УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ
ШУМАРСКИ ФАКУЛТЕТ

Соња Тошић Јојевић

БИОПРИСТУПАЧНОСТ И ПРОЦЕНА РИЗИКА САДРЖАЈА НИКЛА, ХРОМА И КОБАЛТА У ЗЕМЉИШТИМА СЛИВА РЕКЕ ЧЕМЕРНИЦЕ (ЗАПАДНА СРБИЈА)

докторска дисертација

Београд, 2026.

UNIVERSITY OF BELGRADE
FACULTY OF FORESTRY

Sonja Tošić Jojević

BIOACCESSIBILITY AND RISK ASSESSMENT OF NICKEL, CHROMIUM AND COBALT CONTENT IN SOILS OF THE ČEMERNICA RIVER BASIN (WESTERN SERBIA)

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2026

Ментор

др **Снежана Белановић Симић**, редовни професор
Универзитет у Београду, Шумарски факултет

Комисија

1. др **Јелена Белоица**, редовни професор
   Универзитет у Београду, Шумарски факултет
2. др **Ивана Бједов**, редовни професор
   Универзитет у Београду, Шумарски факултет
3. др **Предраг Миљковић**, доцент
   Универзитет у Београду, Шумарски факултет
4. др **Весна Мрвић**, научни саветник
   Институт за земљиште, Београд
5. др **Светлана Антић Младеновић**, ванредни професор
   Универзитет у Београду, Пољопривредни факултет

Датум одбране: _____

Захвалница

Неизмерну захвалност дугујем свом ментору, проф. др Снежани Белановић Симић, на безрезервној подршци, неуморној мотивацији и истрајности током израде ове дисертације. Хвала јој на поверењу и стручном вођству, а права је привилегија имати је за ментора.

Подједнако од срца захваљујем др Весни Мрвић, која је несебично уложила своје знање, искуство и време у свим фазама рада. Рад на тези са њом био је изузетно пријатно искуство, пуно стрпљења, разумевања и искрене топлине.

Члановима комисије, проф. др Јелени Белоици, проф. др Ивани Бједов, доц. др Предрагу Миљковићу и проф. др Светлани Антић-Младеновић, захваљујем на стручним саветима, корисним сугестијама и драгоценом доприносу овој дисертацији. Сарадња са њима била ми је велика част.

Посебну захвалност дугујем проф. др Ратку Кадовићу, који је веровао у мене од самог почетка, подржавао ме, мотивисао и гурао напред онда када је било најтеже. За генерације студената он је пример и надахнуће.

Хвала и проф. др Миодрагу Златићу на дивној сарадњи и великом утицају на моје напредовање у овој области.

Свим колегама и колегиницама из Института за земљиште хвала на свакој помоћи и охрабрењу.

Мојим родитељима, мојим првим узорима, хвала што су ми увек били ветар у леђа. Њихова животна борба, са пуно радости и среће, подстакла је и мене да се изборим за своје снове.

Изнад свега, хвала мом Жељку и деци, Лазару и Павлу, који су моја снага и срећа која ме је носила до последње странице.

Волим вас највише
и вама посвећујем ову дисертацију.

КЉУЧНА ДОКУМЕНТАЦИОНА ИНФОРМАЦИЈА

Редни број (РБ):	
Идентификациони број (ИБР):	
Тип документа (ТД):	Монографска публикација
Тип записа (ТЗ):	Текстуални штампани документ
Врста рада (ВР):	Докторска дисертација
Аутор (АУ):	Соња Тошић Јојевић, маст. инж. шумарства
Ментор / Ко-ментор (МН):	др Снежана Белановић Симић, редовни професор
Наслов рада (НР):	Биоприступачност и процена ризика садржаја никла, хрома и кобалта у земљиштима слива реке Чемернице (западна Србија)
Језик публикације (ЈЗ):	Српски / ћирилица
Језик извода (ЈИ):	Српски / енглески
Земља публиковања (ЗП):	Србија
Година (ГО):	2026
Издавач (ИЗ):	Ауторски репринт
Место и адреса (МА):	11030 Београд, Кнеза Вишеслава 1
Физички опис рада (бр. погл./стр./лит. навода/таб./сл./граф./прил.):	7 поглавља, 193 стране, 252 литературна навода, 51 табела, 25 графика, 16 слика
Научна област (НО):	Биотехничке науке
Ужа научна област:	Ерозија и конзервација земљишта и вода
Предметна одредница / кључне речи (ПО):	никл, хром, кобалт, серпентинит, слив реке Чемернице, биоприступачност, секвенцијална екстракција, лековите биљке, индекси загађења, процена ризика
УДК:	
Чува се (ЧУ):	Библиотека Шумарског факултета, Кнеза Вишеслава 1, 11030 Београд, Србија
Важна напомена (ВН):	Нема
Датум прихватања теме од стране НН:	18.02.2020.
Датум одбране (ДО):	
Чланови комисије (КО):	др Јелена Белоица, редовни професор Универзитет у Београду, Шумарски факултет др Ивана Бједов, редовни професор Универзитет у Београду, Шумарски факултет др Предраг Миљковић, доцент Универзитет у Београду, Шумарски факултет др Весна Мрвић, научни саветник Институт за земљиште, Београд др Светлана Антић Младеновић, ванредни професор Универзитет у Београду, Пољопривредни факултет

KEY WORD DOCUMENTATION

Accession number (ANO):	
Identification number (INO):	
Document type (DT):	Monograph documentation
Type of record (TR):	Textual printed document
Contents code (CC):	Doctoral dissertation
Author (AU):	Sonja Tošić Jojević, MSc in Forestry
Mentor (MN):	PhD Snežana Belanović Simić, Full Professor
Title (TI):	Bioaccessibility and risk assessment of nickel, chromium and cobalt content in soils of the Čemernica River basin (Western Serbia)
Language of text (LT):	Serbian (Cyrillic)
Language of abstract (LA):	Serbian (Cyrillic) / English
Country of publication (CP):	Serbia
Publication year (PY):	2026
Publisher (PU):	Author's reprint
Publication place (PP):	11030 Belgrade, Kneza Višeslava 1
Physical description (PD):	7 chapters, 193 pages, 252 references, 51 tables, 25 graphs, 16 picture
Scientific field (SF):	Biotechnical Sciences
Scientific discipline (SD):	Erosion and soil and water conservation
Subject / Key words (SKW):	nickel, chromium, cobalt, serpentinite, Čemernica River basin, bioaccessibility, sequential extraction, medicinal plants, pollution indices, risk assessment
UC:	
Holding data (HD):	Library of the Faculty of Forestry, Kneza Višeslava 1, 11030 Belgrade, Serbia
Note (N):	None
Accepted by Scientific Board on (ACB):	18.02.2020.
Defended on (DE):	
Thesis Defend Board (DB):	PhD Jelena Beloica, Full Professor University of Belgrade, Faculty of Forestry PhD Ivana Bjedov, Full Professor University of Belgrade, Faculty of Forestry PhD Predrag Miljković, Assistant Professor University of Belgrade, Faculty of Forestry PhD Vesna Mrvić, Principal Research Fellow Institute of Soil Science, Belgrade PhD Svetlana Antić Mladenović, Associete Professor University of Belgrade, Faculty of Agriculture

РЕЗИМЕ

Земљишта формирана на серпентинитима природно садрже високе концентрације никла (Ni), хрома (Cr) и кобалта (Co), што је потврђено у претходним студијама у сливу реке Чемернице и долини Западне Мораве. Полазећи од резултата досадашњих истраживања и применом интегрисаног приступа, у овој дисертацији постављени су следећи циљеви: утврђивање укупног и приступачног садржаја Ni, Cr и Co у најзаступљенијим типовима земљишта на различитим геолошким подлогама; утврђивање њихове хоризонталне и вертикалне дистрибуције, порекла и „background" вредности; испитивање облика хемијског везивања за чврсту фазу земљишта применом DTPA екстракције и BCR секвенцијалне екстракције; испитивање усвајања ових елемената у лековитим биљкама и њиховог садржаја у воденим екстрактима биљака; као и процена еколошког и здравственог ризика применом одговарајућих индекса (Ei, RI, EF, I_{geo}, RAC и HI).

Укупни садржаји сва три проучавана елемента значајно се разликују између типова земљишта, при чему су статистички значајно највише вредности утврђене у земљиштима образованим на серпентиниту. Насупрот томе, разлике у садржајима елемената у завиности од дубине нису статистичке значајне. Утврђен је низак садржај приступачних облика проучаваних елемената. Највећи део Ni и Cr чврсто је везан за силикате у резидуалној фракцији, док је кобалт претежно везан за оксиде и хидроксиде Fe и Mn. Садржаји проучаваних елемената у лековитим биљкама виши су од уобичајених референтних вредности, али углавном нижи од нивоа који се сматра токсичним, при чему је израженија акумулација забележена у корену. Врста *Odontarrhena chalcidica* издваја се као хиперакумулатор Ni. У воденим екстрактима биљака утврђене су знатне количине Ni и мање количине Co, док је садржај Cr испод границе детекције.

Добијени резултати указују на претежно геохемијско (литогено) порекло Ni, Cr и Co, уз слаб антропогени утицај, као и да је еколошки и здравствени ризик низак на већем делу подручја. Овакав закључак заснива се на ниској мобилности и биодоступности елемената, уједначености њихових садржаја по дубини, значајним међусобним корелацијама и ниским вредностима индекса загађења. За потребе даљег мониторинга издвојене су поједине локације са малим до умереним

потенцијалним загађењем, као и четири локације на земљиштима образованим на серпентинитима, на којима постоји потенцијални ризик од неканцерогених ефеката. Протокола са критеријумима и параметрима за оцену погодности и категоризацију ограничења коришћења земљишта, који су применљиви и на друга подручја са ултрамафитском подлогом.

Кључне речи: никл, хром, кобалт, серпентинит, слив реке Чемернице, биоприступачност, секвенцијална екстракција, лековите биљке, индекси загађења, процена ризика

Научна област: Биотехника

Ужа научна област: Ерозија и конзервација земљишта и вода

ABSTRACT

Soils developed on serpentinites naturally contain high concentrations of nickel (Ni), chromium (Cr), and cobalt (Co), as confirmed by previous studies in the Čemernica River catchment and the West Morava Valley. Building on previous research and adopting an integrated approach, this dissertation aims to: determine the total and available concentrations of Ni, Cr, and Co in the most widespread soil types developed on different geological substrates; investigate their horizontal and vertical distribution, origin, and background values; examine their chemical binding forms in the solid soil phase using DTPA extraction and BCR sequential extraction; assess the uptake of these elements by medicinal plants and their concentrations in aqueous plant extracts; and evaluate ecological and human health risks using appropriate indices (Ei, RI, EF, Igeo, RAC, and HI).

The total concentrations of all three investigated elements differ significantly among soil types, with statistically significantly higher values recorded in soils developed on serpentinites. In contrast, differences in element concentrations with respect to soil depth are not statistically significant. The available fractions of the investigated elements occur at low concentrations. Most of the Ni and Cr is strongly bound to silicates in the residual fraction, whereas Co is predominantly associated with Fe and Mn oxides and hydroxides. The concentrations of the investigated elements in medicinal plants are higher than commonly reported reference values, but generally remain below levels considered toxic, with more pronounced accumulation occurring in the roots. The species *Odontarrhena chalcidica* is identified as a Ni hyperaccumulator. Aqueous plant extracts contain considerable amounts of Ni and smaller amounts of Co, whereas Cr concentrations are below the detection limit.

The results indicate that Ni, Cr, and Co are predominantly of geogenic (lithogenic) origin, with a minor anthropogenic contribution, and that ecological and human health risks are low across most of the study area. This assessment is supported by the low mobility and bioavailability of the elements, the relatively uniform distribution of their concentrations with depth, significant inter-element correlations, and low pollution index values. Several

locations exhibiting low to moderate potential contamination are identified for further monitoring, along with four locations on serpentinite-derived soils where a potential risk of non-carcinogenic effects exists. Based on the results obtained, a Protocol has been proposed with criteria for assessing soil suitability for medicinal plant cultivation, food production, grazing and remediation, which are also applicable to other areas with ultramafic substrate.

Keywords: nickel, chromium, cobalt, serpentinite, Čemernica River catchment, bioaccessibility, sequential extraction, medicinal plants, pollution indices, risk assessment

Scientific Field: Biotechnical Sciences

Narrower Scientific Field: Erosion and Soil and Water Conservation

САДРЖАЈ

1. УВОД 1

1.1. Значај и циљ истраживања 5

2. ПРЕГЛЕД И АНАЛИЗА ПОСТОЈЕЋЕ ЛИТЕРАТУРЕ 7

2.1. Извори загађивања земљишта потенцијално токсичним елементима 7

2.2. Садржај Ni, Cr и Co у земљишту 10

2.3. Садржај Ni, Cr и Co у лековитим биљкама 15

3. ОСНОВНЕ КАРАКТЕРИСТИКЕ ПРОУЧАВАНОГ ПОДРУЧЈА 19

3.1. Просторни положај и конфигурација проучаваног подручја 19

3.2. Геолошке и педолошке карактеристике проучаваног подручја 21

3.3. Начин коришћења земљишта у сливу и вегетација 24

3.4. Климатске карактеристике проучаваног подручја 27

4. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ ИСТРАЖИВАЊА 28

4.1. Теренска истраживања 28

4.2. Истраживање физичких и хемијских особина земљишта 30

4.3. Методе одређивања садржаја ПТЕ у земљишту и биљкама 31

4.3.1. Садржај ПТЕ у земљишту 31

4.3.1.1. Укупни садржај и приступачни садржаји (DTPA екстракција) 31

4.3.1.2. Метода BCR секвенцијалне екстракције 32

4.3.2. Садржај ПТЕ у биљкама 32

4.4. Примена математичких, статистичких и геостатистичких метода 33

4.4.1. Методе за одређивање природног фона потенцијално токсичних елемената у земљишту 33

4.4.2. Методе прорачуна индекса за процену контаминације земљишта 34

4.4.2.1. Индекс за процену ризика биодоступности и мобилности (RAC) . 34

4.4.2.2. Индекс еколошког ризика (Ecological Risk Index – Ei) 34

4.4.2.3. Индекс укупног еколошког ризика (енгл. Risk Index – RI) 35
4.4.2.4. Фактор обогаћења (Enrichment factor – EF) 35
4.4.2.5. Геоакумулациони индекс 36
4.4.2.6. Индекс здравственог ризика 36
4.4.2.7. Транслокациони фактор (TF), биоконцентрациони фактор (BCF) и биоакумулациони фактор (BAF) 37
5. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА 38
5.1. Основни параметри физичких и хемијских карактеристика земљишта 38
5.1.1. Земљишта и биљне заједнице огледних површина 49
5.1.1.1. Биолошки спектар истраживаних биљних заједница и еколошка анализа заједница 60
5.2. Садржај ПТЕ у земљиштима слива реке Чемернице 64
5.2.1. Хоризонтални (просторни) распоред укупних садржаја ПТЕ на испитиваном подручју 64
5.2.2. Вертикална дистрибуција укупник садржаја ПТЕ по профилима 73
5.2.3. Садржај приступачних ПТЕ екстрахованих са DTPA – хоризонтални и вертикални распоред 77
5.2.4. Садржај ПТЕ у земљишту огледних поља 80
5.3. Хемијске форме везивања Ni, Cr и Co у проучаваним земљиштима 83
5.3.1. Сума проучаваних фракција ПТЕ (∑ F1 – F4) 84
5.3.2. Фракције везивања Ni, Cr и Co у проучаваним земљиштима 87
5.4. Садржај ПТЕ у лековитим биљкама 93
5.4.1. Садржај ПТЕ у лековитим биљкама (сува маса) 93
5.4.2. Садржај Ni, Cr и Co у воденом екстракту лековитих биљака 100
5.5. Утицај својстава земљишта на концентрацију ПТЕ 107
5.5.1. Вредности „background“ садржаја Ni, Cr и Co 107
5.5.2. Утицај својства земљишта на укупне садржаје ПТЕ 112

5.5.3. Утицај својства земљишта на приступачни садржај ПТЕ 116

5.5.4. Утицај својстава проучаваних типова земљишта на хемијске форме везивања Ni, Cr и Co 120

5.5.5. Индекс за процену ризика биодоступности и мобилности Ni, Cr и Co (RAC) 126

5.5.6. Утицај садржаја ПТЕ у земљиштима на садржај у биљкама 126

5.5.6.1. Транслокациони фактор Ni, Cr и Co у биљкама 126

5.5.6.2. Биоконцентрациони и биоакумулациони фактор 128

5.5.6.3. Однос садржаја елемената у биљци и воденом екстракту 130

5.5.7. Индекси загађења 131

5.5.7.1. Индекси еколошког ризика Ei и укупног еколошког ризика (RI) 132

5.5.7.2. Фактор обогаћења (Enrichment factor – EF) 132

5.5.7.3. Геоакумулациони индекс 135

5.5.8. Индекс здравственог ризика 138

6. Процена ризика садржаја Ni, Cr и Co на биоприступачност у земљиштима слива реке Чемернице 141

7. ЛИТЕРАТУРА 147

1. УВОД

Земљиште је природни, сложен, динамички систен, који има значајну улогу у функционисању копнених екосистема. Као површински део литосфере, земљиште учествује у кружењу воде и биогених елемената, трансформацији и задржавању различитих материја, обезбеђује услове за раст биљака и представља станиште бројним организмима. Истовремено, земљиште има важну улогу у регулисању и одржавању бројних екосистемских процеса и функција.

Декларацијом о земљишту, усвојеном 2015. године у Бечу (IUSS) и Новом Саду (СДПЗ), земљиште је препознато као необновљив природни ресурс од кључног значаја за одрживи развој. Очување земљишних ресурса и њихово одрживо коришћење захтевају примену одговарајућих система управљања, заснованих на очувању природних функција земљишта и спречавању његове деградације. У том смислу, неопходно је сагледавати утицаје антропогених активности на земљиште не само у контексту промена његовог квалитета и функција, већ и кроз њихове непосредне и посредне ефекте на остале компоненте животне средине.

На садржај никла (Ni), хрома (Cr) и кобалта (Co) у земљиштима, пре свега у земљиштима на серпентиниту, значајан утицај има геолошка подлога, односно матична стена, која је природно богата овим елементима (Tošić Jojević et al., 2024). Ова земљишта заузимају око 1 % укупне површине копна, док у Републици Србији чине око 0,3 % територије. Без обзира на порекло потенцијално токсичних елемената (ПТЕ), повишене концентрације могу довести до контаминације земљишта, док се о загађењу говори када њихове концентрације и својства представљају стваран или потенцијалан штетан ризик за животну средину и здравље људи. Контаминација земљишта односи се на присуство штетних супстанци (хемикалија, тешких метала, органских и неорганских полутаната) у земљишту у концентрацијама које премашују природне или дозвољене нивое, али најчешће, без видљивих или мерљивих негативних ефеката (Saljnikov et al., 2019; Belanović Simić et al., 2023). У даљем тексту користиће се термин ПТЕ (потенцијално токсични елементи), који обухвата елементе који се у литератури често означавају и као тешки метали или штетни микроелементи.

Са напретком цивилизације и повећањем броја становника, наступио је развој индустријализације и пољопривредне производње, а што је убрзало процесе деградације земљишта, затим повећања емисија киселих оксида, садржаја ПТЕ и њихову акумулацију у свим деловима екосистема.

Процена ризика од загађења је сложен и вишеструк процес, који обухвата дефинисање извора загађења, путеве и начине трансформације загађујућих материја, као и квантификовање ризика који су повезани са изворима и њиховим високим концентрацијама (Belanović Simić, 2017). Потенцијално токсични елементи могу, у релативно ниским концентрацијама, изазвати поремећај у физиолошко-биохемијским процесима биљака, смањење прираста и приноса, а преко ланаца исхране утицати негативно и на животиње и људе.

На састав и квалитет земљишта, укључујући и присуство и дистрибуцију потенцијално токсичних елемената, утичу бројни природни и антропогени фактори. Никл, хром и кобалт издвајају се као елементи чије су концентрације и дистрибуција у земљишту у значајној мери условљене карактеристикама матичног супстрата. Њихов садржај у земљишту варира у зависности од геолошке подлоге, педогенетских процеса и антропогених фактора. За очување животне средине од великог је значаја познавање усвајања, транспорта, дистрибуције, акумулације и физиолошког дејства тих елемената на живе системе.

Никл, хром и кобалт се посебно јављају у великим количинама у ултрабазичним стенама, где се везују за феромагнезијумске минерале путем изоморфне супституције (Kabata Pendias, 2011; Lago-Vila et al., 2015). Метаморфне и седиментне стене, настале распадањем, транспортом, таложењем и трансформацијом материјала из ултрабазичних стена, садрже високе нивое Ni, Cr и Co, као и Fe, Mn и Mg (Антић Младеновић, 2004; Mrvić et al., 2013; Dozet i sar., 2011; Poznanović Spahić et al., 2018; Rinklebe et al., 2016). Смањењем садржаја феромагнезијумских минерала и других компоненти које носе Cr, Ni и Co у подлози, природни садржај опада, тако да киселе магматске стене, пешчари и кречњаци имају најниже концентрације елемената (Kabata Pendias, 2011).

Поред природног садржаја, бројне антропогене активности доприносе присуству ових елемената у земљишту. Примарни антропогени извори Ni, Cr и Co у земљишту

укључују индустријске и енергетске објекте, саобраћај и интензивне пољопривредне мере, наводњавање контаминираном водом, као и неадекватно одлагање органског, индустријског и комуналног отпада и отпадних вода (Rakesh et al., 2021; Belanović Simić et al., 2023). У истраживаном подручју, унутар града Чачка, периодично праћење услова животне средине бележи концентрације PM10 фракција и таложних материја (које садрже проучаване елементе) које прелазе дозвољене и толерантне границе у ваздуху. Измерене вредности повезане су са емисијама издувних гасова возила и постројења за производњу топлотне енергије(LEAP Čačak, 2003).

Одређивање порекла ПТЕ је важно јер они који потичу из геохемијских извора углавном се налазе у облицима са ниском покретљивошћу у земљишту (попут оксида, сулфида и силиката), док су елементи из антропогених извора често присутни у облицима који су покретљивији (раствор земљишта, изменљиво адсорбовани, у растворљивим органским комплексима)и тиме приступачнији за трансфер у друге делове животне средине вода, ваздух, живи свет (Hooda, 2010).

Различите методе се користе за одређивање хемијских облика везивања елемената у земљишту, међу којима је секвенцијална хемијска метода. Више аутора наводи да је овом методом доказано да се Ni у незагађеним земљиштима налази у резидуалној фракцији (Антић Младеновић, 2004; Rinklebe и Shaheen, 2017; Sasmaz и Yaman, 2006). Око 50 % Ni у земљиштима и седиментима може бити везано за резидуалну фракцију, 20 % за фракцију оксида Fe/Mn, док се остатак налази у фракцији која садржи карбонате, изменљиво адсорбоване јоне и органску материју (Jordán et al., 2009). Концентрације Cr у резидуалној фракцији су често више од концентрација Ni у тој фракцији, јер се Cr налази у минералима отпорнијим на разградњу (Shaheen et al., 2017). Поред тога, мобилност хрома (Cr) изражениje је условљена вредностима реакције земљишта (pH) и редокс-потенцијала (Eh), при чему је опсег услова у којима је Cr мобилан ужи него код никла (Ni), што може утицати његовој већој заступљености у резидуалној фракцији (Hooda, 2010; Rinklebe и Shaheen, 2017; Sasmaz и Yaman, 2006; Jordán et al., 2009; Shaheen et al., 2017; Pushkar et al., 2021; Ao et al., 2022). С друге стране, у загађеним земљиштима, елементи су присутнији у приступачним фракцијама у поређењу са незагађеним земљиштима (Okoli et al., 2021). У земљиштима под утицајем муља отпадних вода

примећен је значајан пораст Cr повезаног са хидроксидима и органском материјом (Kabata Pendias, 2011).

Поред секвенцијалне анализе, биодоступност и екотоксичност елемената могу се утврдити методама појединачне екстракције, попут метода са јаким хелатирајућим екстракционим реагенсима, као што је DTPA (diethylene triamine pentaacetic acid). Садржаји елемената екстраховани DTPA варирају у различитим земљиштима у зависности од pH вредности земљишта, редокс услова, садржаја и типа органске материје и глине (Kabata Pendias, 2011; Hooda, 2010). Применом овог екстрактанта, у већини испитаних земљишта, мање се Ni и Co екстрахује у поређењу са најмобилнијом фракцијом одређеној секвенцијалном анализом (Rinklebe и Shaheen, 2017).

На основу истраживања земљишта на серпентинитима, закључено је да Co, у поређењу са Cr и Ni, има знатно виши афинитет према фракцији оксида Mn у земљишту (Okoli et al., 2021; Tashakor et al., 2017). Одређивање порекла и покретљивости елемената је од посебне важности у земљиштима богатим ПТЕ, јер она потенцијално имају већи штетни утицај на животну средину.

Земљиште, као незаменљив природни ресурс, има кључну улогу у подршци не само продуктивности биосфере, већ и здравља људи путем својих интеракција са биљним светом. Лековите биљке, које представљају извор здравствене заштите за велики део светске популације, имају способност да апсорбују ПТЕ из земљишта. Њихови препарати и екстракти, богати активним састојцима попут етеричних уља, витамина и гликозида, често су значајан део традиционалних лекова. Присуство потенцијално токсичних елемената (РТЕ) у земљишту може утицати на безбедност биљних производа који се користе у исхрани. Биљке могу усвајати ове елементе из земљишта и преносити их у своје надземне и подземне делове, што може довести до њиховог негативног утицаја на здравље људи и животиња (Ranđelović, 2015).

Контрола садржаја микроелемената у биљкама и биљним препаратима је неопходна како би се спречили евентуални штетни ефекти услед њиховог коришћења (Nookabkaew et al., 2006). Усвајање микроелемената зависи од генетских карактеристика биљке, структуре кореновог система и услова средине (Alloway, 1995; Обратов Петковић и сар., 2008). Биљке могу пасивно усвајати ПТЕ

продирањем воде, или активно, уз помоћ транспортних протеина смештених у мембрани ћелија корена (Malovac, 2017).

1.1. Значај и циљ истраживања

У западној Србији, у сливу реке Чемернице и долини Западне Мораве, претходне студије су показале повишене концентрације Ni и Cr у земљиштима (Мрвић и сар., 2009; Čakmak et al., 2018; Vasić et al., 2024). На овом подручју, серпентинитске стене се налазе у северним и централним деловима слива реке Чемернице, што утиче на цело подручје. Поред тога, присутно је антропогено загађење са главних путева (интензиван локални и транзитни саобраћај, укључујући аутопут А1, део европске мреже путева), интензивна пољопривредна производња (коришћење хемикалија у производњи повртарских, ратарских и воћарских засада), као и урбанизација (град Чачак са постројењима за производњу топлотне енергије) (LEAP Čačak, 2003).

Иако су појединачна истраживања указала на повишене садржаје Ni и Cr у земљиштима западне Србије, недостају интегрисана истраживања која истовремено разматрају њихов укупан и приступачни садржај, хемијске форме везивања, вертикалну и хоризонталну (просторну) дистрибуцију, као и трансфер из земљишта у биљке у условима различитих геолошких подлога.

Циљеви ове докторске дисертације су: одређивање садржаја Ni, Cr и Co у најзаступљенијим типовима земљишта на различитим геолошким подлогама са хоризонталном и вертикалном дистрибуцијом на територији слива реке Чемернице ради утврђивања њихове динамике под различитим условима животне средине и утврђивање њиховог порекла. Такође, докторска дисертација има за циљ да испита облике хемијског везивања ових елемената за чврсту фазу земљишта, коришћењем метода појединачне (DTPA) и секвенцијалне (BCR) екстракције како би се проценила њихова приступачност, геохемијска приступачност и потенцијална мобилност у променљивим условима животне средине. Процена токсиколошког и еколошког утицаја уз коришћење индекса који представљају индиректне показатеље потенцијалног ризика.. Поред тога, циљ дисертације је и процена утицаја повећаног садржаја елемената у различитим типовима земљишта и последице по животну средину на основу нивоа контаминације подручја и фактора

обогаћења земљишта. На крају, циљ је и дефинисање зона ризика услед повишених концентрација Ni, Cr и Co на сливном подручју реке Чемернице.

Значај ових истраживања огледа се у анализи геохемијске дистрибуције Ni, Cr и Co у проучаваним типовима земљишта, као последици геолошке подлоге са високим концентрацијама ових елемената, што до сада није довољно истражено. Посебан значај и новина ових истраживања јесте у анализи облика везивања кобалта за компоненте земљишта, које показују специфичне карактеристике у поређењу са другим елементима. Поред тога, комбинација различитих метода, укључујући и методе појединачне и секвенцијалне екстракције, прорачуне различитих индекса приступачности и загађења и анализа података по дубини земљишта, анализа усвајања елемената у биљкама, омогућила је свеобухватније и детаљније разумевање порекла, биодоступности и утицаја ових елемената на животну средину у специфичним условима слива Чемернице. Због сличности геолошких формација слива реке Чемернице и одређеног дела слива реке Западне Мораве, ова истраживања пружају могућност интерпретације порекла потенцијално токсичних елемената (ПТЕ) за цео слив Западне Мораве. Резултати такође доприносе ширем разумевању механизама дистрибуције и покретљивости ПТЕ, посебно у подручјима са сличним геолошким карактеристикама.

Основне хипотезе истраживања:

1. Дистрибуција укупних форми ПТЕ у земљишту зависи од њиховог порекла и типа земљишта. У земљиштима формираним на серпентинитима и перидотитима садржај Ni, Cr и Co се са дубином у профилу повећава, док је у алувијалним земљиштима због различитог састава наноса и већег антропогеног утицаја неуједначен распоред по дубини.
2. Мобилност ПТЕ у земљишту зависи од физичко-хемијских својстава земљишта, посебно реакције средине.
3. Приступачност Ni, Cr и Co зависи од њиховог порекла, мање су приступачни у земљиштима формираним на серпентинитима и перидотитима.
4. Усвајање Ni, Cr и Co од стране лековитих биљака зависи од типа земљишта, хемијских својстава земљишта, као и од приступачних садржаја ПТЕ у земљишту.

2. ПРЕГЛЕД И АНАЛИЗА ПОСТОЈЕЋЕ ЛИТЕРАТУРЕ

2.1. Извори загађивања земљишта потенцијално токсичним елементима

Опстанак људског друштва зависи од продуктивности земљишта, које представља динамичан живи систем, који се мења и еволуира са променама услова средине (Farago, 1994). Земљиште је, због тога, један од најважнијих природних ресурса, који се споро образује, а процесима деградације брзо уништава, чиме се дугорочно смањује његова продуктивност и угрожава функционисање екосистема (Kadović, 1999; Kadović и Белановић, 2005).

Загађење земљишта потенцијално токсичним елементима (ПТЕ) се може дефинисати као присуство елемената (метала и металоида) у оним количинама које би могле имати штетан утицај на живе организме (Adriano, 2001). Термини загађење и контаминација често се користе као синоними, али их Међувладин технички одбор за земљиште (ITPS) јасно разликује: загађење земљишта подразумева присуство супстанце у концентрацији вишој од природне („background“), која може имати негативне ефекте на рецепторе у земљишту, док се контаминација односи на присуство у концентрацији вишој од природне, али без обавезно штетног ефекта (Rodríguez-Eugenio et al., 2018; Белановић Симић, 2022). Исту разлику наводе и Kabata Pendias и Pendias (2011), уз напомену да загађење подразумева антропогено порекло повишених садржаја ПТЕ. Земљиште је крајњи и најзначајнији рецептор ПТЕ у терестричним екосистемима (Kadović и Knežević, 2002), тако да, не само што акумулира полутанте, већ представља и пуфер којим се контролише пренос хемијских елемената и једињења у атмосферу, хидросферу и живу материју. За очување животне средине од великог је значаја познавање усвајања, транспорта, дистрибуције, акумулације и физиолошког дејства елемената на живе системе.

Полутанти у земљишту могу потицати из природних извора, попут разградње минерала матичног супстрата, или из антропогених активности, укључујући индустријску емисију штетних гасова и честица, пољопривредне и рударске делатности, као и испуштање нетретираног комуналног отпада у чврстом или течном облику (Мрвић и сар., 2009; Galán, 2014).

Природно порекло ПТЕ у земљиштима потиче из литосфере, односно стена и минерала који чине Земљину кору. Природно повишени садржаји појединих ПТЕ, посебно Ni, Cr и Co, карактеристични су за земљишта образована на ултрабазичним стенама, укључујући серпентините. Седиментне стене су значајнији матични супстрат и садрже минерале попут глине и $CaCO_3$, који адсорбују метале. Због своје структуре и минералног састава, седиментне стене често садрже ПТЕ, чинећи их важним извором ових елемената у земљиштима (Tashakor et al., 2017). Метали везани у кристалним решеткама нису доступни биљкама, док они адсорбовани на површини минерала и земљишних честица могу прећи у земљишни раствор. Главни извори елемената су минерали из руда с високим концентрацијама тих елемената.

