токсичните елементи.

Процесот на биоконцентрација е тесно поврзан со биолошките и хемиските својства на металите, карактеристиките на растението, како и со условите на средината, рН, влажност, температура, органска материја и биолошката активност во почвата (*Rachura et al., 2015; Neta et al., 2025*).

Биоконцентрацијата може да се дефинира како однос помеѓу концентрацијата на металот во организмот и неговата концентрација во животната средина. Овој однос се

изразува преку факторот на биоконцентрација (ФБ), кој претставува квантитативен показател за степенот на акумулација. Висока вредност на ФБ (>1) укажува дека растението е способно да акумулира метал во поголема концентрација, додека ниска вредност (<1) покажува ограничена апсорпција и укажува дека акумулацијата е мала (Arnot & Gobas, 2006).

Биоконцентрацијата е еден од најважните индикатори за проценка на фитотоксичноста и биолошката достапност на тешките метали. Кога растенијата апсорбираат метали преку коренот, тие можат да ги задржат во коренот (фитостабилизација) или да ги транспортираат кон надземните делови (фитоекстракција). Првиот механизам е значаен за заштита на површинските делови и ограничување на движењето на металите, додека вториот е основа за фиторемедијација, односно користење растенија за чистење на контаминирани почви (Takarina & Tjiong, 2017).

Според Neta et al. (2025), растенијата кои растат во индустриски загадени подрачја, како што се оние во близина на топилници и рудници, покажуваат значителни разлики во нивниот биоконцентрационен потенцијал. На пример, во истражување на зеленчук од Косово, вредностите на ФБ за кадмиум (Cd) и олово (Pb) биле повеќекратно поголеми во растенијата од региони блиску до индустриски извори во споредба со контролните подрачја. Овие резултати јасно ја потврдуваат зависноста на биоконцентрацијата од локациските фактори и степенот на загадување на подлогата.

Слично, Šijakova-Ivanova et al. (2017) укажуваат дека некои растителни видови имаат природна способност да акумулираат високи концентрации на метали феномен познат како хиперакумулација. Таквите растенија, можат да апсорбираат дури и 100 до 1000 пати поголема количина на метал од останатите растенија и се користат како биоиндикатори на загадување или како агенси за ремедијација на тешки метали во почвите. Хиперакумулаторите обично се прилагодени да толерираат токсични концентрации на метали во нивното ткиво без да покажат видливи симптоми на оштетување.

Покрај тоа, според истражувањата на Sanjosé et al. (2022), концентрацијата и биоконцентрацијата на тешките метали во растенијата не зависи само од нивната присутност во почвата, туку и од биодостапноста, односно од тоа во која форма се наоѓаат металите. На пример, метали како олово (Pb) често се врзуваат за минералните честички и

органиката материја во почвата, што ја намалува нивната достапност за растенијата, додека кадмиумот (Cd) и цинкот (Zn) се полесно мобилни и лесно се апсорбираат преку коренот.

Покрај растителните карактеристики, и самите метали покажуваат различна биолошка активност. Според резултатите на Pachura et al. (2015), кадмиумот и цинкот имаат највисока стапка на транслокација (до 80%), додека оловото и никелот се најмалку подвижни. Овие својства се клучни при проценката на ризикот од пренос на метали преку синџирот на исхрана и тоа од почвата, преку растенијата, до животните и луѓето.

Процесот на биоконцентрација не е секогаш негативен. Од еколошка перспектива, оваа способност може да се искористи за позитивни цели, како што е фиторемедијацијата која претставува природна и економски прифатлива метода за санација на загадени подрачја. Растенијата кои имаат висок ФБ и ФТ (фактор на транслокација) можат да се користат за извлекување на металите од почвата, додека оние со низок ФТ, но висок ФБ, се корисни за стабилизација на контаминирани терени (Shabrina et al., 2025).

Истражувањата на Arnot и Gobas (2006) ја нагласуваат потребата од стандардизација во мерењето на биоконцентрацијата, бидејќи оваа вредност може значително да варира во зависност од биолошките карактеристики на видот, начинот на изложеност и временскиот период на акумулација. Тие предлагаат користење на ФБ како унифициран индикатор за проценка на биолошката изложеност на токсични материи, особено во контекст на регулаторни рамки за заштита на животната средина.

Во контекст на одржливото земјоделство и здравјето на човекот, разбирањето на процесот на биоконцентрација е клучно. Прекумерното присуство на метали како кадмиум, олово, жива и арсен во земјоделските производи може да предизвика сериозни здравствени последици и тоа: оштетување на бубрезите и црниот дроб, невролошки нарушувања, па дури и канцерогени ефекти. Затоа, биоконцентрацијата не е само научен показател, туку и предупредување за еколошките и здравствените ризици поврзани со загадувањето на животната средина (Khan et al., 2025; Neta et al., 2025).

Согласно на погоре кажаното, биоконцентрацијата претставува динамичен процес кој го одразува интегралниот однос меѓу биологијата на растенијата и хемиската составеност на нивната околина. Таа е индикатор за еколошка состојба, механизам за адаптација и алатка

за биотехнологија. Познавањето на факторите што влијаат на биоконцентрацијата е од суштинско значење за правилна проценка на ризикот од загадување, за развој на стратегии за еколошка заштита и за промовирање на одржливо земјоделство и здрава животна средина.

1.6. Фиторемедијација – природен пристап за санација на загадени екосистеми

Фиторемедијацијата претставува современа, еколошки прифатлива и економски одржлива технологија која ги користи растенијата за прочистување на почвата, водата и воздухот од контаминанти како тешки метали, органски соединенија и радионуклеотиди. За разлика од традиционалните физичко-хемиски методи кои се скапи, енергетски интензивни и често водат до секундарно загадување, фиторемедијацијата обезбедува природна алтернатива заснована на биолошките механизми на растенијата (Kafle et al., 2022; Yuliasni et al., 2023).

Основниот принцип на фиторемедијацијата се заснова на биолошката способност на растенијата да апсорбираат, трансформираат, стабилизираат или деградираат штетни супстанции од околината. Процесот вклучува повеќе меѓусебно поврзани механизми кои овозможуваат намалување на концентрацијата и токсичноста на контаминантите во почвата, водата и воздухот. Најзначајни меѓу нив се фитоекстракцијата, фитостабилизацијата, ризофилтрацијата, фитодеградацијата и фитоевапоризацијата (Laghlimi et al., 2015; Sharma et al., 2023).

Фитоекстракцијата подразбира апсорпција и транспортирање на металите од почвата во надземните делови на растението, каде што тие можат да се отстранат преку берба на биомасата. Фитостабилизацијата, пак, претставува процес во кој растението ги имобилизира металите во ризосферата преку таложење, апсорпција или врзување со органски и неоргански соединенија, со што се намалува нивната подвижност и биорасположивост. Ризофилтрацијата се однесува на апсорпција или адсорпција на металните јони преку кореновиот систем во водни средини, додека фитодеградацијата вклучува ензимска разградба на органски контаминанти.

Истражувањата покажуваат дека ефективноста на фиторемедијацијата зависи од типот на растението, својствата на контаминантот, рН на почвата, биолошката активност на

ризосферата и присуството на микроорганизми (Kafle et al., 2022; Yuliasni et al., 2023). Од клучно значење е интеракцијата меѓу кореновиот систем и микробиотата во ризосферата, каде што бактериите како *Pseudomonas*, *Bacillus* и *Rhodococcus* придонесуваат за биотрансформација и детоксикација на металите преку биосорпција и биоакмулација (Yuliasni et al., 2023). Овие симбиотски процеси ја зголемуваат достапноста на металите за растението и ја подобруваат ефикасноста на апсорпцијата.

Според Kafle et al. (2022), најуспешните растенија за фиторемедијација се оние што комбинираат брз раст, висока биомаса и толеранција на токсичност, како *Brassica juncea*, *Salix spp.*, *Populus spp.*, *Miscanthus giganteus*, *Phragmites australis* и *Typha latifolia*. Овие видови се користат за санација на контаминирани почви богати со Pb, Cd, Zn, Cu и Ni, при што некои дејствуваат како хиперакумулатори, акумулирајќи големи количини метали без да покажат симптоми на оштетување.

Клучен аспект во модерната фиторемедијација е употребата на почвени додатоци (компост, микробни инокулации, хелати и органски ексудати), кои ја зголемуваат биорасположивоста на металите и ја подобруваат физиолошката стабилност на растенијата (Tamma et al., 2025). На пример, додавањето на компост во кој има јаглен во контаминирана почва може да ја зголеми апсорпцијата на метали преку подобрување на рН, зголемување на капацитетот за катјонска размена и создавање на микросредина повољна за раст на ризобактерии.

Дополнителен напредок во областа вклучува генетско инженерство и биотехнологија, со цел создавање растенија со подобрена толеранција и поголема способност за акумулација. Како што наведуваат Hauptvogel et al. (2020), употребата на брзорастечки енергетски култури како *Miscanthus*, *Arundo donax* и *Salix* овозможува истовремено производство на биомаса и ремедијација, што создава синергија меѓу еколошката санација и обновливата енергија. Ова ја прави фиторемедијацијата не само метод за прочистување, туку и стратегија за циркуларна економија и одржлив развој.

Истражувањата на Mukherjee et al. (2025) ја нагласуваат потребата од управување со биомасата по процесот на ремедијација, бидејќи таа често содржи високи концентрации на метали. Разработени се техники за пиролиза, компостирање и екстракција на металите од растителниот материјал со цел безбедно отстранување и повторна употреба.

Примена на фиторемедијацијата во водни екосистеми, како што укажува Yuliasni et al. (2023), исто така покажува одлични резултати. Водните растенија како *Eichhornia crassipes*, *Typha angustifolia* и *Lemna minor* успешно отстрануваат метали како Fe, Cu, Cd и Zn преку ризофилтрација и биосорпција.

Пионерските трудови на Ciura et al. (2005) покажуваат дека дури и култивираните земјоделски култури како пченка, зелка и тиква можат да се користат за прочистување на умерено загадени почви, доколку се комбинираат со соодветни агротехнички практики. Фиторемедијацијата претставува холистички пристап кој ги поврзува екологијата, агрономијата, микробиологијата и технологијата за одржливо управување со загадувањето. Идниот развој на оваа технологија е насочен кон зголемување на нејзината ефикасност преку биоинженеринг, мултивидовски насади и интеграција со управување со отпад и биомаса. Со тоа, фиторемедијацијата се позиционира како клучна алатка во глобалните напори за рехабилитација на деградирани екосистеми и заштита на животната средина.

1.7. Здравствени ефекти од тешките метали

Тешките метали се токсични дури и во мали количини и претставуваат сериозен еколошки и здравствен проблем поради нивната биоперзистентност, неразградливост и способност за акумулација во биолошките ткива (Moharir, 2017; Rai et al., 2019; Jomova et al., 2025). Тие природно се присутни во земјината кора, но концентрациите во животната средина драматично се зголемија како резултат на индустриската активност, согорувањето на фосилни горива, употребата на пестициди, сточарските отпадоци и урбаните емисии (Piwowarska, 2024; Nkwunonwo, 2020). Овие метали имаат долготрајна биолошка полуживотност и можат да се пренесат преку синџирот на исхрана, достигнувајќи го човековиот организам преку контаминирана вода, почва и храна (Rai et al., 2019).

Акутната или хроничната изложеност на тешки метали кај луѓето и животните може да резултира со низа патолошки состојби како што се карцином, бубрежна и црнодробна дисфункција, анемија, нарушувања на имунолошкиот систем и сериозни невролошки оштетувања (Koller et al., 2018; Jomova et al., 2025). Во студиите од страна на (Balali-Mood et al., 2021; Jomova et al., 2025) дополнително се наведува дека овие метали се мешаат со

антиоксидантните механизми на организмот преку врзување за сулфхидрилните групи на ензимите како супероксид дисмутаза, каталаза и глутатион пероксидаза, што резултира со акумулација на реактивни кислородни видови, оштетување на липидите, протеините и ДНК, со можни канцерогени ефекти.

Некои тешки метали, како кадмиумот и оловото, можат да ги заменат есенцијалните метали како железото, цинкот и бакарот во металопротеините, што доведува до нарушена ензимска активност и клеточен метаболизам (Qureshi, 2021; Jomova et al., 2025). Металите исто така влијаат врз регулацијата на гени поврзани со апоптоза и карциногенеза (Jomova et al., 2025). Поради ваквите молекуларни ефекти, експозицијата на тешки метали се смета за клучен етиолошки фактор за различни видови на ракци, невродегенеративни болести (како Алцхајмерова и Паркинсонова болест), кардиоваскуларни заболувања и метаболички нарушувања (Rai et al., 2019; Jomova et al., 2025).

Во растенијата, акумулацијата на метали доведува до нарушување на фотосинтетските процеси, оштетување на хлоропластите и намалување на синтезата на хлорофил, што резултира со намалена биомаса и продуктивност (Clemens, 2016; Rai et al., 2019). Металите како кадмиумот и никелот инхибираат активности на ензими поврзани со фиксацијата на азот и фосфорниот метаболизам, предизвикувајќи хлороза и инхибиција на растот (Ungureanu et al., 2023). Освен тоа, изложеноста на метали како Cu, Zn, Pb и Cr предизвикува оштетување на клеточните мембрани, нарушување на митохондријалната функција и промена на протеинската структура во растителните ткива (Morais et al., 2012).

Металите го нарушуваат и микробниот состав на почвата, што негативно влијае врз биохемиските циклуси, посебно азотниот и сулфурниот циклус, со што се нарушува плодноста на земјиштето и се намалува биодостапноста на есенцијалните нутриенти (Nkwunonwo, 2020; Piwowarska, 2024). Слично, кај животните и луѓето, нарушувањето на микробиомот во гастроинтестиналниот тракт доведува до дисбаланс во метаболизмот, нарушена апсорпција на витамини и минерали и зголемена подложност на инфекции (Lawal et al., 2021; Alberto, 2023). Според Ohiagu et al. (2022), долготрајната изложеност на ниски концентрации на метали предизвикува акумулација во ткивата на дигестивниот систем, што може да резултира со хронични инфламации, оксидативен стрес и нарушена апсорпција на хранливи материи.

Металите можат да ја преминаат плацентарната бариера и да се акумулираат во феталните ткива, што го нарушува нормалниот ембрионален развој и може да предизвика вродени аномалии и долгорочни невролошки оштетувања (Pandey et al., 2016; Rai et al., 2019; Jomova et al., 2025). Поради нивната способност да се врзуваат за протеини и да се таложат во коските, бубрезите и црниот дроб, многу тешки метали остануваат во организмот со децении, придонесувајќи за хронична интоксикација и акумулација со возраста (Balali-Mood et al., 2021; Qureshi, 2021).

Присуството на тешки метали во човековиот организам предизвикува голем број несакани здравствени ефекти. Оловото (Pb) предизвикува сериозни нарушувања во централниот нервен систем, особено кај децата, каде што доведува до когнитивни дефицити, анемија и хипертензија (Qureshi, 2021). Дури и ниски нивоа на изложеност може да резултираат со невродегенеративни ефекти, намален IQ и нарушувања на вниманието и меморијата (Achparaki et al., 2012; Piroyan et al., 2023). Овој метал исто така може да ја замени калциумовата функција во невронските синапси, што резултира со нарушена неуротрансмисија и клеточна смрт (Jomova et al., 2025).

Кадмиумот (Cd) е еден од најтоксичните метали и е класифициран како канцероген (IARC група 1). Хроничната изложеност на кадмиум доведува до сериозни здравствени последици, меѓу кои најзначајни се оштетувањето на бубрежната функција, намалената минерална густина на коските и развојот на остеомаластија и остеопороза (Yang, 2025). Дополнително, бројни студии покажуваат дека кадмиумот е поврзан со зголемен ризик од карцином на белите дробови, простата и дојка, што се должи на неговата способност да предизвикува оксидативен стрес и да влијае на хормоналниот баланс (Lee et al., 2025). Cd има долг биолошки полуживот, се акумулира во бубрезите и црниот дроб и често предизвикува заболувања како Itai-itai синдромот забележан во Јапонија (Qureshi, 2021). Според Liang et al. (2019), внесот на кадмиум преку контаминирани прехранбени производи, особено ориз и морски плодови, често го надминува прифатливиот неделен внес, особено кај децата. Жените се почувствителни поради влијанието на кадмиумот врз хормоналниот баланс и зголемен ризик од остеопороза (Wang et al., 2024).

Никелот (Ni) може да предизвика контактни дерматити, хепатотоксичност и нефротоксичност, додека хромот (Cr), особено во својата хексавалентна форма Cr (VI), е

канцероген и предизвикува респираторни заболувања како хроничен бронхитис, астма и белодробен карцином (Grembecka & Szefer, 2013; Rai et al., 2019; Jomova et al., 2025). Cu и Zn, иако есенцијални за бројни метаболички процеси, при прекумерна изложеност можат да предизвикаат гастроинтестинални нарушувања, оштетување на црниот дроб и имунолошки реакции (Morais et al., 2012; Moharir, 2017; Ungureanu et al., 2023).

Според Piwowarska (2024) и Rusin et al. (2021), ниту една популација не е целосно заштитена од ризиците од изложеност на тешки метали. Ризикот за здравјето зависи од концентрацијата на металите, фреквенцијата на изложеност, возраста, исхраната и општата нутритивна состојба. Во регионите со висока индустриска активност и неадекватна регулатива за заштита на почвите и храната, ризикот од хронична интоксикација е особено изразен (Nkwunonwo, 2020; Piroyan et al., 2023). Ова го потврдува глобалниот тренд на растечка контаминација на почвите и водите, што бара примена на стратегии за ремедијација и еколошка контрола како биофиторемедијација, нанотехнологија и употреба на биојаглен (Rai et al., 2019; Piwowarska, 2024).

1.8. Регулативи и гранични вредности за тешки метали во овошје

1.8.1. ЕУ, WHO, FAO стандарди

Контролата на тешките метали во храна, вклучително и овошје, е регулирана на меѓународно ниво преку стандарди поставени од Европската Унија (ЕУ), Светската здравствена организација (WHO) и Организацијата за храна и земјоделство на Обединетите нации (FAO). Овие институции утврдуваат максимално дозволени концентрации со цел да се заштити јавното здравје и да се намали изложеноста на токсични елементи преку исхраната (FAO/WHO, 2019; European Commission, 2006).

Според регулативите постојат точно дефинирани максимално дозволени концентрации на тешки метали во овошје за кадмиум (Cd) и олово (Pb).

Според Регулативата (EC) No 1881/2006 на Европската комисија, која ги дефинира максимално дозволениите количини на одредени контаминанти во храна, граничните вредности за некои од најрелевантните тешки метали се следниве:

- Кадмиум (Cd): 0,050 mg/kg за овошје воопшто, освен во случај на некои сушени плодови каде е дозволено до 0,20 mg/kg (European Commission, 2006).
- Олово (Pb): 0,10 mg/kg за овошје во свежа форма (European Commission, 2006).
- Арсен (As): Не е директно регулиран во овошје од страна на ЕУ, но постои гранична вредност за неоргански арсен во ориз (0,20 mg/kg), што често се користи како референтна точка и во други истражувања (EFSA, 2014).
- Жива (Hg): Обично не се вклучува во регулативите за овошје, бидејќи ретко се акумулира во значајни количества.
- Никел (Ni), Хром (Cr), Кобалт (Co), Манган (Mn), Цинк (Zn), Бакар (Cu), Железо (Fe): Не постојат специфични гранични вредности за овие метали во овошје според ЕУ регулативите, но често се оценуваат преку токсиколошки референтни вредности, како што се Дозволен дневен внес утврдени од EFSA или JECFA (EFSA, 2020; FAO/WHO, 2011).

Светската здравствена организација (WHO), во соработка со FAO преку JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives), има воспоставено токсиколошки референтни вредности, кои се користат како основа за проценка на ризик. Во рамки на Codex Alimentarius се дефинирани и некои максимални концентрации за тешки метали во овошје и сродни прехранбени производи (Codex Alimentarius Commission, 2019):

- Олово (Pb): 0,1 mg/kg за овошје (вклучува и бобичести плодови, конзервирано овошје, овошни сокови).
- Кадмиум (Cd): 0,05 mg/kg за овошје.
- Арсен (As): 0,2 mg/kg за неоргански арсен, но тоа најчесто се однесува на ориз; директна вредност за овошје не е секогаш наведена, но во анализи се користи како референтна граница.
- Никел (Ni): Дозволен дневен внес = 13 µg/kg телесна маса/ден (EFSA, 2020)
- Хром(Cr): Дозволен дневен внес = 0,3 µg/kg телесна маса/ден
- Бакар (Cu), Цинк (Zn), Манган (Mn), Железо (Fe): Имаат утврдени препорачани диететски дози, но и горни безбедни граници кои зависат од возраст и пол (FAO/WHO, 2001).

Точно утврдени регулативи постојат само за оние тешки метали кои се често присутни во животната средина, лесно се акумулираат во овошје и имаат изразен токсичен ефект дури и при мали дози, а тоа се Pb, Cd, As и повремено Hg и Sn. За останатите метали, отсуството на

регулативи се должи на нивната есенцијалност, ниска биодостапност преку овошје или недостиг на податоци за штетност во вообичаени нивоа на внес (Codex Alimentarius Commission, 2019; EFSA, 2020).

Утврдените регулативи и граничните вредности претставуваат основа за споредба на добиените резултати од анализата на концентрациите на тешки метали во 9 видови на овошја (јаболко, круша, праска, кајсија, слива, цреша, вишна, малина и капина) собрани од три различни области на Косовска Митровица: Звечан, Фрашер и Полац. Дозволените лимити на тешки метали според FAO/WHO се прикажани на Табела 1.

Табела 1. Дозволен лимит (mg/kg) на тешки метали според WHO/FAO.

Метал	WHO/FAO дозволен лимит (mg/kg)
Cd	0,10
Cu	0,05-0,5
Zn	99,40
Fe	0,80
Pb	0,20
Ni	0,14
Mn	0,30
Co	2,00

Извор (Ihesinachi, K. & Eresiya, D. 2014)

1.8.2 Национални регулативи во Косово

Во Република Косово, регулативата за безбедност на храната се спроведува преку Агенцијата за храна и ветеринарство (AFVK), во рамки на Законот за храна (бр. 03/L-016, 12.02.2009) и Законот за ветеринарна и фитосанитарна инспекција. Иако Косово не е земја членка на ЕУ, домашната легислатива е во процес на хармонизација со европските стандарди, особено во областа на безбедноста на храната и заштитата на здравјето на потрошувачите (Zakon o hrani, Republika Kosovo).

Во делот на контрола на тешките метали, Косово се повикува на ЕУ регулативите, особено Регулативата (ЕС) No.1881/2006, како референтен документ за гранични вредности. Официјалните лаборатории, како што е Националниот институт за јавно здравје (NIJZK) и лабораториите на AFVK ја следат имплементацијата преку мониторинг програми за контаминанти во храна, вклучувајќи овошје и зеленчук.

Иако не постои независна косовска табела за максимални дозволени концентрации за секој метал во овошје, во пракса се применуваат европските лимити. Дополнително, Косово е земја членка на Codex Alimentarius Commission, што значи дека националните институции можат да се повикаат и на вредностите од Codex документите, кои се во надлежност на FAO/WHO.

Затоа, при анализа на добиените резултати од концентрацијата на As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Mn и Zn во овошјето од различни региони на Митровица, споредбата ќе се изврши согласно европските гранични вредности, но и во контекст на препораките на WHO/FAO.

1.9. Присуство на тешки метали во овошје

Присуството на тешки метали во овошјето е резултат на влијание на повеќе фактори кои што вклучуваат индустриски активности, загадување од сообраќај, употреба на загадени води за наводнување, пестициди, вештачки ѓубрива и почви со високо ниво на метали (Abdel-Rahman et al., 2021). Тешките метали се неразградливи и имаат тенденција да се акумулираат во растителната биомаса, што овозможува нивен влез во синџирот на исхрана преку овошјето и другите растителни производи. Истражувањата покажуваат дека дури и сушените плодови, кои се сметаат за концентриран извор на хранливи материи, можат да содржат значителни количини на одредени токсични елементи. Според студијата на AlJuhaimi et al. (2025), во неколку видови диво и култивирано сушено овошје биле детектирани елементи како арсен (As), бариум (Ba), кадмиум (Cd), кобалт (Co), хром (Cr), молибден (Mo), никел (Ni) и олово (Pb), покрај есенцијалните микроелементи цинк (Zn) и бакар (Cu). Овие наоди укажуваат дека акумулацијата на токсични метали може да се јави и во производи со висока нутритивна вредност, што претставува потенцијален ризик за здравјето на потрошувачите, особено при долготрајна консумација на овошје произведено во загадени средини.

Во едно истражување спроведено во Колумбија, Castaneda et al. (2025) утврдиле повисоки концентрации на Pb и Cd во ананас и гуава. Во истражување спроведено во Либија, Elbagermi et al. (2012) пријавуваат вредности на Pb во манго до 1,82 mg/kg, што е високо над препорачаните граници од FAO/WHO (0,1 mg/kg за Pb).

Многу од плодовите се анализирани во сурова форма (јаболка, грозје, банана, манго, калинка), но и во преработени производи како сокови (Abdel-Rahman et al., 2021). Во примероците на овошни сокови се докажани повисоки нивоа на Cd и Pb во споредба со целите плодови, што укажува на веројатна контаминација во процесот на обработка и складирање.

Истражувањата за варијациите во концентрациите на тешки метали во овошјето укажуваат дека географската положба, агротехничките практики и локалните услови на животната средина играат клучна улога во нивната акумулација. Во студијата спроведена во Пакистан, Samoо et al. (2018) утврдиле дека нивото на есенцијални и токсични метали во различни видови овошје и зеленчук варира во зависност од регионот и степенот на индустриско и урбано влијание, при што најчесто детектирани елементи се кадмиум (Cd), олово (Pb), бакар (Cu) и цинк (Zn). Слични резултати добиле и Shah et al. (2024), кои во својата студија на праски покажале дека биохемиските и фитохемиските карактеристики на плодовите значително зависат од присуството на микроелементи во почвата, како што се цинкот и силициумот, кои влијаат и врз нивната способност за апсорпција и метаболизам на металите.

Покрај апсорпцијата од почвата, атмосферскиот пренос, особено на олово (Pb) и кадмиум (Cd), претставува значаен извор на контаминација. Luginina & Egoshina (2013) утврдиле дека растенијата кои растат во близина на сообраќајници акумулираат двојно поголеми концентрации на Pb и Cd во споредба со оние што потекнуваат од незагадени средини. Овие резултати ја нагласуваат важноста на локацијата и изложеноста на атмосферски загадувачи како фактори кои значително влијаат врз безбедноста на земјоделските производи.

Во студијата на Abdel-Rahman et al. (2021), вредностите на коефициентот на здравствен ризик - THQ (Target Hazard Quotient) за неколку овошја ја надминуваат вредноста 1, што укажува на реален ризик по здравјето на луѓето. THQ вредност над 1 укажува на тоа

дека изложеноста е над безбедната граница, што се јавува често при долгорочна консумација.

1.10. Досегашни истражувања за тешки метали во овошје

Голем број на независни студии во последните две децении детално го документираат присуството на тешки метали во различни видови на овошја. Elbagermi et al. (2012) и Kulluk et al. (2022) документираат значителна контаминација на плодови како манго, диња и банана во Либија и шеќерна репка во Турција, кои иако имаат повисоки концентрации на тешки метали, сепак се движат во дозволените граници. Vora et al. (2022) покажуваат како миењето, лупењето и натопување во оцет можат да го намалат присуството на метали до 20%, што укажува на важноста на третманот по берба.

Minea (2024) истражува цитрусни плодови и докажува дека тешките метали се во различни концентрации во зависност од видот на цитрусни овошја, при што алуминиумот е со највисока концентрација кај овие овошја. Крејрсио et al. (2005) утврдиле дека кај поголемиот дел од примероците на овошје (90,4%) земени од локален маркет во Полска содржеле ниски нивоа на тешки метали. Сепак, кај преостанатите 9,6% е забележана зголемена содржина на тешки метали (Pb 2,2%, Cd 4,4%, Cu 1,5%, Zn 1,5%). Поголемиот дел од примероците на овошни сокови (88%) ги исполнувале националните стандарди, но 12% ги надминуваат дозволените граници за Pb и Cd (3% и 9%, соодветно).

Според Chiyangi et al. (2023), нема универзален тренд – некои биолошки видови (на пр. мангото) имаат поголем афинитет за апсорпција на метали, особено во тропски и суптропски подрачја. Локалната култивациска практика, хемискиот состав на почвата и начинот на складирање играат клучна улога. Во табела 1 се прикажани 15 различни овошја и нивната концентрација на 6 тешки метали. Евидентно е дека различни видови на овошја, одгледувани во различни региони имаат варијации во афинитетот кон акумулација на тешките метали.

Табела 2. Концентрација на тешки метали (mg/kg) во различни видови на овошје од досегашни истражувања

Овошје	Олово (Pb) (mg/kg)	Кадмиум (Cd) (mg/kg)	Никел (Ni) (mg/kg)	Хром (Cr) (mg/kg)	Цинк (Zn) (mg/kg)	Бакар (Cu) (mg/kg)	Извор
Јаболко	0,32	0,05	0,12	0,08	1,5	0,6	Ji-yun et al., 2016
Банана	0,48	0,09	0,15	0,07	2,1	0,8	Elbagermi et al., 2012
Грозје	0,26	0,03	0,11	0,1	1,8	0,7	Grembecka & Szefer, 2013
Манго	1,82	0,19	0,3	0,2	2,9	1,2	Elbagermi et al., 2012
Портокал	0,21	0,04	0,09	0,06	1,3	0,5	Abdel-Rahman et al., 2021
Калинка	0,63	0,12	0,25	0,18	2,5	1,0	Kandil et al., 2020
Гуава	0,42	0,06	0,13	0,09	1,6	0,7	Abdel-Rahman et al., 2021
Папаја	0,39	0,07	0,14	0,1	1,7	0,9	Kandil et al., 2020
Авокадо	0,27	0,05	0,1	0,08	1,4	0,6	Castaneda et al., 2025
Ананас	0,53	0,1	0,16	0,11	1,9	1,0	Castaneda et al., 2025
Урма	0,46	0,09	0,14	0,1	1,8	0,9	Kulluk et al., 2022
Смоква	0,33	0,05	0,12	0,09	1,5	0,8	Kulluk et al., 2022
Јагода	0,28	0,04	0,11	0,07	1,4	0,7	Kandil et al., 2020
Праска	0,37	0,06	0,13	0,08	1,6	0,8	Rahim et al., 2020
Кајсија	0,29	0,05	0,12	0,07	1,5	0,7	Rahim et al., 2020

1.11. Специфичности на анализираните овошни видови

1.11.1. Јаболчесто овошје (јаболко, круша)

Јаболчестото овошје, во кое спаѓаат јаболкото (*Malus domestica*) и крушата (*Pyrus communis*), припаѓа на фамилијата *Rosaceae* и се одликува со плодови со карактеристичен централен дел со семки, наречени поми. Овие овошја се меѓу најзастапените и најекономски

значајните овошни култури во светот, со големо присуство и во балканскиот регион, вклучително и во Косово и регионот на Митровица (Zeneli et al., 2024).

Во исхраната, јаболкото и крушата претставуваат извор на диететски влакна, витамин Ц, флавоноиди, и антиоксиданси, при што особено се ценети поради нивниот потенцијален здравствен бенефит, како што е намалување на ризикот од кардиоваскуларни заболувања и дијабет тип 2 (Reiland & Slavin, 2015; Mierczak & Garus-Pakowska, 2024). Покрај тоа, овие плодови се од големо значење за локалната и националната економија, со зголемен извозен потенцијал и развој на преработувачката индустрија (Aksic et al., 2022).

Морфолошки и физиолошки карактеристики

Морфолошки, јаболкото и крушата имаат слична структура: тенка кора, сочна пулпа и централен дел со семки. Сепак, студиите покажуваат значителни разлики во акумулацијата на тешки метали помеѓу кората и пулпата меѓу двата вида. Концентрациите на тешки метали како Pb, Cd, Ni, Zn и Cu се разликуваат кај различни сорти и региони.

На пример, студијата на Liang et al. (2019) покажува дека просечните концентрации на Pb во јаболка достигнуваат до 0,073 mg/kg, додека кај круши се регистрирани пониски вредности. Cd најчесто бил присутен во концентрации под 0,03 mg/kg, но се забележани и повисоки вредности во индустриски загадени подрачја (Yaqub et al., 2021). Разликите помеѓу кора и пулпа биле значителни: кората имала повисока концентрација на Zn, Cu и Cd, што се објаснува со директната изложеност на надворешни влијанија (Dehelean & Magdas, 2013; Imeri et al., 2019).

Извори на контаминација

Контаминацијата со тешки метали може да потекнува од повеќе извори: почвата, загадена со тешки метали поради индустриска активност, рударство и употреба на пестициди, загадена вода за наводнување и атмосферски депозити (Bednarek et al., 2007; Nie et al., 2016). Студијата на Yaqub et al. (2021) укажува дека близината до цементарници води до значајна акумулација на Cr, Ni и Cu во овошјето. Исто така, земјоделските практики,

како користење на фосфатни ѓубрива и пестициди, можат да влијаат врз концентрациите на Cd и Pb (Vasile et al., 2009).

Споредба со стандардите

Концентрациите на тешки метали добиени во анализи најчесто се споредуваат со дозволените граници поставени од меѓународни институции. Според WHO и FAO, максимално дозволена концентрација на Pb е 0,1 mg/kg, додека за Cd е 0,05 mg/kg во овошје. Според EU регулативата, овие вредности варираат од 0,05 до 0,10 mg/kg во зависност од видот на овошје (FAO/WHO, 2011).

Во многу случаи, добиените вредности од истражувањата се движат на границата на дозволеното. На пример, Abbasi et al. (2020) откриваат вредности на Pb од 0,09–0,12 mg/kg кај јаболка од локални пазари, што укажува на потенцијален здравствен ризик, особено при долготрајна изложеност.

Добиените резултати покажуваат дека јаболкото има тенденција за поголема акумулација на тешки метали во споредба со крушата. Тоа може да се објасни со морфолошката структура на плодот, дебелината на кората и составот на епидермалната површина (Grembecka & Szefer, 2013). На пример, кората на јаболкото покажува 2–4 пати поголема концентрација на Zn и Cu од пулпата (Starowicz et al., 2022).

Според Imeri et al. (2019), металите се врзуваат во клеточниот сид и во епидермисот, што ја објаснува зголемената концентрација во кората. Биомагнификацијата е можно да се јави преку трофички синџири, особено во области каде овошјето се користи како сточна храна. Биодостапноста варира во зависност од рН на почвата, составот на хумусот и климатските услови.

Покрај тоа, студиите покажуваат дека темелното миење на овошјето значајно ја намалува концентрацијата на површински метали, особено Pb и Cd, што е особено важно за крушите кои имаат потенка кора (Akinola & Adenuga, 2008).

Повеќе различни истражувања нагласуваат дека јаболкото и крушата покажуваат различен профил на акумулација, што е во согласност со геохемиските карактеристики на почвата и влијанието на локалната индустрија. Овие резултати се докажуваат во студии од Кина (Nie et al., 2016), Нигерија (Princewill et al., 2022), и Пакистан (Saif-Ud-Din et al., 2022), што укажува на глобална релевантност на проблемот.

1.11.2 Коскесто овошје (цреша, вишна, праска, кајсија, слива)

Коскестото овошје претставува важна група која спаѓа во родот *Prunus* (фамилија Rosaceae), карактеризирана со плодови кои содржат една централна коска односно тврдо семе опкружено со сочна пулпа. Најзначајни претставници на оваа група се црешата (*Prunus avium*), вишната (*Prunus cerasus*), праската (*Prunus persica*), кајсијата (*Prunus armeniaca*) и сливата (*Prunus domestica*). Овие плодови се од висока нутритивна и економска вредност и често се одгледуваат во умерени клими, како во региони од Балканот, Средна Азија, Индија и Јужна Европа (Birwal et al., 2017; Ullah et al., 2017; Rusu et al., 2023).

Морфолошки и нутритивни карактеристики

Коскестото овошје има специфична анатомска структура составена од три слоја: тенка надворешна кожа (епикарп), меснат среден дел (мезокарп) и дрвена внатрешна обвивка (ендокарп), која ја содржи семката. Морфолошките својства варираат меѓу видовите, но сите имаат способност да акумулираат микроелементи и тешки метали во различни делови од плодот (Vignati et al., 2022; Magri et al., 2023).

Овие плодови се богати со фенолни соединенија, антоцијани, витамин Ц, каротеноиди, калиум, и магнезиум. Кајсијата и праската, на пример, се одликуваат со високи нивоа на бета-каротен и витамин Е, додека сливите и црешите се познати по високиот антиоксидативен капацитет (Alajil et al., 2021; Lin et al., 2023).

Присуство на тешки метали

Коскестото овошје е подложно на акумулација на различни тешки метали како што се Pb, Cd, Zn, Cu, Ni и Co. Истражувањата покажуваат дека концентрациите се значително варијабилни во зависност од типот на овошје, почвените услови и влијанието на човекот. Во

примероци од сливи од Романија, Cu и Zn биле најзастапени (со максимум 130,65 mg/kg Cu во почвата), додека Pb и Ni биле во пониски концентрации (Rusu et al., 2023).

Кај кајсиите, според студија спроведена во Киргистан, во семката на плодот е утврдена значително висока концентрација на цинк (Zn), која достигнува до 120 mg/kg (Kyzy et al., 2024). Наспроти тоа, истражување во Турција од страна на Karlidağ et al., (2019) покажува дека транспортниот метод влијае врз присуството на тешки метали во свежите кајсии: кај плодовите транспортирани без обработка, концентрацијата на бакар (Cu) достигувала 23,41 mg/kg, а цинкот (Zn) до 26,43 mg/kg, што укажува на зголемена акумулација во зависност од надворешните услови. Во некои случаи, содржината на олово (Pb) ги надминува дозволените граници за безбедна консумација како што е забележано кај Igdır кајсиите, каде во семките се детектирани до 14,214 mg/kg Pb (Aşkin & Yılmaz, 2024).

Истражување на праски покажало присуство на Pb и Cd и нивна можна трансмисија во крвта на човекот при континуирана консумација, особено во региони со загадена почва (Ullah et al., 2017). Слично, студии за цреши од урбани региони покажуваат акумулација на Cu, Zn и Pb, најчесто во кората на плодот (Soceanu et al., 2009; Papadakis et al., 2018).

Извори на контаминација

Главни извори на контаминација се индустриските активности, патниот сообраќај, користењето на ѓубрива и пестициди богати со метали, како и наводнувањето со загадена вода. Во студија спроведена од Rusu et al., 2023, на сливи, високото ниво на Cu во почвата е поврзано со употребата на фунгициди, додека праските изложени на урбано загадување акумулираат Pb преку листовите и кората (Ullah et al., 2017).

Кај кајсиите, транспортните методи (традиционален/модерен) влијаат на конечната содржина на метали во плодот (Karlidağ et al., 2019). Дополнително, истражувањата покажуваат дека лушпата од кајсија поседува висока способност за врзување на тешки метали. Ова ја прави ефикасен биосорбент, со потенцијална примена за отстранување на контаминанти од загадени води, особено метали како Pb, Cd и Cu (Šoštarić et al., 2015).

Споредба со стандардите

Споредбите со стандардите на WHO/FAO покажуваат дека во поголем дел од студиите концентрациите на Cu, Zn и Ni се под дозволените граници (40, 60 и 67 mg/kg соодветно), додека Pb често ја надминува границата од 0,3 mg/kg во плодови како слива и кајсија (Rusu et al., 2023; Aşkin & Yılmaz, 2024). Ова покажува потреба од континуирано мониторирање и анализа.

Апсорпција и акумулација

Апсорпцијата на тешки метали зависи од видот на овошјето и неговата pH вредност и видот на металот. Вредностите на факторот на трансфер (ФТ) за сливите, на пример, се под 1, што значи дека нема значајна акумулација во плодот (Rusu et al., 2023). Највисоката вредност на ФТ е забележана за Zn (0,33), додека за Pb е под 0,1. Ова укажува дека растенијата ги апсорбираат тешките метали, но тие не се акумулираат во плодот.

Кај лушпите на кајсиите, се покажува дека имаат капацитет да апсорбираат Cd, Pb и Cu по алкална обработка, што има потенцијал за биоремедијација (Šoštarić et al., 2015).

Споредено по видови, сливата има повисока содржина на Cu и Zn во споредба со другите, додека кајсијата и црешата се поосетливи на акумулација на Pb. Разликите се должат на различната морфологија, географските услови и земјоделските практики. Разликите во сортите исто така влијаат на нивото на акумулација поради нивната различна метаболна активност и физиологија на растението (Rusu et al., 2023).

1.11.3. Јагодесто овошје (малина, капина)

Јагодестото овошје, во кое спаѓаат малина (*Rubus idaeus L.*) и капина (*Rubus fruticosus L.*), претставуваат важен дел од овошните култури кои се одликуваат со висока нутритивна вредност и потенцијални здравствени бенефити. Поради нивната широка распространетост, способноста за акумулација на микроелементи, како и чувствителноста кон загадување, овие плодови се почесто се анализираат како индикатори за контаминација со тешки метали (Kotula et al., 2022; Tu et al., 2023).

Морфолошки и нутритивни карактеристики

Малината и капината се грмушки од родот *Rubus*, семејство *Rosaceae*. Малините имаат црвени плодови со киселкаст вкус, додека капините се потемни, цилиндрични и се карактеризираат со повисока антиоксидативна активност (Farajpour et al., 2025). Според резултатите на Farajpour et al. (2025), антиоксидативната способност кај капината изнесува 316,02 µg/ml (DPPH), што е за 36–57% повисоко во однос на малините.