Интензиван напредак науке и технологије у последњим деценијама, заједно са убрзаном индустријализацијом, урбанизацијом градских средина, хемизацијом и интензификацијом пољопривредне производње, представља главне антропогене факторе загађења и деградације земљишта (Белановић Симић, 2022). Различита истраживања показала су да су земљишта у урбаним и индустријским областима широм света често изразито загађена, са веома високим садржајем ПТЕ.

Сагоревање фосилних горива, рударске активности, као и примена минералних ђубрива, пестицида и хербицида, убрајају се у најзначајније антропогене изворе загађења у урбаним, приградским и пољопривредним подручјима. Ови фактори доприносе значајном повећању концентрације ПТЕ у земљишту, која често премашује нивое карактеристичне за природне геолошке услове (Li et al., 2014; Pavlović et al., 2021; Wang et al., 2022).

Приликом разматрања утицаја различитих врста загађивача, ПТЕ се издвајају као штетни због своје токсичности при одређеним концентрацијама и ограничене способности разградње у биолошким системима (Yan et al., 2012). Због претходно наведених фактора, као што су развој технике, технологије и интензивирање пољопривредне производње, ПТЕ се у значајној мери акумулирају у земљишту (Duffus, 2002; Hooda, 2010). Након тога, они улазе у ланац исхране кроз биљке које их апсорбују из земљишта (Säumel et al., 2012; Li et al., 2014), чиме могу да

представљају потенцијални ризик по људско здравље (Poggio et al., 2009; Boostani et al., 2020).

На доступност и дистрибуцију потенцијално токсичних елемената (ПТЕ) у екосистему утиче велики број биотичких и абиотичких фактора. Ови елементи у земљишту постају покретљиви и доступни у зависности од геохемијских својстава матичног супстрата, климатских услова, pH вредности, способности размене (изменљивости) катјона и анјона, садржаја органске материје и активности земљишних микроорганизама (Čakmak et al., 2010; Čakmak et al., 2018; Milačič et al., 2017; Herrero et al., 2018).

Биодоступност и токсичност елемената у природи првенствено зависе од концентрације, а концентрација од њихових облика везивања у земљишту. Анализа укупних концентрација често може довести до прецењивања или потцењивања стварног ризика за животну средину. Реалнији приступ подразумева одређивање хемијски приступачних фракција, што омогућава бољу процену стварног ризика (Yu et al., 2021; Buccolieri et al., 2010). Секвенцијална екстракција пружа могућност да се идентификују главне фракције у којима су потенцијално токсични елементи присутни, као што су јони растворени у води, елементи везани за карбонате, оксиде или органску материју. Ова метода је кључна за утврђивање не само тренутног већ и потенцијалног ризика од ПТЕ у земљишту, што омогућава боље планирање мера заштите животне средине (Shaheen et al., 2017; Gabarron et al., 2019).

У циљу очувања квалитета животне средине неопходно је развијати превентивне мере и стратегије за смањење загађења потенцијално токсичним елементима (ПТЕ), нарочито у подручјима брзе урбанизације и индустријализације. Степен загађења утврђује се применом различитих индекса, као што су индекс загађења (PI), фактор обогаћења (EF), индекс гео-акумулације (Igeo) и индекс здравственог ризика за човека (HI). Ови индекси пружају кључне информације о геохемијским карактеристикама подручја, стању животне средине и потенцијалним ризицима по здравље људи, што доприноси ефикаснијем управљању земљишним ресурсима (Shi et al., 2023; Tošić Jojević et al., 2024; Mihajlović i sar., 2025).

2.2. Садржај Ni, Cr и Co у земљишту

Никл је прелазни метал са атомским бројем 28 и хемијским симболом Ni.н. У природном стању, никл се обично налази у форми сулфида, арсенида, оксида и силиката, као што су минерали пентландит ($(Ni,Fe)_9S_8$) и гарниерит ($(Ni,Mg)_3Si_2O_5(OH)_4$). У природном окружењу никл се готово искључиво јавља у оксидационом стању Ni^{2+}, које је уједно и најстабилније, док су остала оксидациона стања (0, +3, +4) ретка и везана за специфичне оксидне фазе и ензимске системе. Никл је на собној температури релативно инертан и отпоран на корозију, али на повишеним температурама реагује са халогенима, сумпором и фосфором, формирајући низ анорганских и органских комплексних спојева. Такође, формира јаке комплексе са аминима, цијанидима и фосфинима, што додатно утиче на његово хемијско понашање у природном окружењу (Hooda, 2010). Важни фактори који контролишу расподелу овог микроелемента између чврсте и течне фазе у земљишту, и на крају његову биорасположивост и екотоксичност, су pH вредност земљишта, као и садржај Fe/Mn оксида, органске материје и глинених минерала (Rinklebe et al., 2016). На нижим pH вредностима, никл је обично мобилнији и растворљивији, док у алкалним условима формира мање растворљиве хидроксиде и карбонате. У киселој средини, доминантне форме никла су Ni^{2+}, $NiHPO_4$, $NiSO_4$ и органски комплекси, док у алкалним земљиштима превладавају $NiCO_3$, $NiHCO_3^+$, Ni^{2+} и $NiB(OH)_4^+$. Јонске форме никла у земљишном раствору су Ni^{2+}, $Ni(OH)^+$, $HNiO_2^-$ и $Ni(OH)_3^-$, у случају да није потпуно хелатизован (Hooda, 2010).

Никл има и штетне и корисне аспекте, у зависности од његових концентрација и начина употребе. У малим количинама, никл је есенцијалан за бактерије, археје, гљиве и биљке, јер улази у састав уреазе и хидрогеназа, док се за животиње сматра вероватно есенцијалним елементом (Антић Младеновић, 2004). За људе његова есенцијалност није потврђена, док су токсичност и канцерогеност високих количина никла добро документоване.

Никл има широку примену у савременој индустрији. Примена никла је највећа у производњи нерђајућих и легираних челика, металургији и површинској обради метала. Типичан пример је за производња аустенитног нерђајућег челика типа 18/8 (AISI 304). Такође, никл је одличан катализатор за многе реакције, па се користи у

великом броју индустријских и истраживачких апликација, самостално или у комбинацији с другим металима (Ma et al., 2022). Иако је никл користан у индустрији, пољопривреди и биолошким процесима, постаје штетан када је присутан у прекомерним количинама, што може довести до екотоксичних ефеката у животној средини и озбиљних здравствених проблема код људи. Људи изложени вишим концентрацијама Ni могу доживети алергијске реакције на никл, нарочито уколико је у облику соли Ni^{2+}, које су лако растворљиве и могу изазвати дерматолошке реакције (Islam et al., 2015; Tsadilas et al., 2019). Додатно, једињења никла класификована су као канцерогена за људе, нарочито путем инхалације, док су подаци о канцерогености никла при оралној изложености ограничени и још увек не дају јасне доказе о таквом ефекту. У високим концентрацијама, никл може имати токсичне ефекте на биљке, ометајући њихов раст и усвајање других хранљивих елемената (Hooda, 2010).

У многим земљама су ради заштите животне средине прописане критичне (граничне) концентрације никла у земљишту, које обично варирају између 35–200 mg kg^{-1} земљишта (Tsadilas et al., 2019). Процена је да се у земљиште глобално уноси 106000–544000 t Ni годишње из свих извора, што указује на значајно загађење овим елементом (Nriagu и Pacyna, 1988). Просечна концентрација никла у стенама је око 80 mg kg^{-1}, али она значајно варира у зависности од врсте стене (Kabata Pendias, 2011). На пример, у киселим стенама концентрација може бити између 5–15 mg kg^{-1}, док у ултрамафитским стенама може достићи 1400–2000 mg kg^{-1}. Критична вредност за Ni према Kabata Pendias (2011) је 100 mg kg^{-1}, док максимална гранична вредност у Уредби („Службени гласник РС“, бр. 30/2018 и 64/2019) износи 35 mg kg^{-1}.

Дистрибуција концентрација елемената првенствено зависи од литологије матичног супстрата, а потом и процеса генезе земљишта који модификују базични геохемијски састав и редистрибуирају садржај елемената унутар земљишног профила. Промене у овим процесима могу довести до ослобађања потенцијално токсичних елемената (ПТЕ), као и никла, у животну средину (Antić Mladenović et al., 2011).

Хром (Cr) је прелазни метал са значајним утицајем на екосистеме. Његова хемијска реактивност и мобилност зависе од оксидационих стања, pH вредности земљишта и присуства других хемијских компоненти, попут органских материја и оксида метала. Најзначајнија оксидациона стања хрома су Cr^{3+} и Cr^{6+}, са потпуно различитим особинама по питању токсичности и мобилности. Cr^{3+} је нема велику мобилност и есенцијалан је елемент у малим количинама, док је Cr^{6+} веома покретљив и токсичан и има значајан утицај на здравље људи и екосистем (Hooda, 2010; Vincent, 2017).

Cr^{3+} је релативно стабилан у земљишту и везује се за честице глине, оксиде гвожђа, алуминијума и органских материја, што смањује његову покретљивост. Он формира слабо растворљиве хидроксиде и комплексе са органским материјама, што га чини мало покретним (Kabata Pendias, 2011). Насупрот томе, Cr^{6+}, посебно у облику хромата (CrO_4^{2-}) и дихромата ($Cr_2O_7^{2-}$), веома је покретан, нарочито у неутралним и алкалним условима, и може лако доспети у подземне воде, чинећи га једним од најопаснијих загађивача (Alloway, 2013).

Присуство оксида гвожђа и мангана у земљишту може значајно утицати на мобилност хрома. Ови оксиди делују у супротним смеровима: манган-оксиди (δ-MnO_2, бирнесит) оксидују Cr^{3+} у покретљив и токсичан Cr^{6+}, док оксиди гвожђа адсорбују Cr^{6+}, а Fe^{2+} га редукује назад у слабо покретљив Cr^{3+}. Cr^{6+} се јавља као анјон (CrO_4^{2-}, $HCrO_4^-$) који негативно наелектрисане површине глина и органске материје не задржавају, а адсорпција на Fe- и Al-оксидима слаби с порастом pH вредости, па у оксидационим условима остаје растворљив и биодоступан за терестричке и водене екосистеме (Fendorf, 1995; Liang et al., 2021). Органска материја у земљишту може имати двоструку улогу у мобилности елемента. С једне стране, она може везивати Cr^{3+} и смањити његову мобилност, док с друге стране, органски материјали попут хуминских киселина могу помоћи у редукцији токсичног Cr^{6+} на стабилнији Cr^{3+} (Chen et al., 2021). Микроорганизми у земљишту такође мењају оксидационо стање хрома, највише тако што редукују Cr^{6+} у Cr^{3+}. Многе бактерије (Pseudomonas, Bacillus, Enterobacter), као и поједине гљиве (Candida, Aspergillus), имају ензиме хроматредуктазе који Cr^{6+} преводе у мање токсичан и слабо растворљив Cr^{3+} (Cervantes et al., 2001).

Такође, pH вредност земљишта има кључну улогу у облицима хемијских веза и мобилности хрома. Cr^{3+} постаје стабилнији и мање мобилан у алкалним условима, док је Cr^{6+} високо мобилан у неутралним и алкалним срединама, што повећава ризик од контаминације подземних вода и биљака (Alloway, 2013). У киселим условима расте растворљивост и удео измењивог Cr^{3+}, а његова ретардација у профилу је ниска, што повећава покретљивост тровалентног облика. Нето-настанак Cr^{6+} резултат је конкуренције између оксидације Cr^{3+} манган-оксидима и повратне редукције Cr^{6+} органском материјом, па је при pH ≈ 4 образовање Cr^{6+} често најнижа, док је потенцијална оксидација забележена и у алкалним условима при дужем задржавању (Xu et al., 2020).

У земљиштима богатим органском материјом, процеси редукције могу смањити концентрацију токсичног Cr^{6+} тако што га конвертују у мање токсичан Cr (III). Ова редукција се обично одвија у анаеробним условима или у присуству специфичних микроорганизама. С друге стране, оксидација Cr^{3+} у Cr^{6+} може се догодити у оксидативним срединама, нарочито у присуству манганових оксида (Avudainayagam et al., 2003). Ови процеси наглашавају важност контролисања хемијских и биолошких услова у земљиштима загађеним хромом како би се смањио екотоксични ризик.

Cr^{3+} је есенцијални елемент за људе у малим количинама и игра важну улогу у метаболизму угљених хидрата, липида и протеина, пре свега преко потенцирања дејства инсулина и одржавања нормалног нивоа глукозе у крви (Anderson, 1997; Vincent, 2000). Новији радови, међутим, доводе тај статус у питање: преиспитивање експерименталних доказа показало је да се хром данас може сматрати фармаколошки активним, али не и есенцијалним елементом, због чега EFSA није утврдила дневни унос за тровалентни хром (Vincent, 2017).

Међутим, потребно је напоменути да прекомеран унос Cr^{3+} може изазвати токсичне ефекте, па се препоручује унос у траговима кроз исхрану. Хром се често уноси путем намирница као што су интегралне житарице, месо и поврће (Vincent, 2000).

Просечна концентрација хрома у стенама је око 100 mg kg^{-1}, али она значајно варира у зависности од врсте стене (Kabata Pendias, 2011). На пример, у киселим

стенама концентрација може бити између 4–25 mg kg^{-1}, док у ултрамафитским стенама може достићи 1600–3400 mg kg^{-1}. Критична вредност за Cr према Kabata Pendias (2011) је 100 mg kg^{-1} и максимална гранична вредност у Уредби („Службени гласник РС“, бр. 30/2018 и 64/2019) износи 100 mg kg^{-1}.

У животној средини, контаминација хромом се често јавља због индустријских процеса, као што су производња челика, галванизација и отпад из кожара. Ове индустрије испуштају велике количине Cr^{6+} у животну средину, што доводи до дуготрајне контаминације земљишта и подземних вода (Avudainayagam et al., 2003).

Кобалт (Co) је прелазни метал који се производи као нуспроизвод из рудника никла и бакра. Главне руде кобалта су кобалтит, CoAsS, еритрит $Co_3(AsO_4)_2 \cdot 8H_2O$, глаукодот (Co,Fe)AsS, и скутерудит (Co,Ni,Fe)As_3. Светска производња кобалта је у сталном порасту, а главна употреба кобалта дуго се налазила у легурама, посебно суперлегурама, те у производњи керамике, цементираних карбида и челика (Hooda, 2010). Око једне четвртине светске производње кобалта користило се у том периоду у облику хемијских једињења, како органских тако и неорганских.

Кобалт (Co) се сматра есенцијалним елементом у траговима за преживаре, јер представља саставни део витамина B_{12} (кобаламина), неопходног за метаболичке процесе микроорганизама бурага. Такође, кобалт има значајну улогу у метаболизму азота и процесима биолошке фиксације атмосферског азота код одређених микроорганизама. Међутим, висок садржај кобалта у земљишту може бити проблематичан. Земљишта са природно високим концентрацијама кобалта обично имају и високе концентрације арсена и никла, који су токсичнији за биљке и људе (Kay et al., 2001).

Двовалентни Co^{2+} и тровалентни Co^{3+} су најважнија оксидациона стања кобалта у земљишту, при чему у земљишном раствору доминира Co^{2+}, а њихов однос зависи од pH вредности и Eh вредности земљишта. pH вредност земљишта, као и садржај Fe/Mn оксида, органске материје и глинених минерала, кључни су фактори који контролишу расподелу ових елемената у траговима између чврсте и течне фазе земљишта, чиме утичу на њихову биодоступност и екотоксичност (Jović et al.,

2017). Растворљивост кобалта и никла, као и других катјонских елемената у траговима, опада са повећањем pH вредности земљишта.

Понашање кобалта у земљиштима у великој мери зависи од присуства Mn и Fe оксида, који имају висок афинитет према кобалту. Због тога је већина кобалта (до 79 %) снажно повезана са Fe и Mn оксихидроксидима у земљиштима (Kay et al., 2001). Пошто је Co^{3+} мање растворљив, биодоступност кобалта углавном је повезана са реакцијама Co^{2+} и његовим једињењима (органским и неорганским) у земљиштима, као и степеном оксидације Co^{2+} у Co^{3+} на минералним површинама Mn оксида, што је важан процес за смањење његове покретљивости и биодоступности у земљиштима (Li et al., 2001; Wendling et al., 2008).

Кобалт може доспети у земљиште на различите начине. Осим што су земљишта развијена на серпентинским стенама и рудним лежиштима природно богата кобалтом, значајан допринос загађењу долази и од индустријских активности, посебно из топионица обојених метала. Такође, елементи у траговима, укључујући и кобалт, доспевају у земљиште путем пољопривредних пракси, употребом минералних ђубрива и других адитива, као и атмосферском депозицијом (Senesi et al., 1999).

Просечна концентрација кобалта у стенама је око 25 mg kg^{-1}, али ово може значајно варирати у зависности од врсте стене (Tashakor et al., 2017). На пример, у киселим стенама концентрација може бити између 1–15 mg kg^{-1}, док у ултрамафитским стенама може достићи 100–200 mg kg^{-1}. Овај варијабилни садржај кобалта је резултат његове изоморфне замене у минералима који садрже Fe и Mg (Jović et al., 2017). Критична вредност за Co према Kabata Pendias (2011) је 50 mg kg^{-1}, док максимална гранична вредност у Уредби („Службени гласник РС“, бр. 30/2018 и 64/2019) износи 9 mg kg^{-1}.

2.3. Садржај Ni, Cr и Co у лековитим биљкама

Лековите биљке имају дугорочну употребну вредност у лечењу и терапији. Коришћење биљака у медицинске сврхе траје вековима, а и данас се велики број људи ослања на биљке за лечење. Ефикасност лековитих биљака често је повезана

са присуством биоактивних састојака као што су етерична уља, витамини и гликозиди. Ипак, дуготрајно коришћење ових биљака може довести до здравствених проблема, посебно због могућег присуства ПТЕ као што су никл (Ni), хром (Cr) и кобалт (Co) у њиховим ткивима. Вегетација, земљиште и вода, као кључне компоненте биосфере, подложни су негативним утицајима влажне и суве атмосферске депозиције ПТЕ. Надземни делови биљака служе као први ниво акумулације атмосферских загађивача, а земљиште представља крајњи и најзначајнији рецептор ПТЕ у терестричним екосистемима (Kadović и Knežević, 2002).

Анализа садржаја ПТЕ у биљкама и биљним препаратима је од кључне важности како би се спречили потенцијални штетни ефекти њиховог уноса (Nookabkaew et al., 2006). Микроелементи се усвајају преко кореновог система, при чему су капацитет корена за апсорпцију јона и интензитет транспирације кључни фактори за количину усвојених елемената и њихов транспорт (транслокацију) у надземне органе биљке (Alloway, 1995; Обратов Петковић и сар., 2008).

Никл је есенцијалан микроелемент за биљке, пре свега због улоге у метаболизму азота. Као кофактор за ензим уреаза, никл помаже у разградњи урее, што омогућава синтезу аминокиселина битних за раст биљака. Уреаза је притом једини поуздано утврђен ензим који зависи од никла код виших биљака, а распон између довољне и токсичне концентрације никла веома је узак. Ако је концентрација никла превисока, може изазвати оксидативни стрес и оштетити биљне ћелије (Pishchik et al., 2021).

Биљке које имају висок капацитет акумулације никла, попут *Odontarrhena muralis*, могу се применити у фиторемедијацији земљишта загађених никлом и фиторударењу, процесу добијања никла из биомасе биљака хиперакумулатора, док се за фитоекстракцију користе и врсте велике биомасе које никл толеришу, попут *Brassica juncea*. Опстанак ових биљака на контаминираним стаништима омогућавају механизми толеранције, пре свега везивање никла у вакуолама и његова хелатизација органским једињењима.

Хром није есенцијалан елемент за биљке и до данас није утврђена ни једна његова физиолошка функција. Висок садржај хрома може бити токсичан, који се огледају

у оштећењу ћелијских мембрана и смањење фотосинтетске активности (Shanker et al., 2005).

Једна од биљака која показује потенцијал за акумулацију хрома је *Brassica juncea*. Ова биљка се користи у фиторемедијацији за уклањање ПТЕ из загађених земљишта, укључујући хром. Међутим, вишак хрома инхибира активност антиоксидативних ензима, што доводи до оксидативног стреса и оштећења биљних ћелија (Sharma et al., 2020).

Кобалт није есенцијални елемент за биљке. Важан је за симбиотске азотофиксирајуће бактерије, којима је неопходан за синтезу витамина B12, а тиме и за фиксацију азота у квржицама легуминоза. Преко тог процеса кобалт побољшава снабдевање биљке азотом и омогућава њихов бољи раст, а легуминозама помаже да лакше поднесу стресне услове. Изван симбиозе са азотофиксаторима, јасна физиолошка улога кобалта у биљкама није утврђена (Pilon-Smits et al., 2009).

Висок садржај кобалта може бити токсичан за биљке на тај начин што условљава, инхибицију раста и смањење активности ензима. Неке биљне врсте, као што је *Medicago sativa*, акумулирају кобалт у својим ткивима, иако се он због слабе транслокације углавном задржава у корену (Ahmed et al., 2025).

Усвајање микроелемената зависи пре свега од њихове концентрације и доступности у земљишном раствору и од услова средине, а затим и од генетичких и морфолошких карактеристика биљке (Alloway, 1995; Обратов Петковић и сар., 2008). За нормалан раст и развој биљака неопходно је да се концентрација есенцијалних елемената одржава у оквиру оптималних вредности. Према подацима из литературе, просечне концентрације Ni у травама крећу се у опсегу од 0,1 до 1,7 mg kg^{-1} суве материје, док су уобичајене концентрације Co знатно ниже и износе 0,03–0,27 mg kg^{-1} суве материје (Kabata Pendias, 2011). За Cr нормалан садржај у биљним ткивима најчешће се налази у опсегу од 0,2 до 1 mg kg^{-1} суве материје (Nagajyoti et al., 2010). Такође, елементи у траговима, укључујући и кобалт, доспевају у земљиште путем пољопривредних пракси, употребом минералних ђубрива и других адитива, као и атмосферском депозицијом (Senesi et al., 1999). Обратов-Петковић и сарадници (2008) утврдили су да кантарион (*Hypericum*

perforatum L.) са подручја Златибора, Дивчибара и Гоча, где су земљишта формирана на серпентинитима, садржи повећане концентрације никла и хрома, због чега се сакупљање ове врсте на овим локалитетима не препоручује.

3. ОСНОВНЕ КАРАКТЕРИСТИКЕ ПРОУЧАВАНОГ ПОДРУЧЈА

3.1. Просторни положај и конфигурација проучаваног подручја

Подручје проучавања обухвата Чачанску котлину, слив реке Чемернице (и њене притоке Дичине) и алувијални део слива Западне Мораве (од Чачка до Мрчајеваца). Такође, то је подручје ширег потеза од Ваљевских планина до долине Западне Мораве са површином око 91 700 ha и налази се у општинама Горњи Милановац и Чачак (Слика 1).

Слив реке Чемернице је дужине 41 km са асиметричним сливним и речним системом. Чемерница је река у југозападној Србији са површином слива 621 km^2 и лева је притока Западне Мораве. Тече према југоистоку ка Чачанској котлини и долини Западне Мораве. Низводно од ушћа њене леве притоке Дичине, скреће према југу и улива се у Западну Мораву низводно од Чачка. Главне притоке су Дичина и Деспотовица. Чемерница извире на планинама Сувобору и Маљену, које су изграђене од серпентинских стена (Филиповић и сар., 1971). Геолошки састав стена на испитиваном подручју чине између осталог и серпентинити, који утичу на састав околног земљишта, а посебно на састав алувијалног наноса који се транспортује и таложи у долини Западне Мораве.

Истраживано подручје има котлинске карактеристике са надморском висином до 300 m и брдско-планинске предеоне карактеристике са надморском висином до 985 m. Терен је испресецан речним токовима и долинама река Каменице и Чемернице (LEAP Čačak, 2003).

На централним језерским равнима котлина, након ишчезавања неогених језера, развили су се токови који су били притоке језера. По дну језера усекла је своје корито Западна Морава док су притоке некадашњег језера постале притоке Западне Мораве, као и Чемерница. Дуж обе стране Западне Мораве срећу се на нижим теренима речне, а на нешто вишим језерске терасе. Неке од језерских тераса доста су широке и на њима се налазе претежно ливадска земљишта тежег механичког састава. У дубљим слојевима ових тераса налази се шљунак и он омогућава релативно брзу циркулацију подземне воде с водом Мораве. Слив реке Чемернице и шири потез истраживаног подручја је оивичен планинама Овчар (985 m), Каблар

(885 m) са запада, Јелица (929 m) са југа, подгорином Сувобора и Маљена са севера, а са истока и североистока Рудник и Вујан (857 m).

Огледна поља (OG.P) су постављена на три локације: 1. у горњем делу слива реке Чемернице, испод Сувобора, на падини код Горњих Бањана, на 607 m н.в.; 2. у западном делу код локалитета Леушићи, Прањани на 338 m н.в.; 3. у доњем делу слива, у алувијуму код Коњевића, Прељина, близу улива Чемернице у Западну Мораву, на 191 m н.в.



Слика 1 Картографски приказ проучаваног подручја са огледним парцелама

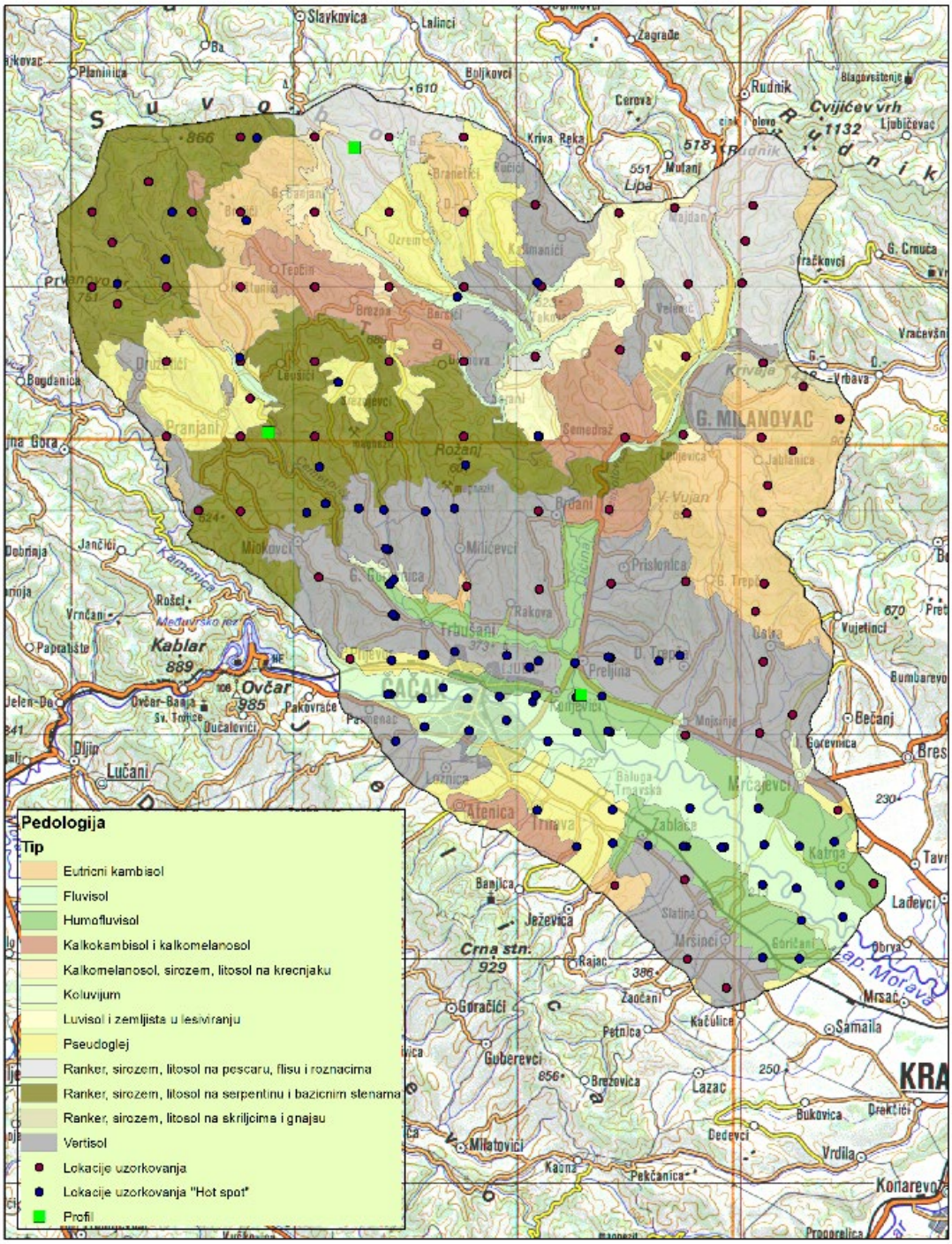
3.2. Геолошке и педолошке карактеристике проучаваног подручја

На проучаваном подручју налазе се стене различитог састава и старости, као и земљишта различитих типова. За приказ геолошке и педолошке грађе подручја коришћени су подаци са Геолошке карте Републике Србије, Р 1:100 000 и Педолошке карте Републике Србије, Р 1:50 000.

Највећи део подручја (чачанску котлину и равне и благо нагнуте ниже терене у северном делу подручја) заузимају неогени седименти средњег и горњег миоцена: M_2 Пешчари, лапорци, глинци са прослојцима угља, лапоровити кречњаци, туфозни пешчари и др. (тортон); M_2 Седиментно-вулканогена серија: туфови, туфити и вулканске брече (слатководни еквивалент – тортона); M_2 Конгломератични пешчари, кварцни пешчари, лапоровити кречњаци, глинци и лапорци; M_3 Лапоровити кречњаци, лапорци, пешчари, песковите глине са прослојцима угља, пескови и шљункови (панон) (Филиповић и сар., 1971). На овим седиментима формирано је земљиште типа смоница (типична, посмеђена, еродирана), а на мањим површинама је лесивирано земљиште (најчешће лесивиране гајњаче) и земљиште типа псеудоглеј (Педолошка карта Републике Србије, Р 1:50 000).

Алувијални наноси (шљункови, пескови и суглине) јављају се поред тока Западне Мораве, као и поред притока Чемернице и Дичине. Разноврсног су састава, па су и земљишта различита. Ближе току река наноси су углавном сачували своје карактеристичне особине и ту су формирана неразвијена земљишта флувисоли, а на већој удаљености од речног тока, на заштићеним деловима од плављења и глиновитијим супстратима образован је хумофлувисол. Хумофлувисол се налази, како у долини Западне Мораве, тако и у доњем делу тока Чемернице и Дичине, где су шире речне долине. На више локација на старим речним терасама формиран је и псеудоглеј (Слика 2).

У северозападном и централном делу се налазе ултрабазичне стене – перидотити, серпентинске стене. Од њих су изграђене планине Маљен и Сувобор, а затим се ове стене настављају/простиру јужно преко Коштуница и Леушића и захватају средишњи део испитиваног подручја.



Слика 2 Картографски приказ педолошких карактеристика слива реке Чемернице

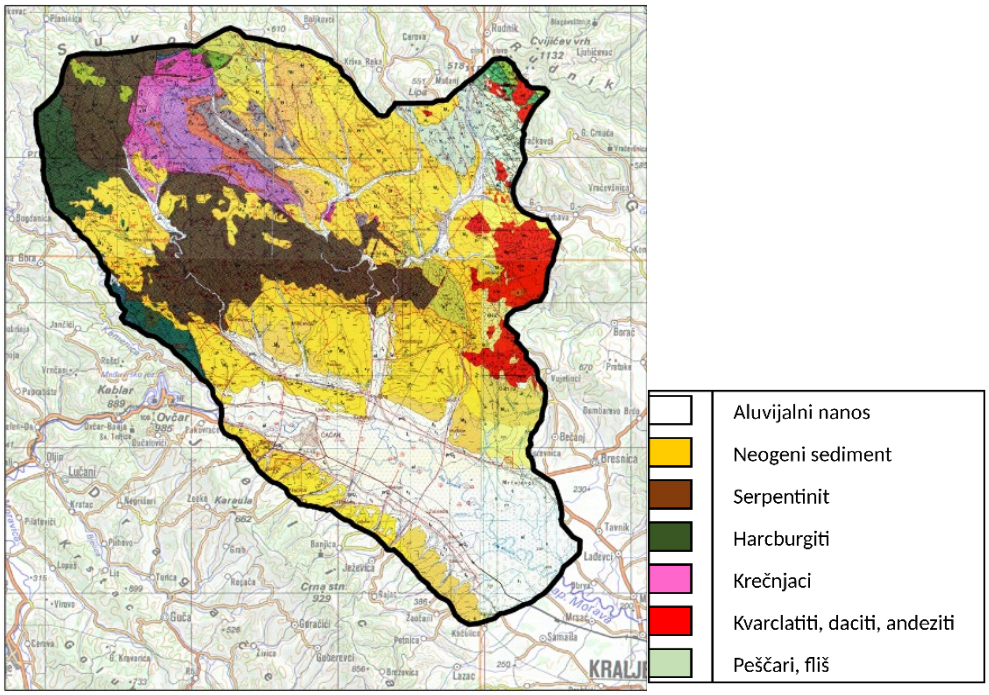
Перидотити су дубинске стене крупнозрног састава, тамно зелене боје, изграђене од феромагнезијских минерала, претежно од оливина, али не садрже фелдспате (Александровић, 1982). Садржај SiO_2 је низак, испод 40 %, као и садржаји: Al_2O_3, Na, K и Ca, док је проценат Mg и Fe висок. Ове стене садрже и високе концентрације Ni, Cr, Co.