Покрај високата содржина на полифеноли и антоцијанини, овие плодови се извор на микроелементи како железо, манган, калциум, цинк, со значајни варијации меѓу различните сорти (Sikiric et al., 2022; Farajpour et al., 2025).

Присуство на тешки метали

Малините и капините, покрај својата нутритивна вредност, имаат способност за акумулација на тешки метали. Истражувањата покажуваат значителни разлики во содржината на Pb, Cd, Zn и Cu во зависност од агротехничкиот систем и локацијата (Sener & Cantemur, 2023).

Различни студии покажуваат значително присуство на тешки метали во јагодестото овошје, особено кога потекнува од индустриски или урбано загадени региони. На пример, концентрациите на олово (Pb) и кадмиум (Cd) во неизмиени капини достигнуваат 8,51 mg Pb/100 g, 0,74 mg Cd/100 g и 19,64 mg Zn/100 g свежа маса (Vlad et al., 2019). Во листовите од малина од рударски области се регистрирани концентрации до 41,0 mg/kg Pb, 1,60 mg/kg Cd, и 88 mg/kg Zn сува маса (Wislocka et al., 200). Во истражување спроведено од страна на Chamberlain et al. (2024) резултатите за диви капини собрани во близина на пат покажуваат дека иако вредностите за тешки метали се во дозволените концентрации, со миење на плодите концентрацијата на тешките метали особено на Pb значително се намалила.

Студијата на Steingraber et al. (2022) покажала дека капините кои растат во близина на реки со висока концентрација на Pb и Zn во почвата покажуваат ограничена трансмисија на овие метали до надземните делови. Биоконцентрациските фактори (ФБ) за Pb и Zn биле <1, додека трансмисиониот фактор (ТФ) за Zn бил >1 кај примероците подалеку од реката, што

укажува на селективна апсорпција и ограничување на токсичноста. Ова укажува дека капините според нивните карактеристики немаат својство за акумулација на тешки метали и не се подобни да се користат за фиторемедијација.

Извори на контаминација

Контаминацијата на јагодестото овошје може да потекнува од различни извори како што се: атмосферско таложење, загадена почва, наводнување со контаминирана вода, индустриски активности во близина (Steingraber et al., 2022; Vlad et al., 2019). Според Chamberlain et al. (2024), миењето на капините доведува до значајно намалување на концентрацијата на Pb и Cu што укажува на значителна надворешна контаминација која може да настане од таложење на контаминенти преку воздухот, доколку овошјето расте во региони кои се блиску до патишта или фабрики.

Апсорпција и акумулација

Капината не е силен акумулатор на тешки метали, туку функционира како ексклудер, при што Pb главно се складира во корените (Steingraber et al., 2022). ФБ за Pb во капини изнесува 0,058 (корен) и 0,001 (лист), додека ТФ изнесува 0,028, што укажува на ограничена транслокација (ТФ < 1). Во случајот на Zn, ФБ е повисок (до 0,488 во лист), а ТФ достигнува 2,263, што укажува на поинтензивна мобилност на цинкот.

Кај малината, Nitu et al. (2022) покажаа дека ФТ за Cu, Pb и Zn зависи од концентрацијата во почвата и од физиолошките карактеристики на растението. Во повеќето случаи Zn се апсорбира полесно, следен е Pb и најтешко се апсорбира Cu.

Концентрациите на тешки метали во јагодестото овошје варираат значајно според методот на култивација, локацијата и околините услови. Иако делува парадоксално, конвенционално одгледуваните малини имале значително пониски концентрации на Cd и Pb споредено со органски одгледуваните малини (Kotula et al., 2022), при што највисоки концентрации на тешки метали биле присутни во листовите и плодот. Во друга студија, Rusin et al. (2021) покажуваат дека концентрацијата на Cd во малина била највисока во плодот (0,050 mg/kg), што е над границата од 0,03 mg/kg за овошје според ЕУ регулативите.

Нутритивните вредности и антиоксидативниот капацитет кај малина и капина понекогаш можат да компензираат за ризикот, но само ако концентрациите на тешки метали се под токсиколошки значајни граници (Tu et al., 2023). Оттука, неопходно е редовно следење на нивната безбедност за консумација, особено во загадени подрачја.

1.12. Аналитички техники за определување на тешки метали

Определувањето на тешки метали во сложени матрици претставува критична компонента во мониторингот на животната средина, безбедноста на храната и клиничките испитувања. Тешките метали, дури и во трагови, можат да предизвикаат сериозни последици врз здравјето на луѓето и животната средина. Затоа, аналитичките техники кои овозможуваат точна, брза и осетлива анализа се суштински. Меѓу нив, најважни се спектроскопските техники, посебно Атомска емисиона спектроскопија (AES) и нејзината напредна варијанта Индуктивно спрегната плазма атомска емисиона спектроскопија (ICP-AES).

1.12.1. Атомска емисиона спектроскопија (AES)

Атомската емисиона спектроскопија е една од првите техники која нашла примена за квантификација на концентрациите на различни елементи, особено метали, врз основа на специфичната светлина која се емитира кога атомите се возбудуваат на високи температури (Kaur, 2015). Методот користи оптички емисионен спектар на секој елемент, кој е уникатен, што овозможува селективна идентификација.

Основен принцип

Кога елементот се внесува во зона со висока температура (како пламен), атомите се возбудуваат и преминуваат во повисоки енергетски нивоа. Потоа, при враќање во основната енергетска состојба, емитираат светлина со специфична бранова должина. Сигналот се мери и анализира за да се одреди концентрацијата на елементот.

Предности и ограничувања

AES е брза и економична, погодна за анализи на еден или неколку елементи, но е ограничена по осетливост и не погодна за сложени матрици, особено каде што има

значителни интерференции (Anithakumari & Sathishkumar, 2021). Овие ограничувања довеле до развој на Атомска емисиона спектроскопија со индуктивно спрегната плазма (ICP-AES).

1.12.2. Атомска емисиона спектроскопија со индуктивно спрегната плазма (ICP-AES)

ICP-AES е напредна спектроскопска техника, која користи аргонска плазма, генерирана со радио-фреквентно електромагнетно поле, за атомизација и возбуда на елементите. Температурите во плазмата можат да достигнат 6000–10000 K, што овозможува целосна дисоцијација на молекулите и јонизација на атомите (Velitchova et al., 2007).

Историски развој

Техниката е воведена во доцните 1960-ти и станува стандард во аналитичките лаборатории поради својата мултиелементна способност, осетливост и репродуктивност. Се користи во над 90% од лабораториите кои се занимаваат со анализа на тешки метали во храна, почва, отпадни води и фармацевтски производи (Manning & Grow, 1997; Wilschefski & Baxter, 2019).

Компоненти на системот

- Небулизер: го претвора течниот примерок во фина магла.
- Пламеник: место каде се создава аргонска плазма.
- Индуктивна намотка: снабдена со радиофреквентна струја (обично 27–40 MHz).
- Спектрометар.
- Детектор: CCD или PMT, за прецизно мерење на емитираниот спектар.

Подготовка на примероците

Примероците (храна, почва, растителни ткива) најчесто се подложуваат на водена дигестија со азотна, перхлорна или сулфурна киселина, понекогаш со употреба на микробранова дигестија за побрза подготовка и намалување на загубата на елементите (El Hosry et al., 2023; Akram et al., 2024).

1.12.3. Примена на ICP-AES во анализа на тешки метали

ICP-AES наоѓа широка примена во следниве области:

1. Храна

- Мерење на Cu, Zn, Pb, Cd, Fe, Mn во овошје, зеленчук, сокови, млечни производи и месо (El Hosry et al., 2023).

- Пример: анализи на Pb и Cd во овошје од различни региони со концентрации под или над дозволените граници (Akram et al., 2024).

2. Животна средина

- Мониторинг на тешки метали во загадени почви (As, Cr, Ni, Pb) и отпадни води (El-Saeed et al., 2024).

- Утврдување на ефекти од индустриска контаминација.

3. Фармацевтска индустрија

- Контрола на контаминација со метали во сировини и готови производи (Siva Sai Kiran & Raja, 2017).

4. Клиничка и токсиколошка анализа

- Одредување на метали во урината, крвта и ткивата на изложени пациенти (Wilschefski & Baxter, 2019).

5. Метаболомика и епидемиологија

- Користење на ICP-AES за утврдување на нивоа на есенцијални и токсични елементи во популациони студии.

2. ЦЕЛИ И ХИПОТЕЗИ НА ИСТРАЖУВАЊЕТО

Митровица е град во Косово во чија близина се наоѓа топилница за олово-цинкова руда “Трепча”. Топилницата секојдневно го контаминира воздухот и почвата со тешки метали, особено со Cd, Pb и Zn. Досегашните истражувања покажуваат дека почвата во околината на Митровица е контаминирана со тешки метали. Од литературните податоци може да се види дека овошје одгледувано на почва контаминирана со тешки метали содржи високи концентрации на тешки метали понекогаш и над максимално дозволените граници. Тоа значи дека овошјето ги извлекува тешките метали од почвата и ги акумулира во себе. Акумулацијата е различна во разни делови од овошката, односно не е иста во листот и плодот. Секое овошје нема иста способност за извлекување на тешките метали од почвата.

Целта на истражувањето на оваа докторска дисертација е да се утврди концентрацијата на тешките метали As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Mn и Zn во 9 вида овошје (јаболки, круши, цреша, вишни, кајсии, праски, малини, капини и сливи). Овошјето е анализирано при технолошка и нутритивна зрелост, онака како што го консумира човекот.

Анализираното овошје е собирано од 3 различни области на Митровица, две во близина на топилницата за олово и цинк, а една област на поголема оддалеченост од топилницата. Добиените резултатите од сите 3 области ќе бидат компарирани за да се утврди дали има разлика во концентрацијата на тешките метали во овошјето во близина на топилницата и овошјето што е на многу поголемо растојание од топилницата.

Од истражувањето ќе се утврди дали концентрацијата на тешките метали во анализираното овошје е во согласност со правилниците и регулативите за тешки метали во овошје или концентрацијата на тешките метали во анализираното овошје е над максимално дозволените концентрации, односно дали анализираното овошје е безбедно или небезбедно и опасно за консумирање.

Целта на ова истражување е и да се определи кое од анализираното овошје има најголема способност за акумулирање на тешките метали од почвата, преку определување на факторот на биоконцентрација.

Очекувањата од ова истражување ги формулираат следните хипотези:

1. Просторни разлики кај овошјето: Концентрацијата на тешките метали, особено на

Cd, Pb и Zn во овошјето од област близу до топилницата (Звечан и Фрашер) е повисока од концентрацијата на тешките метали во овошјето подалеку од топилницата (Полац);

2. Разлики помеѓу видот на овошјето: Има разлика во концентрацијата на тешките метали од еден до друг вид овошје;
3. Просторни разлики кај почвата: Има разлика во концентрацијата на тешките метали во почва од област близу до топилница (Звечан и Фрашер) и област далеку од топилница (Полац);
4. Разлика во акумулацијата на тешките метали помеѓу видот на овошјето: Има разлика во способноста за извлекување на тешките метали од почвата кај разни видови на овошје.

3. МАТЕРИЈАЛИ И МЕТОДИ

3.1. Земање и подготовка на примерокот

Предмет на анализа се 9 вида овошја од 3 различни области на Косовска Митровица (Звечан, Фрашер и Полац). Анализираниот овошје е групирано во следните три групи:

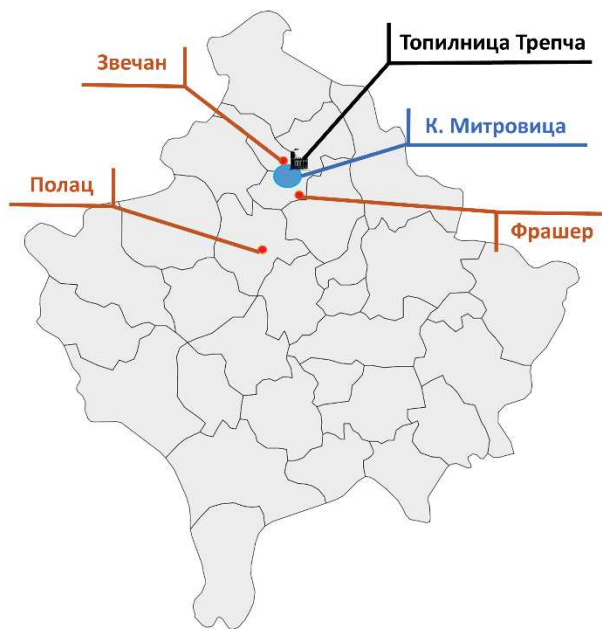
- јаболчесто овошје
 - јаболка,
 - круша.
- коскесто овошје
 - кајсија,
 - праска,
 - слива,
 - цреша
 - вишна.
- јагодесто овошје
 - малина
 - капина.

Во секое овошје од секоја област е определена концентрацијата на тешките метали As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Mn и Zn. Тешките метали во овошјето се определуваат при полна технолошка и нутритивна зрелост на овошјето. Постапката за работа е слична како и за анализа на зеленчукот предложена од Хета, (2025). Од секое овошје за анализа се зема по 1 kg. Примероците на овошје најпрво се мијат со чешменска вода, потоа со дестилирана вода и се оставаат на собна температура да се исцедат и исуши површинската вода. Потоа, овошјето се ситни и се меша за да се добие среден примерок. Секој примерок на овошје се става во стаклени чаши, се мери на аналитичка вага и се става во сушара на 105°C да се исуши до константна маса. Потоа, примероците се ладат во ексикатор, се хомогенизираат во порцелански аван и се собираат во пластични стерилни контејнери со капак (Хета, 2025).

Освен овошјето анализирана е и почвата од каде се земени примероците на овошје и е определен факторот на биоконцентрација, односно способноста за извлекување на тешките метали од почвата за секое овошје. Се прави среден примерок на почвата за секоја од трите области. Од почвата се отстрануваат крупните камчиња, се суши во сушара на температура од 30 °C и се складира во пластични стерилни контејнери со капак.

3.2. Локации на земените примероци од различните видови на овошје вклучени во истражувањето

Примероците на овошје се земени од 3 различни области во Митровица (42.88932207202144, 20.863225062349457) во Република Косово. Во непосредна близина на двете села Звечан (42°54'40.62"N, 20°50'15.06"E) и Фрашер (42°51'21.66"N, 20°53'15.08"E) се наоѓа тополница за олово и цинк, а третиот регион (село) Полац (42°44'4.84"N, 20°49'9.15"E) е на доста поголема оддалеченост од топилницата (Слика 2).



Слика 2. Мапа на локациите на примероците за анализа

Во согласност со концептуалната рамка на докторската дисертација, целта на истражувањето е преку овој пристап да се испита степенот на влијание на рудникот и топилницата врз содржината на тешки метали во почвата и овошјето. Притоа, почетната

хипотеза претпоставува дека концентрациите на тешките метали ќе бидат повисоки во областите што се наоѓаат поблиску до овие индустриски објекти.

3.3. Методологија на истражувањето

Анализирано е овошје од околината на Митровица, Косово. Примероците се земени од 3 различни области, две области се во близина на топилницата за олово и цинк, а една област на поголема оддалеченост од топилницата. Определени се тешките метали As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Mn и Zn при полна технолошка и нутритивна зрелост на анализираното овошје. За таа цел се направени следните истражувања:

- Собирање на овошјето од секоја област при негова потполна зрелост во период од една година.
- Собирање на примероци земја од местото од каде е земено овошјето за анализа.
- Миење и сушење на овошјето во сушара до константна маса.
- Сушење на земјата во сушара на соодветна температура.
- Определување на сувите материи и % на вода во секое овошје од секоја област.
- Определување на тешките метали (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Mn и Zn) со атомско емисиона спектроскопија во сувите примероци овошје.
- Определување на тешките метали (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Mn и Zn) со атомско емисиона спектроскопија во примероците земја (се анализира среден примерок земја, по еден од секоја област).
- Пресметување на концентрацијата на тешките метали во свежо овошје користејќи фактор на конверзија и процент на сува материја.
- Определување на фактор за биоконцентрација на металите во анализираното овошје
- Статистичка обработка на резултатите.
- Споредба на добиените резултати за тешки метали во свежо овошје со правилник или регулатива за тешки метали во овошје.
- Компарација на резултатите од трите области за секој метал во секое овошје.

3.4. Определување на содржината на вода

За да се определи содржината на водата примероците овошје беа сушени со конвективен начин на сушење. Сушењето беше до константна маса во период од 24-30 часа во сушница (Drying Oven SLN 15, Wodzisław Śląski, Poland).

Содржината на водата се определува по следната формула (1):

$$\% \text{ на вода} = (a/m) \cdot 100 \quad (1)$$

Каде:

a - разлика во маса на примерокот пред и по сушење, во g

m - маса на свеж примерок, во g

Содржината на сува материја се определува преку определената содржина на вода по следната формула (2):

$$\% \text{ сува материја} = 100 - \% \text{ вода} \quad (2)$$

3.5. Определување на концентрацијата на тешки метали во примероците овошје, сува маса

Концентрацијата на металите се определува во суво овошје со акредитиран метод МКС EN ISO/IEC 17025:2018 за определување на содржина на 35 елементи во различни примероци со примена на микробранова дигестија и индуктивно спрегната плазма со масена спектрометрија ICP-MS (model 7500cx, Agilent USA) - метод со флексибилен опсег.

Определувањето на концентрацијата на металите во почвата се врши со методот ISO 11464:2006(E); ISO 14869-1:2001; ICP-MS техника (ISO 17294-2:2009) - метод со флексибилен опсег.

3.6. Определување на фактор на биоконцентрација

Акумулацијата на металите се определува преку ФБ кој се пресметува по следната формула (3) (Zeng et al., 2018; Anișoara et al., 2024; Heta et al., 2024; Zeneli et al., 2024; Zeneli et al., 2025):

$$\text{ФБ} = \frac{C_{\text{овошје}}}{C_{\text{почва}}} \quad (3)$$

ФБ е фактор на биоконцентрација,

$C_{\text{овошје}}$ - концентрацијата на секој метал соодветно во зеленчукот, во mg/kg

$C_{\text{почва}}$ - концентрацијата на истиот метал во почвата, во mg/kg

3.7. Определување на концентрацијата на тешки метали во примероците овошје, свежа (влажна) маса

Концентрацијата на тешките метали во овошјето (влажна маса) се определува преку концентрацијата на тешките метали во сува маса на истото овошје и процентот на вода во нив, по следната формула (4) (EPA, 2018, Heta et al., 2025):

$$C_{ww} = C_{dw} \left[\frac{100-W}{100} \right] \quad (4)$$

Каде што:

C_{ww} - претставува концентрација на тешки метали во свежа (влажна) маса на овошјето;

C_{dw} - претставува концентрација на тешки метали во сува маса на овошјето;

W - претставува содржина на вода изразена во проценти.

3.8. Статистичка анализа на податоците

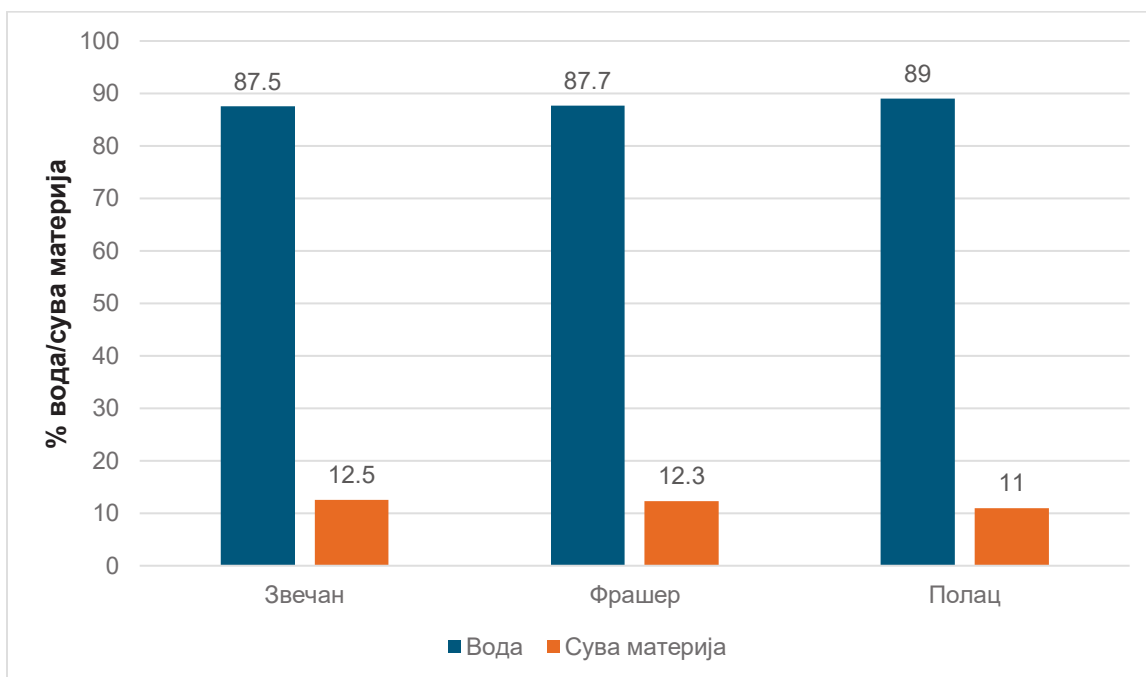
Статистичката обработка и анализа на податоците е со примена на дескриптивна статистика, корелациона анализа и тестови за еднаквост. Врз основа на собраните податоци пресметани се мерките на централна тенденција (просечна вредност) и мерките на дисперзија (стандардна девијација, опсег и коефициент на варијација). Дополнително, за споредба на групите е применет t-тест. Статистичката анализа е извршена со користење на програмата Microsoft Excel 2019.

4. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

4.1. Содржина на вода и сува материја во анализираните видови на овошја

Овошјето претставува значаен извор на витамини и минерали, кои се неопходни за одржување на здравјето. Неговата редовна консумација има позитивно влијание врз јакнењето на организмот. Според нутриционистичките препораки, во дневната исхрана треба да се вклучуваат најмалку 120 g овошје (Khan et al., 2021). Резултатите за содржина на вода и суви материи се презентирани на годишната конференција за докторски проекти на универзитетот Св. “Климент Охридски” - Битола (Зенели и Павловска, 2024-1).

На Дијаграм 1 се прикажани добиените податоци за процентуалната застапеност на вода и сува материја во црешите од испитуваните региони.

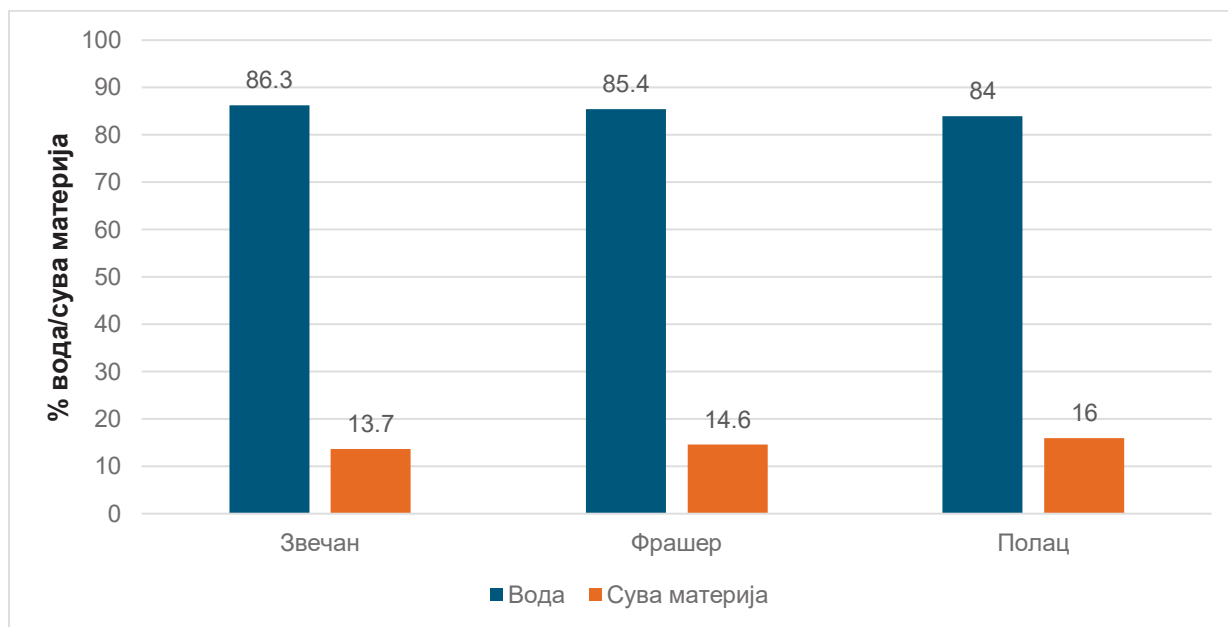


Дијаграм 1: Содржина на вода и сува материја во цреши.

Сушењето претставува технолошки процес при кој од суровината или производот се отстранува одредена количина вода. Со овој метод овошјето и другите земјоделски и прехранбени производи се заштитуваат од развој на микроорганизми и од расипување. Markovic et. al. (2017) ја испитувале промената на содржината на вода во цреши третирани со витамин C, лимонска киселина и SO₂, со цел утврдување кој третман обезбедува најповолни резултати во процесот на сушење и намалување на масата на плодовите. Како

контролна група биле користени свежи, нетретираны црешы, кај кои содржината на вода се движела од 17,56% до 22,04%. Овие вредности се повисоки од нашите резултати, што во најголема мера се должи на климатските услови во текот на годината. Најголема содржина на вода е утврдена кај црешите одгледувани во регионот Полац (89%), додека разликата меѓу црешите од регионите Звечан и Фрашер е минимална (0,2%), со вредности од 87,5% и 87,7%. Содржината на сува материја е во обратен сооднос со количината на вода, па затоа највисока е кај црешите од регионот Звечан (12,5%), а најниска кај црешите од областа Полац (11%) (Зенели и Павловска, 2024-1).

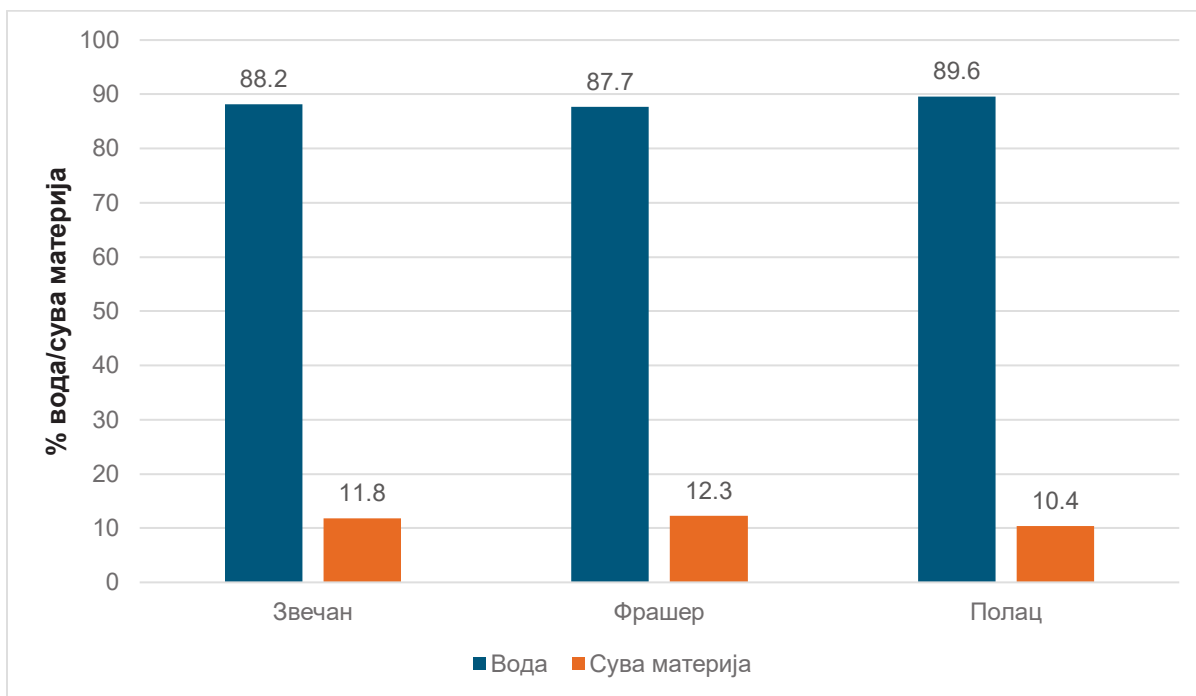
На Дијаграм 2 се прикажани резултатите за процентуалната застапеност на вода и сува материја во вишни одгледувани во три регионите во Република Косово: Звечан, Фрашер и Полац.



Дијаграм 2: Содржина на вода и сува материја во вишни.

Вишните од регионот Полац имаат највисок процент на сува материја (16%) и најниска содржина на вода (84%). Во регионот Фрашер е утврдено присуство на 85,4% вода и 14,6% сува материја, додека во Звечан вишните содржат 86,3% вода и 13,7% сува материја. Според истражувањето на Aghbashlo et. al. (2010), анализирани се карактеристиките на сушење и рехидратација на вишни, при што почетната содржина на вода изнесувала $3,065 \pm 0,012$ kg вода/kg сува материја. Дополнително, Motavali et. al. (2013), утврдиле почетна содржина на

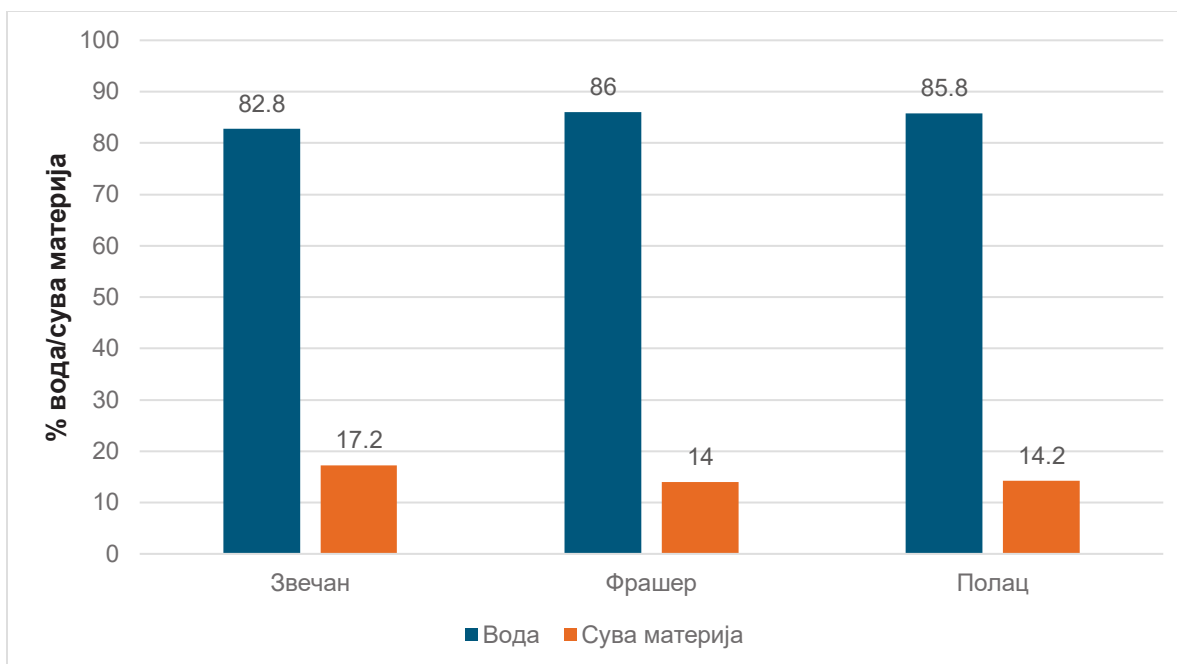
вода од 72,98%, што е релативно блиску до резултатите добиени во нашето истражување (Зенели и Павловска, 2024-1).



Дијаграм 3: Содржина на вода и сува материја во праски.

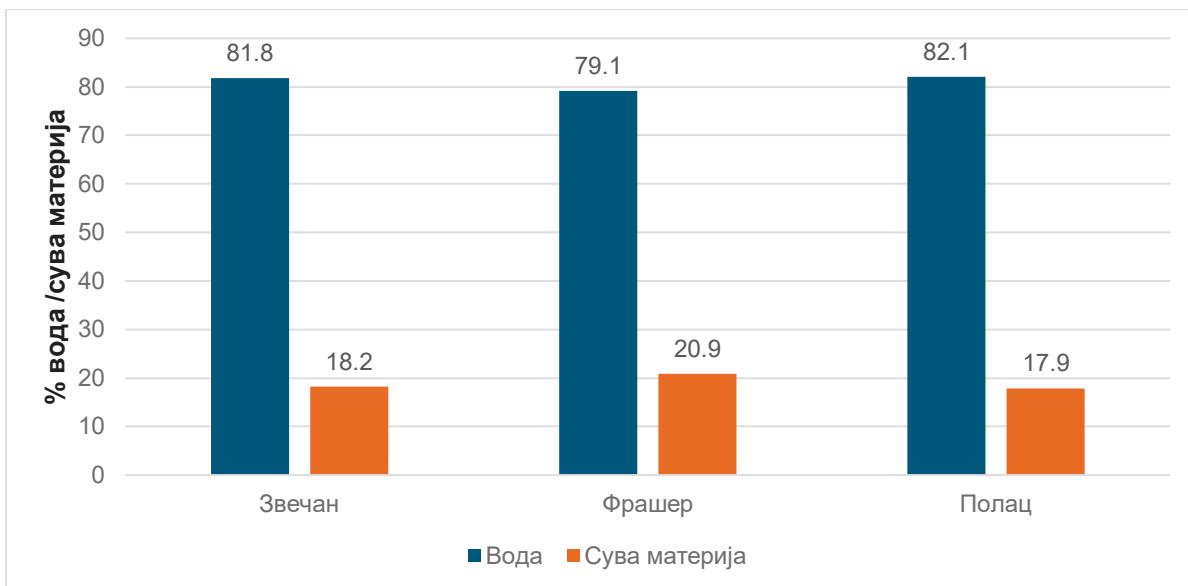
Праските произведени во регионот Полац покажуваат највисока содржина на вода (89,6%) и најниска застапеност на сува материја (10,4%). Кај праските од регионот Звечан, пак, е утврдена содржина од 88,2% вода и 11,8% сува материја (Дијаграм 3). Според резултатите на Вауџан et al. (2005), кај анализираните примероци праски е измерена содржина на вода од 88%, што е во согласност со вредностите добиени во нашето истражување (Зенели и Павловска, 2024-1).

Дијаграм 4 ги прикажува резултатите за процентуалната застапеност на вода и сува материја во малини одгледувани во три различни региони (Звечан, Фрашер и Полац) на територијата на Република Косово.



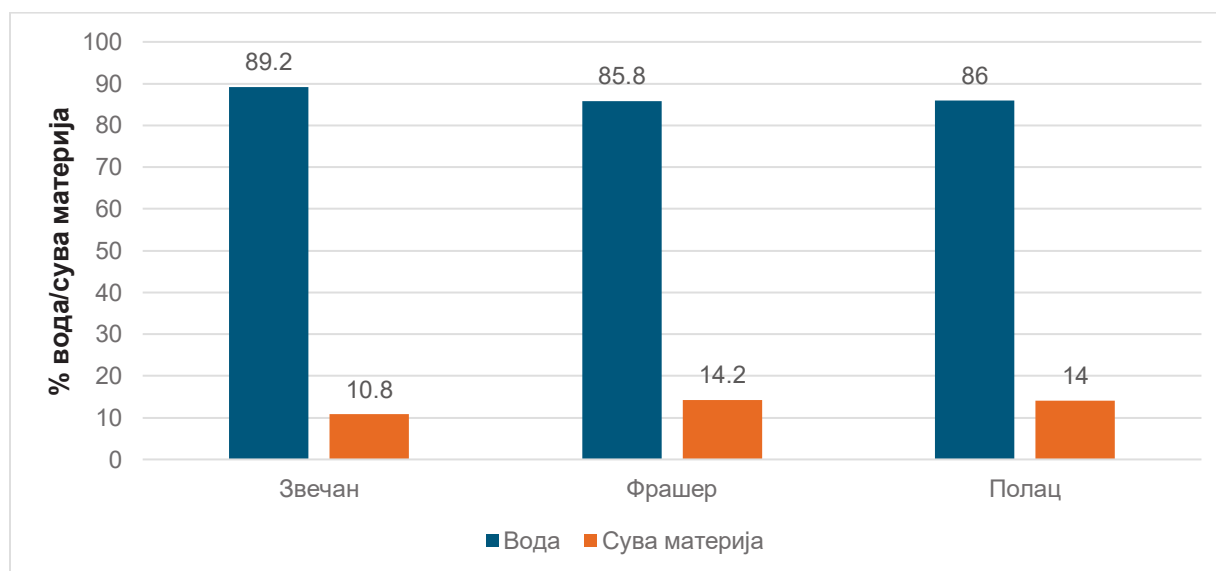
Дијаграм 4: Содржина на вода и сува материја во малини.

Содржината на вода во малините одгледувани во трите региони на територијата на Република Косово се движи од 82,8% до 86%, додека содржината на сува материја варира меѓу 14% и 17,2%. Малините од регионот на Полац се одликуваат со најголем процент на вода (85,8%) и најмал процент на сува материја (14,2%). Според резултатите на Sette et. al. (2017), кај анализираните примероци малини е утврдена содржина на вода од $85 \pm 3\%$, што е во согласност со нашите добиени резултати.



Дијаграм 5: Содржина на вода и сува материја во капини.

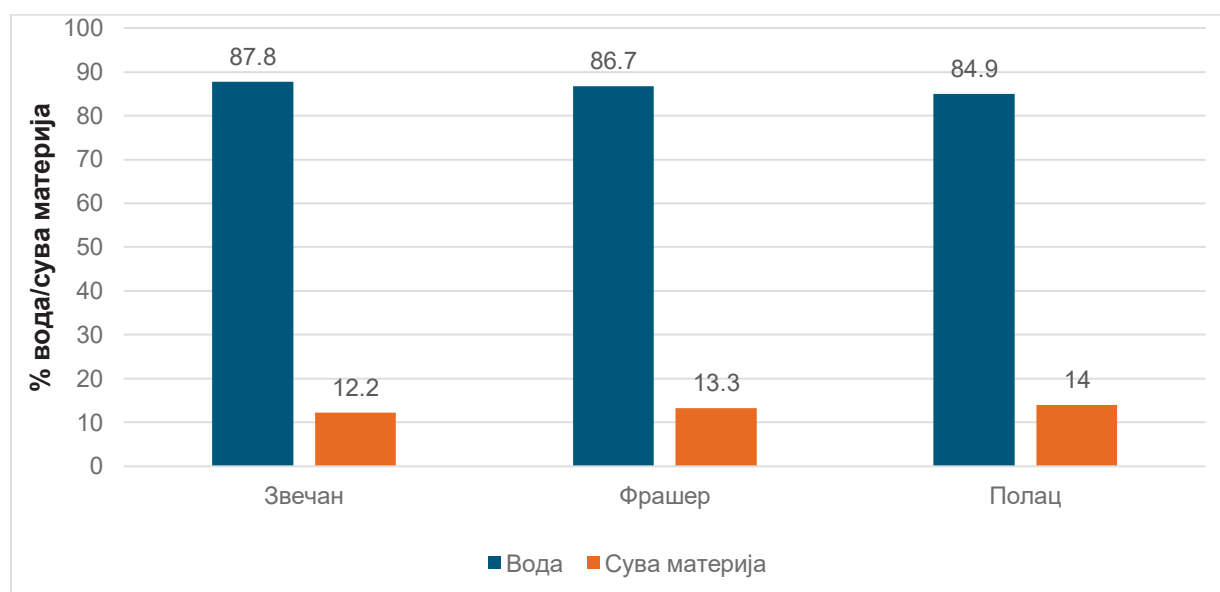
Кај капините одгледувани во регионот на Звечан е утврдена содржина од 81,8% вода и 18,2% сува материја (Дијаграм 5). Во регионот Фрашер капините содржат 79,1% вода и 20,9% сува материја, додека оние од регионот Полац се карактеризираат со 82,1% вода и 17,9% сува материја. Според податоците на Eminoglu et. al. (2019), содржината на вода во анализираниите капини изнесува 82,33%, што речиси целосно се совпаѓа со резултатите добиени во нашето истражување.



Дијаграм 6: Содржина на вода и сува материја во јаболка.

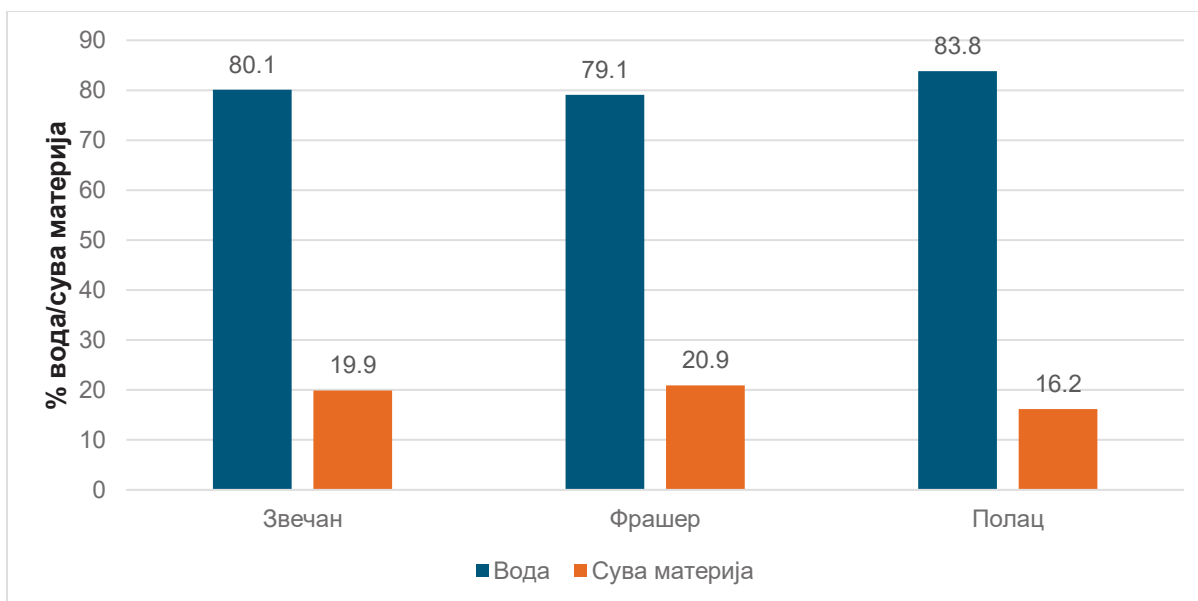
Содржината на сува материја во јаболката одгледувани во трите региони (Звечан, Фрашер и Полац) на територијата на Република Косово варира од 10,8% до 14,2% (Дијаграм 6). Највисока вредност на сува материја е утврдена кај јаболката од регионот на Фрашер (14,2%), додека најниска кај оние од регионот на Звечан (10,8%). Содржината на вода се движи помеѓу 85,8% и 89,2%, при што највисока е кај јаболката одгледувани во Звечан (89,2%), а најниска во јаболката од Фрашер (85,8%). Според податоците на Kahraman et al. (2021), почетната содржина на вода во јаболки користени за анализа на сушење и за одредување на својствата на парчиња јаболки сушени со нетермички ултразвучен метод, се движи во интервал од 83,5% до 86,5%.

Содржината на вода и сува материја во крушите е прикажана на Дијаграм 7.



Дијаграм 7: Содржина на вода и сува материја во круши.

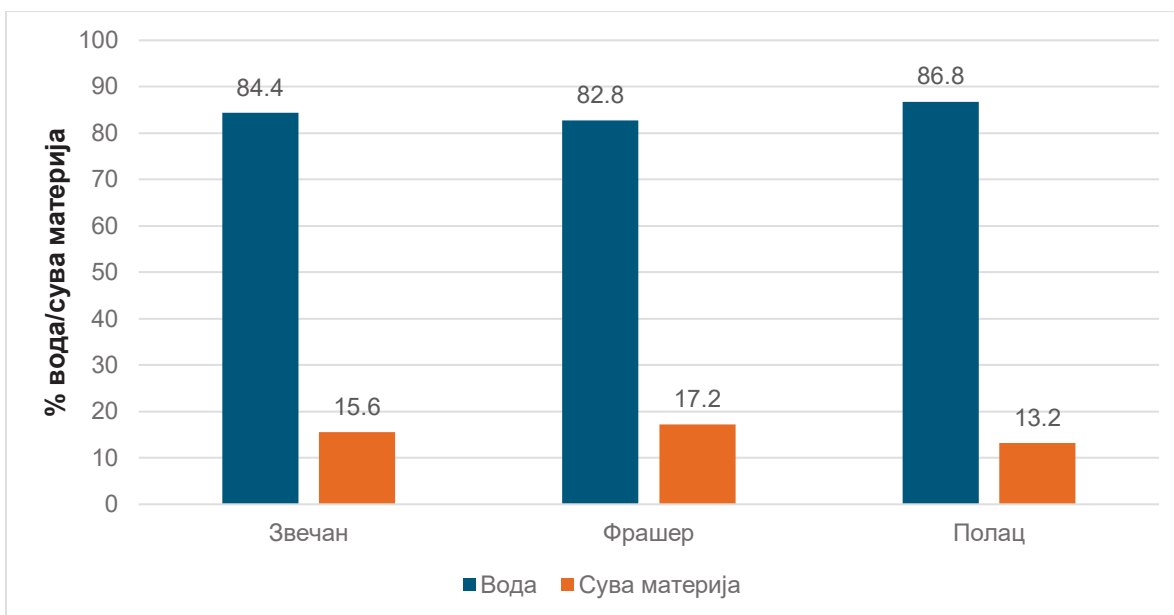
Крушите од Звечан имаат содржина од 87,8% вода и 12,2% сува материја. Кај крушите одгледувани во Фрашер е утврдена вредност од 86,7% вода и 13,3% сува материја, додека кај оние од Полац содржината на вода изнесува 84,9%, а на сува материја 15,1%. Mishra et al. (2021) користеле две серии круши од сортата *Conference*, од кои првата опфаќала 239 примероци, а втората 240. Содржината на вода во овие серии изнесувала $84,61 \pm 1,37\%$ и $84,26 \pm 1,38\%$. Овие вредности се во согласност со нашите резултати, особено со податоците добиени за крушите од село Полац.



Дијаграм 8: Содржина на вода и сува материја во сливи.

Сливите од трите анализирани региони во Република Косово имаат содржина на вода која варира од 79,1% до 83,8%, додека содржината на сува материја се движи од 16,2% до 20,9% (Дијаграм 8). Највисока содржина на вода е утврдена кај сливите одгледувани во Полац (83,8%), а најниска кај оние од Фрашер (79,1%). Содржината на сува материја е обратно пропорционална на содржината на вода, па затоа сливите од Фрашер се карактеризираат со највисок процент на сува материја (20,9%), додека најниска содржина на сува материја е забележана кај сливите од Полац (16,2%). Kurmanov et al. (2015) утврдиле дека содржината на вода во анализираниите сливи изнесува $89 \pm 0,5\%$, што е повисоко од вредностите добиени во нашето истражување.

На Дијаграм 9 се прикажани резултатите за содржината на вода и сува материја во кајсиите одгледувани во регионите Звечан, Фрашер и Полац на територијата на Република Косово.



Дијаграм 9: Содржина на вода и сува материја во кајсии.

Кајсиите од Звечан имаат содржина на вода од 84,4% и сува материја од 15,6%. Во Фрашер кајсиите се карактеризираат со 82,8% вода и 17,2% сува материја, додека кај оние одгледувани во Полац содржината на вода изнесува 86,8%, а на сува материја 13,2%. Според резултатите на Bauman et al. (2005), содржината на вода во свежи кајсии изнесува 86%, што е речиси идентично со вредностите добиени за кајсиите од Полац (Република Косово).

4.2. Концентрации на тешки метали во анализираното овошје, сува маса

Во согласност со добиените резултати од спроведената анализа, определените вредности на тешки метали во анализираното овошје, сува маса, се прикажани во табелите кои следат, за секое овошје поединечно.

Табела 3. Тешки метали во јаблоко, сува маса (mg/kg).

ЈАБОЛКО											
Регион	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Звечан	<0,0005	5,59	105,80	<0,0005	0,260	0,127	6,90	7,81	<0,001	16,70	10,90
Фрашер	<0,0005	6,55	105,40	<0,0005	<0,0001	0,135	10,40	13,00	<0,001	16,80	11,80
Полац	<0,0005	4,89	90,80	<0,0005	<0,0001	0,122	5,04	8,66	<0,001	15,10	7,41

Концентрациите на арсен (As), жива (Hg) и олово (Pb) се под границата на детекција, односно не може да се детектираат. Кадмиум (Cd) е детектиран само во Звечан (0,260 mg/kg), додека во Фрашер и Полац е под границата на детекција (<0,001 mg/kg). Овој податок упатува дека топилницата може да биде главен извор на кадмиумова контаминација, бидејќи кадмиумот често се емитува во воздухот и се таложи во почвата и растителниот материјал во нејзина близина.

Концентрациите на бакар (Cu) и железо (Fe) се повисоки во Звечан и Фрашер (до 6,55 mg/kg Cu и 105,80 mg/kg Fe) во споредба со Полац, каде се регистрирани најниски вредности (4,89 mg/kg Cu и 90,80 mg/kg Fe). Сепак разликите помеѓу трите локации не се големи. Манганот (Mn) и никелот (Ni) покажуваат највисоки вредности во Фрашер (10,40 mg/kg и 13,00 mg/kg соодветно) и се многу повисоки од тие во Полац, што ја засилува претпоставката дека региони поблиску до топилницата се изложени на континуирано влијание од металуршки процеси.

Концентрацијата на кобалтот (Co) е многу ниска во сите 3 региони и нема голема разлика помеѓу вредностите. Хромот (Cr) има најниска концентрација во Полац, но таа не е многу пониска од Звечан и Фрашер.

Цинкот (Zn) исто како Mn и Ni има најниска концентрација во Полац и многу повисоки во регионите во близина на топилницата (Звечан и Фрашер), повторно потврдувајќи го индустриското влијание, бидејќи Zn често е присутен во емисиите на металуршки постројки.

Табела 4. Тешки метали во круша, сува маса (mg/kg)

КРУША											
Регион	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Звечан	0,158	11,10	107,20	<0,0005	0,310	0,201	9,80	14,00	0,32	16,30	17,40
Фрашер	0,705	13,40	109,50	<0,0005	0,259	0,178	15,00	15,00	0,11	14,70	17,20
Полац	<0,0005	10,20	105,50	<0,0005	<0,0001	0,168	6,90	6,78	<0,001	15,30	8,92

Анализата на содржината на тешки метали во примероците од круша од трите региони Звечан, Фрашер и Полац (Табела 4) покажува изразени разлики во концентрациите на одделни елементи, што упатува на влијание на повеќе фактори како што се составот на почвата, агротехничките услови и локалните извори на загадување.

Највисоки вредности на арсен (As) е регистрирана во Фрашер (0,705 mg/kg), што е значително повисока во споредба со Звечан (0,158 mg/kg) и со Полац, каде овој елемент не е детектиран. Овие разлики можат да се должат на различна геохемиска природа на почвите, но и на акумулација на честички во близина на индустриски зони.

Бакарот (Cu) се движи од 10,20 mg/kg во Полац до 13,40 mg/kg во Фрашер, што покажува умерена варијација и можност за различна употреба на пестициди или ѓубрива богати со бакар во зависност од земјоделската практика.

Железото (Fe) има слични вредности во сите региони, околу 105–109 mg/kg, што укажува дека неговото присуство е природно поврзано со минералниот состав на почвата, а не толку со антропогени влијанија.

Концентрацијата на жива (Hg) во крушата е под граница на детекција.

Посебно внимание заслужува кадмиумот (Cd), чија концентрација е повисока во Звечан (0,310 mg/kg) и Фрашер (0,259 mg/kg) во однос на Полац, каде не е детектиран. Овој елемент е познат по својата токсичност и тенденција за биолошка акумулација, па овие резултати укажуваат на потреба од внимателно следење на овие региони.

Манганот (Mn) и никелот (Ni) исто така покажуваат изразени разлики — со највисоки вредности во Фрашер (15,00 mg/kg за двата елемента) и најниски во Полац (6,90 и 6,78 mg/kg). Овие поголеми варијации се најверојатно на близината на топилницата до Звечан и Фрашер и поголемата оддалеченост од Полац.

Кобалтот (Co) и хромот (Cr) во сите 3 региони има слични концентрации и очигледно дека топилницата нема влијание врз нивните концентрации.

Оловото (Pb) е детектирано само во регионите во близина на топилницата (Звечан и Фрашер), а не и во Полац кој е на поголемо растојание од топилницата.

Концентрацијата на цинкот (Zn) во Звечан и Фрашер достигнува слични вредности (17,40 и 17,20 mg/kg) кои се речиси двојно поголеми од тие во Полац, што укажува на поврзаност на регионите со топилницата.

Сумирано, добиените податоци откриваат дека примероците од Звечан и Фрашер имаат повисоки концентрации на повеќето метали, додека Полац покажува почист профил. Евидентна е разликата во концентрацијата на Cd, Pb, Ni и Zn помеѓу Звечан и Фрашер од една страна и Полац од друга страна, што се објаснува со влијание на топилницата. За

другите елементи (As, Cu, Fe, Mn, Co и Cr) иако во Полац се измерени најниски концентрации, разликите се минимални и не треба да се занемарат и природните фактори како минералниот состав на почвата и локалните климатски услови. Резултатите укажуваат на потреба од понатамошни детални испитувања за да се утврди точниот извор на варијациите и да се обезбеди безбедноста на земјоделското производство и здравјето на потрошувачите.

Табела 5. Тешки метали во кајсија, сува маса (mg/kg)

КАЈСИЈА											
Регион	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Звечан	<0,0005	4,21	108,40	<0,0005	<0,0001	0,102	6,84	10,80	<0,001	16,20	16,40
Фрашер	0,418	6,97	122,60	<0,0005	<0,0001	0,132	8,25	28,30	<0,001	18,60	17,70
Полац	<0,0005	4,45	100,10	<0,0005	<0,0001	0,159	5,73	12,90	<0,001	15,20	11,50

Резултатите од анализата на примероците од кајсија собрани од регионите Звечан, Фрашер и Полац (Табела 5) откриваат забележливи разлики во концентрациите на тешки метали, кои се чини дека се поврзани и со географската положба на регионите во однос на индустриските извори.

Највисока концентрација на арсен (As) е регистрирана во Фрашер (0,418 mg/kg), за разлика во Звечан и Полац каде што воопшто не е детектиран, односно е под границата на детекција (<0,0005 mg/kg). Овој контраст упатува на можен акумулациски ефект во области поблиску до индустриски објекти, бидејќи арсенот лесно се пренесува преку воздухот и се таложи во почвата и растителната маса.

Кадмиум (Cd), жива (Hg) и олово (Pb) не се детектирани во кајсиите од сите 3 региони.

Бакарот (Cu) и железото (Fe) покажуваат сличен тренд, повисоки вредности во Фрашер (6,97 mg/kg и 122,60 mg/kg), а пониски во Полац (4,45 mg/kg и 100,10 mg/kg).

Посебно интересен е трендот кај никелот (Ni), чија концентрација во Фрашер (28,30 mg/kg) е повеќекратно повисока од онаа во Звечан (10,80 mg/kg) и Полац (12,90 mg/kg). Манганот (Mn) исто така следи слична шема, повисоки концентрации во Фрашер (8,25 mg/kg), умерени во Звечан (6,84 mg/kg) и најниски во Полац (5,73 mg/kg).

Хромот (Cr) е највисок во Фрашер (18,60 mg/kg), што би можело да се поврзе со природната геохемија на почвата, но и со можни емисии од метални процеси.

Концентрацијата на цинк (Zn) во кајсиите од Звечан (16,40 mg/kg) и Фрашер (17,70 mg/kg) е многу повисока од концентрацијата на Zn во Полац (11,50 mg/kg).

Во целина, може да се забележи дека концентрациите на повеќето метали се највисоки во Фрашер, умерени во Звечан и најниски во Полац, што укажува на постепено намалување на оптовареноста со метали со зголемување на оддалеченоста од индустриските зони. Иако не може единствено да се припише на влијанието на топилницата, ваквиот образец укажува на можен кумулативен ефект од индустриските емисии во комбинација со природните услови. Овие резултати сугерираат дека кајсијата, како овошна култура со релативно висока способност за акумулација на метали, може да се користи како индикатор за проценка на локалната еколошка состојба и потребата од континуиран мониторинг на земјоделските површини.

Резултатите од анализата на содржината на тешки метали во примероците од слива од регионите Звечан, Фрашер и Полац (Табела 6) откриваат динамична и комплексна слика за нивната распределба и можно потекло. Наместо рамномерна застапеност, се забележува изразена нерамнотежа меѓу локациите, што ја прави сливата одличен показател за локалните разлики во квалитетот на почвата и влијанието на околината. Особено впечатлив е случајот со железото (Fe), кое во Фрашер достигнува вредност од 326,7 mg/kg која е повеќекратно повисока од онаа во Звечан (134,0 mg/kg) и Полац (96,3 mg/kg).

Табела 6. Тешки метали во слива, сува маса (mg/kg)

СЛИВА											
Регион	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Звечан	<0,0005	16,80	134,00	<0,0005	<0,0001	0,138	7,90	13,00	0,27	16,40	14,70
Фрашер	0,114	9,15	326,70	<0,0005	<0,0001	0,515	11,90	33,20	<0,001	71,70	23,30
Полац	<0,0005	7,26	96,30	<0,0005	<0,0001	0,412	7,81	20,10	<0,001	14,40	11,70

Арсенот (As) исто така следи слична шема, со повисока вредност во Фрашер (0,114 mg/kg) во споредба со Звечан и Полац, каде е под границата на детекција (<0,0005 mg/kg). Ова може да биде резултат на зголемена апсорпција на арсен од кореновиот систем на растението во услови каде што металите се полесно достапни, што често е случај во почви изложени на индустриски влијанија.

Бакарот (Cu), се издвојува со највисока вредност во Звечан (16,80 mg/kg), што може да укажува на поинтензивна примена на препарати на база на бакар во овоштарството или на локални агрохемиски фактори. За разлика од Звечан, Фрашер и Полац имаат значително пониски вредности (9,15 и 7,26 mg/kg), што ја нагласува улогата на земјоделските практики во распределбата на овој елемент.

Жива (Hg) и кадмиум (Cd) не се детектирани во сливите од сите 3 региони.

Внимание привлекуваат и кобалтот (Co), манганот (Mn) и никелот (Ni), чија концентрација во Фрашер (0,515 mg/kg; 11,90 mg/kg и 33,20 mg/kg соодветно) е највисока, додека во Звечан и Полац се на пониски нивоа.

Оловото (Pb) е детектирано само во сливите од Звечан, а во сливите од Фрашер и Полац е под граница на детекција.

Хромот (Cr) се издвојува како најваријабилен елемент бидејќи во Фрашер достигнува 71,70 mg/kg, што претставува исклучително висока вредност во споредба со останатите региони.

Цинкот (Zn), пак, иако есенцијален елемент е најмногу присутен во Фрашер (23,30 mg/kg), а најслабо во Полац (11,70 mg/kg), што повторно го потврдува истиот тренд на просторна нерамномерност.

Податоците откриваат дека секој регион има свој карактеристичен профил на метална застапеност Фрашер со доминантни концентрации на повеќето елементи, Звечан со појава на локални пикови за одредени елементи и Полац со најчист состав. Овој модел укажува на влијание од повеќе извори, како природни геохемиски процеси, локална земјоделска практика и можно присуство на индустриски депозити.

Табела 7. Тешки метали во цреша, сува маса (mg/kg)

ЦРЕША											
Регион	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Звечан	<0,0005	14,30	223,00	<0,0005	<0,0001	0,084	16,70	14,10	<0,001	43,00	12,60
Фрашер	<0,0005	13,00	152,00	<0,0005	<0,0001	0,105	12,30	39,00	<0,001	24,30	110,00
Полац	<0,0005	9,93	129,00	<0,0005	<0,0001	0,229	9,55	15,40	<0,001	23,40	11,70

Кога се анализираат резултатите од испитувањето на содржината на тешки метали во примероците од цреша од трите региони Звечан, Фрашер и Полац (Табела 7), се открива интересна и нетипична распределба на елементите, што укажува на сложена комбинација на природни и локални влијанија врз нивната апсорпција. Иако арсенот (As), живата (Hg), кадмиумот (Cd) и оловото (Pb) се појавуваат во исклучително ниски концентрации во сите региони кои не можат да се детектираат, останатите метали покажуваат забележливи разлики кои го дефинираат специфичниот профил на секоја локација.

Во однос на бакарот (Cu), се забележува постепено намалување од Звечан (14,30 mg/kg) кон Фрашер (13,00 mg/kg) и Полац (9,93 mg/kg).

Железото (Fe) има највисока концентрација во Звечан (223,00 mg/kg), а најниска во Полац (129,00 mg/kg), што укажува на подобра минерална достапност во почвите поблиску до индустриските подрачја.

Особено важна е распределбата на никелот (Ni) и манганот (Mn). Во Фрашер се забележува највисока концентрација на никел (39,00 mg/kg), речиси трипати повисока од онаа во Звечан (14,10 mg/kg) и Полац (15,40 mg/kg). Највисока концентрација на манган (Mn) е забележана во регион во близина на топлницата, но не во Фрашер, туку во Звечан (16,70 mg/kg), а најнизок во Полац (9,55 mg/kg), што ја нагласува различната динамика на металите дури и кога истиот тип на овошје се одгледува во блиски региони.

Најсилен впечаток остава цинкот (Zn), чија вредност во Фрашер (110,00 mg/kg) е повеќекратно повисока од онаа во Звечан (12,60 mg/kg) и Полац (11,7 mg/kg).

Хромот (Cr) исто така е висок во Звечан (43,0 mg/kg), додека во Фрашер и Полац има пониски вредности (24,3 и 23,4 mg/kg), што укажува дека неговото присуство е повеќе поврзано со минералниот состав на почвата отколку со биолошката апсорпција.

Генерално, иако Фрашер покажува зголемени вредности на неколку метали (особено никел и цинк), Звечан се издвојува со повисоки концентрации на железо, бакар и хром, што говори за различен карактер на металното оптоварување. Полац, како и во претходните анализи, претставува најстабилен и најмалку оптоварен регион.

Кај вишната иако некои елементи се под границата на детекција и затоа се јавуваат во речиси идентични вредности, како арсенот (As), живата (Hg), кадмиумот (Cd) и оловото (Pb), други покажуваат изразени разлики што овозможуваат појасна споредбена слика меѓу регионите (Табела 8).

Железото (Fe) е доминантно присутно во сите примероци, но највисока концентрација е забележана во Звечан (237 mg/kg), веднаш потоа следи Фрашер (226 mg/kg), додека во Полац е речиси двојно пониска концентрацијата (121 mg/kg).

Табела 8. Тешки метали во вишна, сува маса (mg/kg)

ВИШНА											
Регион	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Звечан	<0,0005	14,60	237,00	<0,0005	<0,0001	0,391	14,30	29,90	<0,001	42,20	12,60
Фрашер	<0,0005	11,50	226,00	<0,0005	<0,0001	0,298	13,70	48,20	<0,001	45,50	90,80
Полац	<0,0005	10,00	121,00	<0,0005	<0,0001	0,098	11,90	13,30	<0,001	19,80	5,81

Кобалтот (Co) има сличен тренд на распределба како и железото (Fe), односно високи и слични концентрации во областите во бизина на топлницата (Звечан и Фрашер) и тројно пониски концентрации во Полац. Највисоки концентрации и за Co се забележани во Фрашер.

Бакарот (Cu) и манганот (Mn) имаат слични концентрации и сличен тренд на распределба. Разликите на овие елементи во вишните од сите региони се мали и вишните од Фрашер имаат највисоки концентрации за овие два елемента (14,60 mg/kg и 14,30 mg/kg соодветно).

Никел (Ni) и хром (Cr) имаат високи и слични концентрации во вишните од Звечан и Фрашер кои се неколку пати пониски од тие во вишните од Полац. Највисоки концентрации се определени во Фрашер и тоа 48,20 mg/kg за Ni и 45,50 mg/kg за Cr.

Цинкот (Zn), кој често се јавува како индикатор на почвено оптоварување, ја нагласува оваа регионална диспропорција најсилно. Во Фрашер достигнува извонредно висока

вредност (90,80 mg/kg), што е над седумпати повеќе од Полац (5,81 mg/kg) и значително повисоко од Звечан (12,60 mg/kg). Овој податок укажува на изразена локална варијабилност и потенцијална акумулација во површинските слоеви на почвата.

Табела 9. Тешки метали во праска, сува маса (mg/kg)

ПРАСКА											
Регион	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Звечан	<0,0005	9,39	169,90	<0,0005	<0,0001	0,066	9,81	14,40	0,075	35,50	16,80
Фрашер	<0,0005	8,97	177,00	<0,0005	<0,0001	0,182	10,60	18,70	<0,001	29,50	16,40
Полац	<0,0005	8,55	119,00	<0,0005	<0,0001	0,076	9,77	9,04	<0,001	20,90	12,70

Резултатите од анализата на праските покажуваат интересен и умерено изразен контраст во концентрациите на испитуваните метали, што сугерира дека секоја локација има свој карактеристичен хемиски отпечаток (Табела 9). Наместо да се забележи единствен тренд на зголемување или намалување, распределбата на елементите укажува на мешано влијание од природни геолошки фактори, локални земјоделски практики и можни атмосферски наслаги.

Концентрацијата на арсен (As), жива (Hg) и кадмиум (Cd) во праските од сите региона е многу ниска и под границата на детекција.

Железото (Fe) е елемент со највисока концентрација во сите примероци и неговите вредности варираат од 119,00 mg/kg во Полац до 177,00 mg/kg во Фрашер. Сепак, областите поблиску до топилницата (Звечан и Фрашер) имаат многу слични вредности за разлика од Полац.

Интересно е што бакарот (Cu), иако често покажува јасна зависност од човечка активност, во овој случај е релативно стабилен и се движи од 8,55 mg/kg до 9,39 mg/kg што укажува на природна застапеност, а не на дополнително загадување. Сличен тренд покажува и манганот (Mn) чии концентрации се движат од 9,77 mg/kg до 10,60 mg/kg.

Никелот (Ni) е најваријабилен елемент меѓу трите региони. Во Фрашер има највисока концентрација (18,70 mg/kg) која е двојно пониска во Полац (9,04 mg/kg), што укажува на стабилна и помалку контаминирана подлога. Овие разлики не само што ја потврдуваат улогата на микроклиматските и почвените услови, туку и покажуваат дека праската, како овошна култура, е чувствителна на ваквите влијанија и добро ги одразува разликите во околината.

Олово (Pb) е детктирано само во Звечан, што укажува на контаминираност на овој регион со Pb поради близината на топилницата за олово-цинкова руда.

Највисока концентрација на хром (Cr) е измерено во Звечан (35,50 mg/kg), а најниска во Полац (20,90 mg/kg).

Цинкот (Zn) ја задржува својата улога како биолошки значаен, но и чувствителен индикатор. Неговите вредности (од 12,70 до 16,80 mg/kg) се во физиолошки прифатливи граници, но трендот на зголемување во северните региони може да укаже на суптилен ефект од индустриски влијанија.

Интересно е што Полац, иако има најниски вредности на речиси сите елементи, сепак покажува релативна рамнотежа, што го прави најприближно до таканаречена „референтна“ зона без видливо загадување. Во целина, може да се заклучи дека праските од Звечан и Фрашер носат нешто побогат метален профил во споредба со оние од Полац. Меѓутоа, ниту еден од добиените резултати не укажува на алармантни нивоа на контаминација.

Податоците за содржината на тешки метали во малината откриваат особено интересен и нетипичен профил кој значително отскокнува од резултатите добиени кај другите овошни култури (Табела 10).

Табела 10. Тешки метали во малина, сува маса (mg/kg)

МАЛИНА											
Регион	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Звечан	0,091	5,07	128,00	<0,0005	0,332	<0,0001	72,70	19,50	<0,001	36,50	22,30
Фрашер	1,076	4,64	114,60	<0,0005	0,182	0,628	65,00	23,80	<0,001	30,50	25,60
Полац	<0,0005	3,51	105,10	<0,0005	<0,0001	0,750	58,60	8,52	<0,001	22,60	21,90

За разлика од јаболката, праската или црешата, кај малината се забележуваат далеку понагласени флукуации меѓу регионите, што укажува дека ова овошје поседува изразена способност за селективна и засилена апсорпција на одредени метали. Таа не само што реагира на варијациите во почвата, туку ги одразува дури и суптилните промени во околината, што ја прави посебно чувствителен биоиндикатор.

Најзабележителен е примерот со арсенот (As): во Фрашер неговата концентрација достигнува 1,076 mg/kg, што е екстремно високо во споредба со Звечан (0,091 mg/kg) и Полац, каде е недетектиран. Ваквата разлика е неспоредлива со онаа кај другите овошја, каде арсенот обично е под граница на детекција или во многу ниска концентрација. Овој податок јасно покажува дека малината е исклучително чувствителна на присуството на овој елемент и дека нејзината способност за акумулација е многу поизразена.

Бакарот (Cu) и железото (Fe) имаат вредности кои не се променуваат многу според региони, што укажува дека близината на топилница нема големо влијание врз асорбцијата на бакар и железо од страна на малината. Сепак, највисоки вредности за Cu и Fe се определени во Звечан (5,07 mg/kg и 128,00 mg/kg соодветно), а најниски во Полац (3,51 mg/kg и 105,10 mg/kg, соодветно).

Концентрацијата на жива (Hg) и олово (Pb) во малините е под граница на детекција, што значи дека малините се слаби акумулатоти на овие токсични елементи.

Кадмиум (Cd) во малините е детектиран само во регионите кои се во близина на топилницата (Звечан и Фрашер), а не и во Полац кој е на поголемо растојание од топилницата за олово-цинкова руда. Ова значи дека влијанието на топилницата врз концентрацијата на Cd во малините е големо и малината може да биде важен индикатор за присуството на Cd.

Концентрацијата на манган (Mn) во малините од сите 3 региони е многу повисока од сите досега анализирани овошја. Највисока концентрација на манган (Mn) е определена во Звечан (72,70 mg/kg), а најниска во Полац (58,60 mg/kg).

Концентрацијата на никел (Ni) во малините од регионите што се поблиску до топилницата (Звечан и Фрашер) е неколку пати повисока од таа на малините во Полац, што укажува на директно влијание на близината на топилницата врз концентрацијата на Ni во малини.

Кобалтот (Co) покажува варијации што се речиси уникатни за малината, во Звечан воопшто не е детектиран, а во Полац има највисока концентрација (0,750 mg/kg).

Хромот (Cr) и цинкот (Zn) ја заокружуваат оваа слика: нивните вредности се повисоки во сите три региони во однос на поголем дел од анализираниите овошја. Цинкот достигнува концентрација од 25,60 mg/kg во Фрашер, додека хромот има концентрација од 36,50 mg/kg во Звечан. Овие вредности покажуваат дека малината акумулира значајно повеќе метали во споредба со јаболката или крушата.

Во поширок контекст, ваквите резултати укажуваат дека малината не треба да се третира само како уште една овошна култура во анализата на загадување, туку како специфичен биохемиски регистратор на состојбата на средината. Нејзината способност да одразува дури и минимални промени во концентрациите на метали и тоа со поголем интензитет од другите овошја, ја прави особено корисна за мониторинг на контаминирани подрачја.

Резултатите за капината прикажуваат многу поинаков образец во однос на другите овошни видови (Табела 11).

Табела 11. Тешки метали во капина, сува маса (mg/kg)

КАПИНА											
Регион	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Звечан	0,196	5,20	214,00	<0,0005	0,089	0,990	40,80	19,10	0,033	26,30	15,00
Фрашер	0,400	9,27	190,60	<0,0005	<0,0001	0,279	33,60	24,80	<0,001	15,40	19,00
Полац	<0,0005	5,13	152,40	<0,0005	<0,0001	0.313	24,60	14,10	<0,001	12,50	5,79

Наместо да се истакнува со екстремни концентрации, како што беше случај со малината, капината покажува умереност, но и јасна природна чувствителност кон средината во која расте.

Арсенот (As) е првиот индикатор на оваа просторна разлика при што во Фрашер е измерен 0,400 mg/kg, речиси двојно повеќе отколку во Звечан (0,196 mg/kg), додека во Полац е недетектиран. Овој постепен пад укажува дека влијанието на надворешни извори се намалува со оддалеченоста.

Концентрацијата на бакарот (Cu) во Фрашер достигнува 9,27 mg/kg, што е нешто повеќе отколку во Звечан и Полац, каде вредностите се приближно исти (околу 5 mg/kg).

Железото (Fe) во капината има високи концентрации исто како вишната и црешата. Највисока концентрација е определена во Звечан (214,00 mg/kg), потоа во Фрашер (190,60 mg/kg), а Полац има најниска концентрација на Fe (152,40 mg/kg).

Жива (Hg) не е детектирана во капините од сите 3 локации.

Кадмиум (Cd) е определен само во најблискиот регион до топилницата, Звечан.

Кобалтот (Co) има највисока концентрација во Звечан (0,990 mg/kg), што ја прави оваа локација исклучок во споредба со сите други анализирани овошја, каде кобалтот најчесто се јавува во траги.

Никелот (Ni) и манганот (Mn) повторно ги нагласуваат регионалните специфики. Фрашер има највисока концентрација на никел (24,80 mg/kg), а Звечан доминира со најмногу манган (40,80 mg/kg). Овие елементи често се поврзани со биохемиските процеси во растенијата и нивната апсорпција зависи од рН-вредноста на почвата и присуството на органска материја. Таа зависност ја објаснува рамнотежата што се забележува кај капината – таа апсорбира повеќе таму каде што условите тоа го овозможуваат.

Цинкот (Zn) и хромот (Cr) ја заокружуваат оваа хемиска приказна. Цинкот е најмногу застапен во Фрашер (19,00 mg/kg), каде капината очигледно ја користи природната минерална достапност, додека хромот има највисока вредност во Звечан (26,30 mg/kg). Овие податоци ја потврдуваат тенденцијата дека Звечан има повисоки вредности на метали што се поврзани со геолошката структура, додека Фрашер е поактивен во биолошката апсорпција. Полац, како и во повеќето претходни анализи, останува најстабилен и најмалку оптоварен.

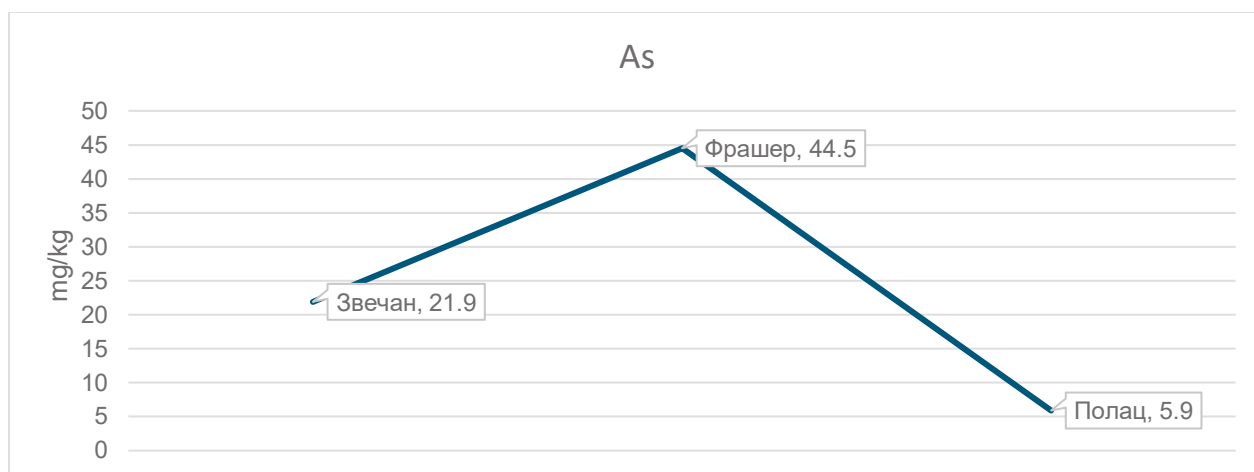
Сумирано, капината не ја следи типичната шема на повеќе загадување = повеќе акумулација, туку демонстрира рамнотежа помеѓу природното и индустриското влијание.

4.3. Концентрации на тешки метали во анализираната почва

Во табела 12 се дадени вредностите на тешките метали во почвата, кои се графички прикажани во дијаграмите од 10 до 19.

Табела 12. Тешки метали во почва (mg/kg)

ПОЧВА (ЗЕМЈА)										
Регион	As	Cu	Fe	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Звечан	21,9	54,4	18100	8,4	10,6	715	50,5	1340	69,3	537
Фрашер	44,5	58,4	18841	7,9	11,6	929	66,1	981	56,1	1496
Полац	5,9	22,1	11470	1,9	10,4	528	48,8	42,7	52,6	46,0



Дијаграм 10. Концентрација на арсен во почвата според региони.

Дијаграмот 10 кој се однесува на присуството на арсен (As) во почвата во трите региони на Косовска Митровица, јасно ја рефлектира контаминацијата што произлегува од интензивната рударска и металуршка активност во овој дел на северно Косово. Највисоки концентрации на арсен се забележуваат во почвите околу Фрашер и Звечан, што е во согласност со податоците од истражувањата на Stafilov et al., (2010), кои утврдиле дека содржината на арсен во површинските почви од овој регион варира од 2,1 до дури 3900 mg/kg, со просечна вредност од 30 mg/kg која е четири пати повисока од европскиот просек. Според авторите, како најконтаминирани подрачја се токму околу топилницата „Трепча“, каде што во некои примероци се измерени концентрации до 570 mg/kg As.

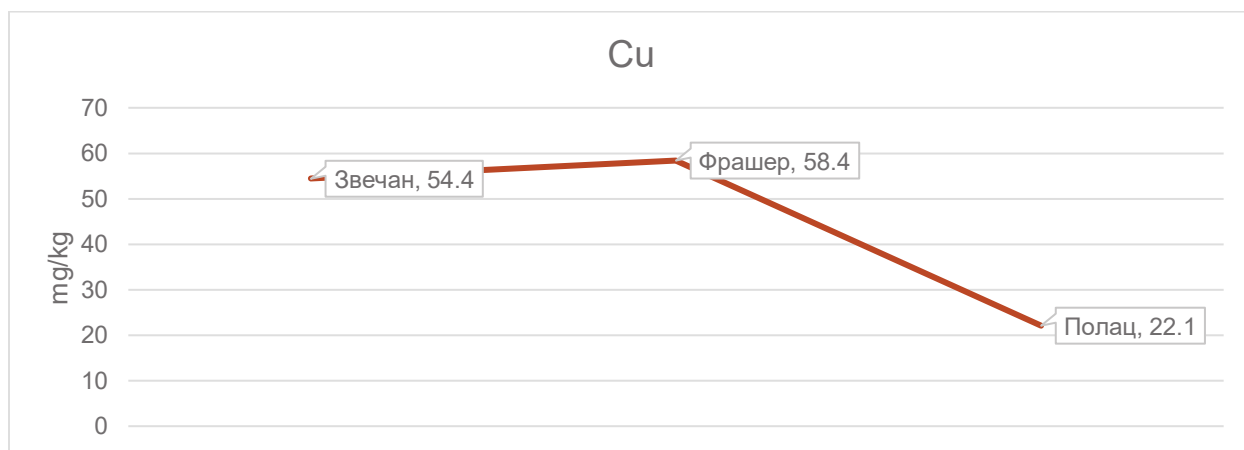
Слични резултати потврдува и поновото истражување на Zogaj et al., (2023), кое утврдило дека во земјоделските почви во Митровица просечната концентрација на As изнесува 66,51 mg/kg, со максимална вредност 654,89 mg/kg, додека во другите делови на Косово, како што е Дреница, просекот е само 12,31 mg/kg. Тоа јасно покажува дека рударско-топилничките активности се главен извор на загадување.

Во контраст на овие две зони, резултатите за регионот Полац укажуваат на многу пониска содржина на арсен, што може да се поврзе со географската оддалеченост од изворите на индустриска емисија и со доминантно земјоделско користење на земјиштето. Овие податоци се слични на наодите од Jusufi et al., (2016), каде што арсенот во почвите

околу енергетските постројки во Косово ретко го надминува таргетот од 29 mg/kg, освен во неколку локализирани точки блиску до изворите на емисија.

Зголемените концентрации на арсен во Митровица и Звечан најверојатно се резултат на повеќедецениското работење на рудникот и топилницата Трепча, кои испуштале големи количества прашина и отпад со арсен и други тешки метали, што потоа се депонирале во почвата и водените системи (Stafilov et al., 2010). Иако дел од арсенот е врзан за минералната матрица и со тоа помалку подвижен, дел од него е во биоактивни и подвижни форми, што значи дека може да се апсорбира од растенијата и да влезе во синџирот на исхрана (Zogaj et al., 2023).

Споредено со слични европски региони под влијание на рударски активности, како што се Фрајберг во Германија или Верден во Франција, каде што се измерени вредности од 15 до 775 mg/kg (Loukola-Ruskeeniemi et al., 2022), резултатите за Митровица и Звечан се на горната граница на индустриски загадени подрачја.