У проучаваном подручју су перидотити јурске старости, а јављају се у два вида: харцбургити и серпентинити (серпентинисани перидотит). Харцбургити се налазе на Маљену и северозападном делу подручја. Харцбургит је врста перидотита изграђен од оливина $(Mg, Fe)_2SiO_4$ (са 5-25 % FeO) и бронзита (пироксен без Al, по формули $(Mg, Fe)SiO_3$ са 5-15 % FeO). Серпентинити се јављају на Сувобору и у централном делу испитиваног подручја (Филиповић и сар., 1971). Серпентинити настају трансформацијом перидотита, који под утицајем високих температура при хидротермалним или динамометаморфним процесима и под дејством атмосферских талога прелазе у секундарни минерал серпентин (а могу се поред серпентина образовати и талк, хлорит, магнезит и хидроксиди Fe). У природи су перидотити најчешће удружени са серпентином. По Танасијевић и сар., (1966), слабије серпентинисане перидотитске стене се лако механички дробе и стварају се велике количине скелета, па детритус може да покрива целе падине. То су јако скелетна хумусно-силикатна земљишта, често веома плитка, због изражене ерозије, на којима није запажено образовање земљишта типа лувисола или псеудоглеја. На јаче серпентинисаном земљишту распадање је такође интензивно али, услед могућности да упија воду, долази до хемијске трансформације и настају јако глиновити продукти распадања. Земљиште је мање скелетно, знатно дубље и хумусом сиромашније.

Поред ултрабазичних стена, на испитиваном пдручју налазе се и мале површине под базичним стенама – габром и дијабазом, на којима је формиран еутрични камбисол и местимично ранкер. У источном делу се налазе киселе и прелазне магматске стене – кварцлатити, дацити, лабрадорске андезитске стене и њихови туфити, негде и хидротермално измењене. Северозападно, око Брајића и Коштунића су вулканске порфиријске брече и агломерати и туфови. Распадањем кварцлатита се ствара доста груса, земљиште је лакшег састава и киселе реакције, док се на андезитима формирају глиновитија земљишта са више база. На киселим земљиштима је формиран дистрични камбисол и ранкер, а на прелазним и еутрични камбисол.

На северу, између површина под серпентинским стенама, налази се мала површина под тријаским банковитим кречњацима, ређе и доломитима, где су образована земљишта типа калкомеланосол и калкокамбисол. На крајњем североисточном

делу на планини Рудник и њеним обронцима, као и северно, испод Сувобора, налази се формација $K_{1,2}$ и K22+3 – флиш: пешчари, песковити лапорци, глинци и глиновити кречњаци (алб-ценоман) (Брковић и сар., 1980) (Слика 3). Овде преовлађују типови земљишта регосол и ранкер, лакшег механичког састава, који сусиромашни базама (Tanasijević i sar., 1966).



Слика 3 Картографски приказ геологије истраживаног подручја

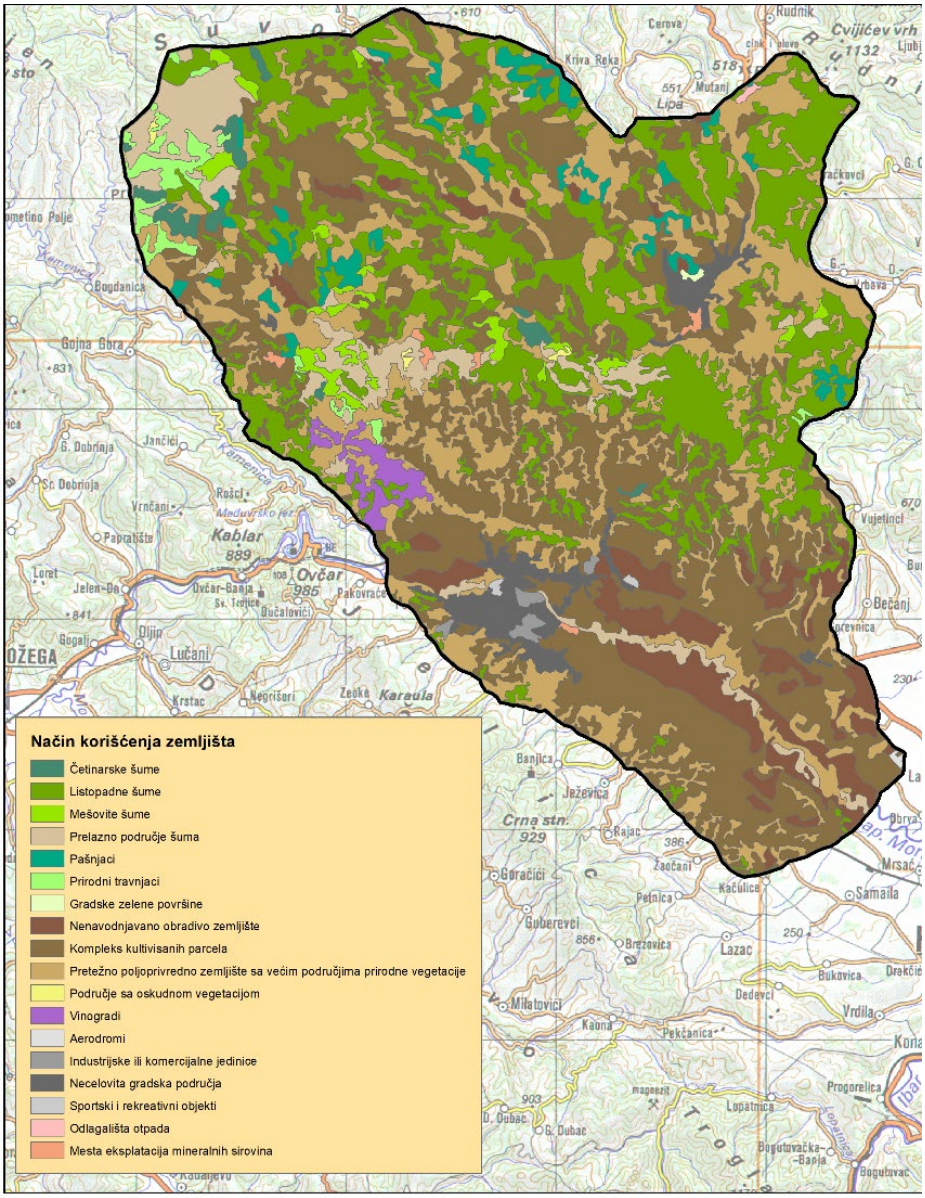
3.3. Начин коришћења земљишта у сливу и вегетација

На основу Corine Land Cover 2018, у размери 1:100.000, са просторном резолуцијом 100 m, утврђено је да пољопривредно земљиште заузима мање од половине укупне површине истраживаног подручја. Хетерогене пољопривредне површине (Complex cultivation patterns) и ненаводњавано обрадиво земљиште чине 32 % пољопривредног земљишта, при чему ова земљишта јасно доминирају у централним и јужним деловима слива реке Чемернице (Слика 4). Ове површине карактерише интензивна пољопривредна производња, што их чини кључним за економски значај овог региона.

С друге стране, северни и источни делови слива су под доминантним утицајем природних шумских екосистема. Листопадне и мешовите шуме, које заузимају око

40 % укупне површине, указују на висок степен очуваности природне вегетације. Ове области су од посебног значаја због мањег антропогеног утицаја.

Природни травњаци, са уделом од 2,88 %, представљају отворене вегетацијске површине смештене углавном на обронцима и деловима са слабијим приносима. Ове површине имају важну улогу у очувању биодиверзитета и пружању екосистемских услуга.



Слика 4 Картографски приказ начина коришћења земљишта према CLC 2018

Антропогене површине, попут дисконтинуирано градско земљиште са 1,56 % и индустријских или комерцијалних зона са 0,18 %, ограничене су на урбано језгро и индустријске објекте у околини Чачка. Њихова релативно ниска заступљеност

указује на то да људске активности нису интензивно утицале на укупну структуру начина коришћења земљишта. Анализирана структура указује на висок степен очуваности природне вегетације, док су антропогене активности концентрисане у јасно дефинисаним зонама.

Ипак, упркос ограниченој површинској заступљености, индустријски капацитети и саобраћајна инфраструктура представљају један од главних извора антропогеног загађења земљишта како на територији Србије, тако и на истраживаном подручју. Индустријски објекти, углавном смештени на периферији урбаног дела Чачка, имају „тачкасти“ утицај на околину. Развој индустрије стагнира, али је од 2000. године дошло до промене њене структуре услед глобалних економских утицаја. У периоду од 2002. до 2008. године бележи се раст трговинских и услужних делатности, док прерађивачка индустрија опада, изузев пољопривредно-прерађивачких сектора и грађевинарства. Металопрерађивачка, хемијска и графичка индустрија постепено уступају место прехрамбеној индустрији и грађевинарству. Ово указује на то да је Чачак у секундарно-терцијарној фази развоја, са већином инвестиција усмерених на услуге и секундарне делатности, што потврђује његов значај у регионалном развоју (Grad Čačak, 2011).

Поред индустрије, интензивна пољопривреда доприноси загађењу кроз употребу агротехничких мера, минералних ђубрива и хемикалија за заштиту биља. Такође, саобраћајнице и рударско-металуршка производња (укључујући експлоатацију и прераду руда бакра, олова и цинка) могу имати негативан утицај на квалитет земљишта, посебно у близини рудника и транспортних коридора.

На подручју истраживања издвојене су специфичне зоне које захтевају додатне анализе и заштиту од потенцијалних антропогених загађивача, како би се обезбедила дугорочна одрживост земљишних ресурса.

Земљишта на серпентиниту, која су распрострањена у западној Србији, одликује низак садржај макро хранљивих елемената попут азота, фосфора, калијума и калцијума, неопходних за нормалне метаболичке процесе биљака. Истовремено, ова земљишта садрже високе концентрације гвожђа, магнезијума и мангана, као и токсичне нивое хрома, кобалта и никла (Proctor, 1999; Čakmak et al., 2018). Због комбинације неповољних услова познатих као „серпентински стрес“ који укључује

токсичност ПТЕ, дефицит есенцијалних елемената и сушу, ова земљишта нису погодна за раст и развој већине биљних врста. Ипак, током еволуције, серпентински толерантне биљке развиле су бројне морфо-анатомске и екофизиолошке адаптације које им омогућавају опстанак у овим екстремним условима.

3.4. Климатске карактеристике проучаваног подручја

Проучавано подручје налази се на територији општина Горњи Милановац и Чачак, које припадају Моравичком управном округу. Климатске карактеристике приказане су за Моравички управни округ према подацима Дигиталног атласа климе Србије.

Средња годишња температура ваздуха за референтни период 1981 – 2010. износи 9,1 °C. Средња максимална температура је 14,6 °C, а средња минимална 4,2 °C. Најхладнији месец је јануар са −1,4 °C, а најтоплији јул са 19,1 °C. Средња годишња количина падавина износи 766 mm. Највише падавина излучи се у јуну (92 mm), а најмање у фебруару (46 mm). У вегетационом периоду (април – септембар) падне 433 mm, односно 57 % годишње суме.

У периоду 2001–2020. средња годишња температура износи 9,9 °C, што је за 0,8 °C више у односу на референтни период. Годишња сума падавина износи 805 mm и већа је за око 5 %. Највећи пораст забележен је у мају, са 75 на 93 mm.

Годишња количина падавина има велику међугодишњу варијабилност. Најсушније године биле су 1990. (523 mm), 2000. (557 mm) и 2011. (567 mm), са 26–32 % мање падавина од просека. Најкишовитија је била 2014. година са 1145 mm, што је око 50 % изнад просека. Исте године забележене су највеће једнодневне падавине у анализираном периоду (55 mm средином маја, током мајских поплава) и највећи број дана са падавинама већим од 20 mm.

4. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ ИСТРАЖИВАЊА

4.1. Теренска истраживања

Теренско проучавање обухватило је припремне радове. У припремном делу истраживања обављено је издвајање карата различите намене (топографских, геолошких Р 1:100 000, педолошких Р 1:50 000), прикупљање и анализа података о начину коришћења земљишта, садржају ПТЕ у земљишту и биљкама истраживаног подручја. На основу ових података изабране су и обележене локације на картама за отварање профила (OG.P) и бушотина. За израду свих карата коришћен је UTM координатни систем.

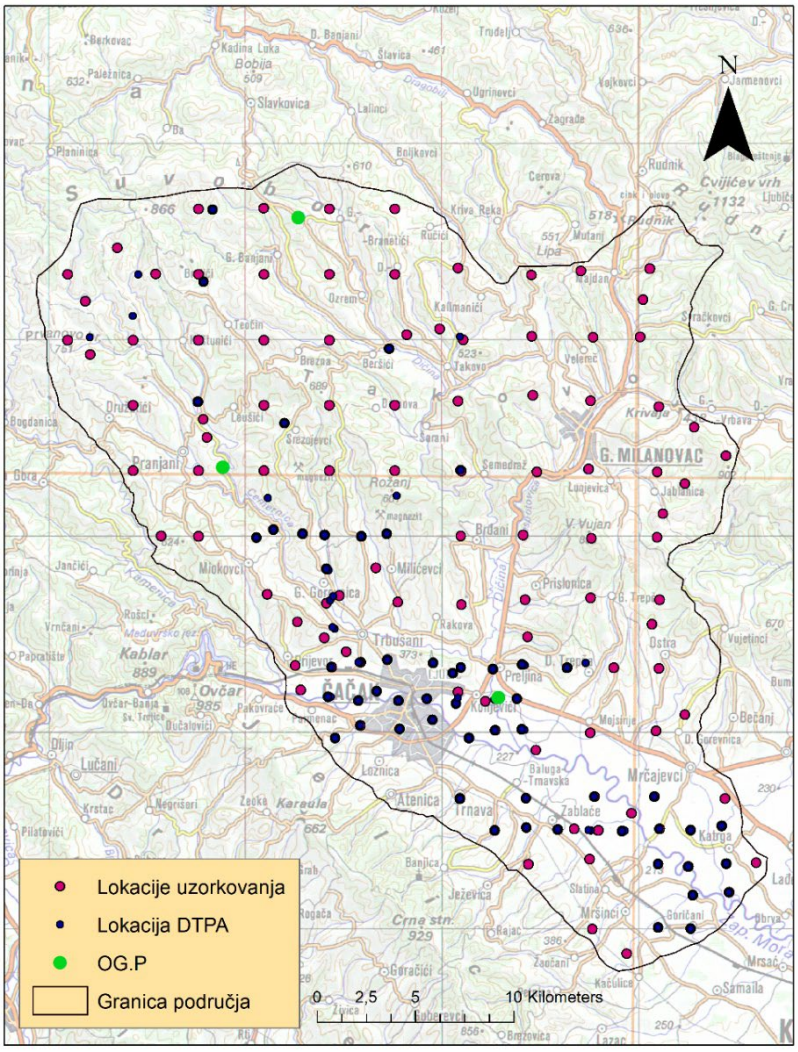
Узорковање земљишта је обављено на 25 локалитета различитих типова земљишта, са дубина од 0–10, 10–30 и 30–60 cm. Један композитни узорак земљишта формиран је од пет појединачних узорака: четири распоређена у угловима површине узорковања и једног централног, на међусобној удаљености од 2 m (LUCAS – Land Use and Coverage Area Frame Survey, 2015).

Теренска истраживања су извршена у периоду јул–август 2020. године. Истраживано подручје обухвата слив реке Чемернице и долину реке Западне Мораве до Мрчајеваца, где је у ранијем истраживању уочен повећан садржај ПТЕ (Слика 5).

У раду су коришћени и подаци из пројекта „Контрола плодности и утврђивање садржаја штетних и опасних материја у земљишту Републике Србије“, фаза 2 и 5 (2009, 2013) са укупно 127 узорака. Носилац пројекта је Институт за земљиште Београд, а пројекат је финансиран од стране Министарства пољопривреде, шумарства и водопривреде РС.

У сливу су издвојена три огледна поља (OG.P), у горњем, централном и доњем делу слива. На свим OG.P узети су узорци земљишта са дубине 0–10, 10–30 и 30–60 cm, укупно 9 узорака (Табела 1). Такође су на OG.P отворена три профила (1. X=7442766, Y=4885259, н.в. 607 m; 2. X=7438923, Y=4872545, н.в. 338 m; 3. X=7452936, Y=4860832, н.в. 191 m) и описана је њихова унутрашња и спољашња морфологија.

На OG.P су извршена флористичко-фитоценолошка проучавања и узорковање лековитих биљака током вегетационог периода, у јулу и септембру 2020. године и мају 2021. године. Детерминација биљних врста урађена је коришћењем стандардне флористичке литературе: Josifović (1970–1990), Javorka (1975), Sarić (1992) и Flora Europaea Database. Животне форме су дефинисане према Raunkiaer (1934). За еколошку анализу заједнице коришћене су индикаторске вредности биљака према Kojić i sar. (1997). Бројност биљака у истраживаним фитоценозама представљена је према Westhoff и van der Maarel (1973). Узети су узорци изабраних лековитих биљака, надземни део и корен: *Mentha longifolia*, *Thymus pulegioides* и *Cichorium intybus* на свим OG.P. На површинама под земљиштем на серпентиниту узорковани су и *Odontarrhena chalcidica*, *Hypericum perforatum* и *Achillea millefolium*.



Слика 5 Картографски приказ распореда узорака

Табела 1 Број узорака земљишта и биљака са примењеним анализама

А. Узорковање земљишта					
Материјал	**Ознака на слици**	**Група узорака**	**Дубина cm**	**Број узорака**	**Анализе**
Земљиште	Слика 5	Хоризонтални распоред	0-30	149 78	Основне хемијске особине, укупни Ni, Cr и Co Механички састав, АКЗ
	Слика 5	Вертикални распоред	0-30 30-60	73 43 73 43	Укупни и DTPA Ni и Cr Укупни и DTPA Co Укупни и DTPA Ni и Cr Укупни и DTPA Co
	Слика 5	Огледно поље (1,2,3)	0-10 10-30 30-60	3x3=9	Укупни и DTPA Ni, Cr, Co (и други PTE) и све основне особине
	Слика 10	Хемијске форме везивања (12 локација)	0-10 10-30 30-60	12x3=36	4 фазе екстракције, укупни и DTPA Ni, Cr, Co, све основне особине
Б. Узорковање биљака					
Материјал	**Ознака на карти**	**Група узорака**	**Део биљке**	**Број узорака**	**Анализе**
Биљка % суве масе	Слика 5	Огледно поље (1,2,3)	Корен и надземни део	3 врсте 3 термина 3x2x3x3=54	Ni, Cr, Co
	Слика 5	Огледно поље (2- Zse)	Корен и надземни део	3 врсте 3 термина 1x2x3x3=18	Ni, Cr, Co
Биљка Водени екстракт	Слика 5	Огледно поље (1,2,3)	Надземни део	3 врсте 3 термина 3x1x3x3=27	Ni, Cr, Co

4.2. Истраживање физичких и хемијских особина земљишта

У претходно припремљеним узорцима (осушеним у сушници на температури до 40 °C, уситњеним и просејаним кроз сито отвора 2 mm) у лабораторији Института за земљиште урађене су следеће лабораторијске анализе:

Механички састав земљишта је одређен комбинованом методом просејавања и пипетирања са 0,4 mol L^{-1} тетранатријум дифосфата ($Na_4P_2O_7$) (Интернационална Б (документована) метода). Величина честица је одређена према Атербергу, а класе текстуре су одређене према Међународном троуглу текстуре земљишта (USDA, 1993).

Одређене су следећа хемијска својства земљишта:

- pH вредност у H_2O и 1M KCl – електрометријски (SRPS EN ISO 10390:2022)
- садржај $CaCO_3$ – волуметријски методом по Scheibler-у (SRPS ISO 10693:2005)
- Садржај хумуса – методом Kotzmann-а (JDPZ, 1966)
- Приступачни фосфор и калијум – AL методом по Egner-Riehm-у (Riehm 1958)
- Укупан C (%) – сувим сагоревањем, елементарна анализа, CNS Analyser-ом (SRPS ISO 10694:2005)
- Укупан N (%) – сувим сагоревањем, елементарна анализа, CNS Analyser-ом (SRPS ISO 13878:2005)
- Измењиви Ca и Mg (екстракција 1 M раствором амонијум-ацетата; одређивање оптичком емисионом спектрометријом са индуктивно спрегнутом плазмом (ICP-OES) (SRPS ISO 22036:2008)

Карактеристике адсорптивног комплекса земљишта обухватиле су одређивање следећих параметара:

- Хидролитичка киселост (y) – методом Kappen (Kappen 1929)
- Сума базних катјона (S) – методом Kappen (Kappen 1929)
- Укупан капацитет адсорпције катјона (T) – обрачунато
- Степен засићености базним катјонима (V) – обрачунато

4.3. Методе одређивања садржаја ПТЕ у земљишту и биљкама

4.3.1. Садржај ПТЕ у земљишту

4.3.1.1. Укупни садржај и приступачни садржаји (DTPA екстракција)

У претходно припремљеним узорцима (осушеним у сушници на температури до 40 °C, уситњеним и просејаним кроз сито отвора 2 mm) за све типове земљишта одређени су укупни садржаји никла (Ni), хрома (Cr) и кобалта (Co). На три огледне парцеле у свим узорцима је одређени су укупни садржаји арсена (As), кадмијума

(Cd), хрома (Cr), бакра (Cu), никла (Ni), олова (Pb), цинка (Zn), гвожђа (Fe), мангана (Mn) и кобалта (Co), очитавањем на ICP-OES (SRPS ISO 22036:2008), након дигестије са концентрованом HNO_3 и 30 % H_2O_2 (Westerman, 1990).

Одређени су и приступачне форме опасних и штетних елемената: никла (Ni), хрома (Cr) и кобалта (Co) – метода екстракције са DTPA (SRPS ISO 14870:2005) и спектрометријско одређивање (ICP-OES).

4.3.1.2. Метода BCR секвенцијалне екстракције

Хемијски облици везе токсичних елемената у земљишту (Ni, Cr и Co) одређени су методом BCR секвенцијалне екстракције (Sakan et al., 2016) и мерењем на ICP-OES. BCR секвенцијална екстракција обухватила је четири фазе:

- I фаза: водно-растворљиви, измењиво-адсорбовани и метали везани за карбонате, екстракција са 0,11 mol L^{-1} раствором сирћетне киселине.
- II фаза: метали везани за оксиде мангана и гвожђа, екстракција са 0,5 mol L^{-1} хидроксиламин-хидрохлоридом.
- III фаза: метали везани за органску материју, екстракција са 8,8 mol L^{-1} водоник-пероксидом и 1 mol L^{-1} амонијум-ацетатом.
- IV фаза: метали везани за силикате, екстракција са концентрованом азотном киселином и 8,8 mol L^{-1} водоник-пероксидом.

4.3.2. Садржај ПТЕ у биљкама

Биљке су узорковане у три термина: 30. 6. 2020, 2. 9. 2020. и 11. 5. 2021. године. Са сваког огледног поља сакупљено је по пет биљака сваке врсте, укључујући надземне и подземне делове. Узорковање је обављено тако да се очува популација. Потенцијално токсични елементи Ni, Cr и Co у биљном материјалу, претходно осушеним (на температури од 60 °C) и самлевеним деловима биљака, одређени су након разарања са концентрованом HNO_3 и 30 % H_2O_2 (Westerman, 1990) на инструменту ICP-OES (SRPS ISO 22036:2008).

Водени екстракти су припремљени као биљни чајеви на најчешћи коришћен начин у свакодневном животу.

У 100 ml топле дејонизоване воде (90 °C, температура је мерена стакленим живиним термометром) додато је 2 g биљног материјала. Тако припремљени узорак је остављен на собној температури 5 минута и затим је процеђен кроз филтер-папир Whatman No. Затим је додато 2,5 ml ($HCl:H_2O$) и 2,5 ml ($HNO_3:H_2O$) и допуњено дејонизованом водом до 100 ml (Ranđelović, 2015).

У даљем тексту приказане су аналитичке методе примењене у истраживању.

4.4. Примена математичких, статистичких и геостатистичких метода

За обраду података примењене су статистичке методе, дескриптивна статистика, анализа варијансе, корелација, коришћењем статистичког програма SPSS 10.0. Управљање, креирање и анализа података извршена је у GIS окружењу коришћењем ArcMap програма. У геостатистичкој обради просторно оријентисаних података, коришћена је интерполацијска метода Kriging (ArcMap) која се базира на претпоставци да су вредности на блиским локацијама сродне, тј. да се утицај вредности значајно смањује са дистанцом. Међутим, Кригинг тежинске коефицијенте мерних тачака не задаје унапред као функцију удаљености, већ их одређује на основу семиваријограма (вариограма). Семиваријограм описује промену различитости између парова тачака у зависности од њихове међусобне удаљености. На експериментални семиваријограм прилагођен је теоријски сферни модел, дефинисан параметрима нагет (nugget), праг (sill) и домет (range), при чему домет представља удаљеност до које постоји просторна корелација. Мапа начина коришћења земљишта и различитих типова вегетације на истраживаном подручју добијена је на основу Corine Land Cover 2018 (CLC, 2018) базе података.

4.4.1. Методе за одређивање природног фона потенцијално токсичних елемената у земљишту

За одређивање природног фона („background“) ПТЕ у земљишту коришћене су рачунске методе.: [Mean + 2Sdev], [Median + 2MAD] и TIF – обрачун горњег прага box plota (Reimann et al., 2005).

Рачунска метода [Mean + 2Sdev] укључује у прорачун просечне вредности ПТЕ и распон дистрибуције просечне вредности помоћу стандардне девијације.

Метода [Median + 2MAD] узима у обзир медијану и медијану апсолутних девијација (Median absolute deviation – MAD). Медијана апсолутних девијација

(MAD) користи моноваријантни скуп података X1, X2, X3, ..., Xn, у циљу дефинисања медијане апсолутних одступања од медијане на основу формуле: MAD = Median i (|Xi – Median j (Xj)|).

TIF метод (Tukey inner fence), подразумева обрачун горњег прага box plota, који представља лимит изнад кога се јављају појединачне тачке (екстреми), по формули: TIF = трећи квартил (x) + 1,5 × HB (x), где HB представља дужину box plota, тј. разлику између трећег и првог квартила. Уколико коефицијент варијације података прелази 100 %, за рачунање у поменутим методама користити се логаритамска скала, а ако се наведена вредност креће у распону од 70 % до 100 % употреба логаритамске скале је информативна (Reimann et al., 2005).

4.4.2. Методе прорачуна индекса за процену контаминације земљишта

4.4.2.1. Индекс за процену ризика биодоступности и мобилности (RAC)

Код за процену ризика (RAC) се примењује за процену мобилности и биодоступности потенцијално токсичних елемената. Овај индекс приказује удео метала присутних у најмобилнијој фракцији земљишта у поређењу са њиховом укупном концентрацијом. Вредности RAC-а су анализиране и интерпретиране на основу приступа и класификације у пет категорија на основу нивоа ризика који су представили Perin et al., 1985 и Sakan et al., 2020. Израчунавање RAC-а извршено је по следећој формули:

$$RAC = (C\ F1/C\ tot) \times 100\ \%$$

где је C F1 измерени садржај елемената у првој фракцији секвенцијалне екстракције, а C tot укупни садржај потенцијално токсичних елемената у свим фазама.

Класе ризика RAC (%): нема ризика RAC ≤ 1; низак ризик 1 < RAC ≤ 10; средњи ризик 10 < RAC ≤ 30; висок ризик 30 < RAC ≤ 50; веома висок ризик RAC ≥ 50 (Sakan et al., 2020).

4.4.2.2. Индекс еколошког ризика (Ecological Risk Index – Ei)

Индекс еколошког ризика (Ecological Risk Index – Ei) изражава се као однос укупне концентрације појединачног потенцијално токсичног елемента и његове референтне („background“) вредности у земљишту, узимајући у обзир фактор

токсичности специфичан за сваки анализирани елемент (Hakanson, 1980; Luo et al., 2007; Hu et al., 2013). Овај индекс се израчунава према следећој формули:

$$Ei = Ti\ (Ci/Bi)$$

где је Ti – фактор токсичности за i елемент (Ni – 5; Cr – 2; Co – 5); Ci – измерена концентрација испитиваног елемента у узорцима земљишта; Bi – „background“ концентрација испитиваног елемента у узорцима земљишта. За „background“ коришћена је вредност израчуната у овом раду.

4.4.2.3. Индекс укупног еколошког ризика (енгл. Risk Index – RI)

Индекс укупног еколошког ризика (Risk Index – RI) се добија као збир појединачних фактора ризика појединачних елемената. Потенцијални еколошки индекс ризика је израчунат као сума фактора ризика ПТЕ према једначини (Hakanson, 1980; Luo et al., 2007; Qingjie et al., 2008; Hu et al., 2013; Ogunkunle и Fatoba, 2013):

$$RI = \sum Ei$$

Класе потенцијалног еколошког ризика: $RI < 65$ – низак еколошки ризик; $65 \leq RI < 130$ – средњи еколошки ризик; $130 \leq RI < 260$ – значајан еколошки ризик; $RI \geq 260$ – врло висок еколошки ризик.

4.4.2.4. Фактор обогаћења (Enrichment factor – EF)

У циљу процене антропогеног утицаја на геохемијске карактеристике земљишта израчунат је фактор обогаћења (Enrichment factor – EF). Фактор обогаћења (Hu et al., 2013) израчунат је према следећој формули:

$$EF = (Ci/Cr)/(Bi/Br)$$

у којој су Ci – измерена концентрација елемента у узорку земљишта; Cr – „background“ вредност за елемент; Bi – измерена концентрација референтног метала из узорка земљишта (Fe); Br – „background“ вредност референтног метала (у овом раду као референтни метал коришћено је гвожђе (Fe)). Пет категорија контаминације је препознато на бази фактора обогаћења (EF): $EF \leq 2$ – ниско обогаћење; EF = 2–5 – умерено обогаћење; EF = 5–20 – значајно обогаћење; EF = 20–40 – високо обогаћење и $EF \geq 40$ – врло високо обогаћење (Loska et al., 1997).

4.4.2.5. Геоакумулациони индекс

За процену загађености земљишта примењен је индекс геоакумулације (Geoaccumulation Index – I_{geo}), који омогућава поређење тренутних концентрација испитиваних елемената са њиховим природним, односно „background“ вредностима (Müller, 1969). Индекс I_{geo} се израчунава помоћу следеће једначине:

$$I_{geo} = \log_2 [Cn/(1{,}5 \times GB)]$$

у којој су Cn – концентрација ПТЕ у земљишту, GB – „background“ концентрација тог метала, а 1,5 је константа за кориговање могуће варијације „background“ концентрације у земљишту.

Класе за Igeo: незагађено (Igeo ≤ 0); незагађено до умерено загађено (0 < Igeo ≤ 1); умерено загађено (1 < Igeo ≤ 2); умерено до јако загађено (2 < Igeo ≤ 3); јако загађено (3 < Igeo ≤ 4); јако до екстремно загађено (4 < Igeo ≤ 5); и екстремно загађено земљиште (Igeo ≥ 5). (Müller, 1969; Filimon et al., 2021).