Дијаграм 11. Концентрација на бакар во почвата според региони

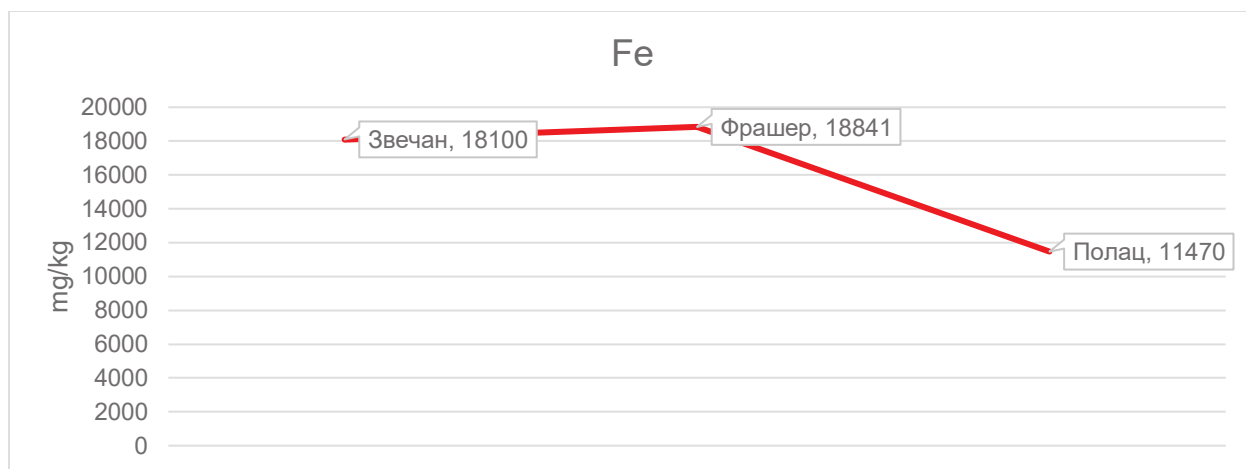
Дијаграмот 11 кој го прикажува присуството на бакар (Cu) во почвата во трите региони укажува на јасни разлики кои се поврзани со степенот на индустриска активност и географската оддалеченост од изворите на загадување. Највисоки концентрации на бакар се забележани во почвите од Звечан и Фрашер, што е очекувано со оглед на близината на овие две локации до топилницата и рударскиот комплекс „Трепча“, кој со децении претставува доминантен извор на тешки метали во овој регион.

Истражувањето на Šajn et al. (2013) потврдува дека почвите околу металуршкиот комплекс во Косовска Митровица се силно загадени со бакар, олово, цинк и кадмиум, при што просечните концентрации на Cu во најконтаминираниите зони достигнуваат вредности и над 500 mg/kg, а просечната вредност од овој регион е 72 mg/kg. Овие резултати се во согласност со податоците од Stafilov et al. (2010), кои покажуваат дека највисоките концентрации на тешки метали, вклучително и бакар, се регистрирани токму во областите околу Звечан и северниот дел на Митровица, додека концентрациите постепено опаѓаат со растојание од топилницата.

Според Korça и Demaku (2020), влијанието на индустриските активности врз почвите околу комплексот „Трепча“ е значително, бидејќи технолошките отпадни води и индустриски прадини содржат високи концентрации на бакар, олово и цинк, кои преку атмосферски таложења и ерозија се пренесуваат во околните земјоделски почви. Во овие региони, почвите покажуваат вредности на Cu кои некаде имаат вредности и над 100 mg/kg.

Во регионот Полац, пак, дијаграмот покажува значително пониски концентрации на бакар, што е во согласност со општата тенденција на опаѓање на загадувањето со оддалечување од индустриските извори. Ова го потврдуваат и резултатите на Jusufi et al. (2016), кои покажуваат дека почвите во подрачјата што се подалеку од главните индустриски центри во Косово, особено оние во аграрни области, имаат концентрации на бакар под или околу природните позадински вредности, што укажува на доминација на природното потекло на овој елемент.

Со споредба на трите региони може да се заклучи дека Звечан и Фрашер припаѓаат на зони со повисок степен на индустриска контаминација, додека Полац претставува референтна локација со значително помало влијание на човечките активности. Овие разлики укажуваат на тесна поврзаност меѓу концентрацијата на бакар и растојанието од индустрискиот извор, што е типичен модел за рударски и металуршки региони како оној на Митровица.



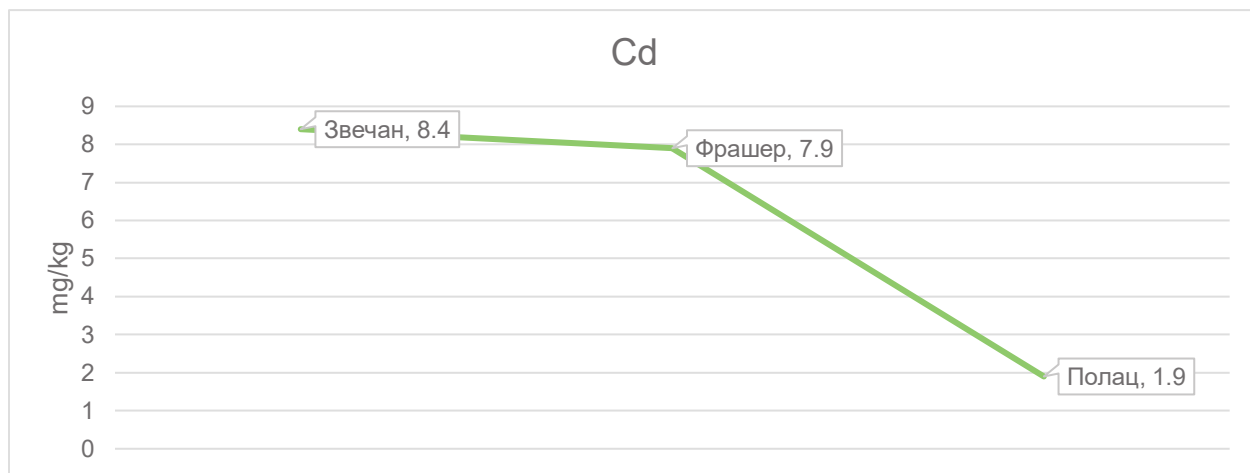
Дијаграм 12. Концентрација на железо во во почвата според региони

Дијаграмот за железо (Fe) во почвата открива една мошне интересна приказна за трите региони – Звечан, Фрашер и Полац. На прв поглед, се забележува дека во Звечан и Фрашер концентрациите на железо таму се речиси идентични, 18100 и 18841 mg/kg, што укажува на силно влијание од рударско-металуршкиот комплекс „Трепча“. Полац, пак, со 11470 mg/kg е далеку од индустрискиот пулс и повеќе потсетува на земјоделска почва со природен состав и послабо антропогено влијание.

Овој контраст не е случаен. Šajn et al. (2013) посочуваат дека почвите во северниот дел на Косовска Митровица се вистинска хроника на индустриската историја на регионот: десетици години на експлоатација, топење и таложење на метална прашина ја збогатила почвата со тешки метали. Ова е видливо најмногу токму во Звечан и неговата околина, каде честичките од топилницата лесно се пренесувале преку воздухот и врнежите, создавајќи хемиски мозаик во почвата.

Слична слика даваат и наодите на Korça и Demaku (2020), кои го опишуваат влијанието на индустриските постројки како постојан и тивок процес – честичка по честичка, железото и другите метали полека го менуваат составот на земјиштето. Иако железото само по себе не е токсично како кадмиумот или арсенот, неговото прекумерно присуство може да го наруши балансот на хранливи материи, намалувајќи ја достапноста на важни микроелементи за растенијата.

Од друга страна, во Полац ситуацијата е сосема поинаква, таму концентрациите на железо се природни и стабилни. Jusufi et al. (2016) забележале дека ваквите вредности се типични за региони со доминантно земјоделско користење, каде човечкото влијание е минимално и каде почвата ја задржува својата природна геохемија.



Дијаграм 13. Концентрација на кадмиум во почвата според региони

Дијаграмот 13 за кадмиум (Cd) во почвата прикажува јасна просторна распределба на концентрациите меѓу трите региони. Регионите што се во близина на топилницата за олово-цинкова руда (Звечан и Фрашер) имаат најмалку 4 пати повисока концентрација на Cd од Полац кој е на најголемо растојание од топилницата. Споредбено со резултатите од релевантните научни истражувања, овие вредности се во согласност со општата слика за висока контаминација на почвите во северниот дел на Косово, особено во околината на рударско-металуршкиот комплекс „Трепча“.

Šajin et al. (2013) утврдиле дека кадмиумот во почвите околу „Трепча“ достигнува просечни концентрации од неколку до над 10 mg/kg, што е речиси идентичен опсег со вредностите добиени во Звечан и Фрашер. Според нив, највисоките концентрации се регистрирани токму во зоните околу топилницата, што укажува дека индустриските активности се примарен извор на Cd. Нашите резултати го потврдуваат овој наод бидејќи Звечан, кој се наоѓа во непосредна близина на топилницата, има највисока концентрација (8,4 mg/kg), додека Фрашер, иако малку подалеку, сè уште се наоѓа во зоната на влијание (7,9 mg/kg).

Stafilov et al. (2010), пак, покажуваат дека во целиот регион на Косовска Митровица, кадмиумот е присутен во многу повисоки концентрации од европскиот просек, со максимум вредности кои надминуваат 20 mg/kg. Во споредба со тие податоци, вредностите во Звечан и Фрашер се блиску до горната граница на индустриски контаминирани почви, што укажува дека овие региони и понатаму се под значително влијание на историското рударско и металуршко производство.

Korça & Demaku (2020) во својата студија за индустриската зона во Косово добиле вредности за кадмиум од 1,5 до 3,8 mg/kg во почвите, што е значително пониско од концентрациите измерени во Звечан и Фрашер. Тоа покажува дека северниот дел на Косово е посилно изложен на емисии на тешки метали поради долгогодишното работење на топилницата во околината на Звечан и Косовска Митровица.

Од друга страна, концентрацијата во Полац (1,9 mg/kg) е поблиска до резултатите на Korça & Demaku (2020) и Jusufi et al. (2016), каде што почвите подалеку од индустриски зони покажуваат вредности од 1 до 2 mg/kg, што речиси се совпаѓа со резултатот за Полац од овој труд.

Според прегледот на International Soil Reference and Information Centre (ISRIC) за „International soil standards“, глобално се укажува дека одредување на правни ограничувања за загадување на почвите со кадмиум сеуште не е одредено, но многу земји користат вредности во рамки на 1–5 mg/kg за Cd во земјоделски почви во оддалечени/неиндустриски подрачја.

Со други зборови, нашите резултати не само што ја потврдуваат историската слика за загадувањето во регионот, туку и ја зајакнуваат тезата дека индустриските активности на „Трепча“ сè уште имаат долгорочно влијание врз квалитетот на почвите во нејзината непосредна околина.



Дијаграм 14. Концентрација на кобалт во почвата според региони

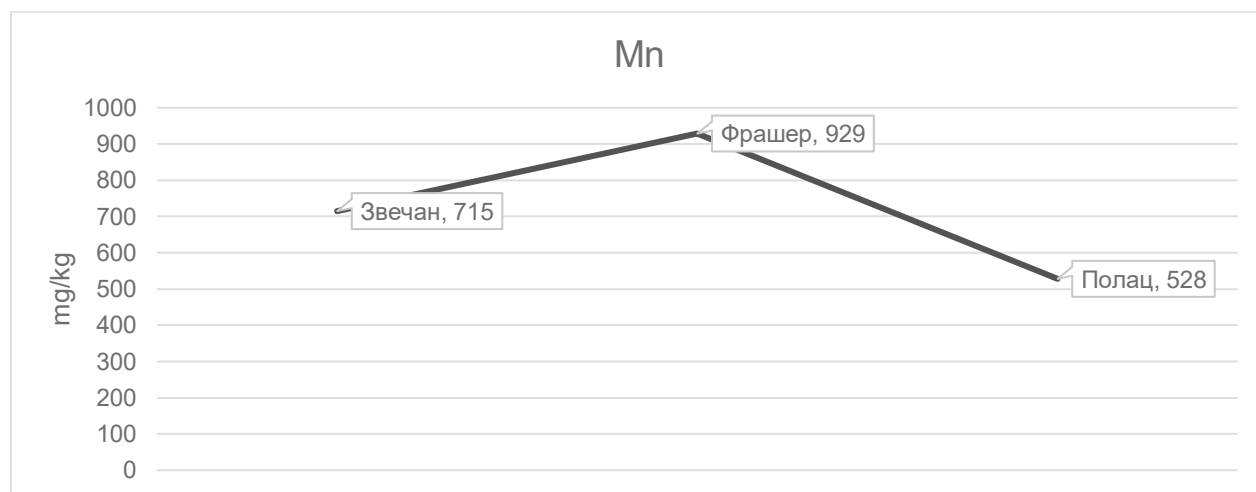
Дијаграмот 14 кој ја прикажува концентрацијата на кобалт (Co) во почвите од трите региони покажува дека во овие региони има минимални варијации на дистрибуцијата на Co. Во Фрашер е измерена највисока концентрација (11,6 mg/kg), во Звечан нешто пониска (10,6 mg/kg), а најниска во Полац (10,4 mg/kg).

Слични концентрации се забележани и во истражувањето на Aliu et al. (2021), кое покажува дека почвите во Косовска Митровица и нејзината поширока околина се карактеризираат со средно до умерено збогатување со кобалт, со просечни вредности од 10 до 15 mg/kg. Овие вредности се во истиот опсег со нашите резултати, што потврдува дека Co е стабилен индикатор за присуството на рударски и металуршки влијанија, но не достигнува нивоа кои би се сметале за токсични.

Šajp et al. (2013) исто така утврдиле дека во почвите околу топилницата концентрациите на кобалт се нешто повисоки од природниот геохемиски фонд, но не ја надминуваат границата на ризик. Тие го објаснуваат ова со фактот што Co често е врзан за железо и манганови оксиди во минералната матрица, што ја ограничува неговата подвижност и биодостапност.

За споредба, истражувањето на Koçra и Demaku (2020) во индустриската зона кај Грачаница покажува нешто повисоки концентрации на кобалт (12–18 mg/kg).

Jusufo et al. (2016), пак, прикажуваат просечни вредности од 8 до 13 mg/kg во земјоделските почви во близина на енергетските постројки во централно Косово, што повторно е компарабилно со нашите податоци и го потврдува присуството на Co во типичен геохемики опсег за косовските почви. Во споредба со меѓународните стандарди, според Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) и United Nations Environment Programme (UNEP) во нивната глобална проценка Global Assessment of Soil Pollution (2021), концентрациите на кобалт во почви од индустриски региони обично се движат меѓу 5 и 30 mg/kg, при што вредности под 20 mg/kg се сметаат за безбедни и природни. Сличен опсег потврдува и European Environment Agency (EEA) во својата анализа Soil pollution and its interrelation with ecosystems (2022), каде концентрациите под 25 mg/kg се оценети како стабилни и без ризик за биолошките функции на почвата. Нашите резултати (10,4 – 11,6 mg/kg) целосно се вклопуваат во овој интервал, што укажува дека почвите во анализираните региони не се изложени на критично загадување со Co.



Дијаграм 15. Концентрација на манган во почвата според региони

Дијаграмот 15 за манган (Mn) во почвите од трите региони прикажува јасен градиент кој го одразува влијанието на индустриските процеси во околината. Највисока концентрација е измерена во Фрашер, потоа следува Звечан, а најниска е во Полац.

Истражувањето на Šajp et al. (2013) покажува дека манганот, заедно со железото е еден од доминантните елементи во почвите околу Косовска Митровица, со вредности кои често го надминуваат природниот геохемики фонд. Според нив, во непосредна близина на

топилницата во Звечан концентрациите на Mn можат да достигнат и над 1000 mg/kg, што е во согласност со нашите резултати за Звечан и Фрашер.

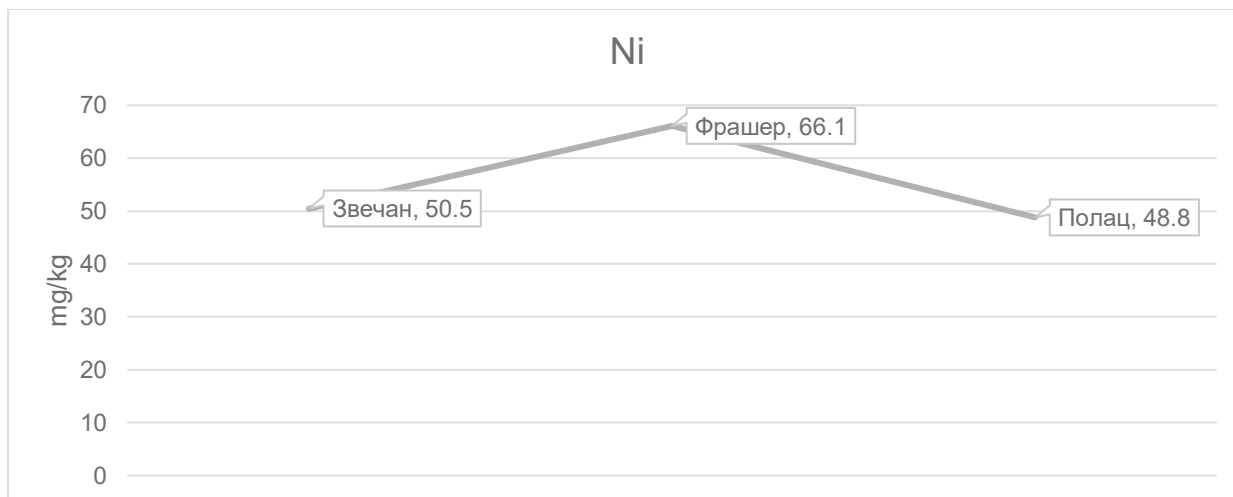
Слично на тоа, Kogça и Demaku (2020) истакнуваат дека во индустриските подрачја на Косово концентрациите на манган се често над референтните вредности за земјоделски почви, поради акумулацијата на честички богати со Fe-Mn оксиди кои потекнуваат од металуршките процеси. Тие забележуваат дека Mn е релативно стабилен елемент со ограничена подвижност, но неговата концентрација во површинскиот слој на почвата претставува сигурен индикатор за долготрајно индустриско влијание.

Во студијата на Jusufi et al. (2016), вредностите на манган во земјоделските почви околу енергетските постројки во централно Косово варираат меѓу 500 и 1300 mg/kg, што совршено се совпаѓа со нашите резултати. Тие заклучуваат дека иако Mn е есенцијален микроелемент, неговата прекумерна концентрација може да влијае врз биодостапноста на другите нутриенти и да предизвика физиолошки нарушувања кај растенијата.

Aliu et al. (2021) дополнително објаснуваат дека Mn во косовските почви најчесто се јавува во форма на MnO₂ и Mn₂O₃ минерали, кои се врзани за железо и кобалт, што го објаснува зголемувањето на Mn во истите подрачја каде што се забележуваат и повисоки вредности на Fe и Co како што е случајот во Фрашер и Звечан.

Во однос на меѓународните стандарди, според Global Assessment of Soil Pollution (FAO & UNEP, 2021) и Soil Pollution and its Interrelation with Ecosystems (EEA, 2022), типичните концентрации на манган во неконтаминирани почви се движат меѓу 300 и 1000 mg/kg, додека вредности над 1500 mg/kg се сметаат за потенцијално ризични. Нашите резултати (528–929 mg/kg) се во рамките на овој природен опсег, што укажува дека, иако индустриското влијание е присутно, не е достигнато ниво на токсичност.

Со други зборови, дијаграмот покажува дека Фрашер и Звечан имаат благо збогатување со манган, што е во согласност со нивната блискост до индустриските извори, додека Полац го претставува позадинското, природно ниво на Mn за регионот.



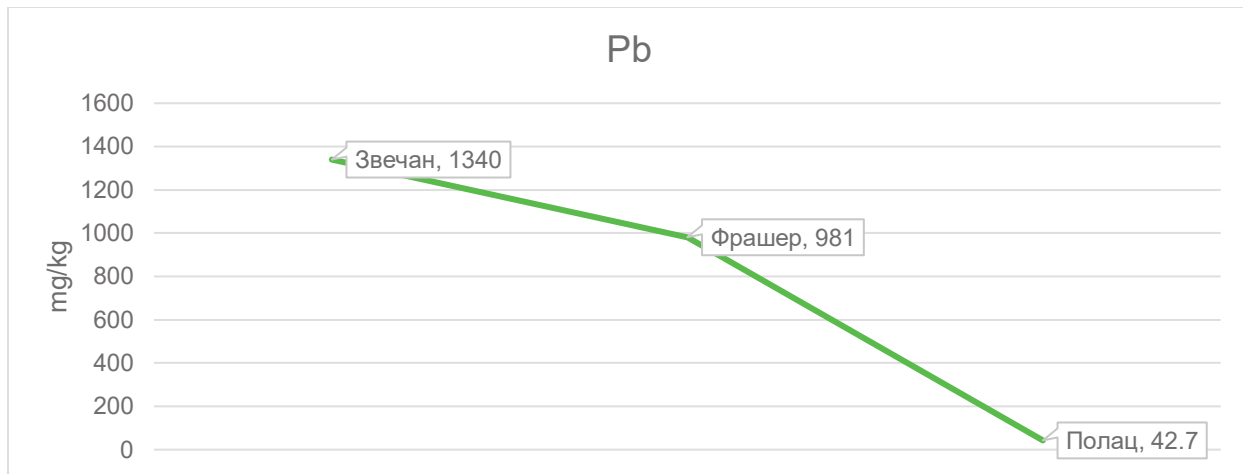
Дијаграм 16. Концентрација на никел во почвата според региони

Дијаграмот 16 за никел (Ni) во почвите од Звечан, Фрашер и Полац покажува умерени разлики, но со јасен тренд: највисоки концентрации има во почвата од Фрашер, потоа во почвата од Звечан, а најниски во почвата од Полац.

Според Šajin et al. (2013), концентрациите на Ni околу Косовска Митровица се движат меѓу 30 и 90 mg/kg, што се совпаѓа со нашите резултати. Korça и Demaku (2020) исто така регистрирале вредности од 40 до 75 mg/kg во индустриски зони, што сугерира дека нашите податоци претставуваат типичен опсег за северно Косово. Aliu et al. (2021) дополнуваат дека геолошката подлога во регионот природно е богата со никел, што објаснува зошто и Полац, иако е подалеку од индустриските извори, има повисоки вредности од европскиот просек.

Во споредба со меѓународните стандарди, според Global Assessment of Soil Pollution (FAO & UNEP, 2021) и EEA (2022), концентрации до 70 mg/kg се сметаат за безбедни. Нашите вредности се под оваа граница, што значи дека почвите не се критично загадени, туку умерено збогатени со никел.

Со други зборови, Фрашер и Звечан го одразуваат влијанието на индустријата, додека Полац претставува пример за природно геохемиско збогатување на овој метал.



Дијаграм 17. Концентрација на олово во почвата според региони

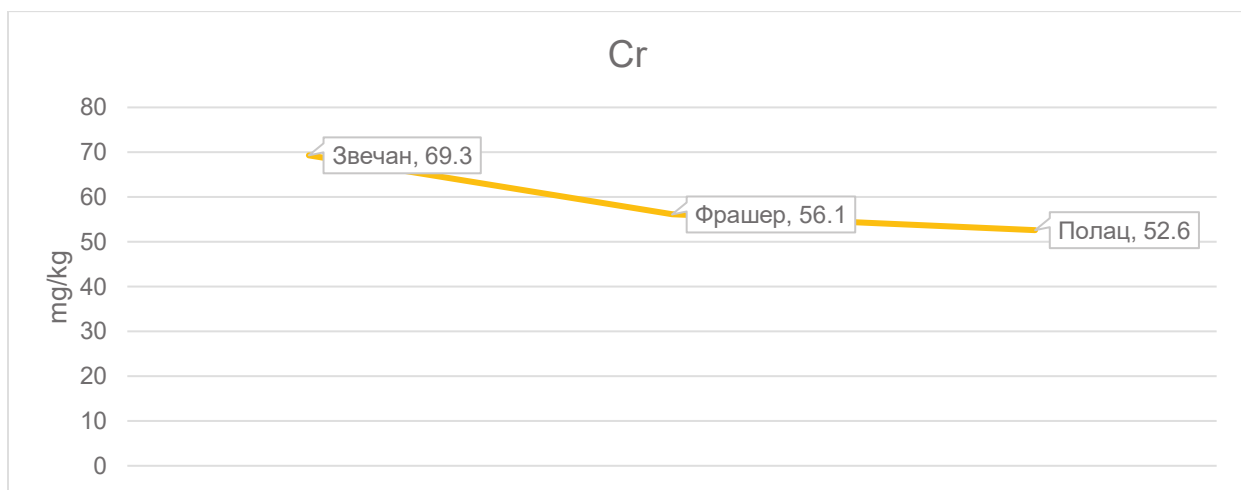
Дијаграмот за олово (Pb) јасно ја покажува разликата меѓу трите анализирани региони, каде што највисоки концентрации се забележани во Звечан кое е најблиску до топилицата, малку пониски концентрации на Pb се забележани во Фрашер кое исто така е во близина на топилницата, додека во најоддалечениот регион Полац вредноста нагло опаѓа (дијаграм 17). Овој пад најдобро ја открива силната поврзаност меѓу близината на индустриските извори и степенот на загадување на почвата.

Според истражувањето на Šajin et al. (2013), почвите околу топилницата во Звечан се меѓу најконтаминираниите во Европа при што во некои примероци биле измерени дури и над 3500 mg/kg олово. Нашиот резултат за Звечан (1340 mg/kg) е понизок, но ја потврдува долготрајната контаминација што ја предизвикало работењето на „Трепча“. Фрашер, со 981 mg/kg, се наоѓа во зоната на влијание каде честичките од металуршките процеси се депонираат со ветер и дожд, што објаснува зошто концентрациите таму и понатаму се високи.

Koçça и Demaku (2020) нагласуваат дека индустриските региони на Косово се карактеризираат со сличен модел на загадување и највисоки концентрации во близина на изворите, со постепено намалување со растојанието. Тие посочуваат дека оловото е стабилен и перзистентен елемент кој се акумулира во горните почвени слоеви, каде може да остане со децении.

Нашите резултати исто така се во согласност со податоците на Jusufi et al. (2016), кои забележале високи вредности на Pb (до 400 mg/kg) во земјоделските почви околу енергетските постројки, но сепак значително пониски од оние во рударските региони како Митровица. Тоа покажува дека оловото најсилно се поврзува со рударско-металуршките активности, а не со енергетските извори.

Во Полац, вредноста од 42,7 mg/kg се смета за речиси природна, што укажува дека оваа локација е надвор од дометот на индустриските емисии. Според Global Assessment of Soil Pollution (FAO & UNEP, 2021), концентрации до 70 mg/kg се во граници на природниот геохемиски фонд, додека ЕЕА (2022) ги смета вредностите над 300 mg/kg за ризични. Според тоа, иако почвите во Звечан и Фрашер се сериозно загадени, Полац останува чиста референтна точка.



Дијаграм 18. Концентрација на хром во почвата според региони

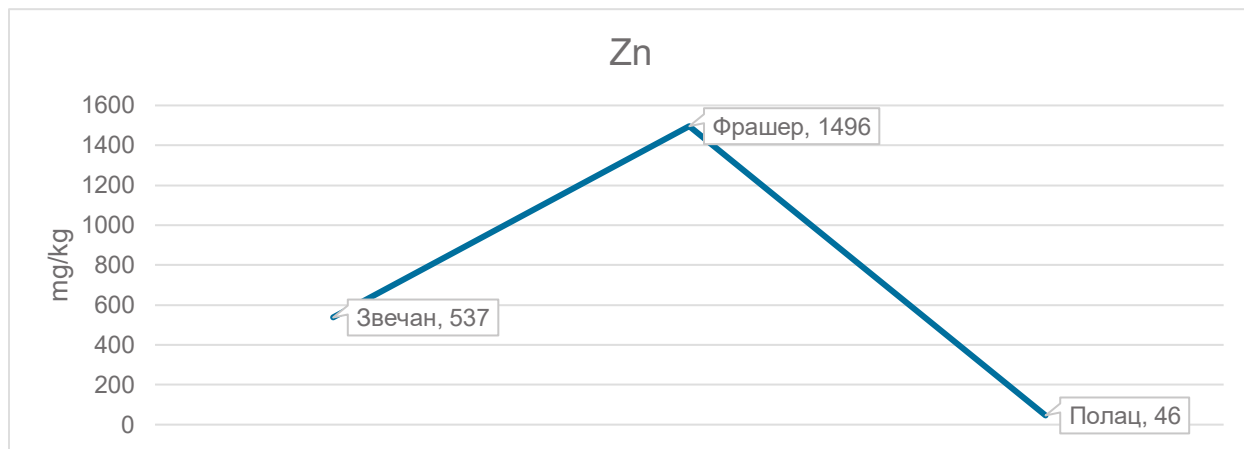
Дијаграмот за хром (Cr) покажува релативно тесен опсег на концентрации во трите точки: Звечан, Фрашер и Полац. Овие нивоа се умерени и меѓусебно блиски, со благ пад од индустрискиот центар кон периферијата.

Во индустриските подрачја опишани кај Šajin et al. (2013), Cr обично не е меѓу главните екстремно збогатени елементи (за разлика од Pb, Zn, Cd и As).

Дополнително, Jusufi et al. (2016) за земјоделски почви во централно Косово (Кастриот/Обилиќ) наоѓаат значително повисоки нивоа на Cr ($\approx 105\text{--}204$ mg/kg) и притоа забележуваат дека 28 од 30 примероци ја надминуваат референтната целна вредност од 100

mg/kg наведена во нивниот труд. Во таа споредба, сите наши точки (Звечан, Фрашер, Полац) се пониски од 100 mg/kg.

Слична слика дава и Kogça & Demaku (2020) за индустриска околина во Косово каде што Cr таму е умерен во однос на Pb/Zn/Cd. Нашите резултати добро се вклопуваат во таа рамка, со највисоки вредности во Звечан и постепено намалување кон Фрашер и Полац, но без показател за силна антропогена ексцесивност.



Дијаграм 19. Концентрација на цинк во почвата според региони

На Дијаграм 19 е претставена концентрацијата на Zn во анализираните почви. Забележлива е екстремната разлика помеѓу регионите во близина на топилницата за олово-цинкова руда Звечан и Фрашер, наспроти Полац кој е подалеку од топилницата. Концентрацијата на Zn во почвата од Фрашер е над 30 пати повисока од таа на Zn во почвата од Полац, што сигурно е резултат на близината на топилницата во Звечан.

Според Aliu et al., (2010), просечната содржина на цинк во горниот слој на почвата во регионот на Косовска Митровица изнесува 520 mg/kg, со опсег од 721–11900 mg/kg. Главната загадена зона опфаќа околу 40 km², со просечна концентрација од 1127 mg/kg, а највисоките вредности се токму во близина на Звечан и топилницата во Митровица.

Šajñ et al. (2013) потврдуваат дека во ова подрачје содржината на Zn е многу висока и се движи од 32 mg/kg до 12 000 mg/kg.

Концентрацијата на Zn во ова истражување јасно следи ист тренд со досегашните истражувања. Фрашер, како подрачје во непосредна близина на индустриски активности,

покажува концентрации речиси идентични со оние во главната загадена зона утврдена од Aliu et al. (2010), додека Звечан припаѓа на зоната со средно загадување, а Полац, со само 46 mg/kg, е во границите на европскиот природен фонд (50–150 mg/kg), што го прави репрезентативна контролна локација без индустриско влијание (Aliu et al., 2010).

4.4. Концентрации на тешки метали во анализираното овошје, свежа маса

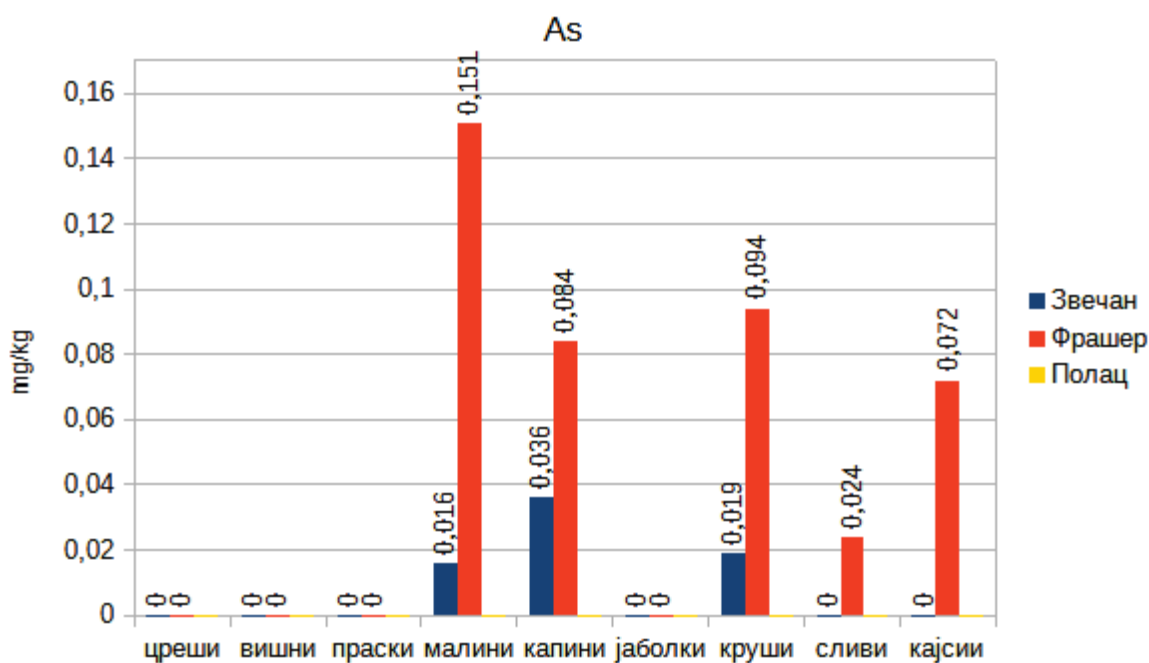
Концентрацијата на тешките метали во анализираното овошје е претставена во Табела 13 и во дијаграмите од 20 до 30.

Табела 13. Концентрации на тешки метали во овошје, свежа маса (mg/kg).

Овошје	Регион	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Цреши	Звечан	н.д.	1,788	27,875	н.д.	н.д.	0,011	2,088	1,763	н.д.	5,375	1,575
	Фрашер	н.д.	1,599	18,696	н.д.	н.д.	0,013	1,513	4,797	н.д.	2,989	13,530
	Полац	н.д.	1,092	14,190	н.д.	н.д.	0,025	1,051	1,694	н.д.	2,574	1,287
Вишни	Звечан	н.д.	2,000	32,469	н.д.	н.д.	0,054	1,959	4,096	н.д.	5,781	1,726
	Фрашер	н.д.	1,679	32,996	н.д.	н.д.	0,044	2,000	7,037	н.д.	6,643	13,257
	Полац	н.д.	1,600	19,360	н.д.	н.д.	0,016	1,904	2,128	н.д.	3,168	0,930
Праски	Звечан	н.д.	1,108	20,048	н.д.	н.д.	0,008	1,158	1,699	0,009	4,189	1,982
	Фрашер	н.д.	1,103	21,771	н.д.	н.д.	0,022	1,304	2,300	н.д.	3,629	2,017
	Полац	н.д.	0,889	12,376	н.д.	н.д.	0,008	1,016	0,940	н.д.	2,174	1,321
Малини	Звечан	0,016	0,872	22,016	н.д.	0,057	н.д.	12,504	3,354	н.д.	6,278	3,836
	Фрашер	0,151	0,650	16,044	н.д.	0,025	0,088	9,100	3,332	н.д.	4,270	3,584
	Полац	н.д.	0,498	14,924	н.д.	н.д.	0,107	8,321	1,210	н.д.	3,209	3,110
Капини	Звечан	0,036	0,946	38,948	н.д.	0,016	0,180	7,426	3,476	0,006	4,787	2,730
	Фрашер	0,084	1,937	39,835	н.д.	н.д.	0,058	7,022	5,183	н.д.	3,219	3,971
	Полац	н.д.	0,918	27,280	н.д.	н.д.	0,056	4,403	2,524	н.д.	2,238	1,036
Јаболко	Звечан	н.д.	0,604	11,426	н.д.	0,028	0,014	0,745	0,843	н.д.	1,804	1,177
	Фрашер	н.д.	0,930	14,967	н.д.	н.д.	0,019	1,477	1,846	н.д.	2,386	1,676
	Полац	н.д.	0,685	12,712	н.д.	н.д.	0,017	0,706	1,212	н.д.	2,114	1,037

Круша	Звечан	0,019	1,354	13,078	н.д.	0,038	0,025	1,196	1,708	0,039	1,989	2,123
	Фрашер	0,094	1,782	14,564	н.д.	0,034	0,024	1,995	1,995	0,015	1,955	2,288
	Полац	н.д.	1,540	15,931	н.д.	н.д.	0,025	1,042	1,024	н.д.	2,310	1,347
Слива	Звечан	н.д.	3,343	26,666	н.д.	н.д.	0,027	1,572	2,587	0,054	3,264	2,925
	Фрашер	0,024	1,912	68,280	н.д.	н.д.	0,108	2,487	6,939	н.д.	14,985	4,870
	Полац	н.д.	1,176	15,601	н.д.	н.д.	0,067	1,265	3,256	н.д.	2,333	1,895
Кајсија	Звечан	н.д.	0,657	16,910	н.д.	н.д.	0,016	1,067	1,685	н.д.	2,527	2,558
	Фрашер	0,072	1,199	21,087	н.д.	н.д.	0,023	1,419	4,868	н.д.	3,199	3,044
	Полац	н.д.	0,587	13,213	н.д.	н.д.	0,021	0,756	1,703	н.д.	2,006	1,518

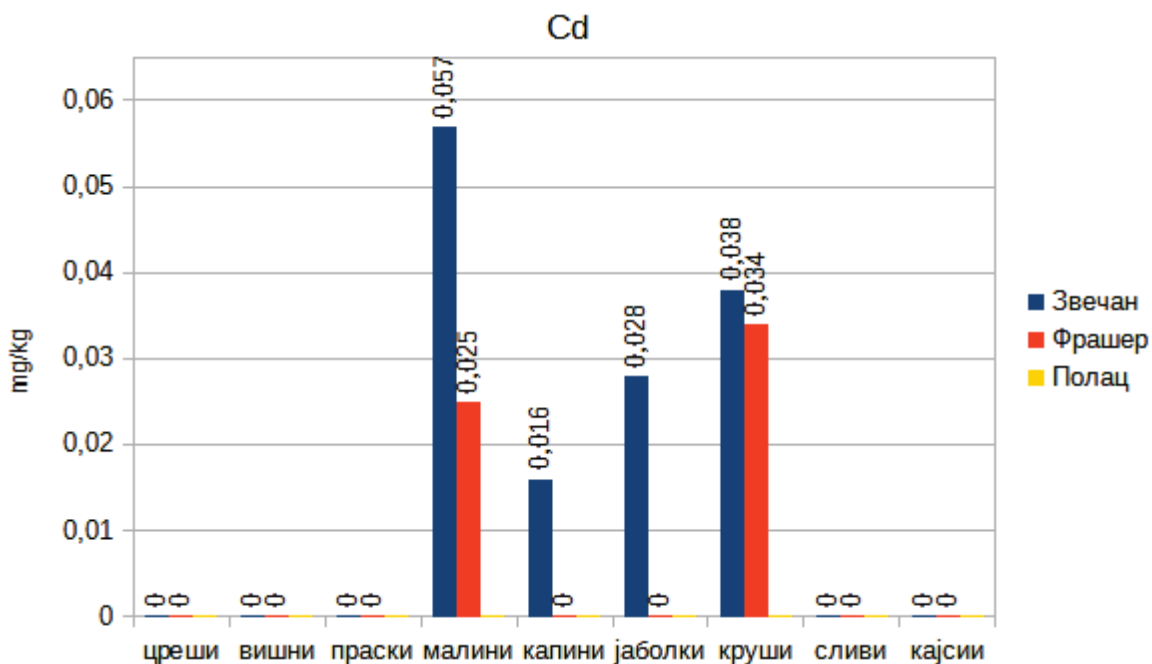
н.д. - не е детектирано



Дијаграм 20. Концентрации на арсен во анализираното овошје, свежа маса

Вредностите за арсен (As) добиени во овошјето прикажани на дијаграмот 20 и табела 13 покажуваат изразени регионални разлики, со највисоки концентрации измерени во примероците од регионот Фрашер, каде малините (0,151 mg/kg), крушата (0,094 mg/kg), капините (0,084 mg/kg) и кајсиите (0,072 mg/kg) значително ги надминуваат концентрациите на As во Звечан и Полац. Во Звечан вредностите се умерени (0,016–0,036 mg/kg), додека во ни едно овошје од Полац не е детектирано As, што укажува на минимална контаминација.

Во цреши, вишни, праски и јаболки од сите 3 региони не е детектирано As. Во споредба со податоците од литературата, измерените концентрации во Фрашер се значително повисоки од просечните вредности за свежо овошје кои најчесто не надминуваат 0,0021 mg/kg (Lee et al., 2023), како и од вредностите пријавени во сокови од јаболко и круша (≤ 0.016 mg/kg; FSANZ, 2014; FDA, 2013). Сепак, иако се над типичните нивоа во неконтраминирани региони, овие вредности се далеку под највисоко забележаните концентрации во сериозно загадени области каде нивоата на арсен можат да достигнат и до 4,3 mg/kg (Shandana et al., 2024). Европската комисија и EFSA сè уште немаат дефинирано максимално дозволени концентрации за арсен во свежо овошје, туку само за неоргански арсен во житарки и ориз (European Commission, 2023; EFSA, 2024), што ја нагласува потребата за понатамошно следење и локална проценка на ризикот. Добиените резултати укажуваат на тоа дека повисоките концентрации во Фрашер се должат на индустријска активност, локални геохемиски фактори, употреба на загадена вода за наводнување или остатоци од агрохемиски средства, додека ниските вредности во Полац укажуваат на чист предел во кој нема знаци на загадување.

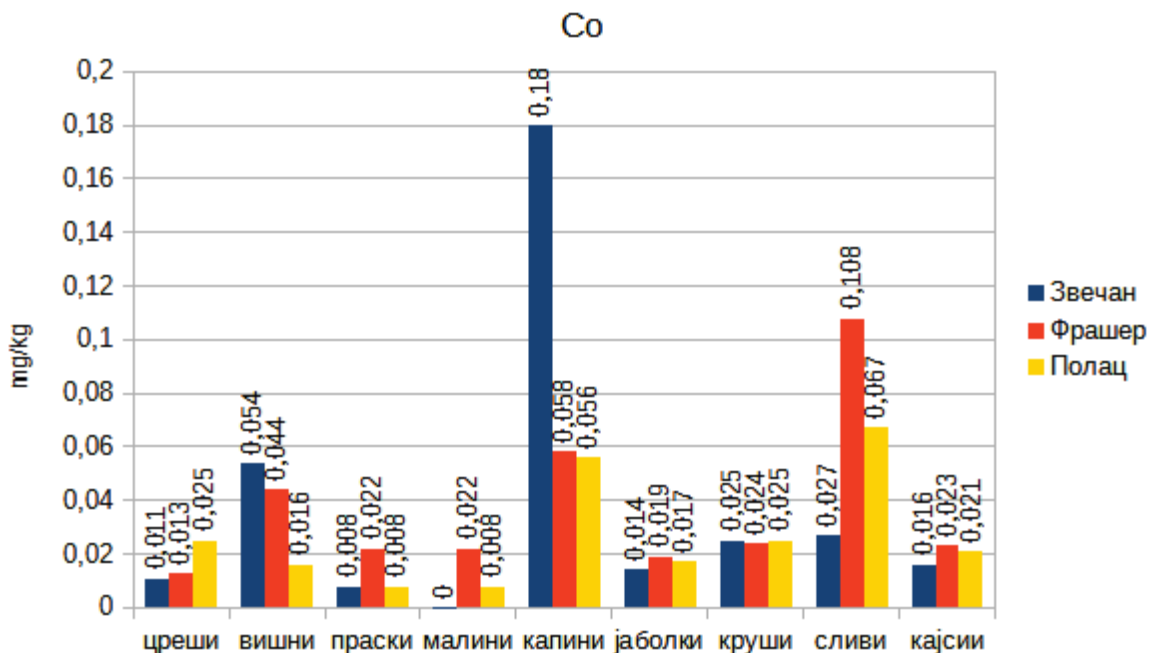


Дијаграм 21. Концентрации на кадмиум во анализираното овошје, свежа маса.

Според дијаграмот 21 за присуството на кадмиум (Cd) во овошјето се забележуваат значајни регионални разлики. Кадмиум е детектиран само во малини, капини, јаболки и круши од Звечан и малини и круши од Фрашер. Овошјето од Полац не содржи Cd, односно тоа е под границата на детекција. Во регионот Звечан највисоки концентрации се измерени кај малините (0,057 mg/kg), крушите (0,037 mg/kg) и јаболките (0,028 mg/kg), додека капините се со умерена вредност (0,016 mg/kg). Во овошјето од Фрашер Cd е определен само во малини (0,025 mg/kg) и во крушата (0,034 mg/kg)

Високото ниво на кадмиумот во малини од Звечан, ја надминува дозволената ЕУ-граница за присуство на Cd во свежо овошје (0,050 mg/kg) утврдена со Регулацијата 488/2014, што укажува на потенцијален локален извор на контаминација и малините од овој регион не се безбедни за консумирање. Во споредба со други објавени студии, типичните концентрации на Cd во свежо овошје обично се многу пониски, најчесто под 0,01 mg/kg; на пример, Rusin et al. (2021) пријавуваат просек од 0,001 mg/kg Cd во јаболко, додека Imeri et al. (2019) пријавуваат максимални вредности до 0,010 mg/kg Cd во јаболка од индустриски контаминирани подрачја. Овие споредби јасно покажуваат дека концентрациите на Cd измерени во Звечан (0,28–0,57 mg/kg) и Фрашер (0,25 mg/kg) се повисоки за еден до два пати од нивоата во литературата.

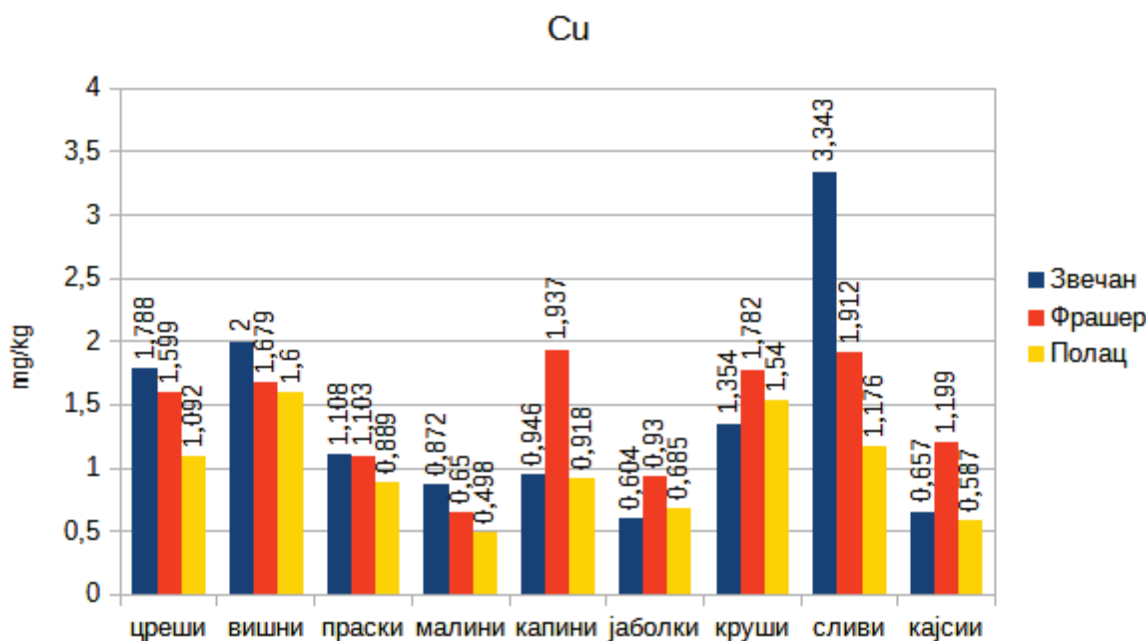
Дополнително, Европската агенција за безбедност на храна (EFSA, 2012) истакнува дека внесот на кадмиум преку исхраната кај дел од европската популација се движи близу до или над максимално дозволената неделна граница, што укажува дека иако овошјето не е главен извор на Cd, повисоките локални концентрации можат да придонесат кон зголемен ризик при долготрајна изложеност. Овие резултати упатуваат дека загадувањето во Звечан и Фрашер е последица на индустриска активност, контаминирана почва или вода за наводнување – додека нормално ниските вредности во регионот Полац укажуваат на чист предел без контаминенти.



Дијаграм 22. Концентрации на кобалт во анализираното овошје, свежа маса.

Од дијаграмот 22 за измерените концентрации на кобалт во различните овошја, лесно се забележува изразена варијабилност во однос на регионот и видот на овошје. Кобалтот е детектиран во сите видови овошја. Највисоки концентрации се утврдени кај капини во Звечан (0,180 mg/kg), после нив се сливи од Фрашер (0,108 mg/kg) и малините од Фрашер (0,098 mg/kg) и Полац (0,107 mg/kg). Овој опсег на вредности е сличен на резултатите добиени во други истражувања. Wojcieszek et al. (2020) исто така утврдиле слични концентрации кај бобинки, каде во боровинка кобалтот изнесува 0,082 mg/kg, што е споредливо со вредностите кај капини и малини во нашето истражување. Во друга студија, Rahim et al. (2020) пријавиле концентрации на кобалт во најчесто конзумираните овошја во Пакистан, со вредности околу 0,0215 mg/kg во јаболка, што дополнително потврдува дека нашите резултати се во рамките на очекуваните нивоа за овошје. Понатаму, Song (2003) анализираше овошје како јаболка, круша и мандарина и утврдил дека концентрациите на кобалт најчесто се движат од 0,0015 до 0,010 mg/kg. Врз основа на овие споредби, може да се заклучи дека добиените концентрации во ова истражување се во границите на природната варијабилност. Иако кобалтот е есенцијален микроелемент, составен дел на витамин B₁₂ и важен за хематопоезата, прекумерната изложеност може да предизвика здравствени ефекти

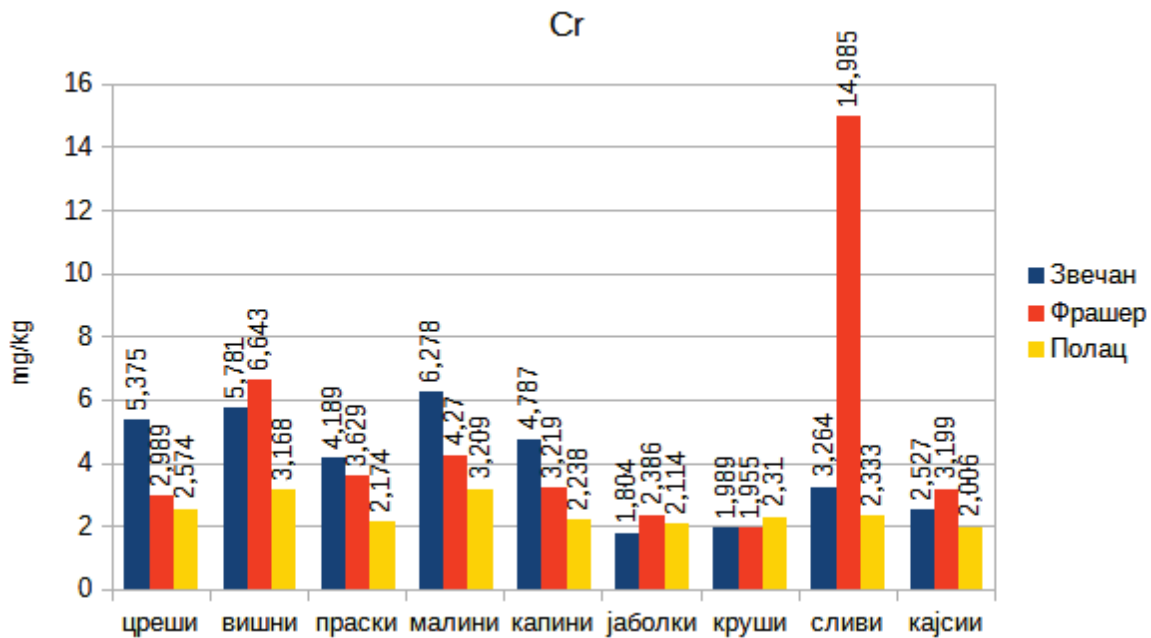
и процената на внесот да се врши врз основа на вкупен дневен внес, а не врз максимални нивоа во поединечни намирници Grembecka и Szefer (2013).



Дијаграм 23. Концентрации на бакар во анализираното овошје, свежа маса.

Согласно дијаграмот 23 за присуството на бакар може да се забележат поголеми варијации во различни региони и кај различни овошја. Највисоки концентрации се измерени во слива, вишна и цреша од Звечан (3,343 mg/kg, 2,000 mg/kg и 1,788 mg/kg), како и во капини и сливи од Фрашер (1,937 mg/kg; 1,912 mg/kg) Јаболката, кајсиите и јагодестите плодови (малини и капини) покажуваат многу пониски вредности. Овие резултати се во рамките на повеќе објавени студии. На пример, Park и Cho (2011) утврдиле концентрации на бакар во јаболка од 0,89 до 1,63 mg/kg, зависно од староста на насадот и акумулацијата во почвата, што е споредливо со нашите резултати. Osmanović et al. (2014) анализирале сливи во индустриски регион и пријавиле дека бакарот во плодовите е неколку пати понизок од оној во листовите, но сепак во опсег од 1,5 до 3 mg/kg, што кореспондира со нашите вредности за сливи од Звечан. Слично, Aksouh et al. (2024) во студија за грозје утврдиле концентрации на бакар во пулпа од $2,74 \pm 0,16$ mg/kg, што укажува дека овошните култури воопшто можат да акумулираат значајни количини на Cu во зависност од земјиштето и агрохемиската пракса.

Наодите во ова истражување, особено за повисоки концентрации во сливи, вишни и круши, најверојатно се поврзани со локални геохемиски фактори, употреба на фунгициди на база на бакар и разлики во рН и органска материја на почвата. Вредностите кај јаголко и јагодести овошја остануваат во границите на очекуваното, што укажува дека нема индикации за прекумерна контаминација, туку за природна варијабилност на елементот во различни видови овошје.



Дијаграм 24. Концентрации на хром во анализираното овошје, свежа маса.

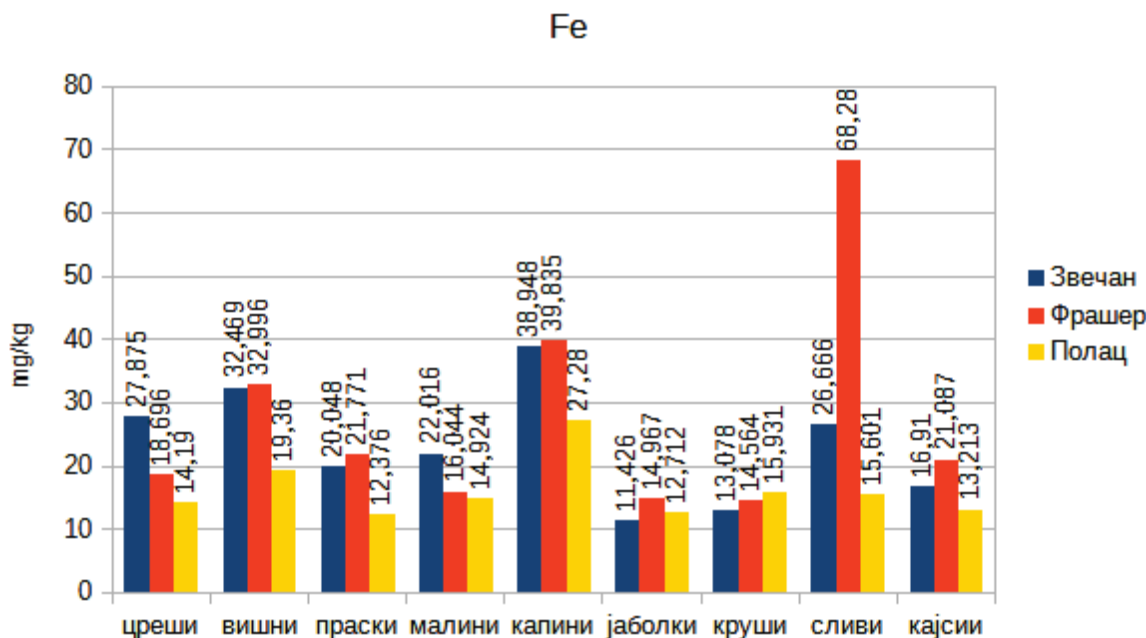
Концентрациите на хром (Cr) во свежо овошје од трите локации покажуваат широк опсег на вредности (дијаграм 24). Највисоко регистрирана вредност е кај сливата во Фрашер (14,985 mg/kg), што е повеќекратно повисоко над сливата испитувана во Звечан (3.264 mg/kg) и Полац (2,333 mg/kg). Кај останатите овошја (цреша, вишна, малини, капини) концентрациите на Cr најчесто се движат меѓу 2–7 mg/kg, додека во јаголко и круша се концентрациите на Cr се во многу пониски граници (1–2,5 mg/kg). Добиените резултати се над типичните нивоа пријавени во поголеми мониторинг студии: во 207 свежи примероци од 14 видови овошје, просечната концентрација на Cr изнесувала 0,0307 mg/kg, со највисоки средни вредности кај коскестите овошја (0,0330), потоа јагодестите овошја (0,0326) и јаголка (0,0567 mg/kg) (Lee et al., 2023). Овие концентрации се со повеќекратно пониски

вредности во однос на нашите добиени резултати. Голема компаративна анализа на 98 комерцијални овошја, исто така, ја потврдува ниската присутност на Cr во повеќето плодови која се движела во опсег од 0,001 до 0,004 mg/kg (Grembecka & Szefer, 2013). Од сите овие студии може да се заклучи дека резултатот за слива во Фрашер е нетипично висок и сугерира за локален извор на контаминација (на пр. почва/наводнување/индустриски влијанија).

Од здравствен аспект е клучно да се има предвид дека токсичноста значајно зависи од оксидативната форма: Cr (VI) е значително потоксичен, додека Cr (III) во храната е со ниска биорасположливост и дека повеќето податоци за храна сугерираат на постоење на Cr (III) (EFSA, 2014). Од таа причина, за регионите со измерени повисоки вредности препорачливо е дополнително да се провери и формата на Cr (III/VI) како и проценка на изложеност во однос на количината на консумација на локалните плодови.

Во сите анализирани овошја од сите 3 региони Hg не е детектирано, односно тоа е под границата на детекција,

Fathabad et al. (2018) утврдиле присуство на Hg во овошни сокови со средна вредност од 0,000351 mg/kg, што укажува дека свежото овошје, како и во нашата студија, обично содржи ниски концентрации на Hg. Во однос на проценката на ризик, Европската агенција за безбедност на храна (EFSA, 2012) наведува дека овошјето и зеленчукот придонесуваат многу малку во вкупниот внес на Hg во исхраната, а рибата и морските производи претставуваат доминантен извор. Сумирано, добиените резултати се компатибилни со глобалните податоци и се без индикации за еколошка или здравствена загриженост.



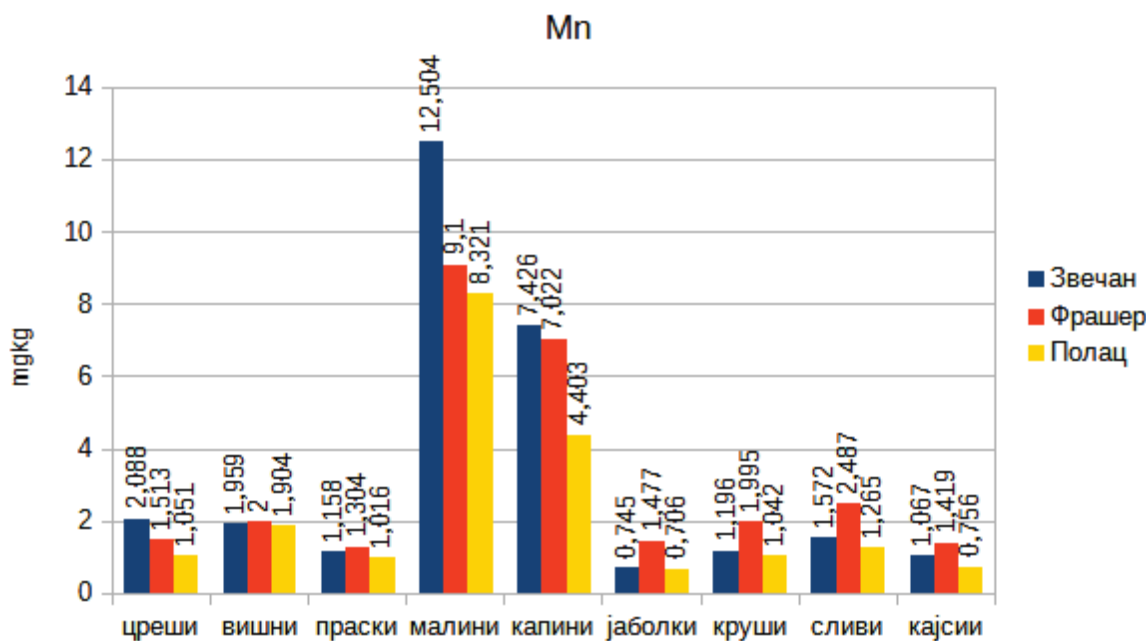
Дијаграм 25. Концентрации на железо во анализираното овошје, свежа маса.

На дијаграм 25 се претставени концентрациите на железо (Fe) во анализираните овошја од сите 3 региони. Највисока вредност е утврдена кај слива од Фрашер (68,280 mg/kg), што е повеќекратно повисоко од вредностите кај слива од Звечан (26,666 mg/kg) и Полац (15,601 mg/kg). Високи концентрации се забележани и кај капини (39,835 mg/kg во Фрашер и 38,948 mg/kg во Звечан) и вишни (32,996 mg/kg во Фрашер и 32,469 mg/kg во Звечан). За разлика од нив, јаболката и крушите имаат пониски вредности (околу 11–16 mg/kg), а малините, праските и кајсиите се во среден опсег (околу 20–24 mg/kg).

Слично, студијата на Vukva et al. (2019) за примероци на овошје од Босна и Херцеговина, покажува дека концентрациите на Fe во овошјето се во опсег од 2,91 до 39,27 mg/kg, со највисоки вредности кај боровинки и брусница, што се совпаѓа со високите вредности во нашите примероци за јагодестите овошја. Во систематскиот преглед на Ancuceanu et al. (2015) се наведува дека железото во овошје е со медијана од 72,6 mg/kg која претставува просечна вредност која опфаќа овошја со различно потекло и состав на почва. Во нашето истражување, само сливата во Фрашер (68,3 mg/kg) се приближува кон оваа медијана, додека останатите видови овошје имаат пониски концентрации. Со тоа, нашите резултати се во добра согласност со глобалните трендови. Од нутриционистички аспект,

железото е есенцијален елемент, и овошјето со вакви концентрации може да претставува дополнителен извор на биолошки достапно Fe, иако апсорпцијата е ограничена поради присуството на фитати и полифеноли (Piskin, 2022). Според EFSA (2024), не постои строго утврдена максимално дозволена концентрација на железо во свежо овошје, бидејќи овој елемент има ниска токсичност и претставува значаен нутритивен придонес во исхраната на човекот. Потенцијални здравствени ризици се поврзани исклучиво со високи дози на железо внесени преку фармацевтски додатоци или синтетички извори, додека железото кое природно се наоѓа во овошјето ретко доведува до надминување на препорачаните граници за дневен внес.

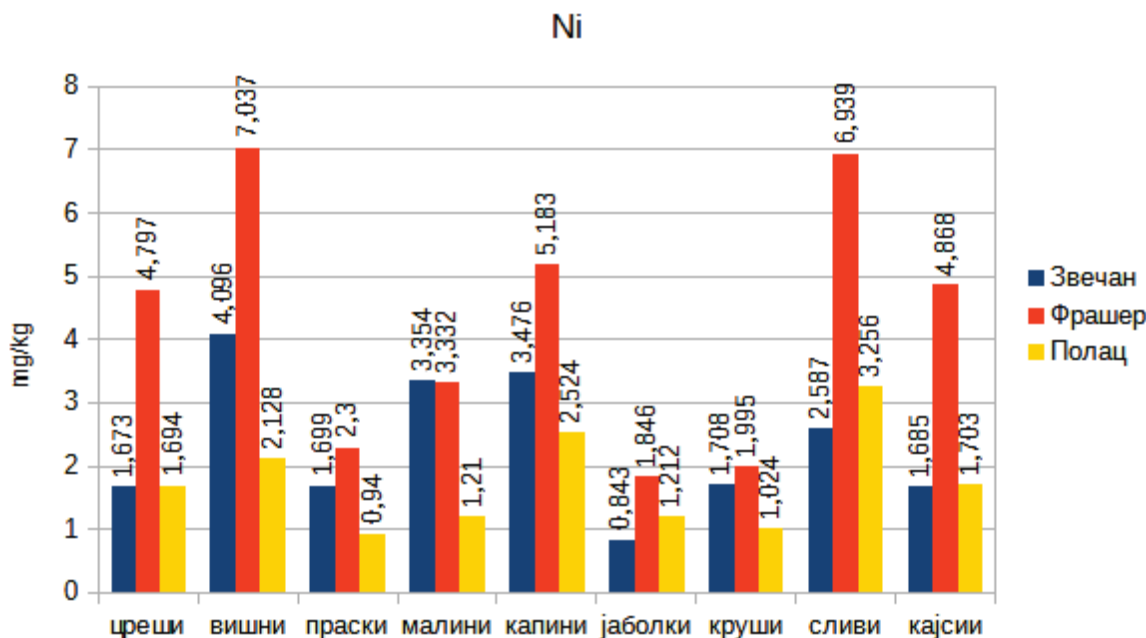
Врз основа на добиените резултати, ниеден вид овошје или испитана локација не претставува ризик за човечкото здравје од аспект на содржината на железо. Концентрациите се во согласност со податоците од меѓународната литература, каде што просечните вредности за овошје се ниски. Ова укажува дека железото во овошјето од испитаните региони е во физиолошки нормални граници и дека сите анализирани примероци се безбедни за консумација, придонесувајќи позитивно кон внесот на есенцијални минерали во исхраната.



Дијаграм 26. Концентрации на манган во анализираното овошје, свежа маса.

Во анализираните овошја, концентрациите на манган (Mn) покажуваат изразени разлики помеѓу видовите овошје и помали регионални разлики. Највисоки вредности се забележани кај малините (12,504 mg/kg во Звечан, 9,100 mg/kg во Фрашер и 8,321 mg/kg во Полац) и капините (од 7,426 mg/kg во Звечан до 4,403 mg/kg во Полац). Најмали варијации на Mn според региони има кај вишната (1,904 – 2,000 mg/kg). Според резултатите во трудот на Grembecka и Szefer (2013) каде што концентрацијата на Mn во јаболка е во опсег од 0,5 – 0,6 mg/kg и 0,2-0,7 mg/kg за круши, нашите резултати (0,745–1,477 mg/kg за јаболка и 1,042–1,995 mg/kg за круши) се повисоки но споредливи со нивните вредности, што укажува дека Mn во овие видови овошје се движи во стабилен нутритивен опсег. Во друга студија спроведена од страна на Prundeanu et al. (2020) концентрациите на Mn во јаболка се движат во опсег од 0,328–0,695mg/kg, што повторно се пониски во однос на нашите резултати.

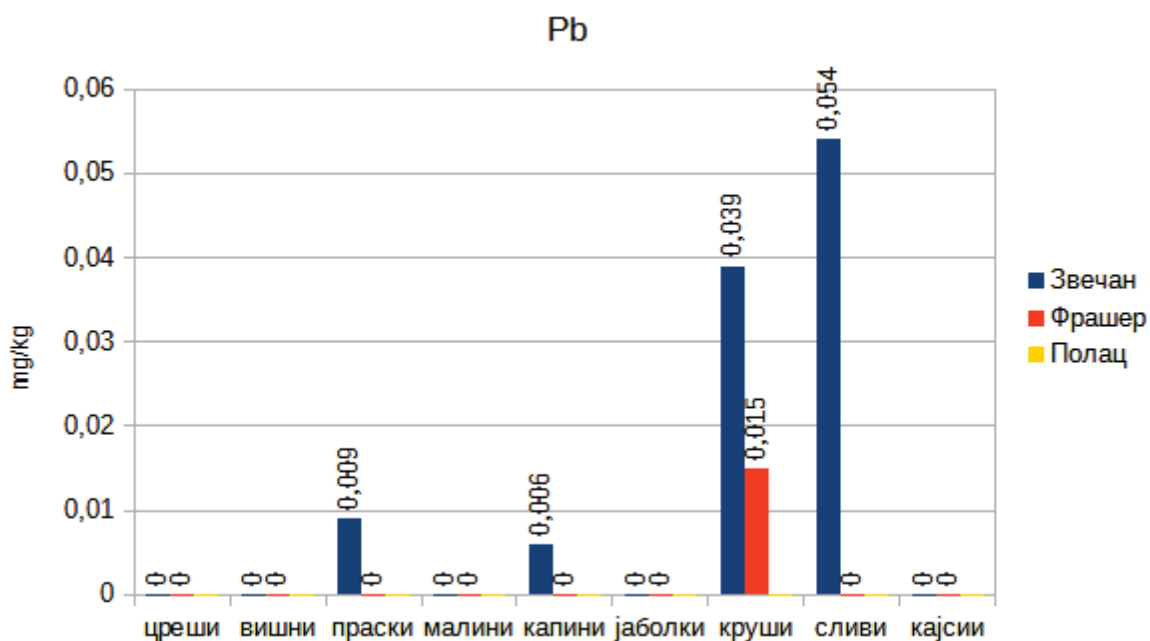
Според спроведена студија од страна на Fajarrouf et al. (2025), концентрацијата на Mn во малини се движи во граници од 3,5 – 10,5 mg/kg, додека пак за капините од 4 – 6,5 mg/kg, кои исто така се нешто пониски, но сепак не отстапуваат премногу. Сумирано, нашите резултати ја потврдуваат глобалната тенденција дека јагодестите плодови (малини и капини) се најбогати со Mn, додека јаболката, крушите и кајсиите имаат најниски вредности. Концентрациите измерени во нашето истражување се во согласност со светската литература, што укажува дека присуството на Mn во испитаните овошја е природно, нутритивно значајно и безбедно за исхрана.



Дијаграм 27. Концентрации на никел во анализираното овошје, свежа маса.

Концентрацијата на никел (Ni) во анализираното овошје е претставено на дијаграм 27. Од дијаграмот се гледа дека концентрацијата на никел во секој вид овошје од Фрашер е 2-3 пати повисока од таа во истото овошје од Полски. Највисоки концентрации на Ni се измерени во вишната и сливата (7,037 mg/kg и 6,939 mg/kg), а најниски во праска, јаболка и круша (0,940 mg/kg; 0,843 mg/kg и 1,042 mg/kg, соодветно). Во споредба со податоците од литературата, концентрацијата на Ni во анализираното овошје јасно отстапува од просечните нивоа и се доближува до профили типични за еколошки оптоварени подрачја. На пример, во репрезентативна корејска студија со 207 свежи примероци просечната концентрација на Ni е 0,0815 mg/kg, со средни вредности за јаболко 0,0422 mg/kg (0,0062–0,1542 mg/kg), круша 0,1103 mg/kg (0,0412–0,2115 mg/kg) и слива 0,1173 mg/kg (0,0191–0,2910 mg/kg) (Lee et al., 2023), кои се многу пониски од нашите вредности. Студија спроведена од страна на Davarynejad et al. (2012) за кајсии го потврдува истото, имено концентрацијата на Ni во кајсии е доста ниска и се движи во опсег од 0,116-2,15 mg/kg. Во други истражувања концентрацијата на Ni е од 2,30-5,83 mg/kg во кајсии од Турција (Saracoglu, 2009) и 1,119 mg/kg за кајсии во Пакистан (Zahir et al., 2009).

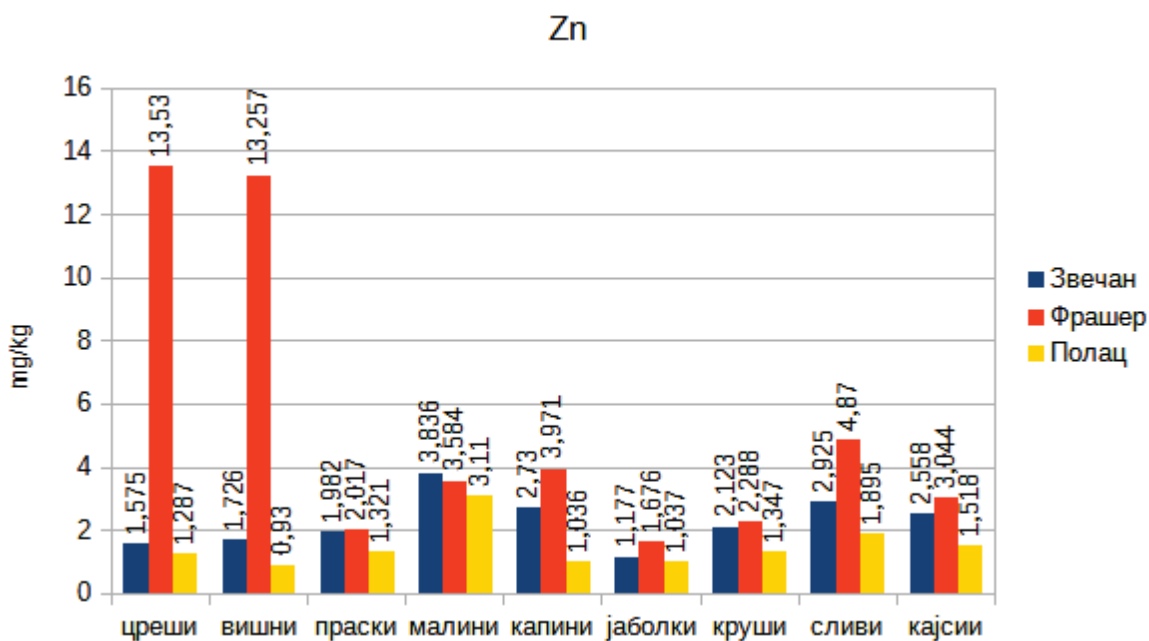
Во контекст на безбедноста на храната, според новата Регулатива (EU) 2024/1987 на Европската комисија, максимално дозволеното ниво на Ni во прехранбени производи е 0,25 mg/kg за овошни сокови и до 1,0 mg/kg за бобичести овошја (EUR-Lex, 2024). Сите измерени вредности во ова истражување ја надминуваат оваа регулаторна граница повеќекратно, што укажува на потенцијална еколошка контаминација и можен ризик по здравјето при долготрајна изложеност и не се безбедни за консумација.



Дијаграм 28. Концентрации на олово во анализираното овошје, свежа маса.

Според дијаграмот 28 од сите анализирани овошја, Pb е детектирано само во праски, капини и сливи од Звечан и круши од Звечан и Фрашер. Највисоки концентрации на Pb се измерени за слива и круша (0,054 mg/kg и 0,039 mg/kg соодветно), додека останатите видови се помали од 0,015 mg/kg. Концентрациите на Pb во сите овошја од сите 3 локации се значително под европските максимално дозволени концентрации за олово во свежо овошје (0,10 mg/kg за коскесто овошје и 0,20 mg/kg за бобичести како рибизли/боровинки по Регулатива (EU) 2021/1317) (European Commission, 2021). Како споредба со загадени или ризични локации, во Романија се пријавени многу повисоки концентрации на Pb во јаболка од две овоштарници (просек $\approx 0,714$ mg/kg; опсег 0,413–1,149 mg/kg), што е двојно зголемено ниво на Pb над националниот праг од 0,5 mg/kg за јаболка во близина на пат каде

што има доста сообраќај (Prundeanu et al., 2020). Во друго истражување, во североисточна Полска, Pb во малини од насади изнесува 290 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (0,290 mg/kg) со што е надминат дозволениот лимит од 0,200 mg/kg, а истражувањата спроведени на диви малини покажале многу ниски концентрации на Pb (Wieczorek et al., 2010). Во друга студија исто спроведена во Полска на овошје од локални маркети се докажуваат ниски концентрации на Pb во јаболка со средна вредност на Pb од 0,078 mg/kg, за круши концентрации на Pb се од 0,008-0,089 mg/kg и за цреши од 0,012-0,141 mg/kg (Krejpcio et al., 2005), што целосно соодветствува на нашите резултати. Сумирано, нашите нивоа (0,0537 mg/kg) се далеку под дозволениот лимит, што упатува на тоа дека концентрации на Pb во анализираните примероци не е критичен од регулаторна гледна точка, но сепак треба да се следи како дел од редовниот мониторинг.



Дијаграм 29. Концентрации на цинк во анализираното овошје, свежа маса.

Според резултатите од нашето истражување прикажани на дијаграм 30, се забележува дека концентрациите на цинк (Zn) во вишна (13,530 mg/kg) и цреша (13,257 mg/kg) од Фрашер, се многу повисоки во однос на црешите и вишните во другите два региони. Во студија спроведена од страна на AlJuhaimi et al. (2025) е определено концентрација на Zn во цреши од 2,28 mg/kg и концентрација на Zn од 3,54 mg/kg во вишни, што е во склоп на

концентрацијата на цинк во регионите Звечан и Полац, но овие резултати се неколку пати пониски од добиените резултати за Zn во цреши и вишни од Фрашер. Исто така, студија на Mitic et al. (2011) за неколку сорти на вишни докажува ниски концентрации на Zn кои се движат во опсег од 55,56 – 71,69 $\mu\text{g}/100\text{ g}$ (0,5556 – 0,7169 mg/kg).

Од сето ова може да се заклучи дека црешите и вишните во регионот Фрашер содржат нетипично високи концентрации на Zn што укажува на потенцијална контаминација на почвата и голема способност за акумулација на овој метал.

Останатите овошја се во нормални граници што се потврдува и преку студија од страна на Prundeanu et al. (2020) каде е докажана концентрација на Zn во јаболка во опсег од 0,055–0,409 mg/kg, што е пониско во однос на нашите резултати, но не отстапува многу, што укажува на типични концентрации на Zn во јаболка.

4.5. Определување на способноста за акумулација на тешките метали во овошјето

Способноста за акумулација на тешките метали во овошјето се определува преку факторот на биоконцентрација кој ја покажува апсорбцијата на тешките метали од почвата во овошјето.

Резултатите за факторот на биоконцентрација на тешките метали во овошните примероци од трите региони (Звечан, Фрашер и Полац) покажуваат значајни разлики во способноста на различните видови овошја да акумулираат метали од почвата во своите плодови (Табела 14). Овие разлики произлегуваат од повеќе фактори – различниот геохемиски состав на почвите, можните антропогени влијанија, како и физиолошките својства на растенијата кои ја одредуваат нивната селективност при апсорпција на микроелементи и тешки метали.

Воопшто, вредностите на факторот на биоконцентрација за најголемиот број елементи се под 1, што укажува дека повеќето овошни видови имаат ограничена способност за биоконцентрација на метали во плодовите. Исклучок претставуваат поединечни случаи кај кои одредени овошја и региони покажуваат повисоки вредности, што укажува на поголема способност за акумулација.

Табела 14. Фактор на биоконцентрација на анализираното овошје по региони.

Овошје	Регион	As	Cu	Fe	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
цреша	Звечан	0	0,26	0,01	0	0,01	0,02	0,28	0	0,62	0,02
	Фрашер	0	0,22	0,01	0	0,01	0,01	0,59	0	0,43	0,07
	Полац	0	0,45	0,01	0	0,02	0,02	0,32	0	0,44	0,25
вишни	Звечан	0	0,27	0,01	0	0,04	0,02	0,59	0	0,61	0,02
	Фрашер	0	0,2	0,01	0	0,03	0,01	0,73	0	0,81	0,06
	Полац	0	0,45	0,01	0	0,01	0,02	0,27	0	0,38	0,13
праска	Звечан	0	0,17	0,01	0	0,01	0,01	0,29	0,00	0,51	0,03
	Фрашер	0	0,15	0,01	0	0,02	0,01	0,28	0	0,53	0,01
	Полац	0	0,39	0,01	0	0,01	0,02	0,19	0	0,4	0,28
малини	Звечан	0	0,09	0,01	0,04	0	0,1	0,39	0	0,53	0,04
	Фрашер	0,02	0,08	0,01	0,02	0,05	0,07	0,36	0	0,54	0,02
	Полац	0	0,16	0,01	0	0,07	0,11	0,17	0	0,43	0,48
капини	Звечан	0,01	0,1	0,01	0,01	0,09	0,06	0,38	0,00	0,38	0,03
	Фрашер	0,01	0,16	0,01	0	0,02	0,04	0,38	0	0,27	0,01
	Полац	0	0,23	0,01	0	0,03	0,05	0,29	0	0,24	0,13
јаболко	Звечан	0	0,1	0,01	0,03	0,01	0,01	0,15	0	0,24	0,02
	Фрашер	0	0,11	0,01	0	0,01	0,01	0,2	0	0,3	0,01
	Полац	0	0,22	0,01	0	0,01	0,01	0,18	0	0,29	0,16
круша	Звечан	0,01	0,2	0,01	0,04	0,02	0,01	0,28	0,00	0,24	0,03
	Фрашер	0,02	0,23	0,01	0,03	0,02	0,02	0,23	0,00	0,26	0,01
	Полац	0	0,46	0,01	0	0,02	0,01	0,14	0	0,29	0,19
слива	Звечан	0	0,31	0,01	0	0,01	0,01	0,26	0,00	0,24	0,03
	Фрашер	0	0,16	0,02	0	0,04	0,01	0,5	0	1,28	0,02
	Полац	0	0,33	0,01	0	0,04	0,01	0,41	0	0,27	0,25
кајсии	Звечан	0	0,08	0,01	0	0,01	0,01	0,21	0	0,23	0,03
	Фрашер	0,01	0,12	0,01	0	0,01	0,01	0,43	0	0,33	0,01
	Полац	0	0,2	0,01	0	0,02	0,01	0,26	0	0,29	0,25

Факторот на биоконцентрација за Pb е 0,00 затоа што олово беше детектирано во многу ниски концентрации само во мал дел овошје, а концентрациите на Pb во почва се енемно високи. Ова значи дека ни едно од овошјата што се предмет на анализа нема способност за акумулација на олово.

As и Cd за голем дел од овошјето имаат вредност 0 за факторот на биоконцентрација, затоа што во голем дел од овошјето овие елементи не беа детектирани, односно беа под границата на детекција. Во овошјето каде има детектирано As и Cd факторот на

Биоконцентрација е многу низок и се движи до 0,02 за As и до 0,04 за Cd. Највисоки вредности за факторот на биоконцентрација за Cd имаат малините и крушите од Звечан. Ова значи дека анализираното овошје има мала способност за акумулација на As и на Cd. Иако почвите од Звечан и Фрашер имаат еноормно високи вредности за Cd, поради малата способност за акумулација во овие подрачја имаме само зголемени вредности за факторот на биоконцентрација во однос на другите региони, кои сепак се многу ниски и ја покажуваат малата способност за акумулација на овие елементи.

Способноста за акумулација на Cu во анализираното овошје е умерена и зависи од видот на овошјето. Факторот на биоконцентрација се движи од 0,08 до 0,46 и највисоки вредности за Cu се забележани кај круша и вишна од Полац. Овој елемент, иако есенцијален за растителниот метаболизам, може да се акумулира во поголема мера во подрачја со интензивна употреба на бакарни препарати во земјоделството или во почви со висока содржина на овој метал.