4.4.2.6. Индекс здравственог ризика

На основу укупних садржаја Ni, Cr и Co одређена је процена здравственог ризика према смерницама које је поставила Агенција за заштиту животне средине Сједињених Америчких Држава (USEPA, 2020a/2020b). Утврђени су неканцерогени ефекти на људску популацију од излагања анализираних ПТЕ у земљишту. У процени здравственог ризика од ПТЕ-а у земљишту разматрана су три пута излагања: ингестија, инхалација и дермални контакт. Процена ризика је спроведена коришћењем следећих једначина (USEPA, 2020a/2020b):

$$HQing = [(C \times IRS \times RBA \times EF \times ED)/(BW \times AT \times RfDo)] \times 10^{-6},$$

$$HQder = [(C \times SA \times AF \times ABSd \times ET \times ED)/(BW \times AT \times RfDo \times GIABS)] \times 10^{-6},$$

$$HQinh = [(C \times EF \times ED)/(AT \times RfC \times PEF)]$$

где је C – утврђена концентрација одређеног ПТЕ у земљишту (mg kg^{-1}), а укључени су различити коефицијенти у складу са стандардима USEPA (USEPA, 2020a/2020b). – мислим да овде треба дати и образложити коефицијенте

Анализиран је и индекс опасности (HI), који означава збир HQ вредности за сваки ПТЕ и његове путеве изложености:

$$HI = \sum HQ$$

Процена здравственог ризика од настанка неканцерогених болести заснива се на вредностима HQ и HI, при чему се негативни ефекти на здравље не очекују ако су ове вредности мање од 1, док са њиховим порастом расте и вероватноћа појаве негативних неканцерогених ефеката (USEPA, 1989; Baltas et al., 2020; Čakmak et al., 2022).

4.4.2.7. Транслокациони фактор (TF), биоконцентрациони фактор (BCF) и биоакумулациони фактор (BAF)

За анализу транслокације метала из корена у надземне делове биљка коришћен је транслокациони фактор (TF) који представља однос концентрације метала у надземном делу биљака и његове концентрације у корену. TF > 1 показује ефикасну транслокацију метала до надземног дела из корена (Rezvani и Zaefarian, 2011; Gupta et al., 2008).

Биоконцентрациони фактор (BCF) коришћен је за утврђивање транслокације метала из земљишта у корен, а израчунат је као однос концентрације метала у корену и концентрације у земљишту (укупни садржај ПТЕ (просек) и приступачне форме (F1, I термин испитивања)) (mg kg^{-1}). Биоакумулациони фактор (BCF) указује на могућности акумулације метала од стране биљака као хиперакумулатора, тако да уколико је BCF > 1 биљке имају веће могућности екстракције метала (Ma et al., 2001; Rezvani и Zaefarian, 2011). Вредности BCF > 1 указују да је биљке потенцијални акумулатор, BCF = 1 биљке је потенцијални индикатор и BCF < 1 биљке би могла бити потенцијални експлудер одређеног хемијског елемента (Mingorance et al., 2007; Šerbula et al., 2012, cit. Branković).

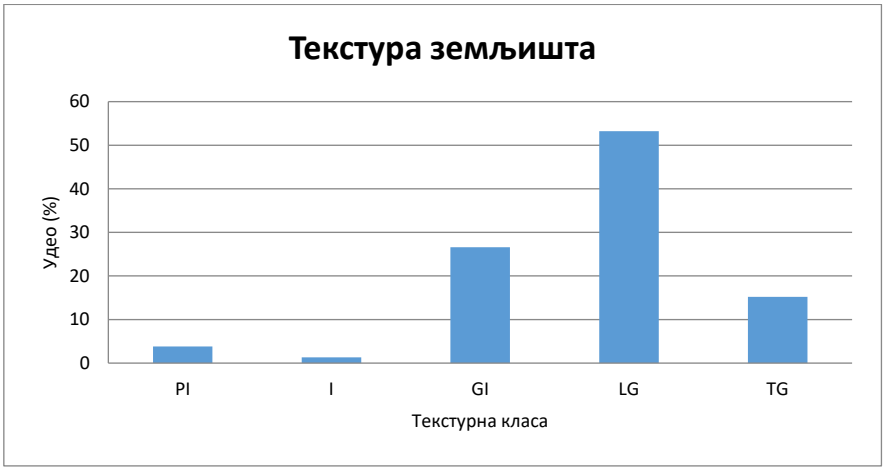
5. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

5.1. Основни параметри физичких и хемијских карактеристика земљишта

На испитиваном подручју, као резултат различите геолошке подлоге, рељефа, климе и вегетације, формирани су различити типови земљишта: флувисол (Fluvisol), хумофлувисол (Mollic Gleysoil), смоница (Vertisol), земљиште образовано на серпентинским стенама (Leptosol, Eutric Cambisol), земљиште образовано на пешчарима (Leptosol, Distric Cambisol) и псеудоглеј (Planosol) (WRB, 2022).

Анализирана су основна својства земљишта целог испитиваног подручја, као и и за најзаступљеније типове земљишта (на основу површинског слоја 0-30 cm, 149 узорака; гранулометријски састав 78 узорака).

На подручју истраживања преовлађују земљишта тежег **механичког састава** (График 1). Најзаступљенија су земљишта која припадају текстурној класи лака глина (LG, са 25-45 % глине и 10-55 % укупног песка), потом глиновита иловача (GI, са 15-25 % глине и 30-65 % укупног песка) (класификација ISSS, 1993). Утврђено је да се 15 % земљишта може сврстати у тешку глину, која има више од 45 % глиновитих честица (TG, док су најмање заступљени типови земљишта: иловача (I, мање од 15 % глине и 40-65 % укупног песка) и песковита иловача (PI, изнад 65 % укупног песка).



Легенда: PI – песковита иловача; I – иловача; GI – глиновита иловача; LG – лака глина; TG –тешка глина

График 1 Текстурне класе земљишта слива реке Чемернице

Реакција земљишта у испитиваним земљиштима варира у широком распону. Јако кисела реакција (pH у 1 M KCl испод 4,5) заступљена је у 25 % од испитиваних земљишта, а сличан је и удео земљишта киселе реакције (pH 4,5-5,5), слабо кисела (pH 5,5-6,5) у 29 % и неутрална земљишта (pH 6,5-7,2) су у 19 % узорака. Садржај **калцијум карбоната** је повезан са реакцијом земљишта. У највећем броју испитиваних узорака земљишта (око 81 %) нема калцијум карбоната, док се 16 % земљишта класификује као слабо карбонатно земљиште (до 5 % $CaCO_3$).

Табела 2 Основна хемијска својства земљишта на испитиваном подручју (за слој 0-30 cm)

Статистички параметри/основни параметри плодности	pH у 1 M KCl	$CaCO_3$ %	Хумус %	Укупни N %	P_2O_5 mg/100g	K_2O mg/100g
Просек (n=149)	5,47	0,65	4,21	0,24	11,74	28,06
Минимум	3,52	0,00	0,89	0,05	0,05	7,02
Максимум	7,45	38,00	15,27	0,74	72,19	148,50
Стд. девијација	0,96	3,51	2,27	0,10	13,80	15,08
Медијана	5,48	0,00	3,83	0,21	6,64	25,83

Просечна вредност садржаја хумуса у испитиваним земљиштима износи 4,21 %, а налази се у распону од 0,89 % до 15,27 % (Табела 2). Средња вредност садржаја укупног азота у испитиваним узорцима износи 0,24 %. Око 6,1 % земљишта је слабо обезбеђено (до 0,10 %), а највећи део је добро обезбеђен укупним азотом. Снабдевеност земљишта лакоприступачним фосфором је у већини узорака ниска, тј. 49 % земљишта има врло низак (< 6 mg/100g), а око 12 % низак садржај лакоприступачног фосфора (6-10 mg/100g). Средња и висока обезбеђеност лакоприступачним фосфором утврђена је у 27 % земљишта. Веома висок садржај лакоприступачног фосфора (>30 mg/100g) забележен је у 11 % земљишта, вероватно као последица прекомерног уношења ђубрива. На основу података о садржају лакоприступачног калијума у испитиваним земљиштима може се констатовати да су она добро обезбеђена овим елементом. Средњи и висок садржај лакоприступачног калијума (12-20 и 20-35 mg/100g) утврђен је код више од 50 % анализираних узорака земљишта, а врло висок садржај (>35 mg/100g) има 18 % земљишта.

У наставку су детаљније описана основна својства најраспрострањенијих типова земљишта: флувисол, хумофлувисол, вертисол, ранкер на серпентинским стенама,

земљиште на пешчарима и флишу, псеудоглеј, лувисол. Гранулометријски састав је приказан у табели 3, а основни елементи плодности у табели 4. Поред тога, на изабраним локалитетима су приказане и карактеристике адсорптивног комплекса земљишта и садржај изменљивог Ca и Mg (78 узорака).

Табела 3 Гранулометријски састав по типовима земљишта (0-30 cm)

Тип земљишта	Параметар	Крупан песак >0,2 mm	Ситан песак 0,2-0,02 mm	Прах 0,02-0,002 mm	Глина <0,002 mm	Укупан песак >0,02 mm	Укупна глина <0,02 mm
FL(n=25)	Просек	8,93	33,75	29,79	27,54b	42,68	57,32
	Стд. девијација	8,98	11,77	8,82	12,27	17,18	17,18
	Минимум	1,00	12,10	12,10	9,80	17,10	21,90
	Максимум	42,00	53,50	43,70	58,30	78,10	82,90
HF(n=11)	Просек	4,34	22,72	33,08	39,86a	27,06	72,95
	Стд. девијација	2,77	7,91	5,35	12,08	9,56	9,56
	Минимум	1,00	11,20	21,40	23,60	12,40	61,40
	Максимум	11,00	34,40	39,60	62,60	38,60	87,60
VT(n=22)	Просек	6,58	24,91	29,96	38,55a	31,49	68,51
	Стд. девијација	3,80	4,45	4,52	6,93	5,92	5,92
	Минимум	1,00	17,40	21,50	26,50	21,90	55,50
	Максимум	17,00	34,20	38,90	50,60	44,50	78,10
Zse(n=10)	Просек	11,82	26,59	32,92	27,24b	39,45	60,55
	Стд. девијација	5,98	4,38	6,35	7,45	8,16	8,16
	Минимум	4,00	18,20	21,50	18,40	28,20	48,80
	Максимум	25,00	34,60	39,90	41,00	51,20	71,80
Zps(n=5)	Просек	23,55	29,05	25,83	21,57	52,60	47,40
	Стд. девијација	3,20	1,81	3,40	3,03	3,51	3,51
	Минимум	19,70	27,40	21,80	17,70	47,90	42,00
	Максимум	28,30	32,40	30,40	25,70	58,00	52,10
PS (n=5)	Просек	5,57	23,78	31,00	39,65a	29,35	70,65
	Стд. девијација	3,42	8,73	4,20	10,83	11,56	11,56
	Минимум	1,00	11,80	25,00	27,50	12,90	60,20
	Максимум	8,00	31,40	34,70	52,40	39,80	87,10

(FL - флувисол, HF- хумофлувисол, VT- вертисол, Zse- земљиште на серпентиниту, Zps- земљиште на пешчару, PS- псеудоглеј);

а-с Значајност разлика средњих вредности по типу земљишта у оквиру једне дубине. Значајност разлике по дубинама је наведена у тексту

Табела 4 Основни параметри плодности по типовима земљишта (0-30 cm)

Тип земљишта	Статистички параметри/основни параметри плодности	pH у 1 M KCl	$CaCO_3$ %	Хумус %	Укупни N %	P_2O_5 mg/100g	K_2O mg/100g
FL(n=29)	Просек	6,31a	0,56	3,02b	0,19b	17,88ab	21,66b
	Стд. девијација	0,84	0,89	1,04	0,05	14,76	10,34
	Минимум	4,35	0,00	1,59	0,11	0,23	8,77
	Максимум	7,45	4,00	4,88	0,32	58,43	49,26
HF(n=13)	Просек	5,47b	0,03	3,86b	0,24ab	22,03a	34,45a
	Стд. девијација	0,61	0,12	1,20	0,07	20,59	9,47
	Минимум	4,50	0,00	2,35	0,12	2,07	19,41
	Максимум	6,55	0,00	6,49	0,39	72,19	45,00
VT(n=39)	Просек	5,44b	1,91	3,92b	0,22ab	10,06bc	35,36a
	Стд. девијација	0,94	6,69	1,63	0,09	11,08	21,38
	Минимум	4,10	0,00	1,62	0,11	0,00	7,60
	Максимум	7,13	38,00	7,69	0,44	42,63	148,50
Zse(n=23)	Просек	5,67b	0,01	5,98a	0,31ab	4,65bc	21,09a
	Стд. девијација	0,51	0,04	3,53	0,16	9,65	9,97
	Минимум	4,74	0,00	1,49	0,09	0,00	7,02
	Максимум	6,58	0,00	15,27	0,74	41,63	45,00
Zps(n=5)	Просек	4,39cd	0,00	4,53a	0,24ab	3,53c	21,41b
	Стд. девијација	0,27	0,00	2,58	0,13	4,31	10,66
	Минимум	3,92	0,00	1,95	0,10	0,58	12,80
	Максимум	4,55	0,00	7,97	0,41	11,02	34,59
PS (n=13)	Просек	4,89c	0,00	3,97b	0,24ab	7,78bc	27,55ab
	Стд. девијација	0,61	0,00	1,15	0,06	10,00	10,19
	Минимум	4,05	0,00	2,63	0,16	0,67	17,80
	Максимум	5,90	0,00	6,24	0,36	38,30	45,00

(FL - флувисол, HF- хумофлувисол, VT- вертисол, Zse- земљиште на серпентиниту, Zps- земљиште на пешчару, PS- псеудоглеј);

а-с Значајност разлика средњих вредности по типу земљишта у оквиру једне дубине. Значајност разлике по дубинама је наведена у тексту

Флувисол (Fluvisol)

У приобалном делу река Чемернице, Дичине и Западне Мораве образовано је земљиште типа флувисол. Матични супстрат представљају млади алувијални наноси, углавном доста услојени, веома различитих физичких и хемијских особина.

Флувисол има различиту текстуру (Табела 3). Највећи број испитиваних узорака припада текстурној класи глиновита иловача и лака глина, углавном повољних водно-ваздушних особина. У алувијуму Западне Мораве, на неколико места код Чачка, земљиште је по саставу песковита иловача, са 10-14 % глине, 68-78 % укупног песка, са знатним уделом крупног песка 14 % - 42 %. Ова земљишта лако примају воду, слабо је задржавају и лако губе, па усеви могу бити угрожени због недостатка влаге. Низводно, близу Мрчајеваца и Катрге јавља се неколико локалитета са земљиштима веома тешког састава, преко 45 % глине, на теренима на којима се таложе најфиније честице када ослаби преносна снага воде.

Анализирана земљишта су већином слабо киселе до неутралне реакције, повољне за успевање биљака, а 10 % су земљишта јако киселе реакције, углавном у горњим токовима реке Дичине.

На реакцију земљишта утиче и садржај карбоната. Истраживано земљиште типа фливисол је бескарбонатно на 55,2 % локација, а слабо карбонантно на 44,8 % локалитета са максималном вредношћу од 4,0 % $CaCO_3$.

У испитиваним узорцима флувисола садржај хумуса варира у распону од 1,59 % - 4,88 %. Висок садржај хумуса утврђен је у 14 % испитиваних земљишта, док остали анализирани узорци земљишта имају средњи садржај хумуса. Добра снабдевеност хумусом утиче на повољну плодност флувисола, пошто хумус представља извор хранљивих материја за биљке, јер се његовом минерализацијом ослобађају биљни нутријенти, а позитивно утиче и на структуру и водно-ваздушне својства земљишта. Хумознији површински хоризонт (код овог иначе неразвијеног земљишта) указује да се при коришћењу земљишта уноси довољно органске материје, да је плављено плодним, хумозним наносима, као и да је на заштићеним, неплављеним површинама дошло до интензивнијих процеса акумулације хумуса.

Садржај укупног азота у просеку (0,19 %) је нешто већи од уобичајених вредности обрадивог земљишта овог типа (0,10–0,15 %) због високог садржаја хумуса, са максималном вредношћу од 0,32 %. Органски азот није доступан биљкама док се не минерализује, уз учешће микроорганизмима, до NH_4^+ јона и даље трансформише до NO_3^- . У којој мери ће се азот из резерви минерализовати у приступачне облике зависи од састава органске материје и низа агроеколошких чинилаца. Брзина

минерализације је одређена температуром, влагом, аерацијом, као и врстом и количином органског N и ђубрењем (Saljnikov et al., 2005; Popov i sar., 2020).

Фосфор као биогени елемент је веома важан за раст биљака, али због ниске концентрације и растворљивости спада у групу дефицитарних елемената, који може да лимитира раст биљака (Džamić i sar., 2000). У испитаним узорцима садржај лакоприступачног фосфора се кретао у широком опсегу вредности од 0,23 - 58,43 mg/100g земљишта. Преовлађују узорци са повољним садржајем лакоприступачног фосфора, док је у 27,6 % земљишта утврђен низак садржај, што је последица имобилизације фосфора везивањем за Al и Fe у киселим, а за Ca у карбонатним земљиштима, (Čakmak et al., 2010). Међутим у 13,8 % земљишта концентрације су врло високе, највероватније као последица прекомерног ђубрења при интензивној пољопривредној производњи, у интеракцији са осталим својствима земљишта.

Исти проценат узорака земљишта има средњи, висок и врло висок садржај лакоприступачног калијума што је резултат природне добре снабдевености глиновитих земљишта овим елементом, али, вероватно и ђубрења. Неколико узорака у којима су утврђене ниске вредности лакоприступачног калијума лакшег су механичког састава. Често низак садржај лакоприступачног калијума је резултат губитка калијума услед интензивног коришћења земљишта, евентуалног закисељавања земљишта, уз истовремен изостанак надокнаде хранљивих материја путем ђубрива.

Капацитет адсорпције катјона и састав адсорбованих катјона су важни параметри квалитета земљишта који утичу на везивање и доступност приступачних форми елемената, пуферни капацитет и низ физичко-механичких и водно-ваздушних својстава земљишта. Садржај органских и минералних колоидних честица и повољна слабо кисела и неутрална реакција утицали су на повољна адсорптивна својства земљишта, пре свега висок капацитет за адсорпцију катјона (више од 23 meq/100 g, у просеку 31,06 meq/100 g), са доминацијом базних катјона у адсорбованом стању (V у просеку 82,79 %) (Табела 5).

Садржај размењивог Mg у свим узорцима је знатно изнад минималне вредности од 10 mg Mg/100 g, испод које се очекује дефицит овог елемента у исхрани биљака (мин. 22,54 mg/100 g; просек 119,43 mg/100 g). Просечан садржај размењивог Ca

(388,01 mg/100 g), такође је, изнад граничне вредности од 300 mg Ca/100 g. Ипак, због велике варијабилности (133,39–745,87 mg/100 g), у делу земљишта садржај Ca је испод ове границе, па се на тим површинама може очекивати недовољна обезбеђеност биљака калцијумом. Однос Ca/Mg је углавном повољан за исхрану биљака, тј. у оквиру распона од 1:1 до 1:5 (Jakovljević i sar., 2005).

Хумофлувисол (Mollic Gleysoil)

На нижим надморским висинама у плавним речним долинама Западне Мораве на алувијуму је образована ливадска црница – хумофлувисол (Mollic Gleysoil). Ова земљишта су дубока и обично имају повољне физиче и хемијске својства, па се убрајају међу најплодније типове земљишта.

Већина земљишта је по саставу лака глина, али има и неколико земљишта тешке глине у доњем току Западне Мораве, око Катрге и Горичана, где је аерација и процеђивање воде кроз земљиште отежано.

Табела 4 приказује хемијска својства земљишта у површинском слоју типа хумофлувисол. Анализирани узорци су углавном бескарбонатни, а 50 % је слабе киселе pH реакције. Ово су земљишта добро обезбеђена хумусом (изнад 2,3 %), при чему је у 42,9 % земљишта утврђен висок садржај хумуса (изнад 4 %). Добра обезбеђеност азотом прати висок садржај хумуса. Концентрације неопходних хранљивих материја за биљке, лакоприступачног фосфора и калијума, високе су у 35,7 и 78,6 % испитиваних земљишта. Међутим, у око 50 % земљишта снабдевеност фосфором је слаба, услед везивања у теже приступачне облике и неодговарајућег ђубрења (Koković et al., 2015).

Просечне вредности укупног капацитета апсорпције (T) су високе (изнад 25 mg/100g), што указује на добру способност адсорпције катјона, са високом засићеношћу базама и повољним односом Ca:Mg.

Смоница (Vertisol)

Генеза овог типа земљишта везана је за миоценске, глиновите супстрате. У испитиваном подручју смонице су најчешће формиране на глинама, лапорцима, глинцима са прослојцима угља, пешчарима, лапоровитим кречњацима, туфозним пешчарима итд. Јављају се на језерским површима и терасама, на равним и благо

нагнутим теренима. Заступљене су типичне, еродиране и посмеђене смонице (Танасијевић и сар., 1966).

Према механичком саставу испитивани узорци спадају у класу лаких и тешких глина, са знатним уделом колоидне глине, углавном 30 – 50 %. Укупан песак је у распону од 21,9 - 44,5 %, најчешће са малим процентом крупног песка, 2-3 %. Глиновит састав, хидрофилне својства монтморилонитске глине и неповољна структура, условиле су да смоница има неповољне водно-физичке својства при сушним и веома влажним условима, па је искоришћавање и обрада земљишта веома отежана (Golubović i sar., 2011).

Киселост земљишта (pH у 1 M KCl) се креће од 4,1-7,1, при чему је 18,4 % земљишта јако киселе реакције, посебно смонице на десној обали Западне Мораве (Табела 4). По Танасијевић и сар., (1966) често се у западној Србији запажа закисељеност смоница, што је последица хумидније климе. Смонице у западној Србији су мање стабилне од оних у другим деловима и чешће подлежу огајњачавању и лесивирању. Испитивано земљиште у 81,6 % узорака је бескарбонатно, а у 7,9 % средње и јако карбонатно.

Средњи и висок садржај хумуса утврђен је у око 94 % анализираних узорака, као и садржај укупног азота. Врло ниске и ниске резерве растворљивог фосфора забележене су у 71,1 % земљишта и то је једна од карактеристика свих смоница подручја западне Србије (Танасијевић и сар., 1966). Растворљивим калијумом смонице су боље снабдевене – концентрације су средње у 31,6 %, а високе у 42,1 % земљишта.

Земљиште одликује висока способност адсорпције катјона, због знатног садржаја глине монтморилонитског типа. Испитивани вертисоли су еутрични, а садржај Ca варира у зависности од подтипа (карбонатно, некарбонатно, посмеђена), па тиме и однос Ca и Mg.

Земљиште образовано на серпентинским стенама (Leptosol, Eutric Cambisol)

На овим стенама су образовани регосоли, ранкери, а понегде на заравнима и благим нагибима и еутрични камбисол. Имају поједине специфичне својства у односу на земљишта на другим силикатним стенама.

По гранулометријском саставу испитивани узорци земљишта су лака глина и глиновита иловача, мада се јавља и еутрични камбисол вертични са око 40 % глине (Табела 3). Укупна глина се креће у широким границама 48,8 – 71,8 %, а колоидна глина 18,4-41,0 %.

На серпентинским стенама се на великом пространству образују плитка скелетна земљишта на стрмим нагибима, која су и поред повољне текстуре и структуре, јако дренирана и сува. На благо нагнутим падинама и равним теренима, или на јаче серпентинисаним стенама, земљишта су глиновитија, дубља, имају мање скелета и боље водно-ваздушна својства (Танасијевић и сар., 1966).

Земљиште на серпентинским стенама одликује богатство хумусом - садржај хумуса је висок и средње висок код 90 % испитиваних узорака. Иако је садржај укупног азота углавном висок, услед слабе минерализације и вероватно цикличне форме везивања, може се очекивати недостатак приступачног азота (Đorđević и Radmanović, 2016). Припада слабо киселим земљиштима, преко 61,9 % земљишта, и киселим, око 38,1 %. Одликује их врло ниска обезбеђеност фосфором, док је ниска обезбеђеност калијума у око 40 % земљишта. Ниска концентрација N, K и P на овим земљиштима забележена је и у другим истраживањима (Turitzin, 1982; Oze et al., 2004; Jakovljević и Stevanović, 2004; Lago-Vila et al. 2015). Међутим, на неколико локалитета са интензивном пољопривредном производњом, садржај фосфора и калијума је веома висок.

Способност земљишта за адсорпцију катјона је висока (T је изнад 25 cmolc kg^{-1}) са високим степеном засићености базним катјонима. Земљиште на серпентиниту има специфичан однос Ca и Mg. Пошто су ове стене богате са феро магнезијским минералима (оливини, пироксени, хорнбленда), знатан је садржај ових елемената. Њихов садржај зависи од брзине распадања и од испирања продуката распадања. Просечан садржај Mg је знатно већи у односу на остале типове земљишта и износи 287 (128,65 – 553,3) mg/100g. Однос Ca:Mg је просечно 0,63 (0,13 - 1,58). У већини земљишта је неповољан, испод 1, где се може очекивати дефицит Ca.

Земљиште образовано на пешчарима (Leptosol, Distric Cambisol)

Земљиште на пешчарима и флишу се налази на истоку, око планине Вујан, као и северно, испод Сувобора, око Бранетића. На овом супстрату су образовани углавном ранкери и камбисол.

По текстури је глиновита иловача. Укупан песак износи 48-5 8 %, са знатним уделом крупног песка, 20-28 %.

Анализирани узорци су са вредностима pH у 1 M KCl од 3,90 до 4,55, јако киселе реакције. Јако кисела, дистрична земљишта имају низ негативних особина које ограничавају нормалан развој биљака. Карактерише их слабо изражена структура и неповољне водно-физичке својства, лошији квалитет хумуса, успорени микробиолошки процеси разлагања органске материје и стварања минералног азота, везивање фосфора у теже приступачне облике, повећана растворљивост и токсичност Al и већине штетних елемената (Đalović et al., 2012).

Садржај хумуса је у широком распону (1,95-7,97 %), као и садржај укупног азота. Снабдевеност приступачним фосфором је углавном слаба, а калијумом средња.

Земљишта на пешчарима имају малу способност адсорпције катјона, што је у вези са лакшим механичким саставом и киселом реакцијом. Степен засићености базних катјона је углавном низак, па се може на неким локацијама очекивати дефицит ових биогених елемената (Табела 5).

Псеудоглеј (Planosol)

Псеудоглеј је формиран на равном и благо нагнутом терену на речним терасама и језерским миоценим седиментима. Основна карактеристика псеудоглеја је постојање непропусног слоја у горњем делу профила, изнад кога се током дела године задржава застојна вода, због које се одвија процес псеудооглејавања односно смена редукционо-оксидационих процеса током године.

По гранулометријском саставу је углавном лака глина, са садржајем глиновитих честица изнад 27 %, које се повећавају са дубином, што је забележено и у другим истраживањима (Antonović i sar., 2008).

Реакција земљишта је кисела, код појединих узорака псеудоглеја јако кисела, у којима се може јавити повећан садржај Al, који делује штетно на биљке (Dugalić et al., 2022; Mrvić et al., 2011; Sikirić et al., 2011). Обезбеђеност хумусом и азотом је углавном добра, фосфором слаба, а калијумом средња, што је установљено и у другим истраживањима (Čakmak et al., 2009).

Табела 5 Адсорптивни комплекс земљишта и садржај размењивог Ca и Mg у земљиштима различитих типова

Тип земљишта	Параметар	T-S	S	T	V %	Ca	Mg	Ca/Mg
		cmolc kg^{-1}				mg/100g		
FL(n=25)	Просек	4,86	26,20	31,06	82,79	388,01	119,43	3,76
	Стд. девијација	3,33	7,71	5,00	13,81	166,54	85,44	4,87
	Минимум	1,30	13,00	23,56	55,17	133,39	22,54	0,59
	Максимум	10,56	39,00	40,30	96,77	745,87	311,25	19,85
HF(n=11)	Просек	6,54	31,46	37,99	82,54	443,39	154,61	2,33
	Стд. девијација	0,95	4,86	4,72	3,40	155,45	75,90	1,62
	Минимум	5,20	25,00	31,34	79,08	262,03	90,26	0,75
	Максимум	8,07	36,00	41,90	87,13	594,07	273,02	3,95
VT(n=22)	Просек	6,33	22,96	29,29	78,15	573,68	95,59	3,37
	Стд. девијација	2,15	3,31	2,02	8,14	551,52	30,39	2,50
	Минимум	3,40	17,00	25,29	63,95	146,42	31,04	1,35
	Максимум	9,70	28,00	33,09	88,32	1900,87	144,93	9,03
Zps(n=5)	Просек	8,74	6,39	15,13	41,76	58,04	27,46	3,62
	Стд. девијација	2,24	2,74	1,58	15,40	35,85	28,34	2,95
	Минимум	6,01	4,00	12,67	28,14	29,17	2,47	0,85
	Максимум	11,21	11,00	16,76	63,81	121,07	65,51	7,09
Zse(n=10)	Просек	5,32	27,07	32,39	83,30	237,58	287,00	0,63
	Стд. девијација	2,32	5,05	4,67	7,14	93,54	123,96	0,43
	Минимум	1,46	20,00	26,40	72,37	89,66	128,65	0,13
	Максимум	8,79	37,00	39,78	96,20	418,62	553,30	1,58
Total	Просек	6,88	23,06	29,94	73,99	359,50	145,94	2,94
	Стд. девијација	4,79	9,46	6,92	21,29	326,00	119,24	3,56
	Минимум	1,30	2,00	12,67	9,60	21,56	1,31	0,13
	Максимум	25,84	39,00	41,90	96,77	1900,87	553,30	19,85

(FL - флувисол, HF- хумофлувисол, VT- вертисол, Zse- земљиште на серпентиниту, Zps- земљиште на пешчару, PS- псеудоглеј);

a-c Значајност разлика средњих вредности по типу земљишта у оквиру једне дубине. Значајност разлике по дубинама је наведена у тексту

5.1.1. Земљишта и биљне заједнице огледних површина

На три огледна поља, карактеристична за дато подручје, на којима доминирају травне фитоценозе, извршена су флористичко-фитоценолошка истраживања, отворени су педолошки профили и одређена спољашња и унутрашња морфологија, извршено је узимање узорака из којих су одређене физичко-хемијска својства и садржај потенцијално токсичних елемената.

Огледно поље бр. 1 (OG.P – 1) – Земљишта на пешчарима, локалитет Горњи Бањани (X=7442766, У=4885259, н.в. 607 m)

Профил се налази на планинској падини са умерено благим нагибом. Процеси ерозије земљишта нису изражени, а стеновитост површине је слаба 0,1 – 3 %.

Огледно поље 1 (OG.P-1) налази се на локалитету на коме је развијена заједница *Koelerio-Danthonietum alpinae* (Z. Pavlović (1955) 1974). У табели 6 су приказани флористички састав и структура истраживаних фитоценоза, уз преглед животних форми и еколошких индикаторских вредности биљака, у циљу детаљне еколошке анализе заједнице. Овај тип вегетације развија се на серпентинитској подлози, на плитком и сиромашном земљишту. Станиште је потпуно обрасло вегетацијом, у којој доминира *Koeleria pyramidata.* Поред ове врсте, са великом бројношћу јављају се и следеће врсте: *Festuca valesiaca* и *Alectorolophus major*. Врста *Danthonia alpina* на овом локалитету јавља се са малом бројношћу. Поред наведених, за ову заједницу карактеристичне су и следеће врсте: *Achillea millefolium, Galium verum, Anthoxanthum odoratum, Leucanthemum vulgare, Rumex acetosella, Lotus corniculatus, Plantago lanceolata, Silene roemeri* subsp. *sendtneri*, *Thymus pulegioides, Trifolium alpestre, Trifolium ochroleucon, Viola tricolor* и др. С обзиром да се ово огледно поље налази на локалитету на којем је пре око 20 година била вештачки подигнута ливада кошеница, запажа се присуство великог броја рудералних врста, као што су: *Daucus carota, Erigeron annuus, Vicia cracca, Convolvulus arvensis, Prunella vulgaris, Setaria viridis, Rubus caesius, Silene vulgaris, Taraxacum sect. Taraxacum, Cichorium intybus, Dactylis glomerata* и др.