Mn има ниски вредности за факторот на биоконцентрација кои се движат од 0,01 до 0,11 што значи дека анализираното овошје има слаба акумулација на манган. Највисоки вредности се забележани кај малините од Звечан и Полац.

Никелот има висока способност за акумулација во анализираното овошје и тој е еден од металите со најизразени разлики меѓу овошните видови. Вредностите на ФБ за никел се движат од 0,14 до 0,73 што се релативно високи вредности.

Посебно внимание заслужува хромот (Cr), кај кој е забележана највисока вредност на биоконцентрација во целиот сет на податоци. Кај сливата од Фрашер ФБ изнесува 1,28 што претставува највисоката забележана вредност во анализата и укажува дека сливата има силна способност за акумулација на хром. Во останатите региони вредностите се значително пониски (околу 0,24–0,27), што потврдува дека условите во Фрашер овозможуваат зголемена достапност на хром во почвата или поволни услови за негово пренесување во растителното ткиво. Овој наод е од особено значење, бидејќи фактор на биоконцентрација поголем од 1 укажува дека растението функционира како потенцијален биоаккумулятор на дадениот метал.

сливи, а јаболчестото овошје (јаболки и круши) има најмала способност за акумулација на Ni. Бакарот е трет елемент по способноста за акумулација и коскестото овошје (цреши, вишни, круши, сливи и праски) го акумулира повеќе од јагодестото овошје (малини и капини). Цинкот е следен елемент по способноста за акумулација и овде има интересен феномен дека јагодестото овошје има и најголема и најмала способност за акумулација. Имено, малините имаат највисока вредност за ФБ, а капините најниска вредност на ФБ. Високата акумулацијата на Zn во малините најверојатно не доаѓа само преку почвата, туку и преку листот и присутниот цинк во нив доаѓа и од земјоделски препарати како култивирано овошје. Иако акумулацијата на Mn во овошјето е мала, малините и капините се издвојуваат со најголема акумулација на овој елемент. Сите останати елементи имаат премногу мала способност за акумулација во овие овошни видови.

4.6. Статистичка анализа на резултатите

4.6.1. Концентрација на тешки метали во анализираното овошје, сува маса, според локација

Концентрацијата на тешките метали во овошјето, анализирана според локацијата на земање на примероците, претставува значаен показател за утврдување дали близината на рударски и индустриски капацитети влијае врз зголемувањето на нивото на одредени метали во растителниот материјал, како и за идентификација на металите со најизразени зголемувања.

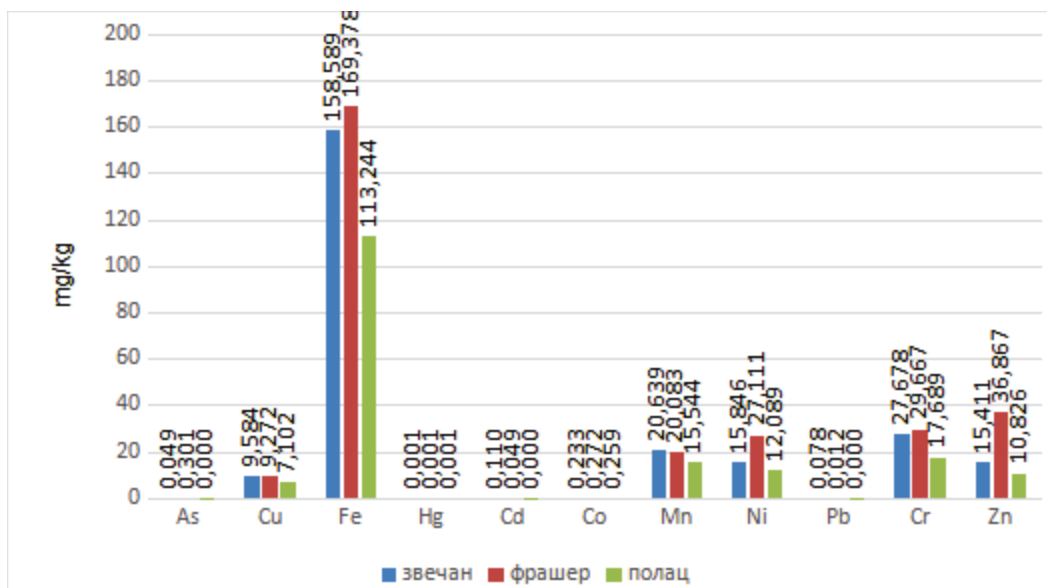
Главното ограничување на оваа анализа е тоа што опфаќа повеќе видови овошје, кои поради различните морфолошки и физиолошки карактеристики можат да покажат различна способност за акумулација на истите елементи. Добиените резултати овозможуваат споредбена анализа на концентрациите на тешки метали и други елементи меѓу трите истражувани локации, како и увид во нивната варијабилност. Дескриптивната статистика за концентрациите на тешките метали во анализираниот, сува маса е прикажана во Табела 15.

Табела 15. Дескриптивна статистика на концентрациите на тешки метали во анализираното овошје, сува маса, според локација.

Локација	Мерка	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Звечан	Минимум	0,000	4,210	105,800	0,000	0,000	0,000	6,840	7,810	0,000	16,200	10,900
	Максимум	0,196	16,800	237,000	0,000	0,332	0,990	72,700	29,900	0,320	43,000	22,300
	Просек	0,049	9,584	158,589	0,000	0,111	0,233	20,639	15,846	0,078	27,678	15,411
	Ст. Дев.	0,078	4,825	53,598	0,000	0,1469	0,3043	22,217	6,405	0,126	11,702	3,375
	К. На вар.	159,343	50,341	33,797	0,000	133,441	130,481	107,646	40,418	161,021	42,279	21,903
Фрашер	Минимум	0,000	4,640	105,400	0,000	0,000	0,105	8,250	13,000	0,000	14,700	11,800
	Максимум	1,076	13,400	326,700	0,000	0,2588	0,628	65,000	48,200	0,110	71,700	110,000
	Просек	0,301	9,272	169,378	0,000	0,0489	0,272	20,083	27,111	0,0122	29,667	36,867
	Ст. Дев.	0,385	2,962	72,141	0,000	0,099	0,184	18,432	11,497	0,0367	18,583	36,552
	К. На вар.	127,659	31,941	42,591	0,000	202,266	67,394	91,780	42,407	300,000	62,639	99,149
Полац	Минимум	0,000	3,510	90,800	0,000	0,000	0,076	5,040	6,780	0,000	12,500	5,790
	Максимум	0,000	10,200	152,400	0,000	0,0000	0,750	58,600	20,100	0,000	23,400	21,900
	Просек	0,000	7,102	113,244	0,000	0,000	0,259	15,544	12,089	0,000	17,689	10,826
	Ст. Дев.	0,000	2,665	19,250	0,000	0,000	0,2135	17,174	4,232	0,000	3,998	4,924
	К. На вар.	0,000	37,528	16,999	0,000	0,000	82,586	110,483	35,008	0,000	22,599	45,483

Највисоки концентрации и најголеми варијации се забележани кај железото, манганот и цинкот, особено во Фрашер. Високите коефициенти на варијација кај одредени елементи укажуваат на нерамномерна распределба и можни локализирани извори на загадување.

На Дијаграм 31 се прикажани просечните концентрации на арсен (As), бакар (Cu), кадмиум (Cd), олово (Pb), кобалт (Co), железо (Fe), манган (Mn), никел (Ni), хром (Cr) и цинк (Zn) во овошје, сува маса, според локација.



Диаграм 31. Просечни вредности на концентрациите на тешки метали во овошје, сува маса, според локација.

Добиените резултати од дескриптивната статистика покажуваат изразени разлики во концентрациите на тешките метали помеѓу трите испитувани локации Звечан, Фрашер и Полац, што укажува на различен степен на антропогено влијание, како и различни природни карактеристики на почвите и околината.

Локација Звечан

Во Звечан, просечните вредности на металите укажуваат на умерено до зголемено присуство на повеќе елементи. Највисок просек е забележан за железо (158,589 mg/kg), манган (20,639 mg/kg) и бакар (9,584 mg/kg). Овие три елементи се доминантни во однос на другите метали. Најниски просечни вредности се забележани за кадмиум (0,111 mg/kg), а жива е под граница на детекција. Максималните вредности се движат од 0,196 mg/kg за As, до 237,000 mg/kg за Fe, што покажува широк опсег и потенцијално нерамномерна распределба на металите во анализираните примероци. Високите коефициенти на варијација кај арсен (159,343%), кадмиум (133,441%), кобалт (130,481%), манган (107,646%) и олово (161,021%) потврдуваат голема променливост на вредностите, што може да се должи на нерамномерно загадување на почвата или на различната способност на растителниот материјал за апсорпција. Во Звечан се определени највисоки просечни вредности за Cd, Mn и Pb.

Локација Фрашер

Во Фрашер се забележани највисоки просечни вредности за најголем број метали, што укажува на најголем степен на контаминација меѓу трите локации. Просечните вредности на железо (169,378 mg/kg) и цинк (36,867 mg/kg) се највисоки, а исто така и никелот (27,111 mg/kg) има значително поголема просечна вредност во однос на Звечан и Полац. Особено се истакнува арсенот (As) со просечна вредност од 0,301 mg/kg и максимална од 1,076 mg/kg, што е значително повеќе во однос на другите две локации, каде неговите вредности се блиску до границата на детекција. Слично, цинкот (Zn) достигнува максимална вредност од 110,0 mg/kg, што е неколкукратно повисоко од највисоките вредности во Звечан (22,3) и Полац (21,9). Коefициентот на варијација кај олово (300,0%), кадмиум (202,266%), арсен (127.659%), цинк (99,49%) и манган (91,78%) укажува на висока хетерогеност, што е резултат на локализираните извори на загадување, како што се индустриски активности, употреба на агрохемикалии или атмосферска депозиција на честички богати со метали. Фактот што во Фрашер речиси сите елементи имаат поширок опсег на вредности, од минимални до многу високи, укажува дека околината таму е под влијание на големи извори на контаминација.

Локација Полац

Полац се издвојува како најмалку контаминирана област меѓу трите локации. Во оваа зона, просечните вредности за сите метали се пониски во споредба со Звечан и особено со Фрашер. Просекот за железо (113,24 mg/kg), бакар (7,102 mg/kg) и манган (15,54 mg/kg) укажува на релативно стабилни и ниски нивоа на овие елементи. За арсенот, кадмиумот и живата, вредностите остануваат константни (As=0,000 mg/kg; Cd=0,000 mg/kg; Hg=0,000 mg/kg) без варијација, што значи дека во анализираните примероци нивните концентрации се под границата на детекција. Сепак, умерено високи коефициенти на варијација се забележани кај манган (110,483%) и кобалт (82,586%), што покажува дека овие два елементи имаат природни флукуации, најверојатно поврзани со минералниот состав на почвата.

Споредбена анализа

Кога се споредат трите локации, јасно се издвојува Фрашер како регион со највисоки вредности за најголем дел од металите особено As (макс. 1,076 mg/kg; просек 0,301 mg/kg),

Fe (макс. 326,700 mg/kg; просек 169,378 mg/kg), Zn (макс. 110,0 mg/kg; просек 36,867 mg/kg) и Ni (макс. 48,20 mg/kg; просек 27,1 mg/kg). Звечан има умерени вредности, а од сите локации овде највисоки вредности имаат Cd (макс. 0,332 mg/kg; просек 0,111 mg/kg), манган (макс 72,70 mg/kg; просек 20,639 mg/kg) и Pb (макс. 0,32 mg/kg; просек 0,078 mg/kg). Полац има најниски вредности и најмала варијација за сите тешки метали. Ваквата распределба на резултатите покажува дека Фрашер има највисок степен на загадување со тешки метали, Звечан има умерено загадување со значителна варијација по елемент и највисоки концентрации за Cd, Mn и Pb, а Полац е најмалку контаминирана локација.

Табела 16. Т – тест за еднаквост на просечните концентрации на тешки метали во овошјето, според локација, во парови

Елемент	Звечан/Полац		Звечан/Фрашер		Полац/Фрашер	
	t тест	p-вредност	t тест	p-вредност	t тест	p-вредност
As	1,882004878	0,096607	-2,21966	0,057212	-2,34904	0,046752
Cu	2,35018585	0,046668	0,265327	0,797467	-5,60141	0,000509
Fe	3,453192434	0,008654	-0,44547	0,667787	-2,32612	0,048454
Hg	0	0	0	0	0	0
Cd	2,003101102	0,054738	1,085233	0,294111	-1,48317	0,176319
Co	0,196037211	0,849469	-0,32437	0,753974	-0,38744	0,708532
Mn	2,505533407	0,036625	0,345674	0,738502	-4,76038	0,001426
Ni	1,47823511	0,161743	-2,68333	0,0189	-3,82523	0,0033
Pb	1,750235 23	0,118196	1,595134	0,148122	-1,000	0,347594
Cr	3,479768265	0,008322	-0,28197	0,785124	-1,91628	0,091639
Zn	4,446816831	0,002148	-1,69309	0,128893	-2,08369	0,070708

Резултатите од t-тестот прикажани во табела 16 покажуваат постоење на статистички значајни разлики во концентрациите на одделни тешки метали меѓу трите анализирани локации — Звечан, Фрашер и Полац, при што значајноста е оценета според p-вредноста ($p < 0,05$). Овие резултати овозможуваат да се процени влијанието на локацијата и потенцијалните извори на контаминација врз акумулацијата на металите во зеленчукот.

Звечан - Полац

Најзначајни разлики помеѓу овие две локации се забележани за цинк ($p=0,0021$ mg/kg), железо ($p=0,0087$ mg/kg) и хром ($p=0,0083$ mg/kg), што укажува дека концентрациите на овие елементи се статистички повисоки во Звечан во споредба со Полац. Исто така, голема разлика се забележува и кај бакар ($p=0,0467$ mg/kg) и манган ($p=0,0366$ mg/kg), а разликата е многу блиску до значајна и за кадмиум ($p=0,0547$) што потврдува дека Звечан има повисоко ниво на повеќе есенцијални, но и потенцијално токсични метали. Високите t -вредности укажуваат дека геохемиските услови или човечкото влијание во оваа област (рударство, индустриска активност) придонесуваат за збогатување на почвата со овие елементи. Кај елементите арсен ($p = 0,0966$ mg/kg), олово ($p = 0,1187$ mg/kg) и кобалт ($p = 0,8495$ mg/kg) не се забележани статистички значајни разлики, што укажува дека нивните концентрации се релативно слични меѓу овие две локации.

Звечан - Фрашер

При споредба меѓу Звечан и Фрашер, најизразена разлика е забележана за никел ($p=0,0189$ mg/kg), каде што вредностите во Фрашер се значително повисоки. Овој елемент е индикатор за влијанието на индустриските активности. Слична тенденција се забележува и за арсен ($p=0,0572$ mg/kg) кој е на граница на статистичка значајност, што укажува на можност за локализирано зголемување на нивото на овој токсичен елемент во Фрашер. За останатите елементи, вклучувајќи Cu, Fe, Cd, Mn, Pb, Cr и Zn, не се забележани значајни разлики, што укажува на слични концентрации меѓу овие две локации.

Полац - Фрашер

Меѓу Полац и Фрашер, разликите се најизразени. Вредностите за As ($p=0,0468$ mg/kg) Cu ($p=0,0005$ mg/kg), Mn ($p=0,0014$ mg/kg), Ni ($p=0,0033$ mg/kg) и Fe ($p=0,0485$ mg/kg) се статистички значајно различни, што покажува дека Фрашер има многу повисоки концентрации на овие елементи. Ова укажува дека концентрациите на овие тешки метали во двете локации се многу различни. Од резултатите за дескриптивна статистика се гледа дека сите овие тешки метали се многу повисоки во Фрашер, што укажува на поголема контаминација во регионот на Фрашер.

Сумирано, најзначајни статистички разлики меѓу локациите се забележани кај цинк, железо, хром, бакар, манган, никел, арсен и кадмиум, додека кобалт и олово во најголем дел не покажуваат статистички значајна разлика. Најголем број на статистички значајни разлики се јавуваат помеѓу регионите Звечан/Полац и Полац /Фрашер, што потврдува дека локациите Звечан и Фрашер кои се во близина на топилницата за олово-цинкова руда се контаминаирани со тешки метали, за разлика од Полац кој е подалеку од топилницата и е чист регион.

4.6.2. Концентрации на тешки метали во овошјето, сува маса според групи на овошје

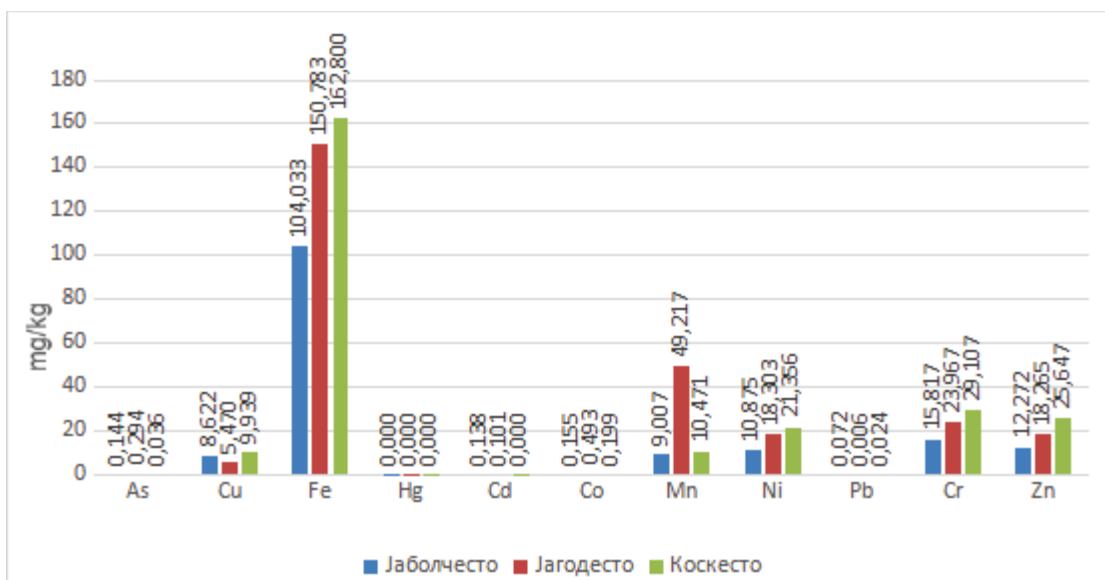
Во следниот дел од емпириската анализа е прикажана детална проценка на концентрациите на тешки метали во овошјето, сува маса, разгледувано според групи, односно типови на овошје. Овој вид анализа има посебна важност, бидејќи овозможува појасно разбирање на разликите во способноста за акумулација на тешки метали меѓу различните видови на овошје. Дескриптивната анализа открива дали некој метал е присутен во цела група овошје или само во еден вид, дали има некоја екстремно висока вредност или има континуирана контаминација. Доколку стандардната девијација и коефициентот на варијација за некој метал се високи, тоа значи дека само некои примероци се многу контаминирани со тој метал, што се должи на локална контаминација од тој метал.

Со споредување на основните статистички показатели како што се просечната вредност, минималните и максималните концентрации, стандардната девијација и коефициентот на варијација, се добива увид не само во типичните нивоа на контаминација, туку и во променливоста што постои во рамките на секоја група на овошје.

Табела 17. Дескриптивна статистика на концентрациите на тешки метали во овошје, сува
 маса, според група на овошје

Тип	Мерка	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
Јаболчесто овошје	Минимум	0,000	4,890	90,800	0,000	0,000	0,122	5,040	6,780	0,000	14,700	7,410
	Максимум	0,705	13,40	109,500	0,000	0,310	0,201	15,000	15,000	0,320	16,800	17,400
	Просек	0,144	8,622	104,033	0,000	0,138	0,155	9,007	10,875	0,072	15,817	12,272
	Ст. Дев.	0,282	3,431	6,666	0,000	0,152	0,032	3,552	3,532	0,129	0,895	4,185
	К. На вар.	195,525	39,800	6,407	0,000	110,273	20,556	39,443	32,476	178,241	5,661	34,101
Јагодесто овошје	Минимум	0,000	3,510	105,10	0,000	0,000	0,000	24,600	8,520	0,000	12,500	5,790
	Максимум	1,076	9,270	214,00	0,000	0,332	0,990	72,700	24,800	0,033	36,500	25,600
	Просек	0,294	5,470	150,7833	0,000	0,101	0,493	49,217	18,303	0,006	23,967	18,265
	Ст. Дев.	0,411	1,966	43,5881	0,000	0,135	0,361	19,023	6,130	0,013	9,077	7,073
	К. На вар.	139,899	35,935	28,9078	0,000	133,880	73,219	38,651	33,490	206,273	37,873	38,723
Коскесто овошје	Минимум	0,000	4,210	96,30	0,000	0,000	0,066	5,730	9,040	0,001	14,400	5,810
	Максимум	0,418	16,800	326,70	0,000	0,000	0,515	16,700	48,200	0,270	71,700	110,000
	Просек	0,036	9,939	162,80	0,000	0,000	0,199	10,471	21,356	0,024	29,107	25,647
	Ст. Дев.	0,110	3,609	64,8748	0,000	0,000	0,141	3,017	11,674	0,071	15,915	30,809
	К. На вар.	305,493	36,314	39,8494	0,000	0,000	70,685	28,810	54,663	296,261	54,679	120,126

Дескриптивната статистика на концентрациите на тешки метали помеѓу различни групи на овошје, сува маса, одделно за секој елемент е прикажана во Табела 17, а просечните вредности на тешките метали за различни групи овошје е прикажан во Дијаграм 32.



Диајрам 32. Просечни вредности на концентрациите на тешки метали помеѓу различни групи на овошје (јаболчесто, јагодесто и коскесто).

Резултатите од дескриптивната статистика прикажуваат изразени разлики во концентрациите на тешките метали меѓу трите анализирани групи на овошје: јаболчесто, јагодесто и коскесто, што укажува на различна способност на овие плодови да акумулираат одредени метали. Овие разлики се резултат на повеќе фактори, меѓу кои спаѓаат морфолошките и физиолошките карактеристики на овошјето, типот и структурата на почвата, како и локалните извори на контаминација.

Јаболчесто овошје

Кај јаболчестото овошје, просечните концентрации укажуваат на умерено ниво на акумулација на повеќето метали. Највисока просечна вредност е забележана за железо (Fe=104,033 mg/kg), а бакар (Cu=8,621 mg/kg), манган (Mn=9,007 mg/kg), хром (Cr=15,817 mg/kg) и цинк (Zn=12,272 mg/kg) имаат релативно слични концентрации. Најниски просечни концентрации се забележуваат за As, Cd, Co и Pb, а Hg е под граница на детекција. Високиот коефициент на варијација кај As (195,524%), Cd (110,273%) и Pb (178,24%) укажува на големи разлики во нивната распределба во рамките на оваа група, што може да се должи на нееднаква контаминација на почвата во различни региони или на разлики во способноста за апсорпција помеѓу различните видови јаболчести плодови.

Јагодесто овошје

Јагодестото овошје покажува повисоки просечни концентрации на повеќе елементи, особено кај железо ($\text{Fe}=150,783 \text{ mg/kg}$) и манган ($\text{Mn}=49,216 \text{ mg/kg}$), што укажува на тенденција за зголемена акумулација на овие метали. Високи просечни вредности се забележани и кај цинк ($\text{Zn}=18,27 \text{ mg/kg}$) и никел ($\text{Ni}=18,265 \text{ mg/kg}$), што може да се поврзе со поголемата површина на плодовите и поголемата изложеност на атмосферски депозити. Варијабилноста е голема кај олово ($\text{Pb}=206,27\%$), арсен ($139,90\%$) и кадмиум ($133,88\%$), што покажува дека овие елементи не се рамномерно присутни во сите примероци и може да потекнуваат од специфични извори на загадување. Свкупно, јагодестото овошје има највисок капацитет за акумулација на повеќе метали во споредба со другите две групи.

Коскесто овошје

Кај коскестото овошје се забележуваат највисоки максимални вредности за повеќето метали, што укажува на поширок опсег и потенцијално поголема изложеност на контаминација. Просечните вредности покажуваат дека железото ($\text{Fe} = 162,80 \text{ mg/kg}$) е доминантен елемент, следен од цинк ($\text{Zn}=25,647 \text{ mg/kg}$), хром ($\text{Cr}=29,107 \text{ mg/kg}$) и никел ($\text{Ni}=21,356 \text{ mg/kg}$). Овие вредности се значително повисоки во споредба со останатите групи овошје, што сугерира дека коскестите плодови имаат повисока способност за акумулација на овие метали, можеби поради нивната структура и подолг период на зреење. Во исто време, концентрациите на арсен ($\text{As}=0,0359 \text{ mg/kg}$) и кадмиум ($\text{Cd}=0,0001 \text{ mg/kg}$) се ниски, но високите коефициенти на варијација кај арсен ($305,49\%$), олово ($296,26\%$) и цинк ($120,13\%$) укажуваат на силна хетерогеност и на постоење на екстремни вредности кај поединечни примероци.

Споредбена анализа

Ако се споредат трите групи на овошје може да се заклучи дека највисока концентрација на As е утврдена кај јагодестото овошје и таа е двојно повисока од концентрација на As во јаболчестото овошје и над 8 пати повисока од коскестото овошје. За сите 3 групи овошја се забележуваат високи коефициенти на варијација, што значи распределбата на овој метал е различна и постојат специфични извори на контаминација.

Cu има прилично воедначени концентрации помеѓу групите на овошје, со највисоки вредности во коскестото, а најниски во јагодестото овошје.

Највисока концентрација на Fe е утврдена кај коскестото овошје, но оваа концентрација не е значително повисока од другите групи на овошја, а исто така има и воедначена распределба за сите групи на овошје, без екстремни вредности.

Cd во јаболчестото и јагодестото овошје има слични просечни концентрации и слични максимални и минимални вредности, додека кај коскестото овошје е под границата на детекција, што значи дека коскестото овошје воопшто не го акумулира Cd во себе. Коефициентот на варијација е висок за двете групи овошја во кој е детектиран, што укажува на локална контаминација на овој метал по региони.

Co има највисока концентрација во јагодестото овошје, која е околу 3 пати повисока од јаболчестото овошје и 2 пати повисока од коскестото овошје.

Просечната концентрација на Mn е највисока во јагодестото овошје и таа е околу 5 пати повисока од другите 2 групи на овошје. И за Mn се забележува нерамномерна распределба што укажува на извор на контаминација, но таа не е толку голема како кај As и Cd.

Јаболчестото овошје има најниска просечна вредност за Ni која е двојно помала од јагодестото и коскестото овошје. Највисоката просечна вредност за Ni е кај коскестото овошје и овде се забележува висока максимална вредност, што резултира со висок коефициент на варијација, што значи се работи за екстремна контаминираност во еден регион од еден вид на овошје.

Највисока просечна концентрација на Pb има јаболчестото овошје, а најниска јагодестото овошје. Трите групи на овошје имаат екстремно високи коефициенти на распределба, што укажува на различна контаминираност по региони и различна апсорпција по овошја.

Cr има висока воедначеност кај јаболчестото овошје, со мала разлика од минималната до максималната вредност, која резултира и со низок коефициент на варијација. Јаболчестото

овошје има двојно пониски просечни вредности од коскестото овошје кај кое се забележува и висок коефициент на варијација. Ова значи дека коскестото овошје е најголем акумулатор на Cr, а распределбата на Cr не е рамномерна, што укажува на можен извор на контаминација.

Јаболчестото овошје има најниски просечни вредности за Zn кои се двојно пониски од коскестото овошје кај кое е забележана екстремно висока вредност како резултат на висока контаминираност на еден регион и висока акумулација од едно овошје.

За да се види статистичката разлика помеѓу различните групи овошје направен е t-тест на просечните концентрации во овошјето по парови (табела 18).

Табела 18. t – тест за еднаквост на просечните концентрации на тешки метали во овошјето, по тип на овошје, во парови.

Елемент	Јаболчесто/Јагодесто		Јаболчесто/Коскесто		Јагодесто/Коскесто	
	t тест	p-вредност	t тест	p-вредност	t тест	p-вредност
As	-1,81145	0,129829329	0,9135623	0,398466301	1,515691	0,186909916
Cu	1,677743	0,154239647	-0,782757527	0,452410511	-3,63372	0,002100879
Fe	-2,5471	0,051446989	-3,462929661	0,003563901	-0,49171	0,630601389
Hg	0	0	0	0	0	0
Cd	1,249877	0,266657414	2,219685033	0,0771588	1,827802	0,127126602
Co	-2,21811	0,07731161	-1,138861818	0,270519981	1,937126	0,104121161
Mn	-5,68982	0,002338018	-0,889312739	0,399596751	4,964271	0,004006184
Ni	-4,66909	0,005487052	-3,136833135	0,005577885	-0,77922	0,446472721
Pb	1,214953	0,278622406	0,869970636	0,416507028	-0,92185	0,370162708
Cr	-2,19572	0,079521089	-3,221391602	0,006048444	-0,92891	0,366621059
Zn	-3,01171	0,029697429	-1,643952916	0,120664357	-0,87233	0,395109199

Резултатите од t-тестот за споредба на концентрациите на тешките метали меѓу различните типови овошје: јаболчесто, јагодесто и коскесто, покажуваат дека постојат статистички значајни разлики кај одредени елементи, што укажува на различна способност на овошните групи за акумулација на метали. Овие разлики се важни бидејќи ги

рефлектираат биолошките особености на плодовите, како и можните влијанија на почвата, атмосферските депозити и агрохемиските активности врз нивниот хемиски состав.

Јаболчесто – Јагодесто овошје

При споредбата меѓу јаболчестото и јагодестото овошје, статистички значајна разлика е забележана кај манган ($p=0,0023$), никел ($p=0,0055$) и цинк ($p=0,0297$). Негативните t -вредности укажуваат дека просечните концентрации на овие елементи се повисоки кај јагодестото овошје. Овој резултат се совпаѓа со дескриптивната статистика, каде што јагодестото овошје има значително поголеми просечни вредности за Mn (49,22 mg/kg), Ni (18,30 mg/kg) и Zn (18,27 mg/kg) во споредба со јаболчестото (Mn=9,01 mg/kg; Ni=10,88 mg/kg; Zn=12,27 mg/kg). Кај другите метали не се забележани значајни разлики, што укажува на сличен степен на акумулација за тие елементи во овие две групи овошје.

Јаболчесто – Коскесто овошје

Од односот меѓу јаболчестото и коскестото овошје, статистички значајни разлики се забележани кај железо ($p=0,0036$), никел ($p=0,0056$) и хром ($p=0,0060$). Сите t -вредности се негативни, што укажува дека коскестото овошје има повисоки концентрации на овие елементи во споредба со јаболчестото. Ова е во согласност со претходните резултати, каде што коскестите плодови покажуваат највисоки просечни вредности за Fe (162,8 mg/kg) и Ni (21,36 mg/kg). За останатите елементи не се забележува статистички значајна разлика, иако кај кадмиум ($p=0,0772$) p -вредностите се блиску до границата на значајност, што укажува на тенденција на повисоки концентрации кај коскестите плодови.

Јагодесто – Коскесто овошје

При споредба меѓу јагодестото и коскестото овошје, најзначајни разлики се добиени за бакар ($p = 0,0021$) и манган ($p = 0,0040$), каде што позитивните t -вредности покажуваат дека јагодестото овошје има повисоки концентрации од коскестото. Овие резултати ја

потврдуваат тенденцијата забележана и во дескриптивната анализа, каде што јагодестите плодови покажуваат највисоки вредности на Mn (49,22 mg/kg) во однос на сите останати типови овошје. За останатите елементи, р-вредностите се поголеми од 0,05, што значи дека нема статистички значајни разлики во нивните концентрации меѓу овие две групи овошје.

4.6.3. Концентрации на тешки метали во поединечни видови овошје

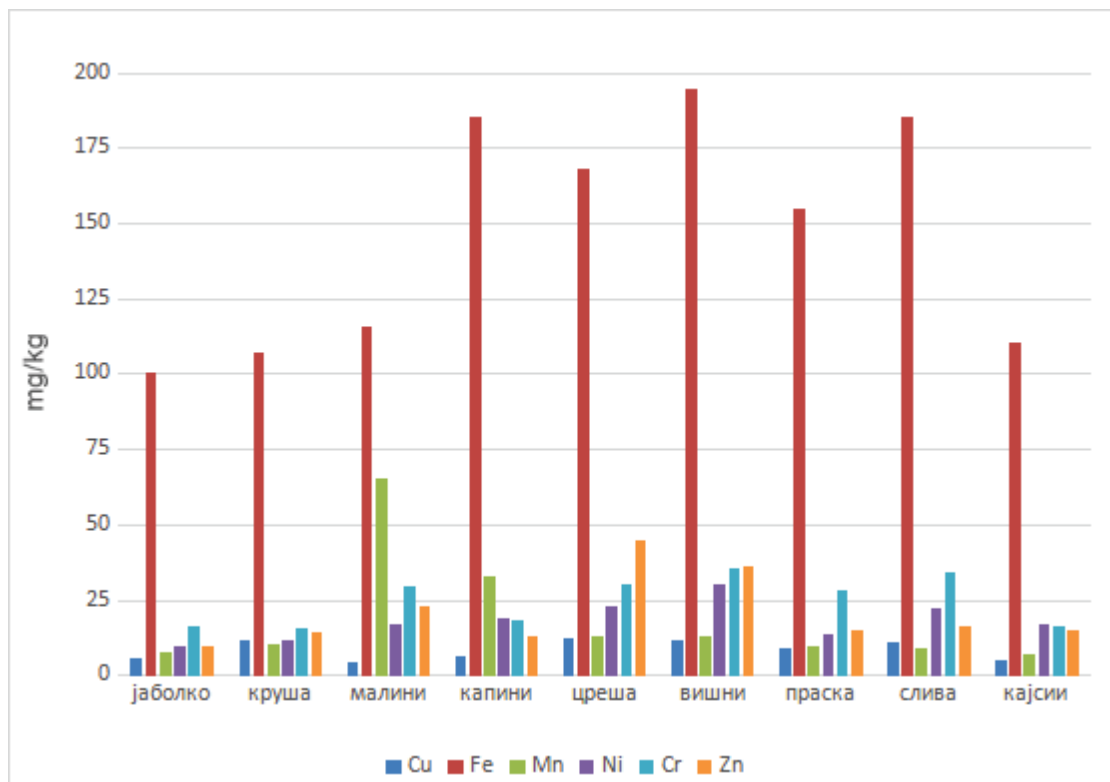
Резултатите од споредбената анализа во табеларна форма се дадени во Табела 19, Дијаграм 33 и Дијаграм 34.

Табела 19. Дескриптивна статистика на концентрациите на тешки метали во поединечни видови овошје, сува маса.

Овошје	Мерка	As	Cu	Fe	Hg	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
јаболко	Минимум	0,000	4,890	90,800	0,000	0,000	0,122	5,040	7,810	0,000	15,100	7,410
	Максимум	0,000	6,550	105,800	0,000	0,260	0,135	10,400	13,000	0,000	16,800	11,800
	Просек	0,000	5,677	100,667	0,000	0,087	0,128	7,447	9,823	0,000	16,200	10,037
	Ст. Дев	0,000	0,833	8,547	0,000	0,150	0,007	2,722	2,784	0,000	0,954	2,319
	К. На вар.	0,000	14,681	8,490	0,000	173,005	5,123	36,546	28,338	0,000	5,888	23,104
круша	Минимум	0,000	10,200	105,500	0,000	0,000	0,168	6,900	6,780	0,000	14,700	8,920
	Максимум	0,705	13,400	109,500	0,000	0,310	0,201	15,000	15,000	0,320	16,300	17,400
	Просек	0,288	11,567	107,400	0,000	0,190	0,182	10,567	11,927	0,144	15,433	14,507
	Ст. Дев	0,370	1,650	2,007	0,000	0,166	0,017	4,104	4,485	0,162	0,808	4,839
	К. На вар.	128,463	14,267	1,869	0,000	87,596	9,280	38,840	37,606	112,861	5,237	33,359
малини	Минимум	0,000	3,510	105,100	0,000	0,000	0,000	58,600	8,520	0,000	22,600	21,900
	Максимум	1,076	5,070	128,000	0,000	0,332	0,750	72,700	23,800	0,000	36,500	25,600
	Просек	0,389	4,407	115,900	0,000	0,171	0,459	65,433	17,273	0,000	29,867	23,267
	Ст. Дев	0,596	0,806	11,505	0,000	0,166	0,402	7,060	7,880	0,000	6,972	2,031
	К. На вар.	153,285	18,285	9,927	0,000	96,988	87,596	10,790	45,617	0,000	23,342	8,727
капини	Минимум	0,000	5,130	152,400	0,000	0,000	0,279	24,600	14,100	0,000	12,500	5,790
	Максимум	0,400	9,270	214,000	0,000	0,089	0,990	40,800	24,800	0,033	26,300	19,000
	Просек	0,199	6,533	185,667	0,000	0,030	0,527	33,000	19,333	0,012	18,067	13,263

	Ст. Дев	0,200	2,370	31,095	0,000	0,051	0,401	8,117	5,354	0,018	7,276	6,774
	К. На вар.	100,469	36,28	16,748	0,000	172,623	76,051	24,596	27,692	158,359	40,274	51,074
цреша	Минимум	0,000	9,930	129,000	0,000	0,000	0,084	9,550	14,100	0,000	23,400	11,700
	Максимум	0,000	14,300	223,000	0,000	0,000	0,229	16,700	39,000	0,000	43,000	110,000
	Просек	0,000	12,410	168,000	0,000	0,000	0,139	12,850	22,833	0,000	30,233	44,767
	Ст. Дев.	0,000	2,244	49,000	0,000	0,000	0,078	3,607	14,016	0,000	11,065	56,495
	К. На вар.	0,000	18,082	29,167	0,000	0,000	56,239	28,067	61,383	0,000	36,600	126,200
вишни	Минимум	0,000	10,000	121,000	0,000	0,000	0,098	11,900	13,300	0,000	19,800	5,810
	Максимум	0,000	14,600	237,000	0,000	0,000	0,391	14,300	48,200	0,000	45,500	90,800
	Просек	0,000	12,033	194,667	0,000	0,000	0,262	13,300	30,467	0,000	35,833	36,403
	Ст. Дев.	0,000	2,346	64,034	0,000	0,000	0,150	1,249	17,457	0,000	13,983	47,231
	К. На вар.	0,000	19,495	32,894	0,000	0,000	57,073	9,391	57,298	0,000	39,022	129,744
прашка	Минимум	0,000	8,550	119,000	0,000	0,000	0,066	9,770	9,040	0,000	20,900	12,700
	Максимум	0,000	9,390	177,000	0,000	0,000	0,182	10,600	18,700	0,075	35,500	16,800
	Просек	0,000	8,970	155,300	0,000	0,000	0,108	10,060	14,047	0,026	28,633	15,300
	Ст. Дев.	0,000	0,420	31,636	0,000	0,000	0,064	0,468	4,840	0,043	7,338	2,260
	К. На вар.	0,00	4,682	20,371	0,000	0,000	59,519	4,653	34,454	166,457	25,629	14,775
слива	Минимум	0,0005	7,260	96,300	0,000	0,000	0,138	7,810	13,000	0,001	14,400	11,700
	Максимум	0,1140	16,800	326,700	0,000	0,000	0,515	11,900	33,200	0,270	71,700	23,300
	Просек	0,0383	11,070	185,667	0,000	0,000	0,355	9,203	22,100	0,091	34,167	16,567
	Ст. Дев.	0,0655	5,051	123,584	0,000	0,000	0,195	2,336	10,247	0,155	32,520	6,021
	К. На вар.	170,9459	45,632	66,563	0,000	0,000	54,889	25,380	46,368	171,295	95,181	36,345
кајиси	Минимум	0,0005	4,210	100,100	0,000	0,000	0,102	5,730	10,800	0,000	15,200	11,500
	Максимум	0,4180	6,970	122,600	0,000	0,000	0,159	8,250	28,300	0,000	18,600	17,700
	Просек	0,1397	5,210	110,367	0,000	0,000	0,131	6,940	17,333	0,000	16,667	15,200
	Ст. Дев.	0,2410	1,529	11,378	0,000	0,000	0,028	1,263	9,555	0,000	1,747	3,269
	К. На вар.	172,5850	29,346	10,309	0,000	0,000	21,766	18,198	55,127	0,000	10,484	21,510

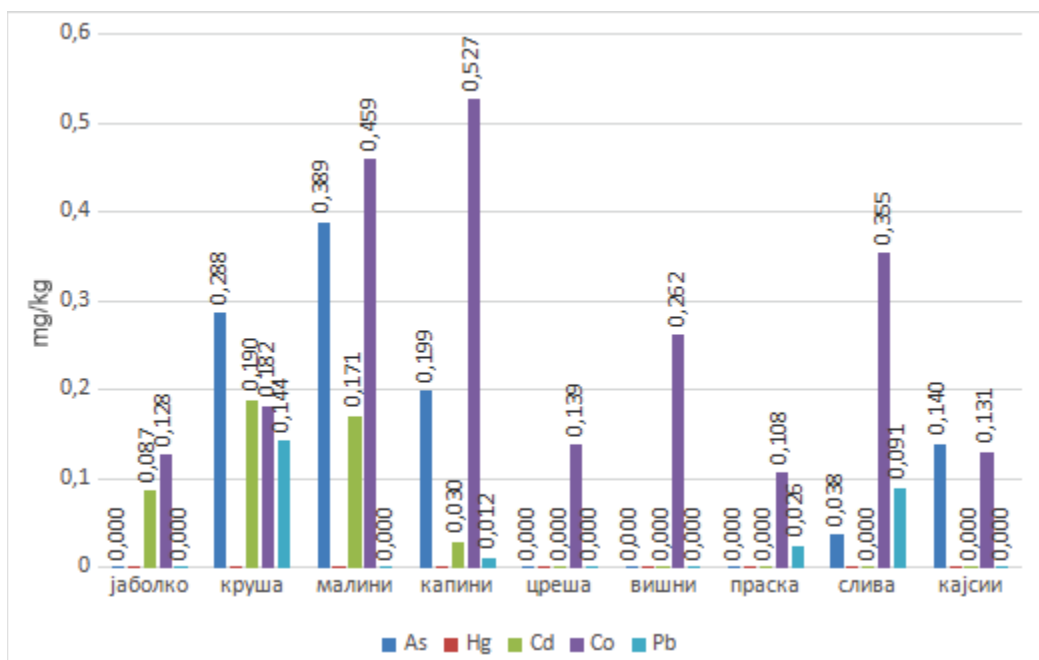
На ниво на овошје, споредбената анализа открива детални обрасци во распределбата на тешките метали кај поединечните видови овошје, сува маса.