Табела 6 Заједница *Koelerio-Danthonietum alpinae* (Z. Pavlović(1955) 1974) на локалитету Горњи Бањани, на ранкеру на пешчарима

Врста	бројност и покровност	животна форма	V	K	N	S	T
Koeleria pyramidata	8	h	2	3	2	4	3
Danthonia alpina	3	h	2	3	2	4	4
Anthoxanthum odoratum	2	h	3	2	3	4	3
Festuca valesiaca	5	h	1	3	2	4	4
Alectorolophus major	5	t	3	3	2	4	3
Trifolium ochroleucon	2	h	2	4	2	4	3
Trifolium alpestre	2	h	3	3	2	3	4
Trifolium pratense	2	h	3	3	3	3	3
Trifolium repens	2	h	3	3	4	4	3
Plantago lanceolata	3	h	3	3	3	3	3
Mentha longifolia	3	g	4	4	4	3	3
Linaria vulgaris	1	h	3	3	3	4	3
Dianthus pontederae	2	h	2	4	2	4	4
Daucus carota	1	th	2	3	2	4	3
Thymus pulegioides	3	zc	2	3	1	4	3
Stachys officinalis	2	h	3	3	2	4	3
Silene roemeri subsp. sendtneri	2	h	2	3	2	4	4
Silene alba	1	th	2	3	4	4	3
Erigeron annuus	1	th	3	3	3	4	4
Vicia cracca	2	h	3	3	3	4	3
Polygala comosa	3	h	1	4	1	4	3
Alyssum montanum	1	zc	1	4	1	4	4
Convolvulus arvensis	1	g	2	4	3	4	3
Centaurium erythraea	2	th	3	3	3	4	3
Filipendula vulgaris	2	h	2	3	2	4	4
Galium mollugo	1	h	3	3	3	3	3
Prunella vulgaris	1	h	3	3	3	4	3
Centaurea jacea	2	h	3	3	3	4	3
Potentilla argentea	2	h	1	3	1	4	3
Leucanthemum vulgare	2	h	3	3	3	4	4
Fragaria vesca	2	h	3	3	3	3	3
Setaria viridis	1	t	2	3	4	4	4
Rubus caesius	2	np	4	3	5	3	4
Holcus lanatus	2	h	3	3	3	4	3
Silene vulgaris	1	h	2	3	2	4	3
Tanacetum corymbosum	1	h	2	4	2	4	4
Veronica chamaedrys	2	g	3	3	3	3	3
Taraxacum sect. Taraxacum	1	h	3	3	4	4	3
Hypericum perforatum	3	h	2	3	3	3	3
Viola tricolor	2	th	3	3	3	3	3
Ranunculus polyanthemos	1	h	2	3	2	3	4
Dorycnium germanicum	2	dc	1	5	2	4	4
Achillea millefolium	3	h	2	3	3	4	3
Galium verum	3	h	2	3	2	4	3
Cichorium intybus	2	h	2	4	3	5	4
Lotus corniculatus	2	h	2	4	3	4	3
Euphorbia cyparissias	2	h	2	3	2	4	3
Dactylis glomerata	2	h	3	3	4	3	3

Vicia sativa	2	h	3	3	3	3	4
Vicia hirsuta	1	t	2	3	2	4	3
Cynosurus cristatus	1	h	3	3	3	4	3
Potentilla recta	1	h	1	3	2	4	5
Myosotis arvensis	2	th	2	3	3	3	2
Potentilla reptans	1	h	3	3	2	3	3
Rumex acetosella	2	h	2	1	1	5	3
Campanula patula	2	th	3	3	2	4	3
Anchusa officinalis	1	h	2	3	3	4	4
Ajuga genevensis	2	h	2	3	2	3	3
Tragopogon dubius	1	h	2	3	3	4	4
Cruciata laevipes	1	g	3	3	3	4	3
Rumex obtusifolius	2	h	3	3	4	4	3
Campanula sparsa	2	h	3	3	2	4	3
Luzula campestris	2	h	3	3	2	4	3
Carex praecox	2	g	2	3	2	4	3

Профил 1 одликује грађа профила A-AC-C-R. Профил је дубљи, јер је травна вегетација заштитила земљиште од ерозије. Ранкер има реголитични контакт, иловасту текстуру, слабо до средње скелетан.



Хоризонт A_{oh}, 0-20 cm. Боја црвенкасто жуто - смеђа (10YR4/6), песковито глиновита иловача, зрнасте структуре. Има скелета. Дробљиве конзистенције, пропустљив. Некарбонатан. Корен пробија до дубине од 20 cm. Постепен прелаз у

Хор. $A_{oh}C$, 20-50 cm. Боја жуто - смеђа (10YR5/6). По саставу је иловача слабо изражене структуре. Доста скелетно, дробљиве конзистенције. Постепено прелази у

C >50 cm, распаднут пешчар са појавом тврде стене (R).

Пешчар је киселе реакције, па је распадањем формирано земљиште ниске pH, сиромашно базама. Акумулација хумуса је слабије изражена (Табела 8).

Табела 7 Механички састав земљишта - OG.P - 1

Хориз.	Дубина cm	Крупан песак	Ситан песак	Прах	Глина	Укупан песак	Укупна глина	Текстурна класа
		>0,2mm	0,02-0,2mm	0,002-0,02mm	<0,002 mm	>0,02 mm	<0,02 mm	
A_{oh}	0-10	26,4	27,4	21,8	24,4	53,8	46,2	PGI
$A_{oh}C$/ AC	10-30	22	28,6	23,7	25,7	50,6	49,4	PGI
AC	30-50	19,7	28,2	30,4	21,7	47,9	52,1	I

Табела 8 Хемијска својства земљишта - OG.P - 1

Хориз.	Дубина cm	$CaCO_3$ %	pH		Хумус %	K_2O	P_2O_5	Адсорптивни комплекс			
			у H_2O	у 1 M KCl				T-S	S	T	V%
								cmolc kg^{-1}			
Aoh	0-10	0	5,62	4,41	2,93	16,64	1,19	7,96	8,8	16,76	52,50
Aoh/ AC	10-30	0	5,89	4,4	1,85	8,96	0,15	6,47	6,2	12,67	48,95
AC	30-50	0	6,16	4,53	1,62	5,72	0,15	6,01	10,60	16,61	63,81

Текстурни састав је са преовлађујућом фракцијом песка (>45 %) у све три дубине, од чега је крупан песак знатно заступљен, 20 – 26 %. Садржај глине у површинском хоризонту A_{oh} је 25 %, а у прелазном $A_{oh}C$ 21 %. Текстурна класа је песковито глиновита иловача и иловача. Реакција земљишта јако кисела и кисела, док је низак садржај базних катјона и засићеност адсорптивног комплекса базама, око 50 %. Садржај хумуса је на нивоу средње обезбеђености у површинском хоризонту, са знатним опадањем по дубини. Врло ниска обезбеђеност P_2O_5 и средња обезбеђеност K_2O са смањењем по дубини.

Огледно поље бр. 2 (OG.P – 2) – Еутрични камбисол вертични на серпентиниту, локалитет Леушићи, Прањани (X=7438923, У=4872545, н.в. 338 m)

Профил се налази источно од Прањана у близини реке Чемернице, на средини умерено стрме падине, северозападне експозиције. Матични супстрат је серпентинит. Терен без трагова ерозије и клизишта.

Огледно поље 2 (OG.P-2) налази се на локалитету на коме је развијена заједница *Danthonietum alpinae* Cincović et Kojić 1962. У табели 9 су приказани флористички састав и структура истраживаних фитоценоза, уз преглед животних форми и

еколошких индикаторских вредности биљака, у циљу детаљне еколошке анализе заједнице. Реч је о ливадској заједници која је широко распрострањена у брдском региону Србије. Као и претходна заједница овакав тип вегетације развија се на серпентинитској подлози, на плитком и сиромашном земљишту. Станиште је, такође, потпуно обрасло вегетацијом. Доминантна врста је *Danthonia alpina*. Неке од високофреквентних врста су: *Achillea millefolium, Galium verum, Agrostis capilaris, Filipendula vulgaris, Hypericum perforatum* и др. С обзиром да се на овом огледном пољу у прошлости налазила ораница, забележен је велики број рудералних врста, као и на претходном локалитету. Неке од њих су: *Daucus carota, Vicia cracca, Convolvulus arvensis, Prunella vulgaris, Erigeron annuus, Silene vulgaris, Taraxacum sect. Taraxacum, Cichorium intybus* и др.

Табела 9 Заједница *Danthonietum alpinae* Z. Pavlović Cincović et Kojić 1962 на локалитету Леушићи, Прањани, на еутричном камбисолу вертичном на серпентиниту

Врста	бројност и покровност	животна форма	V	K	N	S	T
Danthonia alpina	5	h	2	3	2	4	4
Agrostis capillaris	3	h	3	2	2	3	3
Anthoxanthum odoratum	2	h	3	2	3	4	3
Arrhenatherum elatius	1	h	3	3	4	3	3
Holcus lanatus	2	h	3	3	3	4	3
Centaurea jacea	2	h	3	3	3	4	3
Stachys officinalis	2	h	3	3	2	4	3
Cynosurus cristatus	2	h	3	3	3	4	3
Vicia angustifolia	1	th	2	3	3	4	4
Thymus pulegioides	3	zc	2	3	1	4	3
Teucrium montanum	3	dc	1	5	1	4	3
Scabiosa columbaria	2	h	2	4	2	4	3
Medicago falcata	1	h	2	4	2	4	4
Elytrigia intermedia	1	h	2	4	3	4	4
Moenchia mantica	1	t	3	3	2	3	4
Odontarrhena chalcidica	2	h	2	3	1	3	3
Sanguisorba minor	2	h	2	4	2	4	3
Medicago lupulina	1	th	2	4	3	3	4
Campanula sparsa	2	h	3	3	2	4	3
Achillea millefolium	3	h	2	3	3	4	3
Plantago lanceolata	2	h	3	3	3	3	3
Galium verum	3	h	2	3	2	4	3
Vicia cracca	1	h	3	3	3	4	3
Lotus corniculatus	1	h	2	4	3	4	3
Hypericum perforatum	2	h	2	3	3	3	3
Convolvulus arvensis	1	g	2	4	3	4	3
Dianthus pontederae	2	h	2	4	2	4	4
Medicago sativa	1	h	2	4	3	4	4

Silene vulgaris	1	h	2	3	2	4	3
Linaria vulgaris	2	h	3	3	3	4	3
Cichorium intybus	2	h	2	4	3	5	4
Ornithogalum pyramidale	1	g	2	3	2	4	4
Lathyrus latifolius	1	g	2	4	2	4	5
Alopecurus pratensis	2	h	3	3	4	3	3
Vicia hirsuta	1	t	2	3	2	4	3
Prunella vulgaris	1	h	3	3	3	4	3
Erigeron annuus	1	th	3	3	3	4	4
Verbena officinalis	1	th	2	3	4	4	3
Daucus carota	1	th	2	3	2	4	3
Fragaria vesca	2	h	3	3	3	3	3
Euphorbia cyparissias	1	h	2	3	2	4	3
Mentha longifolia	3	g	4	4	4	3	3
Trifolium pratense	2	h	3	3	3	3	3
Trifolium montanum	2	h	2	4	2	4	3
Potentilla recta	1	h	1	3	2	4	5
Viola tricolor	2	th	3	3	3	3	3
Ranunculus polyanthemos	1	h	2	3	2	3	4
Ajuga genevensis	1	h	2	3	2	3	3
Festuca rubra	2	h	3	3	3	3	3
Euphorbia stricta	3	th	3	4	3	3	4
Veronica chamaedrys	2	g	3	3	3	3	3
Myosotis arvensis	1	th	2	3	3	3	2
Filipendula vulgaris	3	h	2	3	2	4	4
Cruciata laevipes	1	g	3	3	3	4	3
Luzula campestris	1	h	3	3	2	4	3
Euphrasia stricta	2	t	2	3	2	3	3
Carduus candicans	1	h	3	3	3	4	4
Leucanthemum vulgare	1	h	3	3	3	4	4
Potentilla argentea	1	h	1	3	1	4	3
Verbascum lychnitis	1	h	1	3	4	4	4
Taraxacum sect. Taraxacum	1	h	3	3	4	4	3

Профил 2 има грађу Avt-(B)v,vt-(B)v,vt C-C. А хоризонт је плићи и износи 30 cm, а камбични (B)v знатно премашује моћност А хоризонта. Еутрични камбисол настаје тако што се у условима одговарајуће температуре и влажности, стварају услови за интензивније распадање примарних минерала и стварање јако глиновитих продуката са ослобађањем оксида гвожђа (Филиповски и Ћирић, 1963). Процес посмеђивања је јаче изражен у дубљим слојевима, где је већа влажност и где је температура мање подложна променама. Формиран оглињени камбични (B)v хоризонт током даље трансформације постаје моћнији, а земљиште киселије.

На серпентинским стенама се иначе ређе јављају дубока земљишта (дубоки ранкер, еутрични камбисол, вертисол, лувисол), само на равнијим и заштићеним теренима од ерозије, какав је и овде случај.



Хор. Avt, 0-30 cm.
Боја тамно смеђа (10YR2/2), глиновитог састава, зрнасте структуре. Слабо скелетан, умерено чврсте конзистенције. Прожет кореновим системом, бескарбонатан. Јасан прелаз у

Хор. (B)v,vt, 30-75 cm.
Боја смеђа (10YR3/3), глиновитог састава и полиедричне структуре. Слабо скелетан, чврсте конзистенције. Некарбонатан, са пегама Fe и Mn. Постепено прелази у

Хор. (B)v,vt C, 75-90 cm.
Боја тамно смеђа (10YR3/4), глиновитог састава са доста скелета серпентинита, чврсте конзистенције. Видљиве пеге Fe и Mn, некарбонатно земљиште. Постепен прелаз у

Хор. C >90 cm.
Изломљен скелет серпентинита.

Табела 10 Механички састав земљишта - OG.P - 2

Хориз.	Дубина cm	Крупан песак	Ситан песак	Прах	Глина	Укупан песак	Укупна глина	Текстурна класа
		>0,2mm	0,02-0,2mm	0,002-0,02mm	<0,002 mm	>0,02 mm	<0,02 mm	
Avt	0-10	4,9	19,2	38,1	37,8	24,1	75,9	LG
Avt	10-30	4	19,2	36,1	40,7	23,2	76,8	LG
(B)v, vt	30-60	1,2	14,8	29,8	54,2	16	84	TG
(B)v, vt C	60-90	6	17,1	25,8	51,1	23,1	76,9	TG

Табела 11 Хемијске својства земљишта - OG.P - 2

Хориз.	Дубина cm	CaCO$_3$ %	pH		Хумус %	K_2O	P_2O_5	Адсорптивни комплекс			
			у H_2O	у 1 M KCl				T-S	S	T	V%
								cmol kg^{-1}			
Avt	0-10	0	7,07	5,54	4,33	19,64	0,32	4,39	29,60	33,99	87,09
Avt	10-30	0	7,24	5,57	2,86	20,6	0,62	3,90	28,20	32,10	87,85
(B)v, vt	30-60	0	7,26	5,78	1,28	30,08	0,01	3,58	36,20	39,78	91,01

(B)v, vt C	60-90	0	7,56	5,90	0,72	24,92	0,34	1,46	37,00	38,46	96,20

Еутрични камбисол на серпентиниту је тежег механичког састава. У хумусно-акумулативном хоризонту садржај глине је 38-41 %, у камбичном хоризонту (B)v се повећава и износи 54 %, док у прелазном (B)vC износи 51 %. Садржај праха опада са дубином од 38 до 28 %, као и удео ситног песка, од 19-17 %. Крупан песак у површинском слоју је 4-5 %, затим у камбичном хоризонту 1,2 %, а у прелазном хоризонту је 6 %. Земљиште је по текстури лака глина у горњем делу профила и тешка глина у дубљем.

Реакција земљишта је углавном слабо кисела. Садржај хумуса је средњи у хумусном хоризонту, а у дубљим нижи, равномерно опада по дубини. Врло низак садржај P_2O_5 кроз цео профил земљишта, док је средњи садржај K_2O у горњем делу профила, а у камбичном хоризонту висок у складу са садржајем глине.

Огледно поље бр. 3 (OG.P – 3) – Хумофлувисол некарбонатни, локација Коњевић, код Прељине, општина Чачак (X=7452936, У=4860832, н.в. 191 m)

Профил се налази у полоју Западне Мораве и Чемернице, близу ушћа, јужно од Прељине. Терен је раван. У непосредној близини налази се фабрика за производњу хемијских производа за индустријско одмашћивање. Терен је плављен 2014. године.

Огледно поље 3 (OG.P-3) налази се у урбаном подручју, па је очекивано да је на истраживаном локалитету развијена рудерална заједница *Chenopodio–Ambrosietum artemisiifoliae ass. nova.* У табели 12 су приказани флористички састав и структура истраживаних фитоценоза, уз преглед животних форми и еколошких индикаторских вредности биљака, у циљу детаљне еколошке анализе заједнице. Карактеристично за ову заједницу јесте да се она јавља на напуштеним површинама дуж путева (Jarić et al., 2011), што одговара опису локалитета на којем је заједница забележена. Едификатори ове заједнице су рудерална врста *Chenopodium album* и инвазивна врста *Ambrosia artemisiifolia.* Физиономију заједнице дефинишу врсте *Rubus caesius* и *Dipsacus laciniatus* које у саставу заједнице учествују са великом бројношћу, али имају и велику покровност. Поред наведених, врсте које се јављају у заједници са великом бројношћу су: *Erigeron annuus, Galega officinalis, Achillea*

millefolium, Daucus carota, Cichorium intybus, Artemisia vulgaris, Hypericum perforatum и др.

Табела 12 Заједница *Chenopodio–Ambrosietum artemisiifoliae ass.* nova на локалитету Коњевић код Прељине, на хумофлувисолу некарбонатном

Врста	бројност и покровност	животна форма	V	K	N	S	T
Ambrosia artemisiifolia	5	t	2	3	3	4	4
Chenopodium album	5	t	2	3	4	3	3
Dipsacus laciniatus	7	th	3	4	4	4	5
Galega officinalis	5	h	4	3	3	3	4
Carduus acanthoides	3	h	2	3	4	4	4
Cirsium arvense	2	g	3	3	4	4	4
Fragaria vesca	1	h	3	3	3	3	3
Mentha longifolia	5	g	4	4	4	3	3
Cichorium intybus	5	h	2	4	3	5	4
Erigeron annuus	7	th	3	3	3	4	4
Verbena officinalis	3	th	2	3	4	4	3
Plantago lanceolata	5	h	3	3	3	3	3
Inula britannica	3	h	4	4	3	3	4
Achillea millefolium	7	h	2	3	3	4	3
Lythrum salicaria	3	h	4	3	3	3	3
Galium mollugo	3	h	3	3	3	3	3
Cruciata laevipes	2	g	3	3	3	4	3
Rubus caesius	8	np	4	3	5	3	4
Potentilla reptans	3	h	3	3	2	3	3
Rumex obtusifolius	3	h	3	3	4	4	3
Geum urbanum	3	h	3	3	4	2	3
Ononis spinosa	1	zc	2	3	2	4	5
Aristolochia clematitis	5	g	3	4	4	3	4
Linaria vulgaris	3	h	3	3	3	4	3
Medicago sativa	3	h	2	4	3	4	4
Artemisia vulgaris	5	h	3	3	4	4	3
Symphytum officinale	2	h	4	3	4	3	2
Symphytum tuberosum	2	g	3	4	3	2	3
Capsella bursa-pastoris	5	th	2	3	3	4	3
Trifolium pratense	5	h	3	3	3	3	3
Daucus carota	5	th	2	3	2	4	3
Prunella vulgaris	3	h	3	3	3	4	3
Myosotis arvensis	3	th	2	3	3	3	2
Alopecurus pratensis	2	h	3	3	4	3	3
Ranunculus repens	3	h	2	3	2	3	4
Vicia grandiflora	2	th	2	3	2	3	3
Dactylis glomerata	5	h	3	3	4	3	3
Rosa canina	2	np	3	3	2	3	3
Prunus spinosa	1	np	2	4	3	4	4
Hypericum perforatum	5	h	2	3	3	3	3
Setaria viridis	3	t	2	3	4	4	4

Профил има грађу Ap-Amo-C. Изостаје G хоризонт на испитиваној дубини, што је карактеристика земљишта чачанске котлине (Танасијевић и сар., 1966). Налази се у алувијуму доњег тока Чемернице близу њеног улива у Западну Мораву, где река има успорен ток, што омогућава таложење најфинијег материјала. Земљиште је дубоко.



Хор. Ap, 0-20 cm.
Боја тамно смеђа (10YR3/1), глиновитог састава, мрвичасте структуре. Умерено растресит са масовним продором корена. Бескарбонатан. Постепен прелаз у

Хор. Amo, 20-75 cm.
Боја тамно смеђа (10YR3/2-3/3), глиновитог састава и призматичне структуре. Чврсте конзистенције, бескарбонатан. Видљиве црне пеге Mn и оксида Fe, као и глисте у горњем делу. У доњем делу профила има ситног шљунка. Јасан прелаз у

Хор. C 75-110 cm.
Боја смеђа са црвенкастом нијансом (10YR4/3), безструктурно, а по текстури глина. Средње чврсте конзистенције, са присутним пегама Fe и орштајна.

Хор. C, 110-130 cm
Боја смеђа са црвенкастом нијансом (10YR4/4), безструктурно, по текстури глина. Средње збијено са присутним пегама Fe и Mn.

Табела 13 Механички састав земљишта - OG.P - 3

Хориз.	Дубина cm	Крупан песак	Ситан песак	Прах	Глина	Укупан песак	Укупна глина	Текстурна класа
		>0,2mm	0,02-0,2mm	0,002-0,02mm	<0,002 mm	>0,02 mm	<0,02 mm	
Ap	0-10	1,9	20,1	33,6	44,4	22,0	78,0	LG
Amo	10-30	1,6	17,1	32,6	48,7	18,7	81,3	TG
Amo	30-60	1,1	12,8	34,8	51,3	13,9	86,1	TG
C	75-110	2,6	35,4	26,1	35,9	38	62	LG
C	110-130	0,4	15,5	41,2	42,9	15,9	84,1	LG

Табела 14 Хемијске својства земљишта - OG.P - 3

Хориз.	Дубина cm	$CaCO_3$ %	pH		Хумус %	K_2O	P_2O_5	Адсорптивни комплекс			
			у H_2O	у 1 M KCl				T-S	S	T	V%
								cmol kg^{-1}			
Ap	0-10	0	7,53	6,27	5,42	35,24	4,06	1,30	39,00	40,30	96,77
Amo	10-30	0	7,21	5,75	3,80	29,74	4,12	3,90	32,80	36,70	89,37
Amo	30-60	0	7,29	5,5	2,21	31,5	0,34	3,25	36,00	39,25	91,72
C	75-110	0	7,48	6,21	0,65	26,12	5,87	1,46	29,40	30,86	95,26
C	110-130	0	7,52	6,32	0,68	31,76	10,9	1,30	31,20	32,50	96,00

Земљиште огледног поља 3 типа хумофлувисол је тешког глиновитог састава, прилично уједначеног по дубини профила, сем слоја C који је нешто лакшег састава, са 35,6 % глине. Земљиште је дубоко, има слабију пропусност за воду и аерацију (нарочито зато што су структурни агрегати нестабилни и брзо се расплињују у води, Танасијевић и сар., 1966).

Реакција земљишта је слабо кисела. Хумофлувисол има развијен хумусно акумулативни хоризонт, са доста органске материје, чији садржај опада са дубином. Некарбонатан је кроз све дубине профила. Такође, слабо је обезбеђен приступачним фосфором, а веома добро калијумом. На већој дубини је запажен већи садржај фосфора, што говори о различитом саставу алувијалних наноса који су током времена таложени у речној долини.

5.1.1.1. Биолошки спектар истраживаних биљних заједница и еколошка анализа заједница

Када је реч о биолошком спектру на истраживаним локалитетима, у заједницама *Koelerio-Danthonietum alpinae* и *Danthonietum alpinae* доминирају хемикриптофите (h) (Табела 6, Табела 9). Овакви резултати су очекивани, с обзиром да су

хемикриптофите група биљака која доминира на подручју Србије, али и у умереном климату генерално, као и на серпентинској геолошкој подлози (Diklić, 1984; Стевановић, 1984; Pavlova et al., 2003). У заједници *Koelerio-Danthonietum alpinae* хемикриптофите чине 70,3 % ових врста, а у заједници *Danthonietum alpinae* 68,9 % (Табела 9, График 2).

У рудералној заједници *Chenopodio–Ambrosietum artemisiifoliae ass.* nova бројност хемикриптофита значајно је мања у односу на претходне две заједнице (53,7 %) (Табела 12). Број терофита у овој заједници је велики (24,4 %), што је очекивано, с обзиром да је реч о антропогеном станишту.

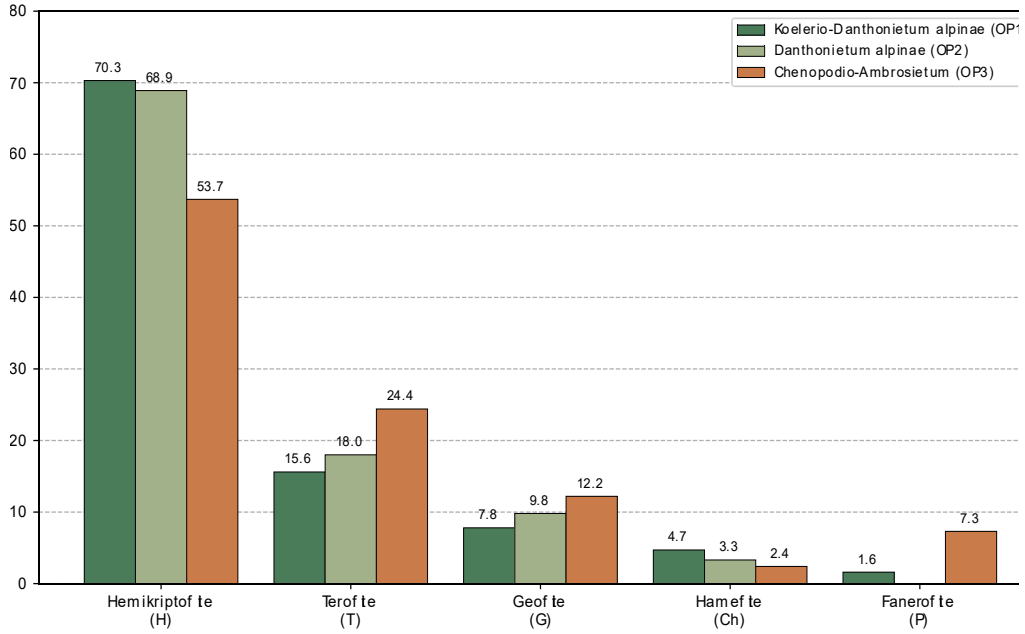


График 2 Биолошки спектар истраживаних биљних заједница

Еколошка анализа заједница *Koelerio-Danthonietum alpinae*, *Danthonietum alpinae* и *Chenopodio–Ambrosietum artemisiifoliae* ass. nova, која је извршена помоћу индикаторских вредности биљака (Табела 15), указује да је реч о ксерофилном типу вегетације, односно највећи број врста су врсте које могу опстати на сувим стаништима (V: од 2,39 до 2, 78). Вредности добијене за киселост указују да у све три заједнице доминирају врсте које насељавају неутралан или слабо кисела земљишта (K: 3,11 – 3,23). На основу вредности добијених за количину азота у земљишту, може се уочити да у заједницама *Koelerio-Danthonietum alpinae* и *Danthonietum alpinae* доминирају олиготрофне врсте, тј. оне које су прилагођене на земљишта сиромашна минералним материјама (вредности 2,51 и 2,52), за разлику

од заједнице *Chenopodio–Ambrosietum artemisiifoliae* ass. nova, у којој се развијају биљке својствене земљиштима средње богатим минералним материјама (N: 3,36).Све три заједнице се развијају на стаништима која су у току дана углавном осунчана (S: 3,46 – 3,78) и углавном је реч о мезотермним врстама (T: 3,25 – 3,42).

Табела 15 Индикаторске вредности биљака на истраживаним локалитетима

Индикатори	**OG.P - 1**	**OG.P - 2**	**OG.P - 3**
V	2,39	2,4	2,78
K	3,11	3,23	3,18
N	2,51	2,52	3,36
S	3,78	3,68	3,46
T	3,25	3,29	3,42

Препознавање значаја екосистемских услуга које пружају ливаде и пашњаци кључно је за очување вредних биолошких и економских ресурса. Један од ових ресурса јесу лековите и ароматичне биљке. У односу на све екосистеме, ливаде и пашњаци представљају екосистеме у којима се развија највећи број лековитих и ароматичних биљака.

У заједници *Koelerio-Danthonietum alpinae* (OG.P - 1) од лековитих и ароматичних биљака констатоване су: *Plantago lanceolata*, *Mentha longifolia*, *Thymus pulegioides*, *Stachys officinalis*, *Centaurium erythraea*, *Filipendula vulgaris*, *Fragaria vesca*, *Rubus caesius*, *Taraxacum officinale*, *Hypericum perforatum*, *Viola tricolor*, *Achillea millefolium*, *Galium verum* и *Cichorium intybus*. У заједници *Danthonietum alpinae* (OG.P - 2) забележене су: *Thymus pulegioides*, *Teucrium montanum*, *Sanguisorba minor*, *Achillea millefolium*, *Plantago lanceolata*, *Galium verum*, *Hypericum perforatum*, *Cichorium intybus*, *Verbena officinalis*, *Fragaria vesca*, *Mentha longifolia*, *Viola tricolor*, *Filipendula vulgaris*, *Verbascum lychnitis* и *Taraxacum officinale*. У рудералној заједници *Chenopodio–Ambrosietum artemisiifoliae* ass. nova (OG.P - 3), иако антропогеног карактера, такође је забележен знатан број лековитих врста: *Fragaria vesca*, *Mentha longifolia*, *Cichorium intybus*, *Verbena officinalis*, *Plantago lanceolata*, *Achillea millefolium*, *Lythrum salicaria*, *Rubus caesius*, *Geum urbanum*, *Ononis spinosa*, *Artemisia vulgaris*, *Symphytum officinale*, *Symphytum tuberosum*, *Capsella bursa-pastoris*, *Rosa canina*, *Prunus spinosa* и *Hypericum perforatum*.

Поред лековитих и ароматичних биљака, истраживана станишта обухватају и бројне јестиве биљне врсте, као и различите групе организама које доприносе њиховом функционисању. Посебан значај имају опрашивачи, укључујући пчеле, који обезбеђују важну екосистемску услугу опрашивања. Сагледавање укупног значаја ових екосистема захтева процену њихових природних вредности и екосистемских услуга, идентификацију фактора који угрожавају њихову стабилност и очување, као и планирање коришћења природних ресурса у складу са принципима одрживог управљања.

5.2. Садржај ПТЕ у земљиштима слива реке Чемернице

5.2.1. Хоризонтални (просторни) распоред укупних садржаја ПТЕ на испитиваном подручју

Садржај ПТЕ (Ni, Cr и Co) у испитиваном подручју је веома неуједначен у складу са геолошким, педолошким и другим природним чиниоцима, као и последица антропогеног деловања.

У табели бр. 11 су дати основни статистички параметри који се односе на садржај укупног Ni, Cr и Co у земљишту на целом испитиваном подручју (149 узорака од 0-30 cm дубине), као и распоред по најзаступљенијим типовима земљишта: FL – флувисол, 29 узорака; HF – хумофлувисол, 13; VT – вертисол, 39; Zse – земљиште на серпентиниту, 23; Zks – земљиште на киселим магматским стенама, 11; Zpš – земљиште на пешчару, 5; LU, PS – лувисол и псеудоглеј, 13 узорака.

Табела 16 Укупни садржаји Ni, Cr и Co у испитиваним земљиштима на целом испитиваном подручју (0-30 cm)

Тип земљишта	Статистички параметар	Ni	Cr	Co
Total	Просек	275,60	163,55	33,87
	Минимум	15,00	11,49	7,79
	Максимум	1475,00	1426,00	136,75
	Стд. девијација	356,74	221,62	30,12
	Медијана	129,67	79,44	21,08
FL	Просек	201,40b	122,83b	23,54b
	Минимум	43,00	34,00	13,95
(n=29)	Максимум	637,00	455,00	48,49
	Стд. девијација	114,09	87,05	7,96
	Медијана	171,79	96,75	22,76
HF	Просек	135,32b	90,93b	21,67b
	Минимум	53,27	62,09	13,06
(n=13)	Максимум	294,00	177,00	36,46
	Стд. девијација	67,52	33,45	7,33
	Медијана	108,08	79,00	19,97
VT	Просек	130,93b	80,13b	23,04b
	Минимум	26,00	27,00	11,66
(n=39)	Максимум	780,00	310,00	84,68
	Стд. девијација	147,82	51,10	14,11
	Медијана	78,12	66,00	19,34
Zse	Просек	789,95a	519,24a	80,37a
	Минимум	72,00	65,00	25,78
(n=23)	Максимум	1418,00	1426,00	136,75
	Стд. девијација	392,56	362,43	33,67

	Медијана	729,00	426,00	70,57
Zks	Просек	29,49b	28,64b	13,62b
	Минимум	15,00	12,00	8,72
(n=11)	Максимум	80,00	59,00	19,28
	Стд. девијација	20,90	14,46	3,26
	Медијана	19,00	26,00	13,69
Zpš	Просек	98,35b	81,62b	21,41b
	Минимум	35,47	24,76	11,31
(n=5)	Максимум	208,00	208,00	35,02
	Стд. девијација	68,59	73,26	8,64
	Медијана	68,00	51,00	20,56
LU, PS	Просек	180,60b	107,80b	27,31b
	Минимум	39,00	44,00	15,12
(n=13)	Максимум	860,00	332,00	73,44
	Стд. девијација	351,64	124,46	24,78
	Медијана	79,00	63,00	23,13

(FL - флувисол, HF- хумофлувисол, VT- вертисол, Zse- земљиште на серпентиниту, Zps- земљиште на пешчару, PS- псеудоглеј);

a-c Значајност разлика средњих вредности по типу земљишта у оквиру једне дубине. Значајност разлике по дубинама је наведена у тексту

Поређењем просечних вредности садржаја ПТЕ у целом испитиваном подручју са просеком за земљишта централне Србије види се да је садржај Cr и Ni већи око 4 пута. Због одсуства национално усвојених фонских вредности, као референтни ниво коришћени су подаци за земљишта централне Србије (Мрвић и сар., 2009), региона коме припада истраживано подручје. То је најобимнији регионални скуп података о садржају ПТЕ у Србији, добијен упоредивом аналитичком методом. Такође, у односу на земљишта света, присутан је вишеструко повећан садржај Ni, Cr и Co (McGrath, 1995; Berrow и Reaves, 1984) (Табела 17).

Табела 17 Граничне вредности ПТЕ у законској регулативи и литератури

Граничне вредности	Ni	Cr	Co
MDK[1]	50	100	(50)
IW[2]	210	380	240
SW[2]	35	100	9
Просек, Централна Србија[3]	58	48	-
Просек земљишта света [4,5]	34	50	12

[1] МДК – максимално дозвољене концентрације („Сл. гл. РС“, бр. 23/1994).

[2] IW, ремедијациона вредност; SW- гранична максимална вредност („Сл. гл. РС“, бр. 30/2018 и 64/2019)

[3] Мрвић и сар., 2009

[4] Alloway (1992)

[5] Berrow и Reaves (1984)

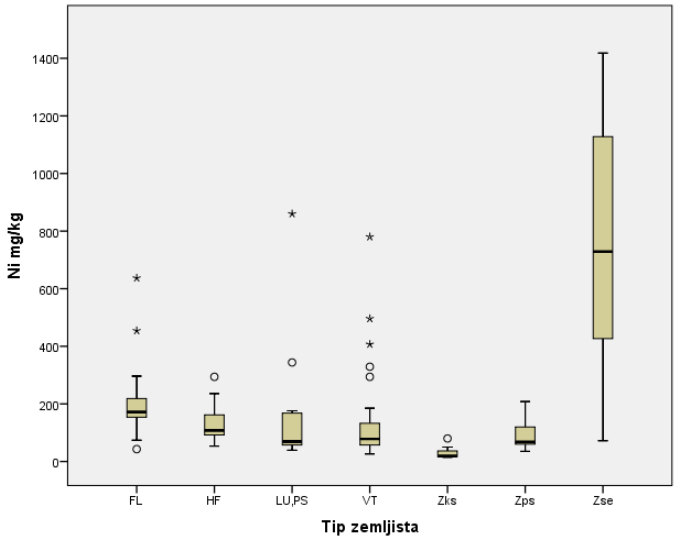
Поређењем добијених просечних вредности укупних садржаја ПТЕ у земљиштима на целом подручју испитивања са максимално дозвољеним концентрацијама у домаћој законској регулативи (МДК), граничном максималном вредности (SW) и ремедијационим вредностима (IW) види се да су посебно вредности никла високе, 7,8 пута веће од SW, 5 пута веће од МДК, а 1,28 пута од IW. Просечне концентрације Cr су 1,6 пута више од SW и МДК, испод IW. У нашој регулативи нису дате МДК за Co, а према Kabata Pendias (2011) износе максимално 50 mg kg^{-1}, и просечне вредности Co не премашују ову границу, али су веће од SW 3,7 пута.

Просторни распоред концентрација елемената је неуједначен, посебно за Ni и Cr, за које су вредности медијане око 2 пута ниже у односу на просечне вредности, а коефицијент варијације изнад 100 %. За Co је коефицијент варијације око 90 %.

Хоризонтални распоред укупних садржаја Ni на испитиваном подручју

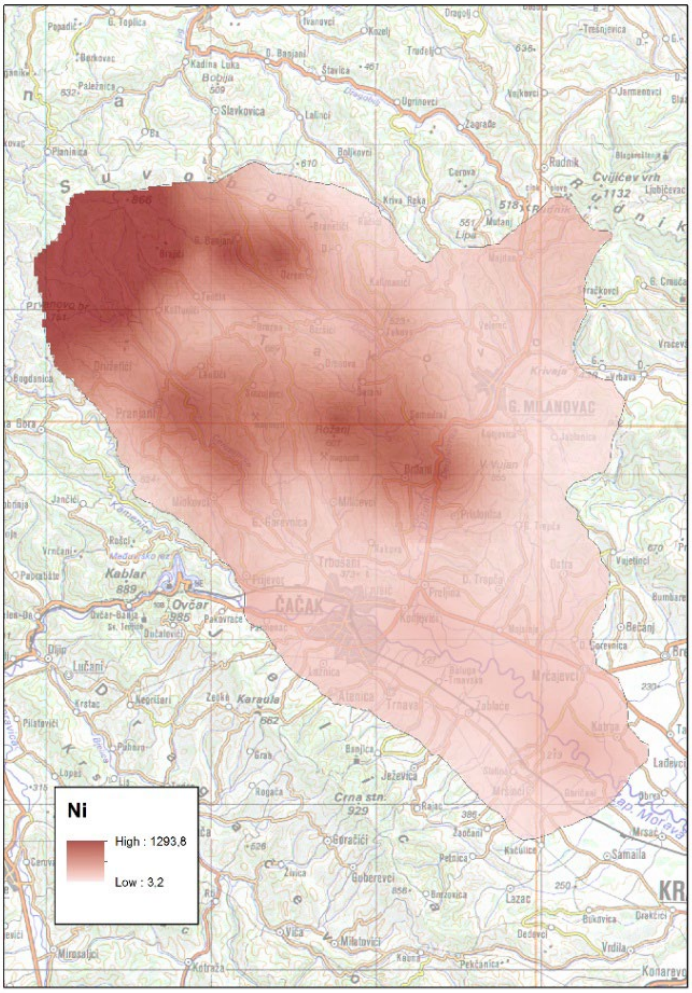
Резултати показују да је садржај Ni у 89 % земљишта изнад SW (35 mg kg^{-1}), у 82,6 % земљишта изнад МДК (50 mg kg^{-1}), а у 30 % изнад IW (210 mg kg^{-1}).

Највеће концентрације Ni су у земљишту на серпентинским стенама, статистички значајно веће него у другим земљиштима. Просечно износе 790 mg kg^{-1} (медијана 730 mg kg^{-1}), а максимум је око 1400 mg kg^{-1} (График 3, Слика 6).



(FL - флувисол, HF- хумофлувисол, VT- вертисол, Zse- земљиште на серпентиниту, Zps- земљиште на пешчару, PS- псеудоглеј)

График 3 Box-plot приказ садржаја укупног Ni по типовима земљишта



Слика 6 Картографски приказ хоризонталног распореда укупног садржаја Ni (mg kg^{-1})

Сличне, високе вредности за земљишта на серпентинитима наводе и Kostić et al. (1998), Belanović и сар. (2001), Lago-Vila et al. (2015). Према Kabata Pendias (2011) у појединим земљама, посебно са високом заступљеношћу ултрабазичних магматских стена у подлогама на којима су земљишта формирана, вредности укупних садржаја никла могу бити и вишеструко више, до 7000 mg kg^{-1}. Високе вредности никла (као и Cr и Co) објашњавају се тиме што он изоморфно замењује Mg^{2+}, Fe^{3+} (Al^{3+}) на местима централног катјона у кристалним структурама феромагнезијских минерала, од којих су изграђене серпентинске стене (Rinklebe et al., 2016), што ове минерале/стене сврстава у основне природне носиоце никла у земљишту.

У земљиштима типа флувисол се јављају високе вредности укупног садржаја Ni, просечно око 200 mg kg^{-1} (медијана 172). Сви узорци земљишта у флувисолима

имају концентрације Ni изнад SW, готово сви изнад МДК (50 mg kg^{-1}), а највећи број изнад 100 mg kg^{-1}. Посебно су високи садржаји у флувисолу Западне Мораве испод Трбушана (низводно од улива Каменичке реке), око Мрчајеваца и Катрге, достижу Ni 500-600 mg kg^{-1}.

У хумофлувисолу, просечна вредност укупног садржаја Ni је 135 mg kg^{-1} (медијана 108 mg kg^{-1}). Сви узорци имају вредности изнад SW и МДК, и око половине узорака изнад 100 mg kg^{-1}. По високим вредностима се издвајају узорци хумоглеја на уливу реке Дичине и Чемернице у Западну Мораву, које могу достићи до близу 300 mg kg^{-1} Ni. Сличне вредности за ово подручје су установљене и у ранијим истраживањима (Mrvić et al., 2013), док је медијана Ni за целу централну Србију знатно нижа, 32,0 mg kg^{-1} за флувисол и 58,22 mg kg^{-1} за хумофлувисол.

Високе концентрације РТЕ су у великој мери условљене геолошким саставом подручја и материјала који се транспортује и таложи у алувијуму. Река Чемерница, као и притока Дичина, извиру између планина Маљен и Сувобор, које су састављене од серпентинских стена. Својим током пролазе кроз подручја различитог геолошког састава, укључујући већи комплекс серпентинских стена јужно од Прањана и Леушића. У реку Дичину се уливају и Клатичевска река и Деспотовица, које долазе са планине Рудник, које је рудоносно подручје, делом обухвата и серпентинизиране перидотите (Антић Младеновић, 2004). И Каменичка река која се налази западно од тока Чемернице (не припада сливу Чемернице), извире испод Маљена, такође састављеног од серпентинских стена, и улива се у Западну Мораву иза Овчарско-кабларске клисуре, обогаћујући алувијум Западне Мораве серпентинским материјалом богатим Ni, Cr, Co и другим елементима.

Антић Младеновић (2004) наводи да у флувисолима у долини Велике Мораве - Поморавље садржај Ni износи просечно 124,6-172,6 mg kg^{-1} у површинском слоју, а у долини реке Јасенице која извире на Руднику 323,9 mg kg^{-1}. И други аутори напомињу да земљишта на алувијалним наносима имају високе концентрације ПТЕ, које су пореклом и од алувијално-делувијалног транспорта и акумулације материјала насталог распадањем стена природно богатим ПТЕ (Dozet i sar., 2011; Barman et al., 2015; Linnik et al., 2022).

У вертисолу, псеудоглеју и лувисолу су такође високе просечне вредности укупног садржаја Ni (131, 239 и 122 mg kg^{-1}), док је медијана знатно нижа (78, 69 и 87 mg kg^{-1}), што је показатељ знатног варирања укупног садржаја Ni у овим земљиштима. У вертисолу су вредности укупног садржаја Ni изнад SW, а испод 50 mg kg^{-1} (МДК) у 15 % земљишта, од 50-210 mg kg^{-1} (IW) у 73 % земљишта и изнад IW 12 %. У псеудоглеју и лувисолу су све вредности изнад SW, око 25 % земљишта испод МДК, око 65 % између МДК и IW и 10 % изнад IW. Ова земљишта су по текстурном саставу глине и глиновите иловаче, које иначе имају веће концентрације Ni у односу на земљиште лакшег механичког састава. Глиновита земљишта имају већу способност адсорпције елемената, а поред тога Ni се везује у примарним минералима и у слојевитим силикатима, посебно хлориту и вермикулиту, као и за Fe и Mn оксиде (Uren, 1992).

Медијана Ni за целу централну Србију износи знатно мање, за вертисол 22,21 mg kg^{-1}, псеудоглеј 30,83 mg kg^{-1}, а лувисол 26,77 mg kg^{-1} (Mrvić et al., 2013). Према Kabata Pendias (2011) просек за иловаста и глиновита земљишта у различитим земљама је 21-50 mg kg^{-1} Ni.

Веће вредности укупног садржаја никла у испитиваном вертисолу, псеудоглеју и лувисолу су у знатној мери условљене утицајем серпентинских стена, јер су ова земљишта углавном формирана на миоценим седиментима који се налазе у контакту или окружењу серпентинских стена. Веома високе вредности укупног садржаја Ni су у појединим узорцима у подножју серпентинских стена на седиментима које понегде имају и налазишта магнезита (Основна геолошка карта Чачак, 1977). Као и код земљишта на алувијуму, могућ је и утицај других, антропогених фактора, посебно због интензивне пољопривредне производње на овим земљиштима, као и на локацијама које су под утицајем емисије елемената из индустрије око Чачка и прометних саобраћајница.

Земљишта на пешчару садрже просечно 81,62 mg kg^{-1} Ni (медијана 51,00 mg kg^{-1}), скоро двоструко више у односу на ова земљишта у централној Србији. Издвајају се 2 узорка испод планине Рудник, са вредностима изнад 100 mg kg^{-1} Ni.

Најниже вредности укупног садржаја Ni измерене су у земљишту на киселим магматским стенама, као што је забележено и у другим истраживањима (da Silva et

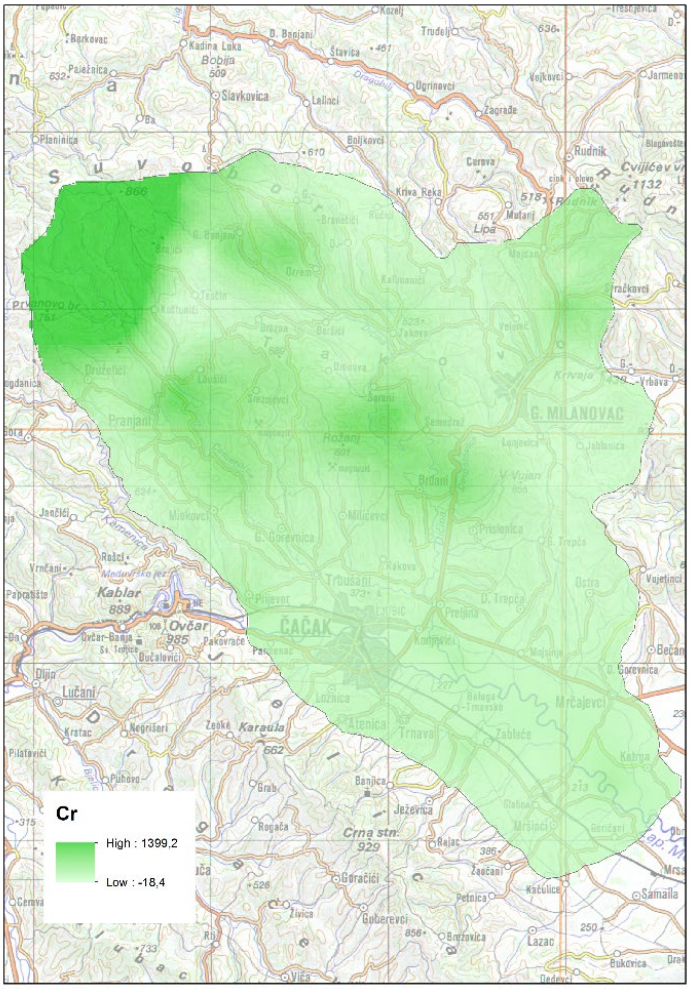
al., 2020; Kabata Pendias, 2011). У ову групу су сврстани узорци у источном делу подручја, испод Горњег Милановца, где се налазе киселе и прелазне магматске стене - кварцлатити, дацити, лабрадорске андезитске стене и њихови туфити, негде и хидротермално измењене. Северозападно, око Брајића и Коштунића су вулканске порфиријске брече и агломерати и туфови киселе реакције. Просечан садржај укупног Ni је 29 mg kg^{-1}. У већини земљишта вредности су до 20 mg kg^{-1}. У узорцима на планини Велики Вујан, Коштунићи и Брајићи, садржај Ni је изнад МДК од 50 mg kg^{-1}. У централној Србији земљишта на граниту имају просечно 11 mg kg^{-1}.

Хоризонтални распоред укупних садржаја Cr на испитиваном подручју

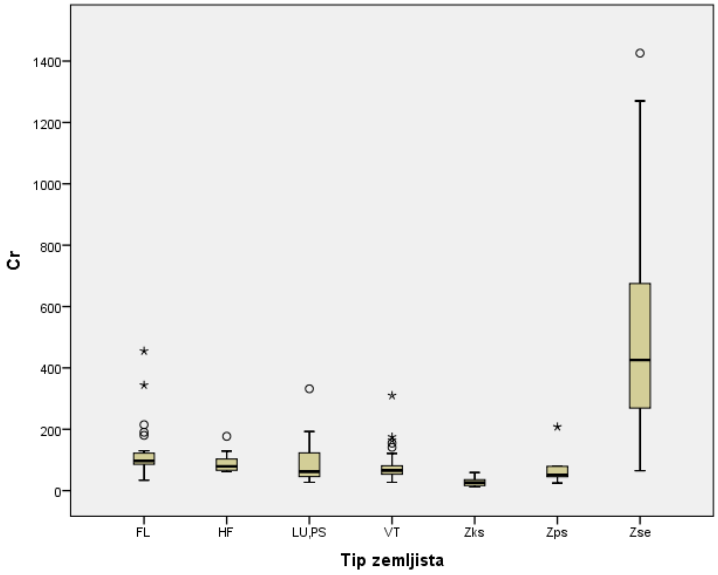
На целом истраживаном подручју садржај Cr је у 40 % земљишта изнад SW (100 mg kg^{-1}) и МДК (100 mg kg^{-1}), а у 10 % земљишта изнад IW (380 mg kg^{-1}). Дистрибуција Cr по типовима је слична као и код никла.

Највеће концентрације Cr су у земљишту на серпентинитима, просечно 519 mg kg^{-1}, максимално достиже 1426 mg kg^{-1}, статистички значајно више у односу на друга земљишта (График 4, Слика 7). Утврђене високе вредности за укупни хром одговарају резултатима других аутора за укупни садржај Cr у серпентинским земљиштима Србије (Kostić et al., 1998; Belanović i sar., 2001).

Најниже вредности укупног садржаја Cr су у земљишту на киселим магматским стенама, просечно 28,64 mg kg^{-1}, што је очекивано јер ове стене нису природни носиоци никла, хрома и кобалта. Просечне вредности укупног садржаја Cr су од око 80 - 120 mg kg^{-1}, са знатним варирањем (медијана 46 - 96 mg kg^{-1}). Ове вредности су такође више у односу од вредности утврђених за земљишта централне Србије. У централној Србији су вредности медијане за Cr следеће: флувисол и вертисол 30 и 32 mg kg^{-1}, хумофлувисол 47,5 mg kg^{-1}, псеудоглеј 22,65 mg kg^{-1}, земљиште на пешчару 29,30 mg kg^{-1} (Mrvić et al., 2013). На више концентрације укупног садржаја Cr (као и Ni) у односу на уобичајене вредности у истим земљиштима, има утицај и близина серпентинских стена (Kabata Pendias, 2011; McGrath, 1995).



Слика 7 Картографски приказ хоризонталног распореда укупног садржаја Cr (mg kg^{-1})



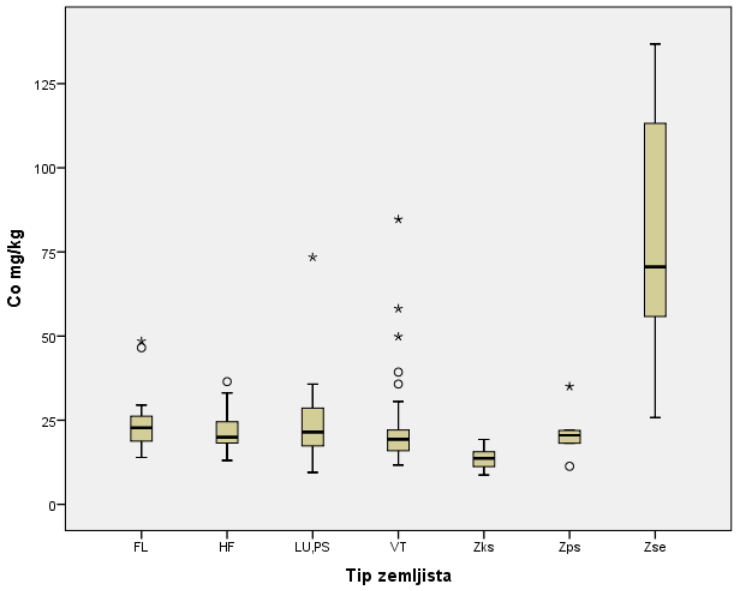
(FL - флувисол, HF- хумофлувисол, VT- вертисол, Zse- земљиште на серпентиниту, Zps- земљиште на пешчару, PS- пseудоглеј)

График 4 Box-plot приказ садржаја укупног Cr по типовима земљишта

Хоризонтални распоред укупних садржаја Co на испитиваном подручју

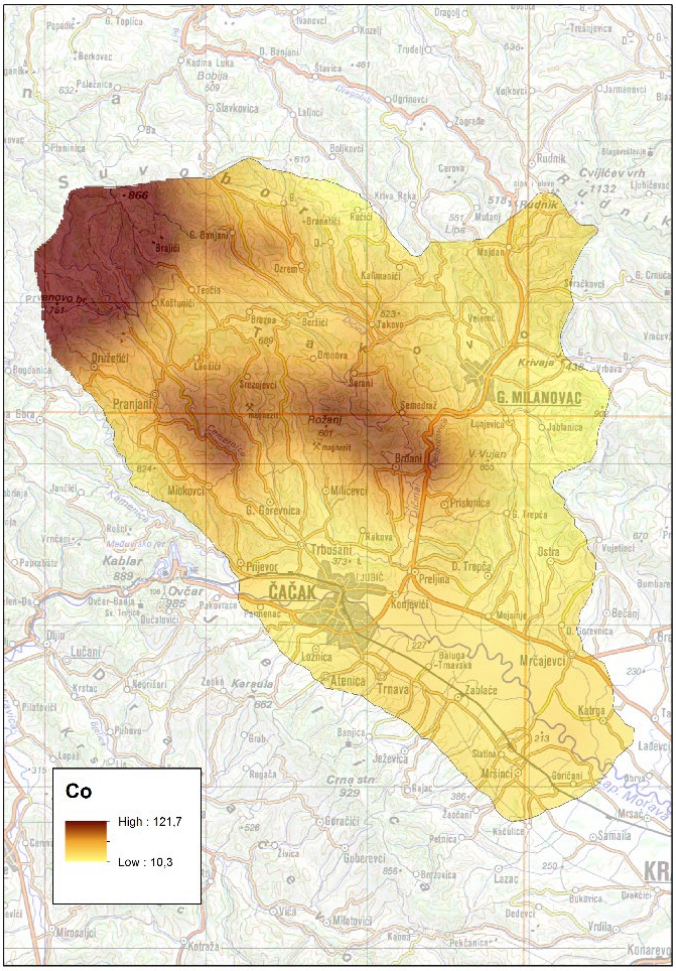
На истраживаном подручју укупни садржај Co је у 96,6 % изнад SW, а у 17 % земљишта изнад 50 mg kg^{-1} (Kabata Pendias, 2011), а ни један узорак не премашује IW.

Хоризонтални распоред је сличан као код претходна два елемента. Највеће концентрације су у земљишту на серпентинитима, просечно 80,37 mg kg^{-1}, статистички значајно веће него на осталим земљиштима (График 5, Слика 8). Најмање вредности су такође у земљишту на киселим стенама, просечно садржај Co 14 mg kg^{-1}. У осталим типовима земљишта просечне вредности укупног садржаја Co су 21–29 mg kg^{-1}. Издвајају се поједини узорци са врло високим концентрацијама елемената, у којима је истовремено и висок ниво укупног садржаја Ni и Cr.



(FL - флувисол, HF- хумофлувисол, VT- вертисол, Zse- земљиште на серпентиниту, Zps- земљиште на пешчару, PS- псеудоглеј)

График 5 Box-plot приказ садржаја укупног Co по типовима земљишта



Слика 8 Картографски приказ хоризонталног распореда укупног садржаја Co (mg kg^{-1})

5.2.2. Вертикална дистрибуција укупник садржаја ПТЕ по профилима

Анализиран је распоред укупних садржаја елемената који су одређени на изабраним локацијама са 2 дубине, 0-30 и 30-60 cm по типовима земљишта. Обухваћене су 73 локације за Cr и Ni (FL 25 локација, HF 11, PS 5, VT 22, Zse 10 локација), и на 43 локације за Co (*График 6*).

Одређивање дистрибуције укупних садржаја елемената по дубини профила значајно је, поред осталог, и због анализе порекла ПТЕ. Дубока минерална земљишта, посебно C-хоризонт, обично показују јасну везу са хемијским саставом њиховог матичног материјала (Reimann et al., 2002). Уколико је садржај глине по хоризонтима сличан, садржај елемента је равномеран по дубини, или благо повишен у хумусном слоју, због биолошког кружења елемената (Reimann и de Caritat, 2000). Према Adrianu (2001), у незагађеном земљишту, дистрибуција ПТЕ по профилу углавном је контролисана педогенетским процесима, који делују

истовремено са биолошким кружењем елемената. Ако постоји антропогено загађивање, акумулација елемената је обично највећа у површинском слоју земљишта, тј. органском или хумусно акумулативном хоризонту (Saljnikov et al., 2019; Makuleke и Ngole-Jeme, 2020).

У испитиваним земљиштима, просечни укупни садржај елемената по дубини показују мале разлике, које нису статистичке значајне, ни за један елемент, као ни за тип земљишта ($p>0,005$).

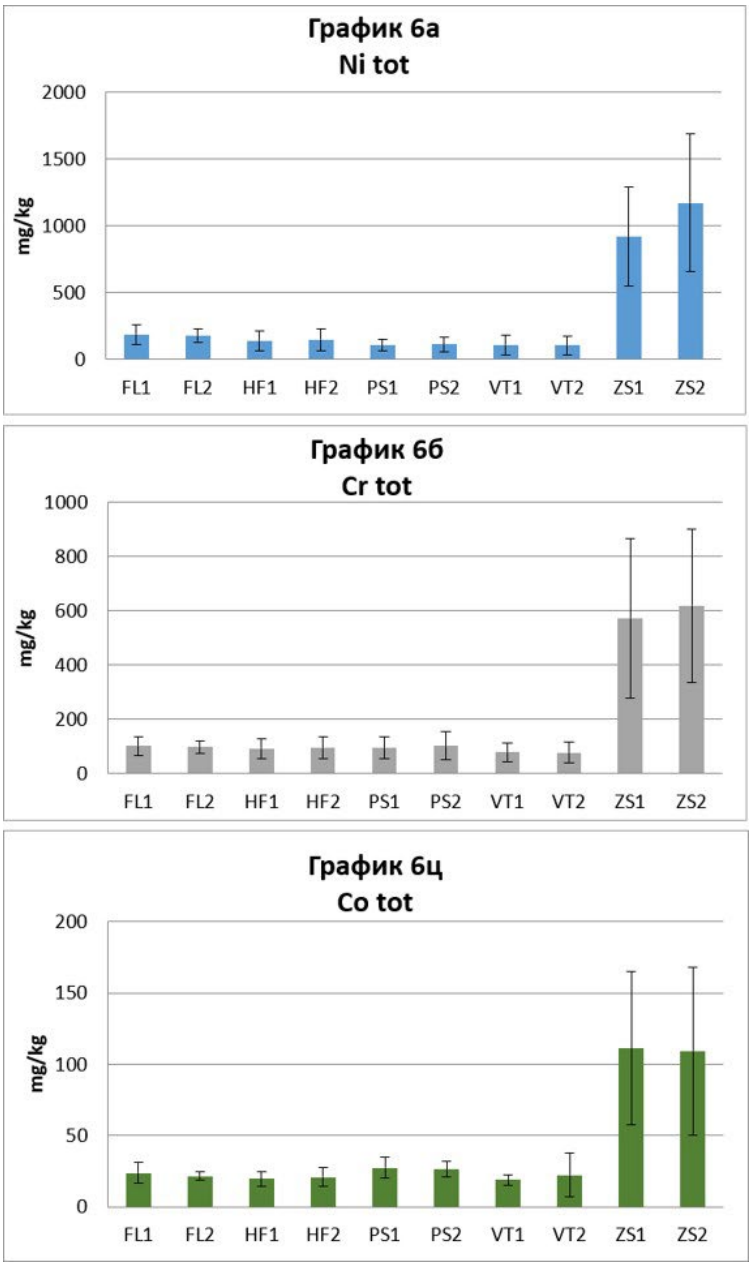
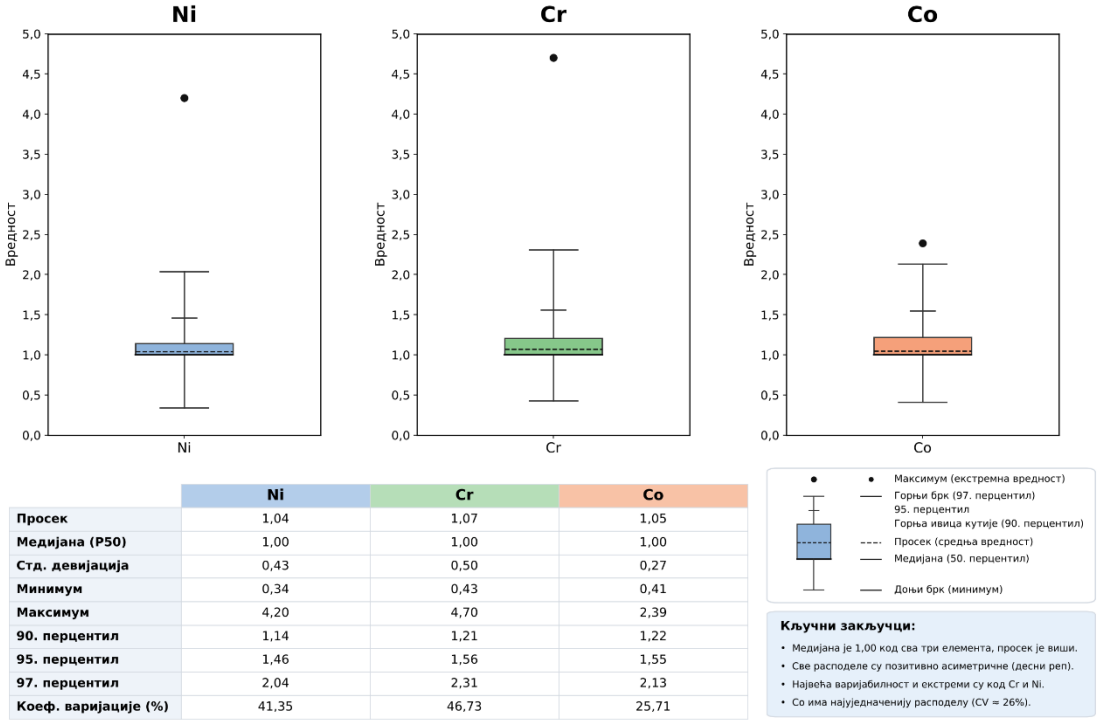


График 6 Укупни садржај елемената у испитиваним земљиштима по дубинама: а) садржај Ni, б) садржај Cr, ц) садржај Co. 1 - дубина 0-30 cm, 2 - дубина 30-60 cm

Анализом односа садржаја Ni, Cr и Co у површинском и потповршинском слоју земљишта установљено је да је однос у половини земљишта испод један (График 7). Најниже вредности укупних садржаја ПТЕ су најчешће у земљиштима на серпентиниту, што показује да је њихов садржај већи у дубљим слојевима, што указује на геогено (литогено) порекло. У око 90 % земљишта овај однос је до 1,2, а у око 3 % земљишта је изнад 2. Максималне вредности односа ПТЕ у површинском и потповршинском слоју земљишта су 4,2-4,7 код Ni и Cr и 2,4 код Co.



	Ni	Cr	Co
Просек	1,04	1,07	1,05
Медијана (P50)	1,00	1,00	1,00
Стд. девијација	0,43	0,50	0,27
Минимум	0,34	0,43	0,41
Максимум	4,20	4,70	2,39
90. перцентил	1,14	1,21	1,22
95. перцентил	1,46	1,56	1,55
97. перцентил	2,04	2,31	2,13
Коеф. варијације (%)	41,35	46,73	25,71

График 7 Box-plot приказ односа садржаја ПТЕ по дубини (површински/потповршински слој)

Утврђене разлике по слојевима су на неколико локалитета. У доњем делу слива Чемернице, где је антропогени утицај потенцијално већи, у узорку флувисола близу Катрге, виши је садржај Ni, Cr и Co у површинском слоју земљишта (већи од 2 пута), где је већи садржај глине (однос 1,18) и гвожђа (1,6), што указује пре на таложење наноса различитих својстава, него на антропогени утицај. Познато је да се код алувијалних и колувијалних наноса и профила са литолошким дисконтинуитетом, ређају слојеви различитог механичког састава и особина, па

распоред елемената по дубини може бити без одређених правилности (Radulović, 2001; Barman et al., 2015).