Дијаграм 33. Просечна концентрација на Cu, Fe, Mn, Ni, Cr и Zn, во сите овошја.

Во поглед на макроелементите прикажани на дијаграм 33 (Cu, Fe, Mn, Ni, Cr и Zn), јасно се издвојува железото (Fe) како елемент со највисока просечна концентрација во сите овошја. Највисоки вредности се забележани кај вишни (194,667 mg/kg), капини (185,667 mg/kg), слива (185,667 mg/kg) и цреша (168,000 mg/kg), додека најниска е кај јаблоко (100,667 mg/kg). Ова укажува дека коскестите плодови имаат поголем капацитет за акумулација на железо, што може да се должи на нивниот поразвиен коренов систем и подолг период на растење. Манганот (Mn) е најизразен кај малини (65,433 mg/kg), а неговата концентрација е значително поголема во однос на сите други видови овошје. Овој резултат потврдува дека јагодестите плодови имаат зголемена способност за акумулација на манган, можеби поради тенката кожичка и директниот контакт со површината на почвата. Никелот (Ni) и цинкот (Zn) се најзастапени кај вишни (Ni=30,467 mg/kg; Zn=36,403

mg/kg) и цреши (Ni=22,833 mg/kg; Zn=44,767 mg/kg), што покажува дека овие метали доминираат во коскестите плодови. Бакарот (Cu) е највисок кај цреши (12,41 mg/kg), вишни (12,03) mg/kg, круши (11,567 mg/kg) и сливи (11, 07 mg/kg), а најнизок кај малини (4,407 mg/kg). Хромот (Cr) има највисоки вредности кај вишни (35,83 mg/kg) и сливи (34,1667 mg/kg). Кај црешите и вишните се забележува екстремно висок коефициент на варијација (126,200 за цреши и 129,744 за вишни) што е резултат на големите разлики во добиените вредности за Zn по региони. Тоа значи дека одредени региони имаат висока контаминација на Zn, што беше забележано и кај почвите, а црешите и вишните се покажаа за најголеми акумулатори на цинк. Освен Zn и As има висок коефициент на варијација што е резултат на хетерогеноста на концентрацијата на As во анализираното овошје по региони, што укажува на постоечки извор на контаминација.



Дијаграм 34. Просечна концентрација на As, Hg, Cd, Co и Pb, во сите овошја.

Од дијаграм 34, кој ги прикажува As, Hg, Cd, Co и Pb, може да се забележи дека концентрациите на овие елементи се значително пониски од останатите метали, но сепак со изразени разлики меѓу видовите. Арсенот (As) е највисок кај малини (0,389 mg/kg) и круша (0,288 mg/kg), што може да укажува на локализирано загадување или различна способност за апсорпција. Тој е детектиран уште и кај малини и кајсии, додека кај останите видови

овошје е под граница на детекција. Живата (Hg) не е детектирана во ни едно овошје, односно е под границата на детекција од 0,0005 mg/kg. Кадмиумот (Cd) е детектиран само кај јаболка, круша, малина и капина, со највисоки вредности кај круша (0,190 mg/kg) и малини (0,171). Кобалтот (Co) е највисок кај капини (0,5273 mg/kg) и малини (0,4594 mg/kg), што укажува дека овие јагодести плодови имаат поголема способност за натрупување на овој елемент, додека кај останатите вредностите се значително пониски. Оловото (Pb) е генерално ниско во сите овошја, детектирано е само во круша, капини, праска и слива, со највисоки вредности кај круша (0,144 mg/kg) и слива (0,091 mg/kg). Во овошјето во кое е определено Cd и Pb има многу висок коефициент на варијација што значи дека концентрацијата на Cd и Pb премногу се разликува од регион во регион за еден ист вид овошје. Оваа нерамномерна распределба и постоење на поединечни примероци со екстремно високи концентрации укажува на голема контаминираност со овие метали на одредени региони.

Во споредбена смисла, може да се заклучи дека вишни, капини и слива имаат највисоки просечни вредности за Fe, а вишни и цреша за Zn и Ni. Малините доминираат со високи вредности на Mn и Cr, додека крушата има повисоки вредности на As, Cd и Pb, што укажува дека може да биде посензитивна на загадување. Јаболкото и кајсиите се со најниски вредности за сите елементи и најмала варијабилност, што сугерира дека овие плодови се најмалку подложни на акумулација на тешки метали.

5. ЗАКЛУЧОК

Резултатите од ова истражување недвосмислено покажуваат дека индустриските активности, особено рударството и металургијата, претставуваат значаен извор на загадување со тешки метали во околната почва и земјоделските култури. Во анализираните региони, највисоки концентрации на најголем дел од анализираните елементи се забележани во подрачјата што се наоѓаат во непосредна близина на топилницата, додека најниски вредности се регистрирани во пооддалечените региони. Овие наоди јасно потврдуваат дека растојанието од изворот на индустриско загадување има директно влијание врз нивото на контаминација на почвата и растенијата.

Овошјето одгледувано на овие почви во Звечан и Фрашер покажува исто така повисоки концентрации на речиси сите елементи од тоа во Полац. Од просечните вредности на концентрациите на тешки метали во овошје, сува маса, според локација се утврдува дека највисоки вредности за Cu, Cd, Mn и Pb има во овошјето во Звечан, а за As, Co, Cr, Fe, Ni и Zn во Фрашер. Со ова се потврдува *првата хипотеза* дека концентрацијата на тешките метали, особено на Cd, Pb и Zn во овошјето од област близу до топилницата (Звечан и Фрашер) е повисока од концентрацијата на тешките метали во овошјето подалеку од топилницата (Полац).

Анализата по видови овошје дополнително укажува дека различните растителни видови имаат различна способност за апсорпција и акумулација на метали. За некои метали има разлика помеѓу различните видови, но таа не е толку силно изразена. Такви метали се Cu, Co и Fe. Од друга страна концентрацијата на As во јагодестото овошје е двојно повисока од јаболчестото и 8 пати повисока од коскестото овошје. Cd во коскестото овошје е под границата на детекција, а јаболчестото и јагодестото овошје има слични просечни концентрации и слични максимални и минимални вредности. Просечната концентрација на Mn во јагодестото овошје е околу 5 пати повисока од другите 2 групи на овошје. Коскестото овошје има највисока, а јаболчестото овошје најниска просечна вредност за Ni која што е двојно помала од јагодестото и коскестото овошје. Највисока просечна концентрација на Pb има јаболчестото овошје, а најниска јагодестото овошје. Најниска просечна вредност и за Zn има јаболчестото овошје кои се двојно пониски од коскестото овошје. Со ова се

потврдува и *втората хипотеза* дека има разлика во концентрацијата на тешките метали од еден до друг вид овошје.

Анализата на почвата на која се одгледува овошјето кое се анализира покажа зголемени концентрации на сите елементи од регионите Звечан и Фрашер кои се во близина на топилницата, наспроти најдалечниот регион Полац. Најголеми разлики се забележани за As (4 до 8 пати повисоки), за Cd (4 пати повисоки), за Pb (23 до 31 пати повисоки) и за Zn (12 до 249 повисоки). Ова е потврда и на *третата хипотеза* дека има разлика во концентрацијата на тешките метали во почва од област близу до топилница (Звечан и Фрашер) и област далеку од топилница (Полац).

Факторот за биоконцентрација кој е показател за способноста за акумулација е различен за секој метал и зависи од видот на овошјето. Најниски вредности за ФБ има Pb, As и Cd. ФБ за Pb е помал од 0,00 затоа што олово е детектирано во многу ниски концентрации само во мал дел овошје, а концентрациите на Pb во почва се енормно високи. ФБ за As и Cd за голем дел од овошјето е 0, затоа што во голем дел од овошјето овие елементи не беа детектирани, односно беа под границата на детекција. Таму каде што е детектирано ФБ за As и Cd е многу низок и се движи до 0,02 за As и до 0,04 за Cd. Ова значи дека анализираното овошје има мала способност за акумулација на As, Cd и Pb.

Способноста за акумулација на Cu во анализираното овошје зависи од видот на овошјето и ФБ се движи од 0,08 до 0,46. За Cu се забележува дека кај сите видови на овошја највисоки вредности ФБ има во овошјето од Полац, што укажува на добри геохемиски карактеристики на почвата од Полац за извлекување на Cu од почвата и акумулирање во овошјето. Највисоки вредности за Cu се забележани кај круша и вишна од Полац. Mn има ниски вредности за ФБ кои се движат од 0,01 до 0,11 што значи дека анализираното овошје има слаба акумулација на манган, а малините и капините се издвојуваат со најголема акумулација на овој елемент. Никелот е метал со висока способност за акумулација во анализираното овошје и вредностите на ФБ за никел се движат од 0,14 до 0,73. За Cr е забележана највисока вредност на ФБ од 1,28 што воедно е и највисоката забележана вредност во анализата и укажува дека сливата има силна способност за акумулација на хром. Цинкот има мала до умерена способност за акумулација во анализираното овошје. Иако Zn во почвата го има во енормно високи концентрации, овие видови овошја не го

акумулираат во себе. Вредностите на ФБ за Zn се движат од 0,01 до 0,48 но тие се во најголем дел пониски од 0,1 што значи дека најголем дел од овошјето слабо го акумулира цинкот иако Zn во почвата го има во енормно високи концентрации.

Анализираното овошје има најголема способност за акумулација на Cr и Ni, потоа следува Cu, па Zn и Mn, а останати елементи имаат премногу мала способност за акумулација во овие овошни видови. Вишни, сливи, цреши праски и малини најмногу го акумулираат хромот, а главни акумулатори на Ni се вишни, цреша и сливи. Јаболчестото овошје (јаболки и круши) има најмала способност за акумулација на Cr и Ni. Со ова се потврдува и последната, *четврта хипотеза* дека има разлика во способноста за извлекување на тешките метали од почвата кај разни видови на овошје.

Иако способноста за акумулација на анализираното овошје за Cd е премногу мала, поради присуството на енормни количини на Cd во почвата од регионите во близина на топилницата, концентрацијата на Cd во малините од Звечан, ја надминува дозволената граница според регулативите на Европската унија. Овој податок укажува на потенцијален ризик по здравјето на луѓето и потреба од континуирано следење на контаминираниот подрачја

Во целина, ова истражување ја потврдува почетната хипотеза дека концентрациите на тешките метали се значително повисоки во почвите и плодовите кои се наоѓаат поблиску до индустриските постројки. Овие резултати ја нагласуваат потребата од воспоставување на систематски мониторинг на земјоделските површини и производи, како и примена на соодветни мерки за санација и превенција на загадувањето. Ваквите активности се клучни за заштита на квалитетот на храната, здравјето на населението и долгорочната одржливост на земјоделството во индустриски активните региони.

Истражувањето исто така има и поширока важност бидејќи укажува на неопходноста од интегриран пристап кој ќе ги поврзе научните истражувања, мониторингот на животната средина и националните политики за заштита на земјоделските ресурси. Само преку вакви системски пристапи може да се обезбеди здрава животна средина и безбедна храна за идните генерации.

6. КОРИСТЕНА ЛИТЕРАТУРА

1. Abbasi, A. M., Noman, M., Khan, M. A., Khalil, A. A., & Ameer, K. (2020). Quantification of heavy metals and health risk assessment of commonly consumed fruits collected from Sargodha, Pakistan. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 57(2), 521–527. <https://doi.org/10.21162/PAKJAS/20.9545>
2. Abdel-Rahman, G. N. E. (2022). Heavy metals, definition, sources of food contamination, incidence, impacts and remediation: A literature review with recent updates. *Egyptian Journal of Chemistry*, 65(1), 419-437. <https://doi.org/10.21608/ejchem.2021.80825.4004>
3. Achparaki, M., Thessalonikeos, E., Tsoukali, H., Mastrogianni, O., Zaggelidou, E., Chatzinikolaou, F., Vasilliades, N., & Raikos, N. (2012). Heavy metals toxicity. *Aristotle University Medical Journal*, 39(1), 20-31.
4. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2020). Toxicological profile for lead (Report TP-13). U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>
5. Aghbashlo, M., Kianmehr, M. H., & Hassan-Beygi, S. R. (2010). Drying and rehydration characteristics of sour cherry (*Prunus cerasus L.*). *Journal of Food Processing and Preservation*, 34(3), 351–365. <https://doi.org/10.1111/j.1745-4549.2008.00310.x>
6. Aide, M., Beighley, D., & Dunn, D. (2016). Arsenic in the soil environment: A soil chemistry review. *International Journal of Applied Agricultural Research*, 11(1), 1–28.
7. Akinola, M. O., & Adenuga, A. A. (2008). Determination of the levels of some heavy metals in African pear (*Dacryodes edulis*) marketed in Lagos metropolis, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 12(1), 33–37.
8. Akram, M., & Sołowski, G. (2024). Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES). *Current Trends in Pharmacology and Clinical Trials*, 7(2), 180087.
9. Aksic, M. F., Durovic, D., Zec, G., Meland, M., & Milivojevic, J. (2022). Analysis of apple fruit (*Malus domestica Borkh.*) quality parameters and antioxidant content influenced by rootstock and growing location. *Plants*, 11(6), 755. <https://doi.org/10.3390/plants11060755>
10. Aksouh, M. Y., Boudieb, N., Benosmane, N., Moussaoui, Y., Michalski, R., Klyta, J., & Kończyk, J. (2024). Presence of Heavy Metals in Irrigation Water, Soils, Fruits, and Vegetables: Health Risk

- Assessment in Peri-Urban Boumerdes City, Algeria. *Molecules*, 29(17), 4187. <https://doi.org/10.3390/molecules29174187>
11. Alajil, O., Sagar, V. R., Kaur, C., Rudra, S. G., Sharma, R. R., Kaushik, R., Verma, M. K., Tomar, M., Kumar, M., & Mekhemar, M. (2021). Nutritional and phytochemical traits of apricots (*Prunus armeniaca* L.) for application in nutraceutical and health industry. *Foods*, 10(6), 1344. <https://doi.org/10.3390/foods10061344>
 12. Alberto, E. (2023). Health implications of heavy metals in foods and beverages: A comprehensive analysis. *Toxicology*, 9(6), 241. <https://doi.org/10.4172/2476-2067.1000241>
 13. Alengebawy, A., Abdelkhalek, S. T., Qureshi, S. R., & Wang, M. Q. (2021). Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications. *Toxics*, 9(3), 42. <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>
 14. Ali, H., & Khan, E. (2018). Bioaccumulation of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in freshwater fish: Risk to human health. *Environmental Chemistry Letters*, 16(3), 903–917. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0734-7>
 15. Ali, S., Mir, R. A., Tyagi, A., Manzar, N., Kashyap, A. S., Mushtaq, M., Raina, A., Park, S., Sharma, S., Mir, Z. A., Lone, S. A., Bhat, A. A., Baba, U., Mahmoudi, H., & Bae, H. (2023). Chromium Toxicity in Plants: Signaling, Mitigation, and Future Perspectives. *Plants (Basel, Switzerland)*, 12(7), 1502. <https://doi.org/10.3390/plants12071502>
 16. Aliu, M., Šajin, R., & Stafilov, T. (2019). Enrichment of some potentially toxic elements in soils affected by Pb-Zn mining and metallurgical processing in the Mitrovica region, Kosovo. *Geologia Croatica*, 72(2), 171–180.
 17. Aliu, M., Šajin, R., & Stafilov, T. (2021). Occurrence and enrichment sources of cobalt, chromium, and nickel in soils of Mitrovica Region, Republic of Kosovo. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, 56(5), 566–571. <https://doi.org/10.1080/10934529.2021.1898248>
 18. AlJuhaimi, F., Kulluk, D. A., Ahmed, I. A. M., Özcan, M. M., & Karrar, E. (2025). Investigation of accumulation of element contents in some wild and cultivated dried fruits. *Biological trace element research*, 203(1), 544–548. <https://doi.org/10.1007/s12011-024-04165-w>
 19. Amjad, M., Raza, H., Murtaza, B., Abbas, G., Imran, M., Shahid, M., Naeem, M. A., Zakir, A., & Iqbal, M. M. (2020). Nickel Toxicity Induced Changes in Nutrient Dynamics and Antioxidant

- Profiling in Two Maize (*Zea mays* L.) Hybrids. *Plants*, 9(1), 5. <https://doi.org/10.3390/plants9010005>
20. Amouei, A., Falahati, R., Naghibi, F., Fallah, A., Asgharnia, H., Khalilpour, M., & Tabarinia, M. (2024). Health risk assessment of heavy metals in edible vegetables of Mazandaran Province, Iran. *Environmental Health Engineering and Management Journal*, 11(3), 197–205. <https://doi.org/10.34172/EHEM.2024.24>
 21. Anithakumari, Y., & Sathishkumar, M. (2021). Review on atomic emission spectroscopy. *EPRA International Journal of Research and Development (IJRD)*, 6(10), 1–5. <https://doi.org/10.36713/epra2016>
 22. Aoshima K. (2016). Itai-itai disease: Renal tubular osteomalacia induced by environmental exposure to cadmium—historical review and perspectives, *Soil Science and Plant Nutrition*, 62(4), 219-324. <https://doi.org/10.1080/00380768.2016.1159116>
 23. Appenroth, K.-J. (2010). Definition of “heavy metals” and their role in biological systems. In I. Sherameti & A. Varma (Eds.), *Soil heavy metals* (Soil Biology, Vol. 19, pp. 19–29). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8_2
 24. Arnot, J. A., & Gobas, F. A. P. C. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 14(4), 257–297
 25. Aşkin, S., & Yılmaz, H. (2024). The effect of microwave digestion on the determination of heavy metal element levels in Şalak (İğdır) apricots by ICP-MS. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4774005>
 26. Ávila Vázquez, V., Aguilera Flores, M. M., Veyna Robles, A. N., Solís Lerma, L. E., Sánchez Mata, O., & Durón Torres, S. M. (2025). Determination of Lead in Fruit Grown in the Vicinity of Tailings Dams of a Mine in Zacatecas, Mexico. *Toxics*, 13(3), 188. <https://doi.org/10.3390/toxics13030188>
 27. Balafrej, H., Bogusz, D., Triqui, Z. A., Guedira, A., Bendaou, N., Smouni, A., & Fahr, M. (2020). Zinc Hyperaccumulation in Plants: A Review. *Plants*, 9(5), 562. <https://doi.org/10.3390/plants9050562>
 28. Balali-Mood, M., Naseri, K., Tahergorabi, Z., Khazdair, M. R., & Sadeghi, M. (2021). Toxic mechanisms of five heavy metals: mercury, lead, chromium, cadmium, and arsenic. *Frontiers in Pharmacology*, 12, 643972. <https://doi.org/10.3389/fphar.2021.643972>
 29. Balan, D. (2022). Heavy metals copper, lead and arsenic contamination in food. *Journal of Food: Microbial Safety & Hygiene*, 7, 168. <https://doi.org/10.35248/2476-2059-22.7.168>

30. Bauman, I., Bobić, Z., Daković, Z., & Ukrainczyk, M. (2005). Time and speed of fruit drying on batch fluid-beds. *Sadhana - Academy Proceedings in Engineering Sciences*, 30(5), 687–698. <https://doi.org/10.1007/BF02703515>
31. Bednarek, W., Tkaczyk, P., & Dresler, S. (2007). Contents of heavy metals as a criterion for apple quality assessment and soil properties. *Polish Journal of Soil Science*, 40(1), 47–56.
32. Bhat, M. A., Mishra, A. K., Shah, S. N., Bhat, M. A., Jan, S., Rahman, S., Baek, K.-H., & Jan, A. T. (2024). Soil and Mineral Nutrients in Plant Health: A Prospective Study of Iron and Phosphorus in the Growth and Development of Plants. *Current Issues in Molecular Biology*, 46(6), 5194-5222. <https://doi.org/10.3390/cimb46060312>
33. Birwal, P., Deshmukh, G., Saurabh, S. P., & Singham, P. (2017). Plums: A brief introduction. *Journal of Food, Nutrition and Population Health*, 1(1), 8.
34. Bolzan, B. D. (2014). Effect of heavy metals on living organisms. *World Scientific News*, 5, 26-34.
35. Bora, F. D., Bunea, A., Pop, S. R., Baniță, S. I., Dușa, D. Ș., Chira, A., & Bunea, C.-I. (2022). Quantification and Reduction in Heavy Metal Residues in Some Fruits and Vegetables: A Case Study Galați County, Romania. *Horticulturae*, 8(11), 1034. <https://doi.org/10.3390/horticulturae8111034>
36. Bukhari, R., & Gull, A. (2024). Zinc uptake, transport and homeostasis in plants: Implications for sustainable agriculture. *International Journal of Innovative Scientific Research*, 2(4), 1–11.
37. Bukhari, R., & Gull, A. (2024). Zinc Uptake, Transport and Homeostasis in Plants: Implications for Sustainable Agriculture. *International Journal of Innovative Scientific Research*, 2(4), 1-11.
38. Bukva, M., Kapo, D., Huseinbašić, N., Gojak-Salimović, S., & Huremovic, J. (2019). Iron content in fruits, vegetables, herbs and spices samples marketed in Sarajevo, Bosnia and Herzegovina. *Kemija u industriji. Journal of Chemists and Chemical Engineers*, 68(5–6), 281–287. <https://doi.org/10.15255/KUI.2019.001>
39. Castañeda, M., Avila, B. S., Gallego Ríos, S. E., & Peñuela, G. A. (2025). Levels of heavy metals in tropical fruits and soils from agricultural crops in Antioquia, Colombia: A probabilistic assessment of health risk associated with their consumption. *Food and Humanity*, 4, 100503. <https://doi.org/10.1016/j.foohum.2025.100503>
40. Čeryová, N., Lidiková, J., Grygorieva, O., Brindza, J., Demianová, A., & Jurčaga, L. (2024). Antioxidant activity and content of heavy metals in cherry fruit (*Prunus avium* L.).

- Agrobiodiversity for Improving Nutrition, Health and Life Quality*, 8(2), 164–169. <https://doi.org/10.15414/ainhlq.2024.0018>
41. Chamberlain, C. (2024). Heavy metal contamination Cu, Pb and Cd of washed and unwashed blackberries. *Environmental Pollution*, 325, 122332.
 42. Chiyangi, H. , Mwanabute, N. , Ncube, E. and Mundike, J. (2023) Assessing the Occurrence of Heavy Metals in Edible Fruits Grown around Mine Tailings Dam in Kitwe. *Journal of Environmental Protection*, 14, 83-95. doi: 10.4236/jep.2023.142006.
 43. Chmielewski, J., Wszelaczyńska, E., Pobereźny, J., Florek-Łuszczki, M., & Gworek, B. (2025). Heavy Metals in Leafy Vegetables and Soft Fruits from Allotment Gardens in the Warsaw Agglomeration: Health Risk Assessment. *Sustainability*, 17(15), 6666. <https://doi.org/10.3390/su17156666>
 44. Ciura, J., Poniedziałek, M., Sękara, A., & Jędrszczyk, E. (2005). The possibility of using crops as metal phytoextractants. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(1), 17–22.
 45. Clemens, S., & Ma, J. F. (2016). Toxic heavy metal and metalloids accumulation in crop plants and foods. *Annual Review of Plant Biology*, 67, 489-512. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-043015-112301>
 46. Codex Alimentarius Commission. (2019). General standard for contaminants and toxins in food and feed (CXS 193-1995). *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) /World Health Organization (WHO)*. <https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/standards/list-standards/en>
 47. Collin, S., Baskar, A., Geevarghese, D. M., Vellala Syed Ali, M. N., Bahubali, P., Choudhary, R., Lvov, V., Tovar, G. I., Senatov, F., Koppala, S., & Swamiappan, S. (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects in plants: A review. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 3, 100064. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2022.100064>
 48. Davidova, S., Milushev, V., & Satchanska, G. (2024). The Mechanisms of Cadmium Toxicity in Living Organisms. *Toxics*, 12(12), 875. <https://doi.org/10.3390/toxics12120875>
 49. Dehelean, A., & Magdas, D. A. (2013). Analysis of mineral and heavy metal content of some commercial fruit juices by inductively coupled plasma mass spectrometry. *The Scientific World Journal*. <https://doi.org/10.1155/2013/215423>
 50. Demaku, S., Korça, B., & Sadiku, M. (2020). Contamination of environment with the heavy metals emitted from a cement factory, Kosovo. *Pollution Research*, 39(3), 615–621.

51. Dileep, R., Kiranakumara, K., Vinay, M. K., Raviraja, S., Vivek, M. S., Chethan, R. T., & Kurdekar, A. (2023). Arsenic and its management in soil. *Ecology, Environment and Conservation*, 29(2 Suppl.), 407–410. <https://doi.org/10.53550/EEC.2023.v29i02s.065>
52. Dobrzański, Z., Kołacz, R., Czaban, S., Bubel, F., Malczewski, M., Kupczyński, R., & Opaliński, S. (2017). Assessing mercury content in plant and animal raw materials in an area impacted by the copper industry. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(2), 577–583. <https://doi.org/10.15244/pjoes/66709>
53. Duffus, J. H. (2002). “Heavy metals”—A meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 74(5), 793–807. <https://doi.org/10.1351/pac200274050793>
54. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). (2014). Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of inorganic arsenic in food. *EFSA Journal*, 12(3), 3597. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2014.3597>
55. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). (2020). Risk assessment of nickel in food and drinking water. *EFSA Journal*, 18(11), 6267. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6267>
56. Ekholm, P., Reinivuo, H., Mattila, P., Pakkala, H., Koponen, J., & Ovaskainen, M.-L. (2007). Changes in the mineral and trace element contents of cereals, fruits and vegetables in Finland. *Journal of Food Composition and Analysis*, 20(6), 487–495.
57. El Hosry, L., Sok, N., Richa, R., Al Mashtoub, L., Cayot, P., & Bou-Maroun, E. (2023). Sample preparation and analytical techniques in the determination of trace elements in food: A review. *Foods*, 12(4), 895. <https://doi.org/10.3390/foods12040895>
58. Elbagermi, M.A., Edwards, H.G.M. & Alajtal, A.I. (2012). Monitoring of Heavy Metal Content in Fruits and Vegetables Collected from Production and Market Sites in the Misurata Area of Libya. *International Scholarly Research Network Analytical Chemistry*, <https://doi.org/10.5402/2012/827645>
59. El-Saeed, M., Tawfik, W., Khalil, A. A. I., & Fikry, M. (2024). Detection of heavy metal elements by using advanced optical techniques. *Journal of Environmental Science, Biotechnology and Sustainable Processes (JESBSP)*, 1(1), 97–125.
60. Eludoyin, O. S., & Odimegwu, V. C. (2018). Lead (Pb) concentrations in soil, air and fruits of *Citrus sinensis* in selected landuse in Port Harcourt Metropolis, Nigeria. *Journal of Forest and Environmental Science*, 34(4), 284–292. <https://doi.org/10.7747/JFES.2018.34.4.284>

61. Eminoğlu, M. B., Yegül, U., & Sacilik, K. (2019). Drying characteristics of blackberry fruits in a convective hot-air dryer. *HortScience*, 54(9), 1546–1550. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI14201-19>
62. European Commission. (2006). Commission Regulation (EC) No 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union*, L364, 5–24.
63. European Commission. (2023). Commission Regulation (EU) 2023/915 of 25 April 2023 on maximum levels for certain contaminants in foodstuffs, and repealing Regulation (EC) No 1881/2006. *Official Journal of the European Union*, L 119, 103–157. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2023/915/oj>
64. European Environment Agency (EEA). (2022). Soil pollution and its interrelation with ecosystems. Copenhagen, Denmark: *European Environment Agency*. <https://www.eea.europa.eu/publications/soil-pollution-and-ecosystems>
65. European Food Safety Authority (EFSA). (2012). Scientific opinion on the risk to public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *EFSA Journal*, 10(12), 2985. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2985>
66. European Food Safety Authority (EFSA). (2014). Scientific opinion on the risks to public health related to the presence of chromium in food and drinking water. *EFSA Journal*, 12(3), 3595. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2014.3595>
67. EFSA Panel on Nutrition, Novel Foods and Food Allergens (NDA). (2024). Scientific opinion on the tolerable upper intake level for iron. *EFSA Journal*, 22(6), e8819. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2024.8819>
68. Fajarpour, M., Ziatabar Ahmadi, S. R., Talebi Aouei, M., Ramezanpour, M. R., Sadat-Hosseini, M., & Hajivand, S. (2025). Nutritional and antioxidant profiles of blackberry and raspberry genotypes. *BMC Plant Biology*, 25, 380. <https://doi.org/10.1186/s12870-025-06427-8>
69. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & World Health Organization (WHO). (2001). Human vitamin and mineral requirements: Report of a joint FAO/WHO expert consultation. Bangkok, Thailand: *FAO/WHO*. <https://www.fao.org/3/y2809e/y2809e.pdf>
70. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & World Health Organization (WHO). (2011). Safety evaluation of certain contaminants in food: Prepared by the seventy-second meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) (WHO Food

Additives Series No. 63). *World Health Organization*.
<https://www.who.int/publications/i/item/9789241660631>

71. Fathabad, A. E., Shariatifar, N., Moazzen, M., Nazmara, S., & Fakhri, Y. (2018). Determination of heavy metals and risk assessment of fruit juices in Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(3), 2105–2113. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0572-8>
72. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & United Nations Environment Programme (UNEP). (2021). *Global Assessment of Soil Pollution*. Rome, Italy. <https://www.fao.org/documents/card/en/c/cc0461en>
73. Food Standards Australia New Zealand (FSANZ). (2014). Survey of total and inorganic arsenic in apple and pear juice. Food Standards Australia New Zealand. <https://www.foodstandards.gov.au/publications/Pages/Survey-of-total-and-inorganic-arsenic-in-apple-and-pear-juice.aspx>
74. Gál, J., Hursthouse, A., Tatner, P., Stewart, F., & Welton, R. (2008). Cobalt and secondary poisoning in the terrestrial food chain: data review and research gaps to support risk assessment. *Environment international*, 34(6), 821–838. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.10.006>
75. Genchi, G., Lauria, G., Catalano, A., Carocci, A., & Sinicropi, M. S. (2023). Prevalence of Cobalt in the Environment and Its Role in Biological Processes. *Biology*, 12(10), 1335. <https://doi.org/10.3390/biology12101335>
76. Grembecka, M., & Szefer, P. (2013). Comparative assessment of essential and heavy metals in fruits from different geographical origins. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(11), 9139–9160. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3242-z>
77. Gupta, N., Verma, A. K., Sharma, M., Negi, P., & Kumar, V. (2022). Investigation of heavy metal accumulation in vegetables and health risk to humans from their consumption. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 791052. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.791052>
78. Gworek, B., Dmuchowski, W., & Baczewska-Dąbrowska, A. H. (2020). Mercury in the terrestrial environment: A review. *Environmental Sciences Europe*, 32(1), 128. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00401-x>
79. Hamzah, E. A. R., Abdullah, N. A., & Hussein, H. S. (2024). Iron toxicity in plants: A review. *EAS Journal of Pharmacy and Pharmacology*, 6(4), 182–186. <https://doi.org/10.36349/easjpp.2024.v06i04.006>

80. Hasan, A. B., Reza, A. H. M. S., Kabir, S., Siddique, M. A. B., Ahsan, M. A., & Akbor, M. A. (2020). Accumulation and distribution of heavy metals in soil and food crops around the ship breaking area in southern Bangladesh and associated health risk assessment. *SN Applied Sciences*, 2, 155. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-1933-y>
81. Hasanuzzaman, M., Bhuyan, M. H. M. B., Zulfiqar, F., Raza, A., Mohsin, S. M., Mahmud, J. A., Fujita, M., & Fotopoulos, V. (2020). Reactive oxygen species and antioxidant defense in plants: A review. *Plants*, 9(10), 1273. <https://doi.org/10.3390/plants9101273>
82. Hauptvogel, M., Kotrla, M., Prčík, M., Pauková, Ž., Kováčik, M. & Lošák, T. (2020). Phytoremediation Potential of Fast-Growing Energy Plants: Challenges and Perspectives – a Review. *Polish Journal of Environmental Studies*, 29(1), 505–516. <https://doi.org/10.15244/pjoes/101621>
83. Heta, G., Zejnullahu, F., Zeneli, V., Ognenoska, V., & Pavlovska, G. (2025). Ecological Risk Factor, Contamination Factor and Bioconcentration Factor of Heavy Metals in Vegetables Grown on Polluted Soils in Kosovo. *Polish Journal of Environmental Studies*, 34(9), 1–10. DOI: 10.15244/pjoes/209221
84. Imeri, R., Kullaj, E., & Millaku, L. (2019). Distribution of heavy metals in apple tissues grown in the soils of industrial area. *Journal of Ecological Engineering*, 20(3), 57–66. <https://doi.org/10.12911/22998993/99733>
85. Imeri, R., Kullaj, E., Duhani, E., & Millaku, L. (2019). Concentrations of heavy metals in apple fruits around the industrial area of Mitrovica, Kosovo. *Iraqi Journal of Agricultural Sciences*, 50(1), 256–266.
86. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC). (2022). Overview of international and de facto standards in use at ISRIC — Soil data standards and harmonisation. ISRIC – World Soil Information. <https://www.isric.org/documents/document/overview-international-and-de-facto-standards-use-isric-soil-data-standards-and>
87. Islam, M. S., Kabir, M. H., & Rahman, M. M. (2024). A systematic review on heavy metals contamination in Bangladeshi fruits and their associated health risks. *Environmental Health Insights*, 18, 11786302231245350.
88. Jadaa, W. (2023). Heavy metals – Definition, natural and anthropogenic sources of releasing into ecosystems, toxicity, and removal methods – An overview study. *Journal of Ecological Engineering*, 24(6), 249-271. <https://doi.org/10.12911/22998993/162955>

89. Jimenez, P. A. J., Díaz, X., Silva, M. L. N., Vega, A., & Curi, N. (2023). Assessing and Understanding Arsenic Contamination in Agricultural Soils and Lake Sediments from Papallacta Rural Parish, Northeastern Ecuador, via Ecotoxicology Factors, for Environmental Embasement. *Sustainability*, 15(5), 3951. <https://doi.org/10.3390/su15053951>
90. Jomova, K., Alomar, S. Y., Nepovimova, E., Kuca, K., & Valko, M. (2025). Heavy metals: toxicity and human health effects. *Archives of toxicology*, 99(1), 153–209. <https://doi.org/10.1007/s00204-024-03903-2>
91. Jusufi, K., Stafilov, T., Vasjari, M., Korça, B., Halili, J., & Berisha, A. (2016). Determination of heavy metals by ICP-AES in the agricultural soils surrounding Kosovo's power plants. *Fresenius Environmental Bulletin*, 25(5), 1312–1320.
92. Kabata-Pendias, A. (2010). Trace Elements in Soils and Plants (4th ed.). *CRC Press*. <https://doi.org/10.1201/b10158>
93. Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A., & Aryal, N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances*, 8, 100203. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>
94. Kahraman, O., Malvandi, A., Vargas, L., & Feng, H. (2021). Drying characteristics and quality attributes of apple slices dried by a non-thermal ultrasonic contact drying method. *Ultrasonics Sonochemistry*, 73. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2021.105510>
95. Kalagbor, I., & Eresiya, D. (2014). Evaluation of heavy metals in orange, pineapple, avocado pear and pawpaw from a farm in Kaani, Bori, Rivers State, Nigeria. *International Research Journal of Public and Environmental Health*, 1(4), 87–94.
96. Kandil, M. A., Khorshed, M. A., Saleh, I. A., & Eshrawy, M. R. (2020). Investigation of heavy metals in fruits and vegetables and their potential risk for Egyptian consumer health. *Plant Archives*, 20(1), 1453–1463.
97. Karlıdağ, H., Turan, M., Karaat, F. E., Ozlu, E., Arriaga, F., Kan, T., & Atay, S. (2019). Response of heavy metal contents in apricots to different transportation modes. *Acta Scientiarum Polonorum Hortorum Cultus*, 18(1), 75–84. <https://doi.org/10.24326/asphc.2019.1.8>
98. Kaur, R. (2015). Atomic Emission Spectroscopy. *Global Journal for Research Analysis*, 4(10), 237–244.
99. Khan, R., Basir, M. S., Saha, N., Rahman, K. A., Islam, M. T., Biswas, G. G., Idris, A. M., Khan, M. H. R., & Aldawood, S. (2025). Bioaccumulation of elements in the edible part of vegetables

- from the agricultural soil: Source apportionment and potential risks. *Journal of Environmental Management*, 393, 127096. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127096>
100. Khatik, S. K., Thakur, R., & Sharma, G. D. (2006). Lead: The heavy metal in soil, water and plant environment. *Journal of Industrial Pollution Control*, 21(2), 233–244.
 101. Koller, M., & Saleh, H. M. (2018). Introductory chapter: Introducing heavy metals. In H. E. M. Saleh & R. F. Aglan (Eds.), *Heavy Metals* (pp. 1-11). *IntechOpen*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.74783>
 102. Korça, B., & Demaku, S. (2020). Evaluating the presence of heavy metals in the vicinity of an industrial complex. *Polish Journal of Environmental Studies*, 29(5), 3643–3649. <https://doi.org/10.15244/pjoes/116071>
 103. Kotnala, S., Tiwari, S., Nayak, A., Bhushan, B., Chandra, S., Medeiros, C. R., & Coutinho, H. D. M. (2025). Impact of heavy metal toxicity on human health and the environment. *Science of the Total Environment*, 987, 179785. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179785>
 104. Kotula, K., Kocsis, M., Szabó, E., & Papp, M. (2022). Evaluation of selected heavy metals contaminants in the fruits and leaves of organic, conventional and wild raspberry (*Rubus idaeus* L.). *Environmental Monitoring and Assessment*, 194, 203.
 105. Kotula, K., Szabó, E., Borbás, Z., & Papp, M. (2021). Microelements changes in leaves and fruits of raspberry under the influence of ameliorative measures. *Agronomy*, 11(6), 1160.
 106. Krejpcio, Z., Sionkowski, S., & Bartela, J. (2005). Safety of fresh fruits and juices available on the Polish market as determined by heavy metal residues. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(6), 877–881.
 107. Kulluk, D. A., Özcan, M. M., Gökmen, F., Gezgin, S., & Dursun, N. (2022). Distribution of macro- and micronutrient elements and heavy metals in the sugar beet (*Beta vulgaris* var. *saccharifera* L.) plant parts. *Journal of Agroalimentary Processes and Technologies*, 28(1), 54–61.
 108. Kumar, A., Kumar, A., M M S, C. P., Chaturvedi, A. K., Shabnam, A. A., Subrahmanyam, G., Mondal, R., Gupta, D. K., Malyan, S. K., S Kumar, S., A Khan, S., & Yadav, K. K. (2020). Lead Toxicity: Health Hazards, Influence on Food Chain, and Sustainable Remediation Approaches. *International journal of environmental research and public health*, 17(7), 2179. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072179>

109. Kumar, V., Pandita, S., Singh Sidhu, G. P., Sharma, A., Khanna, K., Kaur, P., Bali, A. S., & Setia, R. (2021). Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: A comprehensive review. *Chemosphere*, 262, 127810. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127810>
110. Kurmanov, N., Shingissov, A., Kantureyeva, G., Nurseitova, Z., Tolysbaev, B., & Shingisova, G. (2015). Research of plum drying process. *CBU International Conference Proceedings*, 3, 494–495. <https://doi.org/10.12955/cbup.v3.643>
111. Kyzy, K. I., Abdulazizov, T., & Murzakulova, B. (2024). Contents of microelements in dried Subkhoni apricot. *E3S Web of Conferences*, 537, 10005. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202453710005>
112. Labidi, O., Kouki, R., Hidouri, S., Bouzahouane, H., Caçador, I., Pérez-Clemente, R. M., & Sleimi, N. (2024). Impact of Nickel Toxicity on Growth, Fruit Quality and Antioxidant Response in Zucchini Squash (*Cucurbita pepo* L.). *Plants*, 13(17), 2361. <https://doi.org/10.3390/plants13172361>
113. Laghlimi, M., Baghdad, B., El Hadi, H., & Bouabdli, A. (2015). Phytoremediation mechanisms of heavy metal contaminated soils: A review. *Open Journal of Ecology*, 5(8), 375–388. <https://doi.org/10.4236/oje.2015.58031>
114. Lawal, K. K., Ekeleme, I. K., Onuigbo, C. M., Ikpeazu, V. O., & Obiekezie, S. O. (2021). A review on the public health implications of heavy metals. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 10(3), 255–265. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2021.10.3.0249>
115. Lee, J. Y., Tokumoto, M., & Satoh, M. (2025). Molecular Mechanisms of Cadmium-Induced Toxicity and Its Modification. *International journal of molecular sciences*, 26(15), 7515. <https://doi.org/10.3390/ijms26157515>
116. Lee, J., Hwang, I., Park, YS. et al. Occurrence and health risk assessment of antimony, arsenic, barium, cadmium, chromium, nickel, and lead in fresh fruits consumed in South Korea. *Appl Biol Chem* 66, 40 (2023). <https://doi.org/10.1186/s13765-023-00799-x>
117. Li, J., Jia, Y., Dong, R., Huang, R., Liu, P., Li, X., Wang, Z., Liu, G., & Chen, Z. (2019). Advances in the Mechanisms of Plant Tolerance to Manganese Toxicity. *International Journal of Molecular Sciences*, 20(20), 5096. <https://doi.org/10.3390/ijms20205096>
118. Li, R., Wu, H., Ding, J., Fu, W., Gan, L., & Li, Y. (2017). Mercury pollution in vegetables, grains, and soils from areas surrounding coal-fired power plants. *Scientific Reports*, 7, 46545. <https://doi.org/10.1038/srep46545>

119. Liang, G., Gong, W., Li, B., Zuo, J., Pan, L., & Liu, X. (2019). Analysis of heavy metals in foodstuffs and an assessment of the health risks to the general public via consumption in Beijing, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(6), 909. <https://doi.org/10.3390/ijerph16060909>
120. Lin, Z., Hou, M., Zhang, J., & Chen, W. (2023). The physicochemical attributes, volatile compounds, and antioxidant activities of five plum cultivars in Sichuan. *Foods*, 12(19), 3801. <https://doi.org/10.3390/foods12193801>
121. Loukola-Ruskeeniemi, K., Müller, I., Reichel, S., Jones, C., Battaglia-Brunet, F., Elert, M., Le Guédard, M., Hatakka, T., Hellal, J., Jordan, I., Kaija, J., Keiski, R. L., Pinka, J., Tarvainen, T., Turkki, A., Turpeinen, E., & Valkama, H. (2022). Risk management for arsenic in agricultural soil-water systems: lessons learned from case studies in Europe. *Journal of hazardous materials*, 424, 127677. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127677>
122. Luginina, E. A., & Egoshina, T. L. (2013). The peculiarities of heavy metals accumulation by wild medicinal and fruit plants. *Annals of Warsaw University of Life Sciences — SGGW. Forestry and Wood Technology*, 78, 105–113.
123. Ma, J. F., & Ling, H.-Q. (2009). Iron for plants and humans. *Plant and Soil*, 325(1–2), 1–3. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0203-y>
124. Magri, A., Malorni, L., Cozzolino, R., Adiletta, G., Siano, F., Picariello, G., Cice, D., Capriolo, G., Nunziata, A., Di Matteo, M., & Petriccione, M. (2023). Agronomic, physicochemical, aromatic and sensory characterization of four sweet cherry accessions of the Campania Region. *Plants*, 12(3), 610. <https://doi.org/10.3390/plants12030610>
125. Mahdavian, S. E., & Somashekar, R. K. (2009). Heavy Metal Contamination of Vegetables and Fruits from Bangalore City. *Nature Environment and Pollution Technology*, 8(4), 829–834.
126. Mahurpawar, M. (2015). Effects of heavy metals on human health. *International Journal of Research–Granthaalayah*, 1(7), 1–7.
127. Mania, M., Rebeniak, M., & Postupolski, J. (2019). Food as a source of exposure to nickel. *Roczniki Panstwowego Zakladu Higieny*, 70(4), 393–399. <https://doi.org/10.32394/rpzh.2019.0090>
128. Manning, T. J., & Grow, W. R. (1997). Inductively coupled plasma–atomic emission spectrometry. *The Chemical Educator*, 2(1), 1–5.

129. Mansour, N., & Mubarak, M. (2014). Improving yield, fruit quality and leaf mineral content of Navel orange trees with natural elements compound (NEC) and cobalt applications. *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences*, 14(4), 303–313. <https://doi.org/10.5829/idosi.ajeaes.2014.14.04.12428>
130. Manwani, G., Kumar, N., Sarkar, S., Daga, M. K., Singh, M. M., Joshi, T. K., & Khan, N. A. (2022). Heavy metal accumulation in fruits and vegetables and human health risk assessment: Findings from Maharashtra, India. *Environmental Health Insights*, 16, 11786302221119151. <https://doi.org/10.1177/11786302221119151>
131. Marković, M., Maletić, S., Đurović-Pejčev, R., & Gajić, G. (2020). Heavy metals and radon content in spring water of Kosovo. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 85(4), 515–526. <https://doi.org/10.2298/JSC191203010M>
132. Mawari, G., Kumar, N., Sarkar, S., Daga, M. K., Singh, M. M., Joshi, T. K., & Khan, N. A. (2022). Heavy Metal Accumulation in Fruits and Vegetables and Human Health Risk Assessment: Findings From Maharashtra, India. *Environmental health insights*, 16, 11786302221119151. <https://doi.org/10.1177/11786302221119151>
133. Mebane C. A. (2023). Bioavailability and Toxicity Models of Copper to Freshwater Life: The State of Regulatory Science. *Environmental toxicology and chemistry*, 42(12), 2529–2563. <https://doi.org/10.1002/etc.5736>
134. Mierczak, K., & Garus-Pakowska, A. (2024). An overview of apple varieties and the importance of apple consumption in the prevention of non-communicable diseases—A narrative review. *Nutrients*, 16(19), 3307. <https://doi.org/10.3390/nu16193307>
135. Minea, B., Rădulescu, C., Dulama, I., Bănica, A., Știrbescu, R.-M., & Stănescu, G. (2024). Determination of heavy metals content from citrus fruit peels. *Journal of Science and Arts*, 24(3), 725–734. <https://doi.org/10.46939/J.Sci.Arts-24.3-b06>
136. Mishra, A., Shukla, D., Vaghela, K., & Saraf, M. (2019). Copper: Its biological role and toxicity. *Journal of the Indian Botanical Society*, 98(1–2), 26–35.
137. Mishra, P., Woltering, E., Brouwer, B., & Hogeveen-van Echtelt, E. (2021). Improving moisture and soluble solids content prediction in pear fruit using near-infrared spectroscopy with variable selection and model updating approach. *Postharvest Biology and Technology*, 171. <https://doi.org/10.1016/j.postharvbio.2020.111348>

138. Mititelu, M., Neacșu, S. M., Busnatu, Ș. S., Scafa-Udriște, A., Andronic, O., Lăcraru, A.-E., Ioniță-Mîndrican, C.-B., Lupuliasa, D., Negrei, C., & Olteanu, G. (2025). Assessing Heavy Metal Contamination in Food: Implications for Human Health and Environmental Safety. *Toxics*, 13(5), 333. <https://doi.org/10.3390/toxics13050333>
139. Moharir, R. V. (2017). A review on the effects of heavy metals on human health. *IJSART*, 3(6), 1265–1268
140. Morais, S., Costa, F. G. E., & Pereira, M. L. (2012). Heavy metals and human health. In A. Özdemir (Ed.), *Environmental Health – Emerging Issues and Practice* (pp. 227–246). *InTech*. <https://doi.org/10.5772/29869>
141. Morris C. (1992). *Academic Press Dictionary of Science and Technology*. *Academic Press, San Diego*.
142. Motavali, A., Najafi, G. H., Abbasi, S., Minaei, S., & Ghaderi, A. (2013). Microwave-vacuum drying of sour cherry: Comparison of mathematical models and artificial neural networks. *Journal of Food Science and Technology*, 50(4), 714–722. <https://doi.org/10.1007/s13197-011-0393-1>
143. Moyo, N., Tavengwa, N., & Afolayan, A. J. (2020). Determination of Cd, Mn and Ni Accumulated in Fruits, Vegetables and Soil in the Thohoyandou Town Area, South Africa. *Water SA*, 46(2), 285–290. <https://doi.org/10.17159/wsa/2020.v46.i2.8244>
144. Mudgal, V., Madaan, N., Mudgal, A., Singh, R. B., & Mishra, S. (2010). Effect of toxic metals on human health. *The Open Nutraceuticals Journal*, 3, 94–99. <https://doi.org/10.2174/1876396001003010094>
145. Millaleo, R., Reyes-Díaz, M., Ivanov, A. G., Mora, M. L., & Alberdi, M. (2010). Manganese as essential and toxic element for plants: transport, accumulation and resistance mechanisms. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10(4), 476–494. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000200008>
146. Mukherjee, S., Leri, A. C., Bandaranayaka, C., Vázquez-Núñez, E., Barros, R., Ali Khan, A. H., Zhou, P., Zhang, T., Bernal, M. P., Clemente, R., & Bolan, N. (2025). Sustainable management of post-phytoremediation biomass. *Energy, Ecology and Environment*. <https://doi.org/10.1007/s40974-025-00364-w>
147. Nas, F. S., & Ali, M. (2018). The effect of lead on plants in terms of growing and biochemical parameters: A review. *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 3(4), 265–268. <https://doi.org/10.15406/mojes.2018.03.00098>

148. Neaman, A., Schoffer, J.-T., Navarro-Villarroel, C., Pelosi, C., Peñaloza, P., Dovletyarova, E. A., & Schneider, J. (2024). Copper contamination in agricultural soils: A review of the effects of climate, soil properties, and prolonged copper pesticide application in vineyards and orchards. *Plant, Soil and Environment*, 70(7), 407–417. <https://doi.org/10.17221/501/2023-PSE>
149. Nie, J., Kuang, L., Li, Z., Xu, W., Wang, C., Chen, Q., Li, A., Zhao, X., Xie, H., Zhao, D., Wu, Y., & Cheng, Y. (2016). Assessing the concentration and potential health risk of heavy metals in China's main deciduous fruits. *Journal of Integrative Agriculture*, 15(7), 1645–1655. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(16\)61342-4](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(16)61342-4)
150. Nitu, C. E., & Eremia, M. (2022). Research on the accumulation and transfer of heavy metals from the soil to berries. *INMATEH Agricultural Engineering*, 68(3), 726–734.
151. Nkwunonwo, U. C., Odika, P. O., & Onyia, N. I. (2020). A Review of the Health Implications of Heavy Metals in Food Chain in Nigeria. *The Scientific World Journal*, 2020, 6594109. <https://doi.org/10.1155/2020/6594109>
152. Noulas, C., Tziouvalekas, M., & Karyotis, T. (2018). Zinc in soils, water and food crops. *Journal of trace elements in medicine and biology. organ of the Society for Minerals and Trace Elements (GMS)*, 49, 252–260. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.02.009>
153. Odunlami, O. A., Ayeni, G. O., Olabode, O. O., Olabode, A. O., Oladimeji, T. E., Olaniyi, O. G., et al. (2024). Heavy metals in tree parts (roots, bark, leaves) and fruits grown in mechanic workshops in Nigeria. *Annals of Environmental Science and Toxicology*, 8(1), 57–63. <https://doi.org/10.17352/aest.000079>
154. Ohiagu, F. O., Chikezie, P. C., Ahaneku, C. C., & Chikezie, C. M. (2022). Human exposure to heavy metals: Toxicity mechanisms and health implications. *Material Science & Engineering International Journal*, 6(2), 78–87. <https://doi.org/10.15406/mseij.2022.06.00183>
155. Orellana, E., Custodio, M., Bastos, M. C., & Cuadrado, W. (2019). Lead in agricultural soils and cultivated pastures irrigated with river water contaminated by mining activity. *Journal of Ecological Engineering*, 20(8), 238–244. <https://doi.org/10.12911/22998993/111715>
156. Osemudiamen, E., Ogbeide, G., & Ogbeide, O. (2023). Nickel and vanadium in edible fruits and vegetables: Potential health risk or not? *NIPES Journal of Science and Technology Research*, 5(2), 92–101. <https://doi.org/10.5281/zenodo.8010133>

157. Osmanović, S., Huseinović, S., & Goletić, Š. (2014). Accumulation of heavy metals in the fruit and leaves of plum (*Prunus domestica* L.) in the Tuzla area. *Works of the Faculty of Forestry University of Sarajevo*, 44(2), 39–47. <https://www.researchgate.net/publication/349426709>
158. Pachura, P., Ociepa-Kubicka, A., & Skowron-Grabowska, B. (2016). Assessment of the availability of heavy metals to plants based on the translocation index and the bioaccumulation factor. *Desalination and Water Treatment*, 57(3), 1469–1477. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1017330>
159. Paltseva, A. A., Cheng, Z., McBride, M., Deeb, M., Egendorf, S. P., & Groffman, P. M. (2022). Legacy lead in urban garden soils: Communicating risk and limiting exposure. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 873542. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.873542>
160. Pandey, R., Dwivedi, M. K., Singh, P. K., Patel, B., Pandey, S. K., Patel, B. L., Patel, A., & Singh, B. (2016). Effluences of heavy metals, way of exposure and bio-toxic impacts: An update. *Journal of Chemistry and Chemical Sciences*, 6(5), 458–475.
161. Papadakis, I. E., Veneti, G., Chatzissavvidis, C., & Therios, I. (2018). Physiological and growth responses of sour cherry (*Prunus cerasus* L.) plants subjected to short-term salinity stress. *Acta Botanica Croatica*, 77(2), 197–202. <https://doi.org/10.2478/botcro-2018-0012>
162. Parker S. P. (1989). *McGraw-Hill Dictionary of Scientific and Technical Terms*. 4th ed., McGraw-Hill, New York.
163. Patil, H., Tank, R. V., Bennurmth, P., & Doni, S. (2018). Role of zinc, copper and boron in fruit crops: A review. *International Journal of Chemical Studies*, 6(1), 1040–1045
164. Paul, A., & Choudhury, B. (2022). A review on current status of essentiality and toxicity of nickel in food crops. *International Journal of Scientific Development and Research*, 7(5).
165. Pavelková, M., Vysloužil, J., Kubová, K., & Vetchý, D. (2018). Biological role of copper as an essential trace element in the human organism. *Česká a slovenská farmacie*, 67(4), 143–153. <https://doi.org/10.36290/csf.2018.021>
166. Pipoyan, D., Stepanyan, S., Beglaryan, M., Stepanyan, S., Mendelsohn, R., & Deziel, N. C. (2023). Health risks of heavy metals in food and their economic burden in Armenia. *Environment International*, 172, 107794. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107794>
167. Piskin, E., Cianciosi, D., Gulec, S., Tomas, M., & Capanoglu, E. (2022). Iron Absorption: Factors, Limitations, and Improvement Methods. *ACS omega*, 7(24), 20441–20456. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c01833>

168. Piwowarska, D., Kiedrzyńska, E., & Jaszczyszyn, K. (2024). A global perspective on the nature and fate of heavy metals polluting water ecosystems, and their impact and remediation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 54(19), 1436–1458. <https://doi.org/10.1080/10643389.2024.2317112>
169. Podsiki, C. (2008). Chart of Heavy Metals, Their Salts and Other Compounds. 2008. <http://www.conservation-us.org/docs/default-source/resource-guides/chart-of-heavy-metals-theirsalts-and-other-compounds-nbsp-.pdf>
170. Porkodi, G., Ramamoorthi, P., & Mansingh, D. I. (2023). Effects of iron on crops and availability of iron in soil: A review. *Biological Forum – An International Journal*, 15(6), 71–78
171. Pradeep, S. D., & Aishwarya, K. R. (2023). The role of copper in plants and its uptake and assimilation by plants. *Just Agriculture*, 3(5), 403–407
172. Prakash, S., & Verma, A. K. (2021). Arsenic: Its toxicity and impact on human health. *International Journal of Biological Innovations*, 3(1), 38–47.
173. Princewill, O. A. (2022). Risk assessment of heavy metal contamination in apples sold within Awka metropolis in Anambra State, Nigeria. *Journal of Applied Chemical Science International*, 13(2), 46–51. <https://doi.org/10.56557/JACSI/2022/v13i27516>
174. Prundeanu, I.M., Chelariu, C., Balaban, S., & Iancu, O.G. (2020). Distribution and Behaviour of Some Trace Elements as a Function of Apple Varieties in Northeastern Romania. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17.
175. Punshon, T., Jackson, B. P., Meharg, A. A., Warczack, T., Scheckel, K., & Guerinot, M. L. (2017). Understanding arsenic dynamics in agronomic systems to predict and prevent uptake by crop plants. *The Science of the total environment*, 581-582, 209–220. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.111>
176. Qureshi, Y. (2021). Impact of heavy metals consumption on human health: A literature review. *Journal of Pharmaceutical Research International*, 33(45A), 412–421. <https://doi.org/10.9734/JPRI/2021/v33i45A32760>
177. Rahim, M., Khan, S., Rehman, F., & Gul, S. (2020). Analysis of toxic heavy metal content of the most widely used fruits in Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Journal of Pure and Applied Sciences*, 31(2), 61–73. https://jps.usm.my/wp-content/uploads/2020/08/JPS-312_Art5-61-73.pdf

178. Rai, P. K., Lee, S. S., Zhang, M., Tsang, Y. F., & Kim, K. H. (2019). Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment international*, 125, 365–385. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>
179. Rao, R.-Y., Huang, W.-L., Yang, H., Shen, Q., Huang, W.-T., Lu, F., Ye, X., Yang, L.-T., Huang, Z.-R., & Chen, L.-S. (2025). Raising pH Reduces Manganese Toxicity in *Citrus grandis* (L.) Osbeck by Efficient Maintenance of Nutrient Homeostasis to Enhance Photosynthesis and Growth. *Plants*, 14(15), 2390. <https://doi.org/10.3390/plants14152390>
180. Reiland, H., & Slavin, J. (2015). Systematic review of pears and health. *Nutrition Today*, 50(6), 301–305. <https://doi.org/10.1097/NT.0000000000000112>
181. Rizwan, M., Usman, K., & Alsafran, M. (2024). Ecological impacts and potential hazards of nickel on soil microbes, plants, and human health. *Chemosphere*, 357, 142028. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142028>
182. Röllin, H. B. (2011). Manganese: Environmental pollution and health effects. In *Encyclopedia of Environmental Health* (pp. 617–629). *Elsevier*.
183. Rout, G. R., & Sahoo, S. (2015). Role of iron in plant growth and metabolism. *Reviews in Agricultural Science*, 3, 1–24. <https://doi.org/10.7831/ras.3.1>
184. Rusin, M., Domagalska, J., Rogala, D., Razzaghi, M., & Szymala, I. (2021). Concentration of cadmium and lead in vegetables and fruits. *Scientific Reports*, 11, 11913. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-91554-z>
185. Rusu, M., Cara, I. G., Filip, M., Calistru, A.-E., Țopa, D., & Jităreanu, G. (2023). Transfer of heavy metals in soil in-plum cultivation: A field study in Adamachi Iasi, Romania. *Journal of Applied Life Sciences and Environment*, 56(1), 59–74. <https://doi.org/10.46909/alse-561085>
186. Ryzhensko, N., Zhavryda, D., Bokhonov, Y., & Ryzhensko, D. (2021). Mercury contamination in soil, water, plants, and hydrobionts in Kyiv and the Kyiv region. *Polish Journal of Soil Science*, 54(2), 185–195. <https://doi.org/10.17951/pjss/2021.54.2.185>
187. Saif-Ud-Din, S., Ali, S., Hussain, S., Hussain, J., Ali, S., Hussain, M., & Luqman, M. (2022). Evaluation of heavy metal contamination in indigenous fruits and associated human health risk: Evidence from Fuzzy-TOPSIS approach. *Global NEST Journal*, 24(3), 435–444. <https://doi.org/10.30955/gnj.004236>

188. Šajin, R., Aliu, M., Stafilov, T., & Alijagić, J. (2013). Heavy metal contamination of topsoil around a lead and zinc smelter in Kosovska Mitrovica, Kosovo. *Journal of Geochemical Exploration*, 134, 1–16.
189. Salam, A., Afridi, M. S., Khan, A. R., Azhar, W., & Gan, Y. (2023). Cobalt induced toxicity and tolerance in plants: Insights from omics approaches. In *Heavy Metal Toxicity and Tolerance in Plants* (pp. 207–220). *John Wiley & Sons*. <https://doi.org/10.1002/9781119906506.ch10>
190. Salem, L., Saleh, M., & Abu Elenin, D. (2021). Effect of Biochar on Chemical Behavior and Radish Plant Uptake of Heavy Metals Grown in Polluted Soils. *Alexandria Science Exchange Journal*, 42(4), 1053-1067. doi: 10.21608/asejaiqjsae.2021.214106
191. Salminen, R., Batista, M. J., Bidovec, M., Demetriades, A., Vivo, B. D., Vos, W. D., Duris, M., Gilucis, A., Gregorauskiene, V., Halamic, J., Heitzmann, P., Lima, A., Jordan, G., Klaver, G., Klein, P., Lis, J., Locutura, J., Marsina, K., Mazreku, A., ... Tarvainen, T. (2005). *Geochemical Atlas of Europe. Part 1: Background Information, Methodology and maps*. Geological Survey of Finland. <https://pub.geus.dk/en/publications/geochemical-atlas-of-europe-part-1-background-information-methodo>
192. Samoo, F., Sohu, S. S., Mastoi, G. M., Jalbani, N., Kandhro, A. A., & Mastoi, N. H. (2018). Determination of essential and toxic metals from vegetables and fruits and their daily intake by the population of Hyderabad city, Pakistan. *Chemistry Food & Technology*, 1(1), 1–7
193. Sanjosé, I., Navarro-Roldán, F., Montero, Y., Ramírez-Acosta, S., Jiménez-Nieva, F. J., Infante-Izquierdo, M. D., Polo-Ávila, A., & Muñoz-Rodríguez, A. F. (2022). The Bioconcentration and the Translocation of Heavy Metals in Recently Consumed *Salicornia ramosissima* J. Woods in Highly Contaminated Estuary Marshes and Its Food Risk. *Diversity*, 14(6), 452. <https://doi.org/10.3390/d14060452>
194. Saraçoğlu, S., Tuzen, M., & Soylak, M. (2009). Evaluation of trace element contents of dried apricot samples from Turkey. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1–3), 647–652. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.011>
195. Sarma, H.H., Das, O., Saikia, A., & Talukdar, N. (2024). Impact of mercury contamination in soil and crop ecosystem with advanced approaches of mitigation: a review. *Plant Archives*. Vol. 24, No. 2, 2024 pp. 595-608
196. Sattar, S., Hussain, R., Aziz, S., Naz, J., Yahya, M., Ali, F., Khan, T., Sattar, T., Kalsoom, K., Rauf, Z., Nizami, A.-S., Ullah, R., & Shah, S. M. M. (2025). Mercury and its chemical balance in the

- soil environment. In S. Saud, S. Fahad, & D. Wang (Eds.), Beneficial elements for remediation of heavy metals in polluted soil (pp. 259–295). *Elsevier*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-26522-8.00010-6>
197. Sener, G. & Cantemur M.H (2023). Comparison of fruit quality criteria and heavy metal contents of strawberries grown in organic and conventional agriculture. *Applied Sciences*, 13 (13) 7919 <https://doi.org/10.3390/app13137919>
 198. Sette, P., Franceschinis, L., Schebor, C., & Salvatori, D. M. (2017). Monitoring mechanical, color and anthocyanin changes during rehydration of raspberry-based products. *Journal of Berry Research*, 7(1), 1–20. <https://doi.org/10.3233/JBR-170163>
 199. Shabrina, M. H., Fahrudin, F. & Samawi, M. F. (2025). Bioaccumulation and translocation of heavy metals mercury and lead in mangroves *Rhizophora apiculata* and *Sonneratia* sp. in the estuarine waters of Malili River. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 26(4), 88–96. <https://doi.org/10.12912/27197050/200653>
 200. Shah, S. T., Ahmad, N., Basit, A., Sajid, M., Jamal, A., Saeed, M. F., Iqbal, W., Seleiman, M. F., Radicetti, E., & Mancinelli, R. (2024). Optimizing biochemical and phytochemical attributes in peaches through foliar applications of silicon and zinc. *Horticulturae*, 10(10), 1031. <https://doi.org/10.3390/horticulturae10101031>
 201. Shahid, M., Shamshad, S., Rafiq, M., Khalid, S., Bibi, I., Niazi, N. K., Dumat, C., & Rashid, M. I. (2017). Chromium speciation, bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system: A review. *Chemosphere*, 178, 513–533. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.074>
 202. Shandana, S., Khan, A., Waqas, M., Nawab, J., Idress, M., Kamran, M., & Khan, S. (2024). Total arsenic contamination in soil, vegetables, and fruits and its potential health risks in the Chitral Valley, Pakistan. *International Journal of Sediment Research*, 39(2), 257–265. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2024.01.005>
 203. Sharma, A., Kapoor, D., Wang, J., Shahzad, B., Kumar, V., Bali, A. S., Jasrotia, S., Zheng, B., Yuan, H., & Yan, D. (2020). Chromium Bioaccumulation and Its Impacts on Plants: An Overview. *Plants (Basel, Switzerland)*, 9(1), 100. <https://doi.org/10.3390/plants9010100>
 204. Sharma, J. K., Kumar, N., Singh, N. P., & Santal, A. R. (2023). Phytoremediation technologies and their mechanism for removal of heavy metal from contaminated soil: An approach for a sustainable environment. *Frontiers in Plant Science*, 14, 1076876. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1076876>

205. Šijakova-Ivanova, T., Boev, B., Zajkova, V., Boev, I., & Karakaševa, E. (2018). Bioaccumulation and translocation factor of heavy metals in the plants *Linaria* sp., *Moricandia* sp. and *Viola lutea* Huds from the Alšar locality – Republic of Macedonia. *Geologica Macedonica*, 32(2), 143–156
206. Sikirić, B. B., Stajković-Srbinić, O. S., Saljnikov, E. R., Litvinovich, A. V., Jovković, M. V., & Mrvić, V. V. (2022). Microelements changes in leaves and fruits of raspberry (*Rubus idaeus* L.) under the influence of ameliorative measures. *International Journal of Fruit Science*, 22(1), 358–369. <https://doi.org/10.1080/15538362.2022.2040404>
207. Singh, H. P., Mahajan, P., Kaur, S., Batish, D. R., & Kohli, R. K. (2013). Chromium toxicity and tolerance in plants. *Environmental Chemistry Letters*, 11, 229–254. <https://doi.org/10.1007/s10311-013-0407-5>
208. Singh, P., & Pandey, A. (2024). Lead toxicity in plants: A review. *International Journal of Applied Research*, 10(7), 29–32. <https://doi.org/10.22271/allresearch.2024.v10.i7a.11860>
209. Siva Sai Kiran, B., & Raja, S. (2017). A review on inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) with a special emphasis on its applications. *Der Pharmacia Lettre*, 9(10), 44–54.
210. Slavin, J. L., & Lloyd, B. (2012). Health benefits of fruits and vegetables. *Advances in nutrition*, 3(4), 506–516. <https://doi.org/10.3945/an.112.002154>
211. Soceanu, A. (2009). Presence of heavy metals in fruits from *Prunus* genera. *Annals of Chemistry*, 20(1), 108–110.
212. Song, K. (2003). Determination of trace cobalt in fruit samples by resonance ionization mass spectrometry. *Microchemical Journal*, 75(3), 247–254. [https://doi.org/10.1016/S0026-265X\(03\)00052-3](https://doi.org/10.1016/S0026-265X(03)00052-3)
213. Šoštarić, T., Petrović, M. S., Milojković, J., Lacnjevac, C., Čosović, A., Stanojević, M., & Stojanović, M. (2015). Application of apricot stone waste from fruit processing industry in environmental cleanup: copper biosorption study. *Fruits*, 70(5), 271–280. <https://doi.org/10.1051/FRUITS/2015028>
214. Srivastava, D., Tiwari, M., Dutta, P., Singh, P., Chawda, K., Kumari, M., & Chakrabarty, D. (2021). Chromium Stress in Plants: Toxicity, Tolerance and Phytoremediation. *Sustainability*, 13(9), 4629. <https://doi.org/10.3390/su13094629>

215. Stafilov, T., Aliu, M., & Sajn, R. (2010). Arsenic in surface soils affected by mining and metallurgical processing in K. Mitrovica region, Kosovo. *International journal of environmental research and public health*, 7(11), 4050–4061. <https://doi.org/10.3390/ijerph7114050>
216. Stafilov, T., Sajn, R., Pancevski, Z., Boev, B., Frontasyeva, M. V., & Strelkova, L. P. (2010). Heavy metal contamination of topsoils around a lead and zinc smelter in the Republic of Macedonia. *Journal of hazardous materials*, 175(1-3), 896–914. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.094>
217. Starowicz, M., Wesołowski, M., & Granica, S. (2022). Phenolic compounds from apples: Reviewing their occurrence, absorption, metabolism, and health benefits. *Antioxidants*, 11(12), 2486. <https://doi.org/10.3390/antiox11122486>
218. Steingraber, L. F., Ludolph, C., Metz, J., Kierdorf, H., & Kierdorf, U. (2022). Uptake of lead and zinc from soil by blackberry plants (*Rubus fruticosus* L. agg.) and translocation from roots to leaves. *Environmental Advances*, 9, 100313. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100313>
219. Sterckeman, T., & Thomine, S. (2020). Mechanisms of cadmium accumulation in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 39(5), 401–437. <https://doi.org/10.1080/07352689.2020.1792179>
220. Suman, S., Kumar, M., & Sharma, S. K. (2017). Role of micronutrients (Fe, Zn, B, Cu, Mg, Mn and Mo) in fruit crops. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, 6(4), 1277–1282.
221. Takarina, N. D., & Tjong, G. P. (2017). Bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF) of heavy metals in mangrove trees of Blanakan fish farm. *Makara Journal of Science*, 21(2), 77–81. <https://doi.org/10.7454/mss.v21i2.7308>
222. Tamma, A. A., Lejcuś, K., Fiałkiewicz, W., & Marczak, D. (2025). Advancing Phytoremediation: A Review of Soil Amendments for Heavy Metal Contamination Management. *Sustainability*, 17(13), 5688. <https://doi.org/10.3390/su17135688>
223. Thornton I. (1995). Metals in the Global Environment-Facts and Misconceptions. ICME, Ottawa.
224. Tong, S., Yang, L., Gong, H., Wang, L., Li, H., Yu, J., Li, Y., Deji, Y., Nima, C., Zhao, S., Gesang, Z., Kong, C., Wang, X., & Men, Z. (2022). Bioaccumulation characteristics, transfer model of heavy metals in soil-crop system and health assessment in plateau region, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 241, 113733. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113733>
225. Tsonev, T., & Lidon, F. J. C. (2012). Zinc in plants – An overview. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 24(4), 322–333. <https://doi.org/10.9755/ejfa.v24i4.5474>

226. Tu, P., Tang, Q., Mo, Z., Niu, H., Hu, Y., Wu, L., Chen, Z., Wang, X., & Gao, B. (2023). Dietary administration of black raspberries and arsenic exposure: Changes in the gut microbiota and its functional metabolites. *Metabolites*, 13(2), 207. <https://doi.org/10.3390/metabo13020207>
227. U.S. Food and Drug Administration (FDA). (2013). Guidance for industry: Inorganic arsenic in rice cereals for infants—Action level. U.S. Department of Health and Human Services. <https://www.fda.gov>
228. UK Food Standards Agency. (2012). Arsenic speciation in fruit and vegetables grown in the UK. Food Standards Agency. <https://www.food.gov.uk>
229. Ullah, N., Hadi, F., Ullah, F., Ahmad, A., Ali, N., & Jan, A. U. (2017). Analysis of heavy metals (Pb and Cd) in soil, peach fruit and its accumulation in human blood. *International Journal of Agronomy and Agricultural Research (IJAAR)*, 10(4), 24–32. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/316171800>
230. Ungureanu, E. L., Mocanu, A. L., Stroe, C. A., Dută, D. E., & Mustățea, G. (2023). Assessing health risks associated with heavy metals in food: A bibliometric analysis. *Foods*, 12(21), 3974. <https://doi.org/10.3390/foods12213974>
231. Vasile, G., Artimon, M., Pele, M., Israel-Roming, F., & Iordache, O. (2009). Determination of lead and cadmium from apples using electrothermal atomic absorption spectrometry. *Lucrări Științifice U.Ș.A.M.V.B., Seria B*, 53, 511–516.
232. Velitchkova, N., Velichkov, S., & Daskalova, N. (2007). Inductively coupled plasma atomic emission spectrometry — Optimization of the operating conditions in the determination of trace elements in line-rich emission matrices. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 62(4), 356–364.
233. Vignati, M., Cerutti, A., Vitalini, S., & Iriti, M. (2022). Fruit development in sweet cherry (*Prunus avium* L.): Physiological and biochemical aspects. *Horticulturae*, 8(8), 694. <https://doi.org/10.3390/horticulturae8080694>
234. Vlad, S., Enache, T.-A., & Dumitriu, A. (2019). Consuming blackberry as a traditional nutraceutical resource from an area with high anthropogenic impact. *Scientific Papers. Series B, Horticulture*, 63(2), 541–546.
235. Vlček, V., & Pohanka, M. (2018). Adsorption of Copper in Soil and its Dependence on Physical and Chemical Properties. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 66(1), 219-224. doi: 10.11118/actaun201866010219

236. Wang, P., Yuan, Y., Xu, K., Zhong, H., Yang, Y., Jin, S., Yang, K., & Qi, X. (2021). Biological applications of copper-containing materials. *Bioactive Materials*, 6(4), 916–927. <https://doi.org/10.1016/j.bioactmat.2020.09.017>
237. Wang, P., Zhao, D., & Zhao, F. J. (2024). Toxic metals and metalloids in food: Current status, health risks, and mitigation strategies. *Current Environmental Health Reports*, 11(4), 468–483. <https://doi.org/10.1007/s40572-024-00462-7>
238. Wang, Z., & Lei, G. (2018). Study on penetration effect of heavy metal migration in different soil types. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 394(5), 052033. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/394/5/052033>
239. Wiczorek, J., Pietrzak, M., Osowski, A., & Wiczorek, Z. (2010). Determination of Lead, Cadmium, and Persistent Organic Pollutants in Wild and Orchard-Farm-Grown Fruit in Northeastern Poland. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 73(17–18), 1236–1243. <https://doi.org/10.1080/15287394.2010.492009>
240. Wilschefski, S. C., & Baxter, M. R. (2019). Inductively coupled plasma mass spectrometry: Introduction to analytical aspects. *Clinical Biochemist Reviews*, 40(3), 115–123.
241. Winarko, S. D., Ermadani, & Yanova, S. (2024). Lead and cadmium content in soil, oil palm fiber, and palm kernel in the oil palm plantation with mulch application. *Revista Verde*, 19(2), 95–99. <https://doi.org/10.18378/rvads.v19i2.10336>
242. Wisłocka, M.; Krawczyk, J.; Klink, A.; Morrison, L. Bioaccumulation of heavy metals by selected plant species from uranium mining dumps in the Sudety Mts., Poland. *Pol. J. Environ. Stud.* 2006, 15, 811–818.
243. Wojcieszek, J., Szymczycha-Madeja, A., Welna, M., & Pohl, P. (2020). Study of bioaccessibility of cobalt species in berries and seeds. *Journal of Analytical Science and Technology*, 11(1), 22. <https://doi.org/10.1186/s40543-020-00225-7>
244. Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*, 2011, 402647. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>
245. Xu, E., Liu, Y., Gu, D., Zhan, X., Li, J., Zhou, K., Zhang, P., & Zou, Y. (2024). Molecular Mechanisms of Plant Responses to Copper: From Deficiency to Excess. *International Journal of Molecular Sciences*, 25(13), 6993. <https://doi.org/10.3390/ijms25136993>

246. Xu, S., Yu, C., Wang, Q., Liao, J., Liu, C., Huang, L., Liu, Q., Wen, Z., & Feng, Y. (2022). Chromium Contamination and Health Risk Assessment of Soil and Agricultural Products in a Rural Area in Southern China. *Toxics*, 11(1), 27. <https://doi.org/10.3390/toxics11010027>
247. Yang, Y., Hassan, M. F., Ali, W., Zou, H., Liu, Z., & Ma, Y. (2025). Effects of Cadmium Pollution on Human Health: A Narrative Review. *Atmosphere*, 16(2), 225. <https://doi.org/10.3390/atmos16020225>
248. Yaqub, G., Khan, A., Ahmad, M. Z., & Irshad, U. (2021). Determination of concentration of heavy metals in fruits, vegetables, groundwater, and soil samples of the cement industry and nearby communities and assessment of associated health risks. *Journal of Food Quality*, 2021, Article ID 3354867. <https://doi.org/10.1155/2021/3354867>
249. Yuan, C., Li, Q., Sun, Z., & Sun, H. (2021). Effects of natural organic matter on cadmium mobility in paddy soil: A review. *Journal of Environmental Sciences*, 104, 204–215. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.11.016>
250. Zabergja-Ferati, F., Kerolli-Mustafa, M., & Abazaj, F. (2021). Heavy metal contamination and accumulation in soil and plant from mining area of Mitrovica, Kosovo. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107, 372–378. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03223-6>
251. Zahir, E., Naqvi, I.I. and Uddin, M.S. (2009) Market Basket Survey of Selected Metals in Fruits from Kara-Chi City (Pakistan). *Journal of Basic and Applied Sciences*, 5, 47-52.
252. Zahra, S., Noreen, S., Abid, R., Akram, A., Mahmood, S., Shah, T., & Alsahli, A. A. (2022). Comparative Morphology and Biochemical Analysis of Nickel Toxicity in Minor Fruit Species (*Grewia asiatica* L., *Syzgium cumini* (L.) Skeels and *Tamarindus indica* L.). *Agriculture*, 12(3), 323. <https://doi.org/10.3390/agriculture12030323>
253. Zakon o hrani, Republika Kosovo. https://old.kuvendikosoves.org/common/docs/ligjet/2009_03-L-016_sr.pdf
254. Zand, A. D., Rahmani, V., & Moradi, P. (2022). Phytoremediation capability and copper uptake of maize: Excessive Cu levels induce reactive oxygen species and interfere with plant's respiration and photosynthesis. *Agriculture*, 12(1), 7. <https://doi.org/10.3390/agriculture12010007>
255. Zogaj, M., Bresilla, B., & Maxhuni, A. (2023). Arsenic content and mobility in agricultural soils in two polluted areas in Kosovo. *Agriculture and Forestry*, 69(3), 179–186. <https://doi.org/10.17707/AgricultForest.69.3.12>

256. Zulfiqar, U., Haider, F. U., Ahmad, M., Hussain, S., Maqsood, M. F., Ishfaq, M., Shahzad, B., Waqas, M. M., Ali, B., Tayyab, M. N., Ahmad, S. A., Khan, I., & Eldin, S. M. (2023). Chromium toxicity, speciation, and remediation strategies in soil-plant interface: A critical review. *Frontiers in plant science*, 13, 1081624. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1081624>
257. Zeneli, V., Heta, G., Pavlova, V., & Pavlovska, G. (2024). Accumulation of heavy metals in apples and pears from the suburbs of Mitrovica, Kosovo. *Journal of Food Technology and Nutrition*, 7(13–14), 2700–2711. <https://doi.org/10.62792/ut.jftn.v7.i13-14.p2700>
258. Zeneli, V., Heta, G., Stamatovska, V., Pavlova, V., Trajkovska Petkoska, A., & Pavlovska, G. (2025). Manganese and nickel in berries and stone fruits from regions near smelter in Kosovo: insights for bioconcentration factor and daily intake rate. *Zywnosc Nauka Technologia Jakosc/Food Science Technology Quality*, 32(1), 88–100. <https://doi.org/10.15193/zntj/2025/142/532>
259. Zuzaku, I., Dhimitri, J., Sadiku, M., Halili, J., Ismajli, B., & Demaku, S. (2023). The ecological risk of contamination with toxic metals in soils around the Trepça complex, the Kosovo thermal power plants, and a new Co Ferronickeli complex. *Environment Protection Engineering*, 49(2), 5–19. <https://doi.org/10.37190/epe230201>
260. Zwolak, A., Sarzyńska, M., Szpyrka, E., & Stawarczyk, K. (2019). Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: A review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230, 164. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221-y>
261. Хета Ганимете, докторска дисертација (2025), Технолошко технички факултет, Велес, Универзитет “Св. Климент Охридски” Битола.
262. Зенели В. и Павловска Г. (2024) СОДРЖИНА НА ВОДА И СУВИ МАТЕРИИ ВО СЕЛЕКТИРАНИ ОВОШЈЕ ОД ТЕРИТОРИЈАТА НА СЕЛАТА ЗВЕЧАН, ФРАШЕР И ПОЛСКИ (Р. КОСОВО) Годишна конференција (летна сесија) на студенти на трет циклус студии за презентација на докторски проекти. Универзитет “Св. Климент Охридски” Битола. <https://eprints.uklo.edu.mk/id/eprint/9756/>
263. Зенели В. и Павловска Г. (2024) БИОКОНЦЕНТРАЦИЈА НА МАНГАН И НИКЕЛ ВО СЕЛЕКТИРАНИ ВИДОВИ ОВОШЈЕ ОД ОКОЛИНАТА НА КОСОВСКА МИТРОВИЦА Годишна конференција (зимска сесија) на студенти на трет циклус студии за презентација на докторски проекти. Универзитет “Св. Климент Охридски” Битола. <https://eprints.uklo.edu.mk/id/eprint/10327/>