На две локације у земљишту на серпентинитима, такође је повећан садржај елемената у површинском слоју који је богатији у садржају хумуса (4,55 и 3,41 пута) у односу на дубљи слој. У органском и хумусном хоризонту, елементи могу бити доступни за биљке, а могу бити и снажно везани са органским и минералним компонентама у нерастворљиве облике, па се ови хоризонти обогаћују ПТЕ (Reimann et al., 2002). Зато, према наведеном аутору, високи распони елемената у горњем и доњем слоју, могу бити последица геохемијских разлика литосфере и биосфере, а не контаминације. Претпоставка да су земљишта незагађена ако је однос укупних садржаја метала у површинском и дубљим слојевима приближно један, важи само у природним срединама где нема других утицаја биосфере у циклусу елемената на површини земљишта (Sucharová et al., 2012; Reimann и de Caritat, 2000).

Одређивање порекла елемената на основу њиховог распореда по дубини профила земљишта је отежано јер зависи и од педогенетских процеса, који подразумевају трансформацију и миграцију органског и минералног дела, као и специфичне процесе попут елувијално-илувијалних, или образовање оглињених камбичних хоризоната итд. Пошто се метали везују за минерале глине и хидроксиде, њихов садржај је обично већи у глиновитим хоризонтима и земљиштима (Kabata Pendias, 2011). Сем тога, у глиновитим земљиштима је покретљивост ПТЕ мала, док у земљишту лакшег механичког састава миграција елемената може бити израженија.

Flem et al. (2022) су установили да у континенталној (Аустралија) и регионалној дистрибуцији Ni и Cr доминирају природни извори и процеси, тј. да се на површински слој не одражава утицај вишедеценијске дифузне контаминације Cr и Ni из индустријских процеса.

Све наведено потврђује да су процеси везивања и размене елемената између слојева земљишта и дела екосистема сложени и да је распоред елемената по дубини профила земљишта променљив, па више аутора сматра да однос елемената у горњем и доњем слоју земљишта не даје поуздану индикацију степена антропогеног утицаја (Sucharová et al., 2012; Reimann и de Caritat, 2000).

5.2.3. Садржај приступачних ПТЕ екстрахованих са DTPA – хоризонтални и вертикални распоред

У земљишту измерени укупни садржај елемената садржи и део који је јако везан за силикате и оксиде, а који није лако приступачан, тако да укупни садржаји нису поуздани параметри за процену мобилности и биодоступности ПТЕ. Приступачност елемента зависи од низа чинилаца - укупног садржаја елемента, реакције земљишта, садржаја и типа хумуса и глине, односно адсорптивних својстава земљишта, као и оксидоредукционих услова (Kabata Pendias, 2011). Постоји велики број екстракционих средстава којима се одређују приступачне форме елемената. Један од најчешће коришћених средстава за екстракцију је пуферовани хелатни раствор диетилентриаминпентасирћетне киселине (DTPA), развијен за процену приступачности Zn, Fe, Mn и Cu биљкама у неутралним и алкалним земљиштима (Lindsay i Norvell, 1978). DTPA гради стабилне комплексе са металима и на тај начин издваја њихове водорастворљиве, измењиве и специфично адсорбоване облике, који се сматрају биљкама доступним (Milivojević et al., 2011; Dragović et al., 2023). Поред процене статуса биогених микроелемената, раствор концентрације 0,005 mol L^{-1} препоручен је и за одређивање геохемијске реактивности ПТЕ у контаминираним земљиштима (Gao et al., 2022).

Табела 18 Садржај приступачних (DTPA екстрахованих) облика Ni, Cr и Co (mg kg^{-1}) и удео приступачне фракције у укупном садржају елемента (%) на дубинама 0–30 и 30–60 cm

Тип зем.	Ст. пар.	DTPA Ni	%Ni	DTP A Cr	%Cr	DTP A Co	%Co	DTPA Ni	%Ni	DTP A Cr	%Cr	DTP A Co	%Co
		0-30 cm						30-60 cm					
FL	Прос.	5,74b	3,32b	0,06b	0,06ns	0,16c	0,67b	4,93b	2,94b	0,01b	0,01ns	0,14b	0,63 ns
	Стд.д.	5,52	3,01	0,14	0,11	0,14	0,56	4,23	2,31	0,01	0,01	0,11	0,46
HF	Прос.	10,57b	7,39a	0,02b	0,03ns	0,20c	0,99b	8,76b	5,58a	0,01b	0,01ns	0,16b	0,74 ns
	Стд.д.	7,63	2,31	0,05	0,06	0,12	0,33	7,61	2,14	0,01	0,01	0,10	0,31
PS	Прос.	6,56b	7,19a	0,01b	0,01ns	0,58b	1,87a	5,94b	6,65a	0,00b	0,01ns	0,32b	1,11 ns
	Стд.д.	1,41	3,49	0,00	0,01	0,57	1,42	1,26	4,11	0,01	0,02	0,24	0,65
VT	Прос.	4,69b	5,03ab	0,10b	0,14ns	0,35b	1,80a	4,00b	4,56a	0,01b	0,01ns	0,32b	1,23 ns
	Стд.д	3,58	3,07	0,19	0,24	0,21	0,91	3,17	3,33	0,01	0,02	0,36	0,64
ZS1	Прос.	58,51a	6,55a	0,36a	0,10ns	1,01a	1,00b	36,10a	3,05b	0,02a	0,00 ns	0,60a	0,82 ns
	Стд.д.	41,16	3,46	0,46	0,13	0,49	0,43	23,55	1,55	0,02	0,00	0,36	1,01

a-c Значајност разлика средњих вредности по типу земљишта у оквиру једне дубине. Значајност разлике по дубинама је наведена у тексту.

Просечан садржај приступачног Ni је највећи у земљиштима на серпентинитима креће се у интервалу од 36,10-58,51 mg kg^{-1} и статистички је значајно већи у односу на остале типове земљишта у оба слоја (Табела 18). У хумофлувисолу износи око

10 mg kg^{-1}, а у осталим земљиштима је од 4,0-6,56 mg kg^{-1}. Просечан садржај Ni опада са дубином у свим типовима земљишта и не постоје статистички значајне разлике по дубини.

Просечан процентуални удео приступачног Ni у укупном садржају у површинском слоју је од 3,32 % у флувисолу до 7,39 % у хумофлувисолу. Са дубином опада код свих типова и износи 2,94 % у флувисолу до 6,65 % у псеудоглеју. Разлике садржаја Ni по типовима земљишта су статистички значајно ниже код флувисола и у дубљем слоју земљишта на серпентиниту, у односу на остале типове. Статистички значајне разлике по дубини постоје само у земљиштима на серпентиниту (p=0,012), код којих је удео Ni значајно нижи у доњем слоју.

Приступачни хром има ниске концентрације, у већини земљишта испод 0,1 mg kg^{-1}, осим у површинском слоју земљишта на серпентиниту (просечно 0,36 mg kg^{-1}), где су вредности статистички значајно веће. Са дубином концентрације генерално опадају. Код флувисола (p=0,047), вертисола (p= 0,035) и земљишта на серпентиниту (p=0,042) смањење достиже ниво статистичке значајности, али p – вредности блиске граничној вредности од 0,05, што указује на слабије изражене разлике. Концентрације у дубљем слоју не прелазе 0,02 mg kg^{-1}.

Процентуални удео приступачног хрома у укупном је у површинском слоју од 0,01 % код псеудоглеја до 0,14 % у вертисолу, док са дубином опада и не прелази 0,01 % (значајне разлике по дубини су у вертисолу, флувисолу и земљишту на серпентиниту).

Просечне вредности приступачног Co у земљиштима на серпентиниту су 0,6-1 mg kg^{-1}, у оба слоја статистички значајно више у односу на остале типове земљишта. Садржај опада са дубином, а разлике нису значајне.

Проценат приступачног Co у површинском слоју у већини земљишта је до 1 %, статистички значајно нижи у односу на типове земљишта – вертисол и псеудоглеј (где је око 1,8 %). Вредности опадају са дубином, али нема значајних разлика по слојевима, ни између типова земљишта у дубљем слоју.

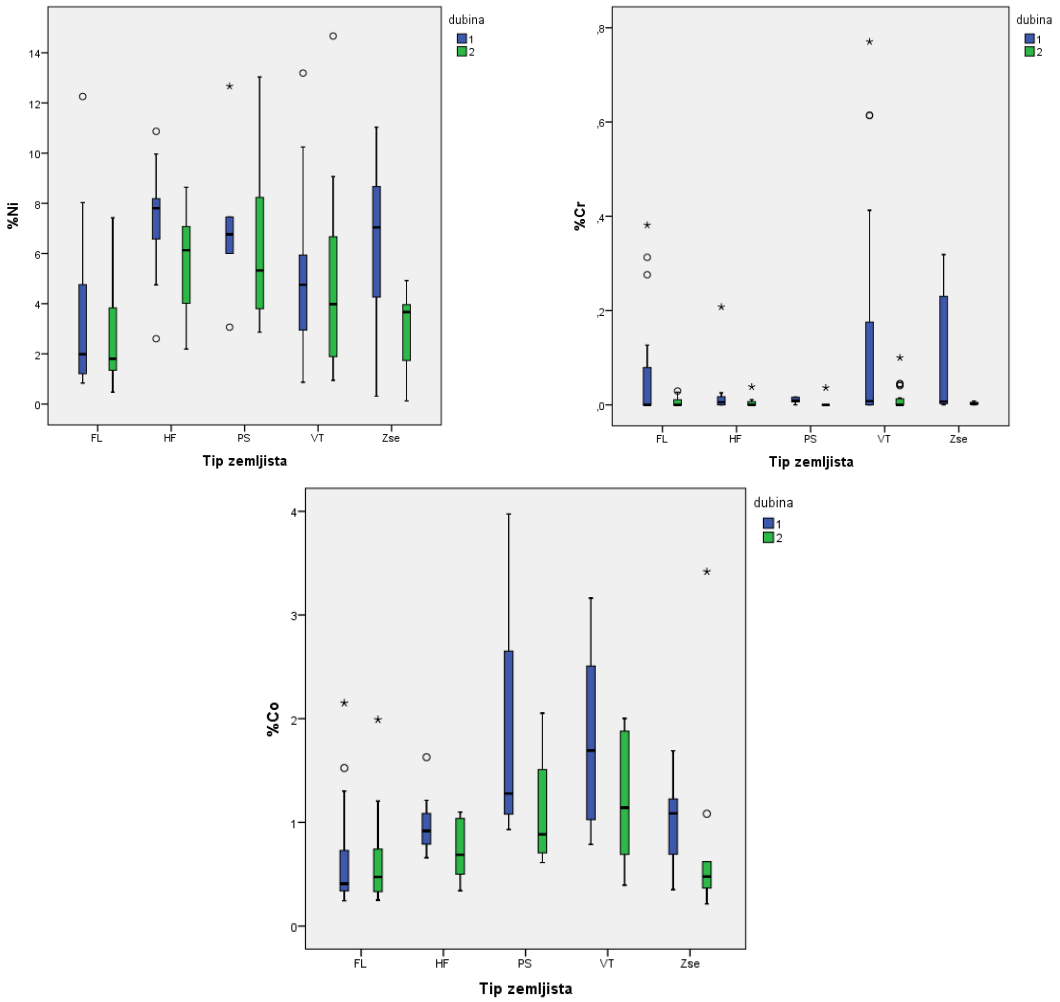


График 8 Проценат приступачних садржаја Ni, Cr, и Co у односу на њихове укупне садржаје по типовима земљишта

Резултати садржаја приступачних ПТЕ изражених у процентима показују да су и поред изражених разлика између типова земљишта у апсолутним вредностима, процентуалне вредности прилично уједначене и релативно ниске, што говори о сличној растворљивости елемената и поред различитих својстава земљишта. Ово такође указује на слично порекло и на мању опасност од ослобађања ПТЕ под утицајем промене услова у земљишту.

График 8 показују да просечне концентрације елемената екстраховане DTPA у испитиваним земљиштима расту овим редом Cr<Co<Ni.

Међутим, апсолутне вредности приступачних садржаја елемената, посебно Ni у земљиштима на серпентиниту и флувисолу су високе. Према Dozet и сар. (2011) и Stevanović и сар. (2003) може се претпоставити да вредности Ni екстрахованог DTPA око 5 mg kg^{-1} не доводе до повећаног усвајања и опасности за биљке. С друге

стране, веома високи садржаји приступачног Ni који су установљени на земљиштима на серпентиниту (Stevanović и сар., 2003) могу утицати на повећану акумулацију Ni у биљкама и имати штетан ефекат на животну средину.

5.2.4. Садржај ПТЕ у земљишту огледних поља

На три огледна поља одређени су укупни садржаји ПТЕ по дубини и упоређени са границама датим у домаћој законској регулативи – МДК („Службени гласник РС“, бр. 23/1994) и коригованим SW и IW вредностима („Службени гласник РС“, бр. 30/2018 и 64/2019) (Табела 19, Табела 20).

Огледно поље 1

Табела 19 Укупни садржаји ПТЕ

Хориз.	Дубина cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
		mg kg^{-1}									
A_{oh}	0-10	24,38	0,42	18,06	42,37	10,32	18665,54	624,08	60,78	13,18	58,77
Aoh/ AC	10-30	25,75	0,45	18,33	48,31	11,19	20436,56	624,64	59,75	13,19	51,72
AC	30-50	15,52	0,33	13,37	32,73	6,51	14034,90	747,75	37,90	18,14	41,83

Табела 20 Кориговане максималне граничне (SW) и ремедијационе вредности (IW) ПТЕ

Хоризонт	Дубина cm	As		Cd		Co		Cr	
		SW	IW	SW	IW	SW	IW	SW	IW
A_{oh}	0-10	25,93	49,18	0,64	9,67	8,83	235,52	98,80	375,44
Aoh/ AC	10-30	26,02	49,35	0,63	9,46	9,20	245,3	101,40	385,32
AC	30-50	24,33	46,14	0,60	8,96	8,08	215,36	93,40	354,92
Хоризонт	Дубина cm	Cu		Ni		Pb		Zn	
		SW	IW	SW	IW	SW	IW	SW	IW
A_{oh}	0-10	31,40	165,71	34,40	206,40	77,33	482,18	127,60	656,20
Aoh/ AC	10-30	31,53	166,41	35,70	214,20	77,55	483,55	129,88	667,3
AC	30-50	28,99	153,01	31,70	190,20	73,332	457,17	117,53	604,44

На огледном пољу 1 није уочено прекорачење законских нормативa SW и IW у садржају испитиваних ПТЕ, осим садржаја Co (који је изнад SW). Такође, концентрације Ni су мало изнад максимално дозвољене концентрације (МДК), а вредности As у горњем делу профила су на граници МДК. Садржај свих елемената

најнижи је у најдубљем хоризонту, осим садржаја Pb и Mn, који у том хоризонту расте. Садржај ПТЕ у слоју 0-10 cm и слоју 10 - 30 cm је сличан, а знатно се разликују њихови садржаји у дубљем слоју, од 30-60 cm. Распоред садржаја елемената се може повезати са варирањем садржаја глине и хумуса, који су адсорбенти и носиоци РТЕ, као и биолошке акумулације.

Огледно поље 2

Еутрични камбисол на OG.P-2 одликују у целој дубини профила вишеструко веће вредности Ni и Cr у односу на МДК, и износе 829-1443 mg kg-1, односно 383-467 mg kg-1 (Табела 21).

Табела 21 Укупни садржаји ПТЕ

Хориз.	Дубина cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
		mg kg^{-1}									
Avt	0-10	2,33	0,78	73,48	382,53	7,41	36426,18	788,82	829,99	16,54	69,38
Avt	10-30	2,98	0,75	63,11	345,24	8,34	37695,44	705,86	743,21	14,80	66,69
(B)v, vt	30-60	5,51	0,77	42,60	252,68	14,48	41591,84	610,56	594,04	11,11	72,99
(B)v, vt C	60-90	2,09	0,94	81,17	466,96	9,18	46287,70	876,52	1442,77	7,72	72,81

Табела 22 Кориговане максималне граничне (SW) и ремедијационе вредности (IW) ПТЕ

Хоризонт	Дубина cm	As		Cd		Co		Cr	
		SW	IW	SW	IW	SW	IW	SW	IW
Avt	0-10	31,85	60,41	0,77	11,55	12,58	335,57	125,60	447,28
Avt	10-30	32,42	61,49	0,76	11,39	13,40	357,23	131,40	499,32
(B)v, vt	30-60	37,19	70,54	0,82	12,33	17,18	458,03	158,40	601,92
(B)v, vt C	60-90	35,73	67,76	0,79	11,81	16,31	434,88	152,20	578,36
Хоризонт	Дубина cm	Cu		Ni		Pb		Zn	
		SW	IW	SW	IW	SW	IW	SW	IW
Avt	0-10	40,28	212,58	47,80	286,80	92,13	574,46	169,90	873,75
Avt	10-30	41,14	217,11	50,70	304,20	93,56	583,37	176,39	907,15
(B)v, vt	30-60	48,29	254,85	64,20	385,20	105,48	657,70	214,52	1103,25
(B)v, vt C	60-90	46,09	243,26	61,10	366,60	101,82	634,88	204,38	1051,10

Вредности Ni су знатно веће и од ремедијационих вредности (IW) (Табела 22). Јављају се више концентрације Co (42,60-81,17 mg kg^{-1}), Fe и Mn у односу на друге типове, док су концентрације других елемената релативно ниске. Распоред елемената по дубини је различит. Концентрације Fe расту са дубином, док Co, Cr, Mn и Ni имају најмање количине у (B)v хоризонту, а највеће у најдубљем хоризонту. С друге стране концентрације As и Cu имају највеће вредности у (B)v хоризонту, док садржаји Pb опада равномерно са дубином. Ово указује да је више процеса, укључујући и ерозију и колувијацију, утицало на формирање овог типа земљишта. Садржај елемената у површинском слоју 0-10 cm је за већину елемената, осим As, Cu и Fe, незнатно већи у односу на дубљи слој, што може бити последица и биолошке акумулације елемената.

Огледно поље 3

У земљишту ОГ3, уочава се да је концентрација Ni и Cr изнад граничних вредности (SW) и изнад МДК, у свим слојевима земљишта са огледног поља 3 (Табела 23, Табела 24).

Табела 23 Укупни садржаји ПТЕ

Хориз.	Дубина cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
		mg kg^{-1}									
Ap	0-10	29,67	1,17	26,29	192,35	34,64	27108,37	682,96	288,98	95,32	148,14
Amo	10-30	27,21	1,20	27,12	188,51	35,52	26499,83	744,42	294,01	93,60	144,30
Amo	30-60	17,16	0,76	27,76	217,85	24,68	30359,43	734,01	309,22	35,13	100,43
C	75-110	12,01	0,51	23,77	180,45	14,93	23282,26	559,66	331,01	14,93	58,76
C	110	13,56	0,59	29,70	178,84	18,74	25135,28	802,99	372,01	16,73	67,23

Табела 24 Кориговане максималне граничне (SW) и ремедијационе вредности (IW) ПТЕ

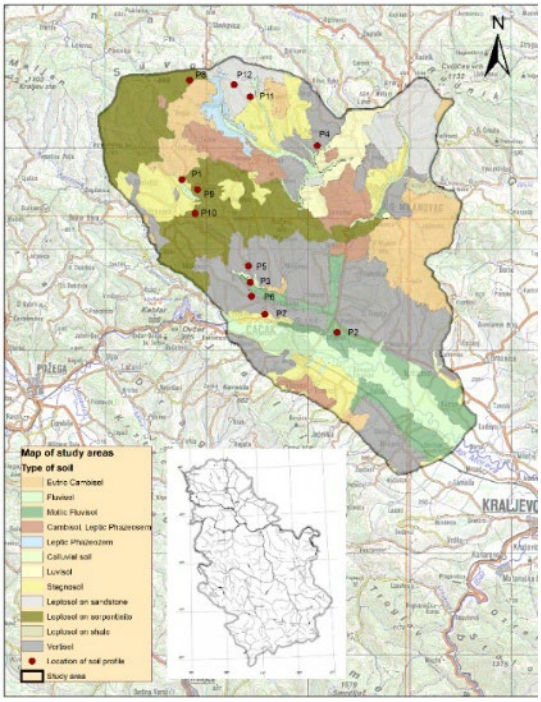
Хоризонт	Дубина cm	As		Cd		Co		Cr	
		SW	IW	SW	IW	SW	IW	SW	IW
Ap	0-10	34,93	66,24	0,84	12,61	14,43	384,85	138,80	527,44
Amo	10-30	36,00	68,28	0,84	12,55	15,64	416,96	147,40	560,12
Amo	30-60	36,40	69,04	0,82	12,31	16,36	436,37	152,60	579,78
C	75-110	29,62	56,18	0,68	10,16	12,05	321,39	121,80	462,84
C	110	32,43	61,51	0,73	10,92	14,01	373,65	135,80	516,04

Хоризонт	Дубина cm	Cu		Ni		Pb		Zn	
		SW	IW	SW	IW	SW	IW	SW	IW
Ap	0-10	44,89	236,93	54,4	362,4	99,82	622,41	191,33	903,88
Amo	10-30	46,50	245,42	58,7	352,2	102,5	639,12	201,80	1037,63
Amo	30-60	47,11	248,62	61,3	367,8	103,5	645,42	207,22	1065,68
C	75-110	36,93	194,91	45,9	275,4	86,58	539,66	158,68	816,04
C	110	41,15	217,17	52,9	317,4	93,58	583,50	179,72	924,27

Концентрације никла расту са дубином профила и максимална вредност износи 372 mg kg^{-1}, док концентрације хрома благо варирају са највећом вредношћу 217,85 mg kg^{-1} у подораничном хоризонту. Поред ова два елемента и садржај As у горњем делу профила је изнад МДК, а садржај Pb се приближава граничној вредности. Садржај појединих елемената - As, Cd, Cu, Pb и Zn, опада са дубином и то знатније у слојевима испод 30 cm. Акумулација у горњим слојевима вероватно је последица и антропогеног утицаја односно емисија из индустријских постројења која се налазе у близини, као и утицаја саобраћаја, поплава итд. С друге стране, садржаји: Co, Fe, Mn, Cr су уједначенији по дубини, док садржај Ni са дубином расте, што указује да су ови елементи, претежно геохемијског порекла.

5.3. Хемијске форме везивања Ni, Cr и Co у проучаваним земљиштима

Секвенцијална анализа Ni, Cr и Co одређена је на 12 локација на различитим типовима земљишта: флувисол (P1, P2, P3), вертисол (P4, P5, P6, P7), земљиште на серпентиниту (P8, P9, P10) и земљиште на пешчарима (P11, P12). Огледна поља спадају у изабраних 12 локација за секвенцијалну анализу. На слици 9, приказан је просторни распоред локација.



Слика 9 Картографски приказ локација узорака земљишта за секвенцијалну анализу

У оквиру секвенцијалне анализе одређене су четири фракције ПТЕ (F1 – фракција у којој се метал налази у водорастворљивом и размењивом облику, што су најприступачнији и најмобилнији облици, F2 – везана за Fe и Mn оксиде, F3 – везана за органску материју, F4 – резидуална), као и њихова сума (∑ F1 – F4).

5.3.1. Сума проучаваних фракција ПТЕ (∑ F1 – F4)

Вредности суме четири фракције Ni износе 75 – 116 % у односу на укупни Ni (екстрахован смешом HCl и HNO_3) и варирају по типовима земљишта. У земљишту на пешчару садржаји суме Ni су најмање, 31,83 - 47,76 mg kg^{-1}. У вертисолу су 67,81 - 127,82 mg kg^{-1}, а у флувисолу 139,89 - 350,53 mg kg^{-1}. Највеће вредности суме садржаја Ni у четири фракције, статистички значајне у односу на остала земљишта, су у земљиштима на серпентинским стенама, просечно 421,89 - 1066,64 mg kg^{-1} (Табела 25).

Вредности суме четири фракције Cr према укупном износе од 74 – 106 %. Сличан је однос садржаја суме Cr по типовима земљишта у односу на Ni, али су вредности ниже. У земљишту на пешчару Cr сума су најниже, 20,89 - 33,86 mg kg^{-1}, значајно веће у вертисолу и флувисолу, а највеће вредности имају земљишта на серпентинским стенама, просечно 363,88 - 470,44 mg kg^{-1}.

Вредности суме четири фракције Co према укупном износе од 99 – 128 %. Дистрибуција садржаја суме Co по типовима земљишта је слична као код Ni и Cr. У земљишту на пешчару концентрације Co износе 13,12–19,23 mg kg^{-1}, у вертисолу и флувисолу значајно се повећавају, док су највеће, и статистички значајно више у односу на остала земљишта, у земљишту на серпентинитима, где просечно износе 62,67–75,41 mg kg^{-1} .

Табела 25 Концентрације Ni, Cr и Co према хемијским фракцијама везивања (mg kg^{-1}) у проучаваним земљиштима

Земљиште	**Дубина [cm]**	**ПТЕ**	**Концентрација (mg kg^{-1})**						
			F1	**F2**	**F3**	**F4**	**Сума фракција**	**DTPA**	**Укупни садржај**
Флувисол (P1, P2, P3)	0–10	Ni	12,88 ± 6,15	42,92 ± 34,76	25,12 ± 19,93	105,74 ± 38,44	186,66 ± 99,24	13,56 ± 3,52	191,44 ± 86,24
		Cr	0,26 ± 0,13	7,71 ± 5,54	30,53 ± 13,09	88,00 ± 40,49	126,50 ± 59,14	0,03 ± 0,03	132,68 ± 53,39
		Co	1,96 ± 0,97	17,62 ± 2,99	0,97 ± 0,21	9,28 ± 0,92	29,84 ± 3,89	1,82 ± 2,57	26,66 ± 2,78
	10–30	Ni	11,67 ± 8,11	50,14 ± 31,45	25,36 ± 20,18	116,66 ± 32,30	203,82 ± 91,75	14,11 ± 5,95	202,65 ± 67,68
		Cr	0,21 ± 0,07	7,96 ± 5,48	31,87 ± 12,60	95,73 ± 36,17	135,77 ± 54,15	0,01 ± 0,01	135,44 ± 37,68
		Co	1,88 ± 1,04	23,21 ± 5,70	1,29 ± 0,39	10,50 ± 0,07	36,88 ± 6,26	0,30 ± 0,02	30,33 ± 2,62
	30–60	Ni	10,44 ± 7,22	60,17 ± 58,70	25,48 ± 20,48	154,11 ± 7,03	249,79 ± 92,17	9,04 ± 4,16	251,43 ± 81,73
		Cr	0,08 ± 0,10	7,87 ± 4,81	26,13 ± 16,20	116,07 ± 20,07	150,26 ± 40,75	0,00 ± 0,00	176,65 ± 58,27
		Co	0,89 ± 0,14	25,71 ± 1,67	1,00 ± 0,70	10,22 ± 0,74	37,82 ± 1,64	0,33 ± 0,15	26,03 ± 2,45
Просек за тип земљишта		Ni	13,47 b	67,05 b	34,15 b	132,09 b	249,76	11,27	215,48
		Cr	0,25 b	8,70 b	30,27 b	106,04 b	145,26	0,01	148,25
		Co	0,89 b	19,86 b	1,46 a	10,44 b	32,66	0,19	27,67
Вертисол (P4, P5, P6, P7)	0–10	Ni	5,71 ± 1,48	18,05 ± 10,16	10,67 ± 7,57	53,45 ± 22,19	87,88 ± 28,11	5,03 ± 1,82	94,19 ± 34,47
		Cr	0,25 ± 0,19	3,65 ± 0,86	11,10 ± 2,22	43,87 ± 12,96	58,86 ± 11,67	0,01 ± 0,01	70,07 ± 19,28

		Co	1,27 ± 0,63	12,26 ± 2,91	0,37 ± 0,08	6,85 ± 1,41	20,74 ± 4,25	0,39 ± 0,31	17,69 ± 5,21
	10–30	Ni	5,10 ± 1,31	16,80 ± 8,95	12,99 ± 5,54	43,76 ± 9,41	78,65 ± 21,77	4,36 ± 1,52	86,16 ± 19,76
		Cr	0,14 ± 0,04	3,26 ± 0,76	11,40 ± 1,65	37,81 ± 7,88	52,60 ± 7,09	0,01 ± 0,01	65,62 ± 10,57
		Co	1,06 ± 0,46	12,49 ± 4,38	0,37 ± 0,31	6,17 ± 0,75	20,08 ± 4,58	0,35 ± 0,25	18,68 ± 4,65
	30–60	Ni	5,31 ± 1,89	27,95 ± 15,27	13,36 ± 7,64	65,23 ± 37,04	111,85 ± 58,91	3,56 ± 2,97	110,46 ± 57,21
		Cr	0,13 ± 0,03	3,93 ± 0,80	12,40 ± 3,33	52,67 ± 24,20	69,13 ± 24,51	0,01 ± 0,01	77,96 ± 32,95
		Co	0,87 ± 0,32	22,26 ± 25,93	0,46 ± 0,40	6,97 ± 1,36	30,55 ± 27,46	0,37 ± 0,52	26,50 ± 22,67
Просек за тип земљишта		Ni	5,37 b.c	20,93 b.c	12,34 b	54,15 b	92,79	4,32	96,96
		Cr	0,17 b	3,59 b	11,70 c	45,61 c	61,07	0,01	71,21
		Co	1,07 b	15,98 b.c	0,41 b	6,73 c	24,19	0,38	20,96
Земљиште на серпентиниту (P8, P9, P10)	0–10	Ni	50,99 ± 23,13	208,10 ± 108,02	93,96 ± 50,61	427,27 ± 187,55	780,32 ± 354,33	55,17 ± 7,87	745,06 ± 309,47
		Cr	0,66±	29,45±	77,33±	277,97±	385,41±	0,03±	437,87±
			0,12	12,05	11,71	61,01	63,31	0,02	65,18
		Co	4,31±	48,31±	1,45±	21,75±	75,83±	0,89±	65,07±
			2,22	8,12	1,25	2,96	12,22	0,43	9,93
	10–30	Ni	48,64 ± 23,48	198,63 ± 111,46	81,01 ± 36,69	436,44 ± 174,90	764,73 ± 323,26	44,91 ± 6,10	734,75 ± 285,15
		Cr	0,58±	30,20±	83,33±	291,92±	406,02±	0,02±	432,24±
			0,23	13,14	18,38	47,26	68,93	0,02	82,62
		Co	3,14±	47,19±	1,12±	22,04±	73,50±	0,58±	63,65±
			1,31	5,62	0,80	3,85	9,20	0,24	4,86
	30–60	Ni	75,22 ± 43,37	325,34 ± 262,08	114,44 ± 120,92	597,91 ± 611,61	1085,31 ± 1038,08	50,82 ± 26,84	950,02 ± 506,94
		Cr	0,58±	29,69±	72,54±	353,39±	456,19±	0,01±	459,36±
			0,29	11,55	22,08	76,99	53,15	0,02	41,57
		Co	1,45±	54,01±	1,36±	24,22±	81,03±	0,31±	65,79±
			0,53	21,28	1,34	1,75	21,34	0,20	15,64
Просек за тип земљишта		Ni	47,70 a	222,94 a	98,63 a	491,77 a	861,04	42,30	106,3
		Cr	0,61 a	30,82 a	79,02 a	307,13 a	417,58	0,02	94,22
		Co	2,87 a	48,94 a	1,25 a	22,87 a	75,92	0,57	117,11
Земљиште на пешчару (P11, P12)	0–10	Ni	4,01±	6,44±	4,52±	25,49±	40,46±	3,02±	46,88±
			2,63	4,29	2,88	5,36	15,17	2,00	19,65
		Cr	0,14±	2,06±	6,60±	18,88±	27,67±	0,03±	32,17±

			0,02	0,65	3,68	4,50	8,85	0,01	14,42
		Co	1,72±	11,79±	0,20±	3,98±	17,70±	0,54±	14,37±
			1,49	2,49	0,28	0,39	4,66	0,36	5,22
	10–30	Ni	3,21±	5,23±	3,44±	27,95±	39,83±	2,25±	48,85±
			2,34	3,77	1,36	8,60	16,07	1,51	15,42
		Cr	0,13±	2,11±	4,80±	20,59±	27,63±	0,02±	35,93±
			0,02	0,54	1,70	9,97	12,22	0,01	17,51
		Co	1,26±	10,89±	0,10±	4,64±	16,89±	0,38±	15,14±
			0,87	3,80	0,14	0,69	5,49	0,24	4,51
	30–60	Ni	1,88±	3,70±	6,62±	26,89±	39,08±	1,03±	42,80±
			1,46	2,89	5,80	7,62	2,54	0,56	6,94
		Cr	0,09±	1,75±	8,40±	16,44±	26,68±	0,01±	30,82
			0,00	0,22	7,35	1,35	6,23	0,02	2,70
		Co	0,48±	8,43±	0,28±	4,74±	13,93±	0,14±	12,35±
			0,17	2,91	0,40	0,67	2,81	0,01	1,44
Просек за тип земљишта		Ni	3,04 c	5,12 c	4,86 b	26,77 b	39,79	2,10	46,17
		Cr	0,12 b	1,93 c	6,17 c	18,19 c	41,58	0,02	32,93
		Co	1,07 b	10,06 c	0,17 b	4,44 d	15,74	0,33	13,94

5.3.2. Фракције везивања Ni, Cr и Co у проучаваним земљиштима

У табели 25 приказане су концентрације Ni, Cr и Co према хемијским формама везивања у земљишту.

Прва фракција везивања Ni у проучаваним земљиштима

У првој фракцији (F1) метал се налази у водорастворљивом и разменљивом облику, што су најприступачнији и најмобилнији облици. Процентуалне вредности Ni у F1 у односу на укупне су од 2,27 % (P11 земљиште на пешчару) - 12,77 % (P7 вертисол). Просечан удео F1 Ni по типовима земљишта је сличан, 5,42 % у флувисолу, 6,43 % у вертисолу, 5,98 % у земљишту на серпентиниту и 7,18 % у земљишту на пешчарима. Варирање је мало и нема значајних статистичких разлика између просечних вредности садржаја никла (Табела 25). У свим профилима се запажа да је удео F1 сличан по дубини, или се благо смањује, осим у P5 вертисола, где расте са дубином. У површинском слоју профила P7 (вертисол) и P12 (земљиште на пешчару) удео F1 је највећи и износи 12,7 %, односно 11,5 %. У овим слојевима утврђена је нешто нижа pH вредност и мањи садржај глине у односу на дубље слојеве истих профила, а не искључује се ни антропогени утицај, нарочито у профилу P7, који се налази ближе Чачку, у доњем делу проучаваног слива.

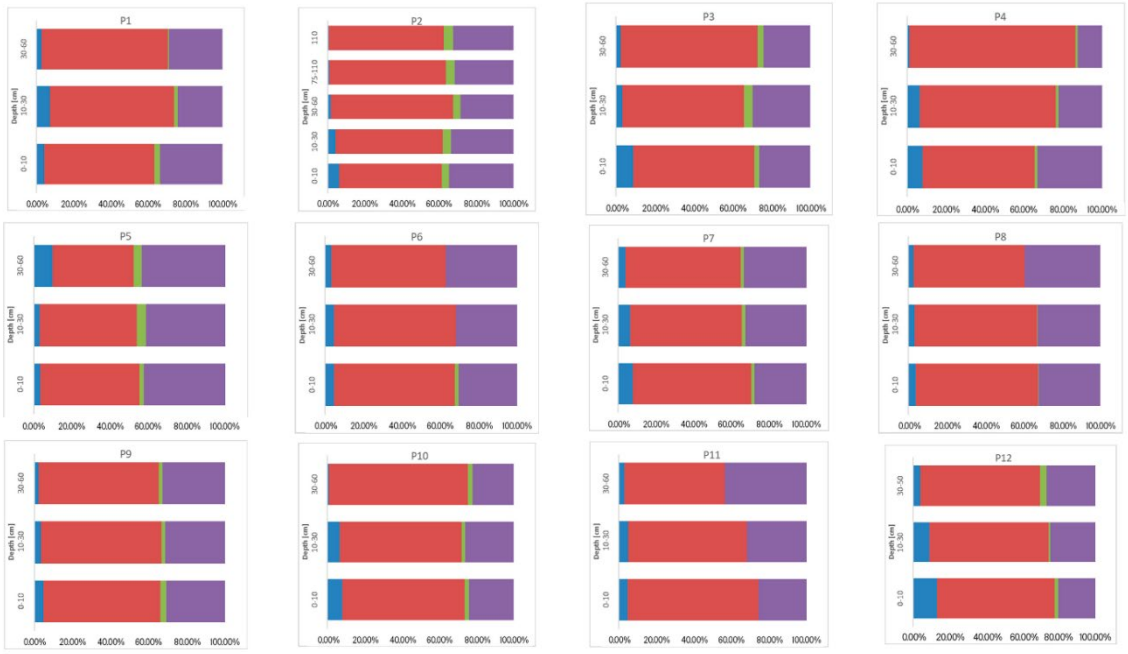


График 9 Расподела никла (Ni) по фракцијама секвенцијалне екстракције у земљишта P1–P12 на различитим дубинама

Друга фракција везивања Ni у проучаваним земљиштима

У фракцији 2 Ni је везан за Fe и Mn оксиде, а ослобађа се при постојању редукционих услова. Фракција 2 је најзаступљенија у оквиру потенцијално приступачних облика и износи од 4,43 % (P11 земљиште на пешчару) - 36,0 % (P2 флувисол). Просечан удео F2 Ni у земљишту на серпентиниту је око 26 %, у флувисолу и вертисолу 22-24 %, а знатно мање, статистички значајно, око 12 % у земљишту на пешчару (График 9). Пешчари се састоје од силиката, имају мало оксида Fe и Mn, па тиме и мали капацитет за везивање ПТЕ у овој фракцији (Kabata Pendias, 2011). У земљишту на пешчару су ниже вредности F2, али више резидуалне фракције. Распоред по дубини је различит, па и у оквиру истог типа земљишта нема одређене законитости, сем код земљишта на пешчару, где удео Ni опада у оба профила. Садржај никла у овој фракцији има позитивну корелацију са pH и CEC. Као и код F1, и у овој фракцији су разлике апсолутних вредности садржаја Ni статистички значајне између типова земљишта. Највеће су у земљишту на серпентиниту (просечно по профилима 198 - 380 mg kg^{-1}). У флувисолу су просечно око 67 mg kg^{-1}, али се издваја P2 на флувисолу по вредностима изнад 80 mg kg^{-1}. У вертисолу су просечно 21 mg kg^{-1}, а у земљишту на пешчарима око 5 mg kg^{-1}.

Трећа фракција везивања Ni у проучаваним земљиштима

У фракцији 3 никл је везан за органску материју, и ослобађа се при оксидационим условима. Слично олову и бакру, никл такође показује склоност ка образовању комплекса са органским лигандима (Adriano, 1986). Просечан удео F3 Ni у различитим земљиштима је сличан, од 11,03 % у земљишту на серпентиниту до 13,31 % у вертисолу. Нема статистички значајних разлика између просечних вредности фракције 3 никла. Удео по дубини има углавном тенденцију опадања или су вредности уједначене. Просечан садржај апсолутних вредности елемената је статистички значајно већи у земљишту на серпентиниту (98,63 mg kg^{-1}) у односу на остале типове земљишта (4,86-34,15 mg kg^{-1}).

Четврта фракција везивања Ni у проучаваним земљиштима

У четвртој, резидуалној фракцији метал је структурно везан у кристалној решетки силиката и других тешко растворљивих једињења, која су отпорна на деловање услова животне средине, као што су промене pH вредности и редокс потенцијала или микробиолошка активност. Због тога се метали у овој фракцији сматрају практично немобилним и биолошки неприступачним. Анализом података утврђено је да је највећа концентрација Ni у свим типовима земљишта и по дубинама везана за резидуалну фракцијуи износи 39,01 % (P2 флувисол) - 86,54 % (P11 земљиште на пешчару) од његових укупних садржаја. У земљишту на серпентиниту, вертисолу и флувисолу просечно је за ову фракцију везано око 57 – 58 % Ni, док је у земљишту на пешчару око 69 %, што је статистички значајна разлика у односу на претходна земљишта. По дубини је удео Ni у резидуалној фракцији углавном равномеран, или се повећава, сем површинског слоја P4 вертисола и P2 флувисола. У P2 флувисола удео Ni у F4 је нижи од 50 % у дубљим хоризонтима (39 – 45 %) и у површинском слоју P5 вертисола (48 %). Међутим, ови профили истовремено имају већи удео Ni везаног за оксиде (F2) и органску материју (F3), док је у мобилној F1 садржај Ni сличан другим профилима.

Прва фракција везивања Cr у проучаваним земљиштима

У мобилнијој првој фракцији, релативне вредности Cr су знатно мање него код Ni и износе 0,08 % (P8, земљиште на серпентиниту) - 0,75 % (P4, вертисол). Просечан удео Cr у земљишту на серпентиниту и флувисолу је најмањи, 0,15 - 0,17 %, док су статистички значајно веће вредности у вертисолу 0,29 %, а највеће у земљишту на

пешчару 0,46 %. Садржај у површинском слоју је често већи у односу на дубље слојеве, или је распоред уједначен. Апсолутне вредности Cr у F1 су знатно веће код земљишта на серпентиниту, 0,61 mg kg^{-1}, у односу на остала земљишта (0,12 - 0,25 mg kg^{-1}).

Друга фракција везивања Cr у проучаваним земљиштима

Просечан удео Cr у F2, везан за Fe и Mn оксиде, износи од 5,64 % у флувисолу до 7,36 % у земљишту на пешчару и нема статистички значајне разлике између типова. Разлике у апсолутним вредностима садржаја Cr су израженије, најмање у земљишту на пешчару 1,97 mg kg^{-1}, а статистички значајно веће у флувисолу и вертисолу (3,61 - 8,74 mg kg^{-1}), а највеће у земљишту на серпентиниту 29,78 mg kg^{-1}.

Трећа фракција везивања Cr у проучаваним земљиштима

Удео Cr везан за F3, органску материју, просечно износи 19,21 % у земљишту на серпентиниту до 23,24 % у земљишту на пешчарима, без статистички значајних разлика. У знатном делу профила концентрација органског Cr је већа у површинском слоју у односу на дубље, посебно у флувисолу и већини земљишта на серпентиниту, али није испољен статистички значајан утицај ни pH, ни осталих параметара земљишта на ову фракцију. Апсолутне вредности садржаја Cr су најмање у земљишту на пешчару и вертисолу (6,60 - 11,63 mg kg^{-1}), статистички значајно веће у флувисолу, 30,33 mg kg^{-1}, а највеће у земљишту на серпентиниту 77,73 mg kg^{-1}.

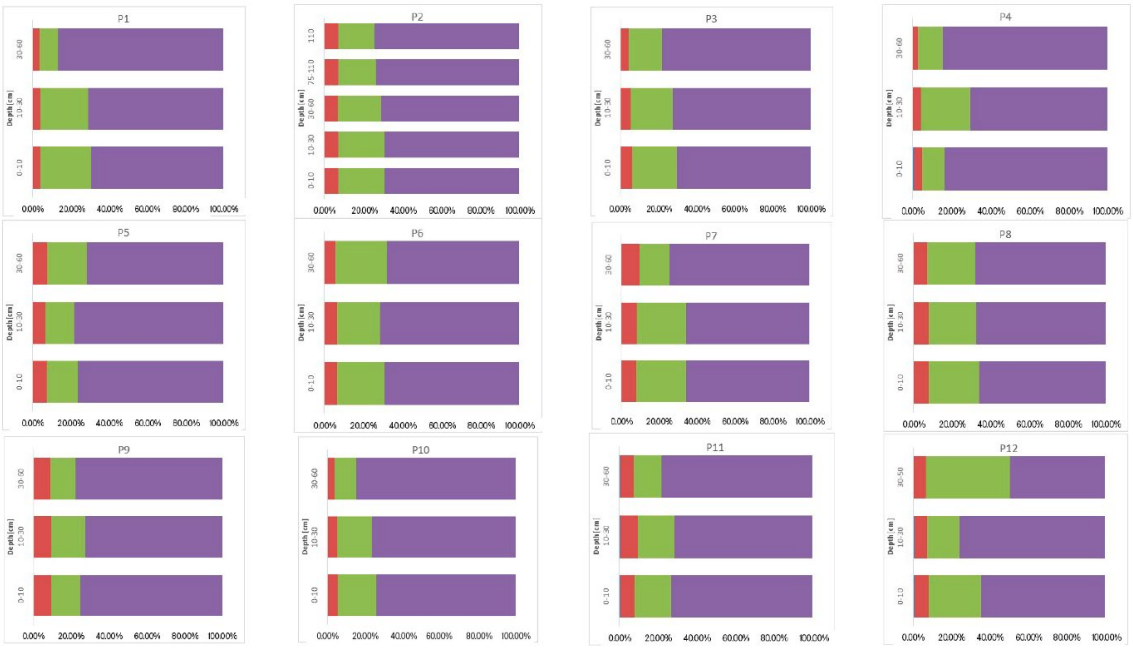


График 10 Расподела хрома (Cr) по фракцијама секвенцијалне екстракције у земљишта P1–P12 на различитим дубинама

Четврта фракција везивања Cr у проучаваним земљиштима

Највише вредности Cr су измерене у резидуалној фракцији. Износе 49,8 % (најдубљи слој P12, земљиште на пешчару) - 86,5 % (P1 флувисол) (График 10). Просечне вредности садржаја Cr су сличне по типовима земљишта, око 69 % у земљишту на пешчару, а око 73 % у осталим земљиштима. По дубини удео Cr у резидуалној фракцији углавном показује тенденцију повећања, али у вертисолима нарочито варира по дубини. Апсолутне вредности садржаја Cr су најмање у земљишту на пешчару и вертисолу (18,63 - 44,78 mg kg^{-1}), статистички значајно веће у флувисолу, просечно 106,10 mg kg^{-1}, а највеће у земљишту на серпентиниту 307,76 mg kg^{-1}.

Прва фракција везивања Co у проучаваним земљиштима

У мобилнијој F1, удео Co варира од 0,60 % (P2 флувисол) - 13,24 % (P12 земљиште на пешчару). Просечан удео је сличан по типовима земљишта, па нема статистички значајних разлика. Износи од 3,86 % у флувисолу до 6,46 % у земљишту на пешчару. Разлике по профилима су израженије. У првој дубини P12, ранкера на пешчарима, удео је око 13 %, а у дубљем слоју P5, вертисола око 10 %. Апсолутне

просечне вредности садржаја Co су највеће у земљишту на серпентиниту 2,97 mg kg^{-1}, значајно веће у односу на остала земљишта, где износе 1,07 - 1,33 mg kg^{-1}.

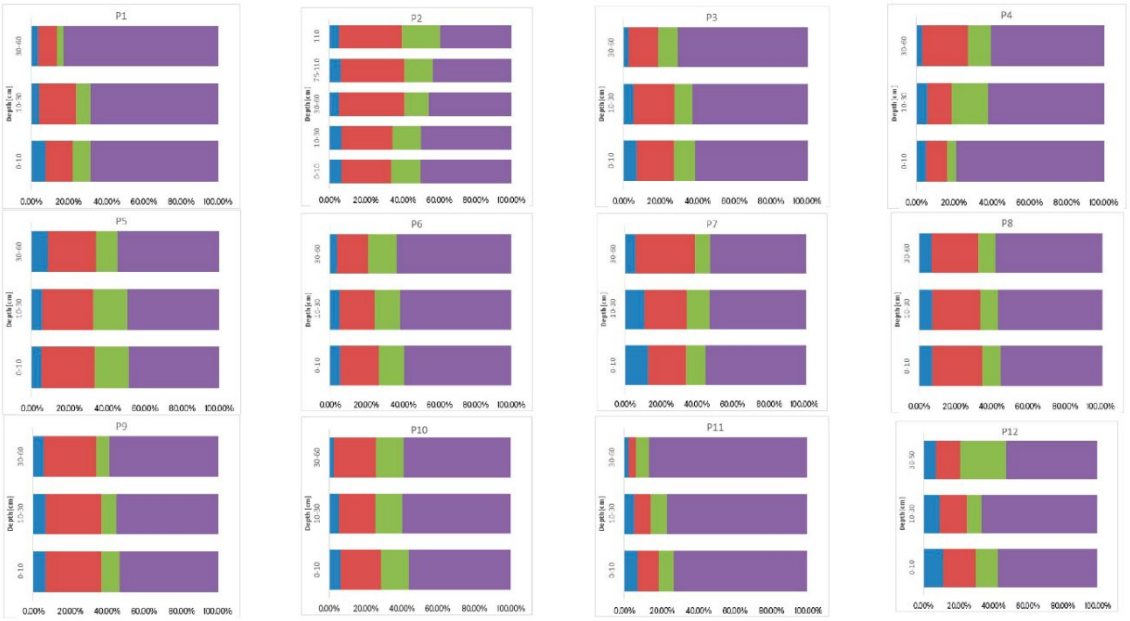


График 11 Расподела кобалта (Co) по фракцијама секвенцијалне екстракције у земљишта P1–P12 на различитим дубинама

Друга фракција везивања Co у проучаваним земљиштима

Удео Co везан за хидроксиде Fe и Mn је висок, износи од 42,08 (P5 вертисол) - 85,17 % (P4 вертисол) (График 11). Просечне вредности су у опсегу од 60,52 % у вертисолу до 64,37 % у земљишту на серпентиниту. По дубини расту или су сличне за већину земљишта, сем у P5 вертисол, P8 земљишту на серпентиниту, P11 земљиште на пешчару, где опадају са дубином. У карбонатном вертисолу P5 најмањи је садржај F2 45-50 %, а највећи удео резидуалне фракције. Најниже апсолутне вредности садржаја Co има земљиште на пешчару 10,37 mg kg^{-1}, значајно веће вредности су у вертисолу и флувисолу (5,67 и 21,76 mg kg^{-1}), а највеће у земљишту на серпентиниту, 49,84 mg kg^{-1}.

Трећа фракција везивања Co у проучаваним земљиштима

Садржај Co у F3, везан за органску материју, има знатно мање вредности у односу на Ni и Cr. Садржај је испод границе детекције у појединим узорцима (P6 вертисол, P11 земљишту на пешчару, P8 земљишту на серпентиниту) до 4,98 % (P2 флувисол). Просечне вредности су значајно веће у флувисолу, 3,49 % у односу на

остале типове, 1,06 - 1,90 %. Апсолутне вредности садржаја Co су од 0,19 mg kg^{-1} у земљишту на пешчару до 1,31 mg kg^{-1} у земљишту на серпентиниту.

Четврта фракција везивања Co у проучаваним земљиштима

Кобалт је у резидуалној фракцији везан просечно 28,84 % у земљишту на пешчару до 32,32 % у вертисолу, мањи у односу на удео Ni и Cr у истој фракцији. По дубини је различити распоред, у знатном броју профила расте са дубином. Промене садржаја ове фракције су повезане са променом pH земљишта. Апсолутне вредности садржаја Co варирају од 4,45 mg kg^{-1} у земљишту на пешчару до 22,67 mg kg^{-1} у земљишту на серпентиниту, а разлике између свих типова су статистички значајне.

5.4. Садржај ПТЕ у лековитим биљкама

5.4.1. Садржај ПТЕ у лековитим биљкама (сува маса)

На три огледна поља: OG.P-1 (ранкер на пешчару), OG.P-2 (еутрични камбисол на серпентиниту) и OG.P-3 (хумофлувисол) узете су различите биљке: *Mentha longifolia* (нана), *Achillea millefolium* (хајдучка трава) и *Cichorium intybus* (цикорија), у три временска термина (30.06.2020; 02.09.2020; 11.05.2021). Посебно су узорковани корен и надземни део. Поред тога, само на серпентинском земљишту су у наведена три термина узети и узорци биљака *Odontarrhena chalcidica*, *Hypericum perforatum* (кантариона) и *Thymus pulegioides* (мајчине душице).

Садржај Ni, Cr и Co у врсти *Mentha longifolia* (нана)

На земљишту на серпентиниту садржај Ni у надземном делу *Mentha longifolia* је просечно 59,31 mg kg^{-1}, а у корену 70,04 mg kg^{-1} (Табела 26, График 12). У испитиваном земљишту садржај мобилног Ni је висок, око 46 mg kg^{-1}, па је и акумулација Ni у биљкама знатна, што је констатовано и у другим истраживањима (Branković i sar., 2018; Kassim et al., 2013; Mišljenović, 2022). У биљкама *Mentha longifolia* на друга два типа земљишта вредности су ниже, у земљишту на пешчару у надземном делу су просечно 28,90 mg kg^{-1}, а у корену 27,54 mg kg^{-1}, док на хумофлувисолу износе 16,73 mg kg^{-1} у надземном делу и 24,80 mg kg^{-1} у корену. Разлике по терминима узорковања су веома изражене, углавном најниже у трећем термину узорковања у мају 2021. године. Већином се Ni акумулира више у корену

биљака у односу на надземни део (о чему говори и транслокациони фактор), мада разлике често нису велике, што указује на знатну покретљивост Ni у биљкама (Kabata Pendias, 2011; Welch и Cary, 1975).

Према подацима из литературе, просечне вредности Ni за детелину су 1,2–2,7 mg kg^{-1}, а у лишћу трава 0,1–1,7 mg kg^{-1} (Kabata Pendias, 2011). У лековитим биљкама југоисточне Србије нађено је 2–4 mg kg^{-1} Ni (Ranđelović et al., 2013), а у корену линцуре 27–58 mg kg^{-1} Ni (Radanović et al., 2007). Просечан садржај Ni у биљкама у Србији износи 0,1–5,0 mg kg^{-1}, док је токсична вредност Ni 10–100 mg kg^{-1} суве материје (Kastori, 1993). Према Gough et al. (1979), токсичне концентрације Ni за биљке су 40–246 mg kg^{-1}. Због еволуционе адаптације, Ni-хиперакумулатори не развијају токсичне симптоме на овом нивоу концентрације. Поједине биљке (као нпр. *Odontarrhena chalcidica*) на земљишту богатом Ni садрже око 350 mg kg^{-1} у листу, а могу бити и више (Branković i sar., 2018). Добијене вредности за садржаје Ni су више у односу на нормалне вредности, али углавном ниже од наведених токсичних концентрација.

Табела 26 Садржај никла, хрома и кобалта у надземном делу и корену *Mentha longifolia* по огледним пољима (просек три термина узорковања) (mg kg^{-1})

Елемент / Део биљке	Параметри	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3
Ni надземни део	Просек	28,90	59,31	16,73
	Стд. девијација	13,05	25,06	10,13
Ni корен	Просек	27,54	70,04	24,80
	Стд. девијација	19,48	38,32	10,11
Cr надземни део	Просек	6,79	18,95	7,96
	Стд. девијација	8,33	14,99	8,29
Cr корен	Просек	21,04	32,85	17,23
	Стд. девијација	7,11	20,93	9,10
Co надземни део	Просек	1,35	3,56	0,83
	Стд. девијација	0,82	2,36	0,51
Co корен	Просек	1,36	3,24	1,62
	Стд. девијација	0,78	2,39	0,93

Садржај Cr је такође највећи у *Mentha longifolia* на земљишту на серпентиниту, у надземном делу је просечно 18,95 mg kg^{-1}, а у корену 32,85 mg kg^{-1} (Табела 26). У друга два типа земљишта вредности Cr су ниже и прилично уједначене: у

надземном делу *Mentha longifolia* просечно 6,79–7,96 mg kg^{-1}, а у корену 17,23–21,04 mg kg^{-1}. Разлике по терминима узорковања су веома изражене, нарочито у надземном делу, углавном најниже у трећем термину узорковања у мају 2021. године. Концентрације Cr у *Mentha longifolia* су углавном ниже у односу на Ni. Разлог је релативно ниска концентрација приступачних облика Cr у земљишту (испод 2 mg kg^{-1}). Слаба растворљивост Cr, посебно Cr $_{DTPA}$ екстрахованог облика у земљишту, забележена је и у другим истраживањима (van der Ent et al., 2019). У корену се акумулира око 2–2,5 пута више Cr у односу на надземни део, што указује на ограничену транслокацију елемента у надземне делове биљке (Shahid et al., 2017), која је последица својства Cr^{3+} да се јако везује за ћелијске зидове корена (Zayed et al., 1998).

Нормалан садржај Cr у биљним ткивима је у опсегу 0,2–1 mg kg^{-1} (Nagajyoti et al., 2010), а концентрације од 5–30 mg kg^{-1} могу се сматрати токсичним (Alloway, 1990). Природна вегетација на серпентинитима може акумулирати и 0,3 % суве масе Cr (Kabata Pendias, 2011).

Акумулација Co у биљкама *Mentha longifolia* је знатно мања у односу на Ni и Cr. Просечан садржај Co у биљкама на земљишту на серпентиниту износи око 3 mg kg^{-1}, а на ранкеру на пешчару око 1,35 mg kg^{-1}. У просеку за сва три термина узорковања, разлике између подземног и надземног дела биљака су мале (Табела 26).

У литератури се наводе просечне концентрације Co у детелини од 0,10–0,57 mg kg^{-1}, а у трави 0,03–0,27 mg kg^{-1} (DW) (Kabata Pendias, 2011). Садржај Co у ткиву између 30 и 40 mg kg^{-1} сматра се критичним нивоом за потенцијалну токсичност Co (Macnicol и Beckett, 1985). Према Case et al. (1972), садржај Co у травама за сточну исхрану не треба да пређе 60 mg kg^{-1}. Природна вегетација на серпентинском земљишту садржи 17–540 mg kg-1 (AW) (Lyon et al., 1968). Биљке хиперакумулатори (*Rinorea* cf. *bengalensis*, *Glochidion* cf. *sericeum*) могу садржати концентрације Co преко 1000 mg kg^{-1}, без токсичних ефеката (Paul et al., 2020; van der Ent et al., 2018). Утврђене концентрације у биљкама су испод критичног нивоа за потенцијалну токсичност Co.

Знатно варирање елемената по терминима узорковања зависи од фазе развоја биљке, климатских услова, агротехничких мера, променљивих процеса у земљишту итд. Мањи садржај елемената у биљкама је повезан са влажнијим условима средине, односно наводњавањем, док закисељавање земљишта може довести до повећаног садржаја појединих елемената у биљци (Gyori et al., 1996).

Садржај Ni, Cr и Co у *Achillea millefolium* (хајдучка трава)

На земљишту на серпентиниту садржај Ni у надземном делу *Achillea millefolium* је просечно 50,95 mg kg^{-1}, а у корену око два пута више. У друга два типа земљишта вредности су ниже и то просечно око 19 mg kg^{-1} у надземном делу, а 30,99 (хумофлувисол) и 55,53 mg kg^{-1} (пешчар) у корену. Акумулација Ni у корену је углавном већа у односу на надземни део (Табела 27).

Табела 27 Садржај никла, хрома и кобалта у надземном делу и корену *Achillea millefolium* по огледним пољима (просек три термина узорковања) (mg kg^{-1})

Елемент / Део биљке	Параметри	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3
Ni надземни део	Просек	18,54	50,95	19,55
	Стд. девијација	12,30	46,03	10,33
Ni корен	Просек	55,53	111,01	30,99
	Стд. девијација	52,66	85,77	21,42
Cr надземни део	Просек	3,34	10,73	7,08
	Стд. девијација	2,66	10,41	3,66
Cr корен	Просек	23,66	47,25	25,66
	Стд. девијација	18,54	40,68	18,09
Co надземни део	Просек	1,06	2,69	0,91
	Стд. девијација	0,79	1,73	0,63
Co корен	Просек	3,41	6,84	2,02
	Стд. девијација	1,83	5,85	1,47

Садржај Cr је такође највећи у биљкама на земљишту на серпентиниту, и то у надземном делу *Achillea millefolium* око 11 mg kg^{-1}, а у корену 47,25 mg kg^{-1}. У друга два типа земљишта вредности су ниже и прилично уједначене: у корену око 25 mg kg^{-1}, а у надземном делу 3,34 mg kg^{-1} (пешчар) и 7,08 mg kg^{-1} (хумофлувисол). Концентрације Cr у биљкама су мање у односу на Ni. У корену се акумулира више Cr у односу на надземни део.

Као и код биљака *Mentha longifolia*, и у *Achillea millefolium* садржај Co је највећи на земљишту на серпентиниту, и износи у надземном делу просечно 2,69 mg kg^{-1}, а у корену 6,84 mg kg^{-1}. У друга два типа земљишта просечне вредности у надземном делу су око 1 mg kg^{-1}, а у корену 2,02 и 3,41 mg kg^{-1}.

Разлике по терминима узорковања су веома изражене за сва три елемента. Најниже вредности забележене су у трећем термину узорковања (мај 2021. године).

Садржај Ni, Cr и Co у *Cichorium intybus* (цикорија)

У биљци *Cichorium intybus* се, у односу на претходне биљке, у корену акумулира више Ni, Cr и Co у односу на надземни део. Такође се запажа да су разлике садржаја елемената у надземном делу између типова земљишта мање изражене, односно садржај елемената у биљци на серпентинским стенама није већи у односу на остала земљишта.

Табела 28 Садржај никла, хрома и кобалта у надземном делу и корену *Cichorium intybus* по огледним пољима (просек три термина узорковања) (mg kg^{-1})

Елемент / Део биљке	Параметри	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3
Ni надземни део	Просек	12,86	14,45	7,81
	Стд. девијација	10,31	6,83	3,00
Ni корен	Просек	53,68	65,68	27,92
	Стд. девијација	56,27	21,51	6,38
Cr надземни део	Просек	2,51	2,50	2,67
	Стд. девијација	1,95	1,09	0,69
Cr корен	Просек	13,47	39,03	22,60
	Стд. девијација	7,34	15,19	10,71
Co надземни део	Просек	0,62	0,38	0,48
	Стд. девијација	0,58	0,09	0,31
Co корен	Просек	2,16	4,56	1,84
	Стд. девијација	1,08	2,08	0,55

Садржај Ni је сличан у биљци на земљишту на пешчарима и на серпентинским стенама — у надземном делу просечно 12,86 и 14,45 mg kg^{-1}, а у корену око 4 пута већи. Знатно је нижи у цикорији на хумофлувисолу, 7,81 (надземни део) и 27,92 (корен) mg kg^{-1} (Табела 28).

Садржај Cr је у надземном делу сличан на свим земљиштима, око 2,5 mg kg^{-1}, док је у корену *Cichorium intybus* на серпентинским стенама акумулирано највише Cr — 39,03 mg kg^{-1}, потом у хумофлувисолу 22,60 mg kg^{-1}, а најмање у земљишту на пешчару 13,47 mg kg^{-1}.

Акумулација Co у надземном делу *Cichorium intybus* просечно је од 0,38 mg kg^{-1} у биљкама са земљишта на серпентиниту до 0,62 mg kg^{-1} у биљкама са земљишта на пешчару, а у корену биљака од 1,84 mg kg^{-1} у хумофлувисолу до 4,56 mg kg^{-1} у земљишту на серпентиниту.

Разлике по терминима узорковања, који су били исти за све испитиване врсте и локације, су мање изражене у односу на претходне биљке.

Садржај елемената у биљкама *Odontarrhena chalcidica, Hypericum perforatum* (кантарион) *и Thymus pulegioides* (мајчина душица) у земљишту на серпентинским стенама

Поред анализе садржаја елемената у три наведене биљке, на земљишту на серпентинитима (OG.P-2) у наведена три термина анализиран је садржај Ni, Cr и Co и у биљкама *Odontarrhena chalcidica, Hypericum perforatum u Tymus pulegioides* (График 12, График 13, График 14).

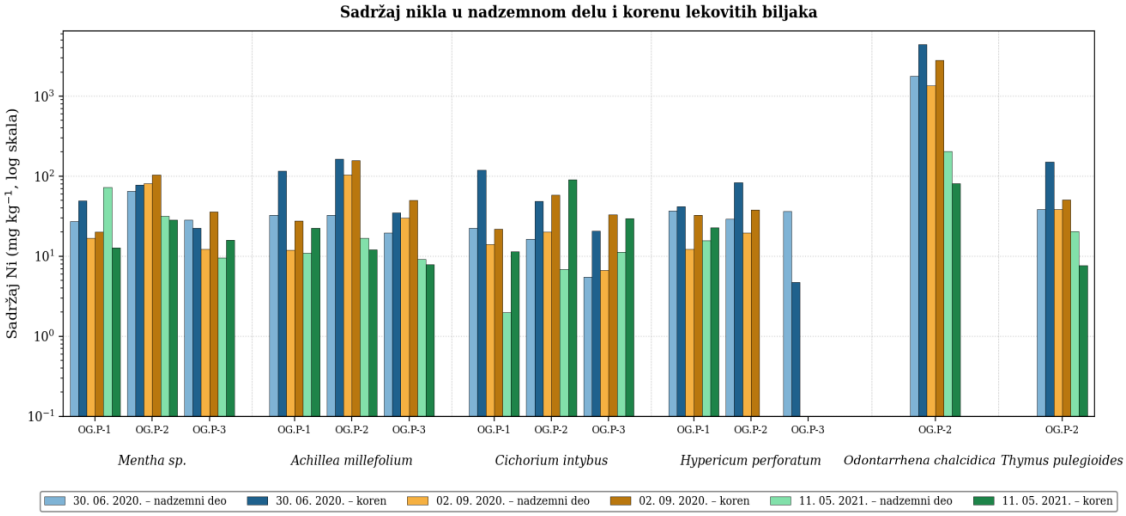


График 12 Садржај никла (Ni) у надземном делу и корену лековитих биљака по огледним пољима и терминима узорковања (mg kg^{-1}; логаритамска скала)

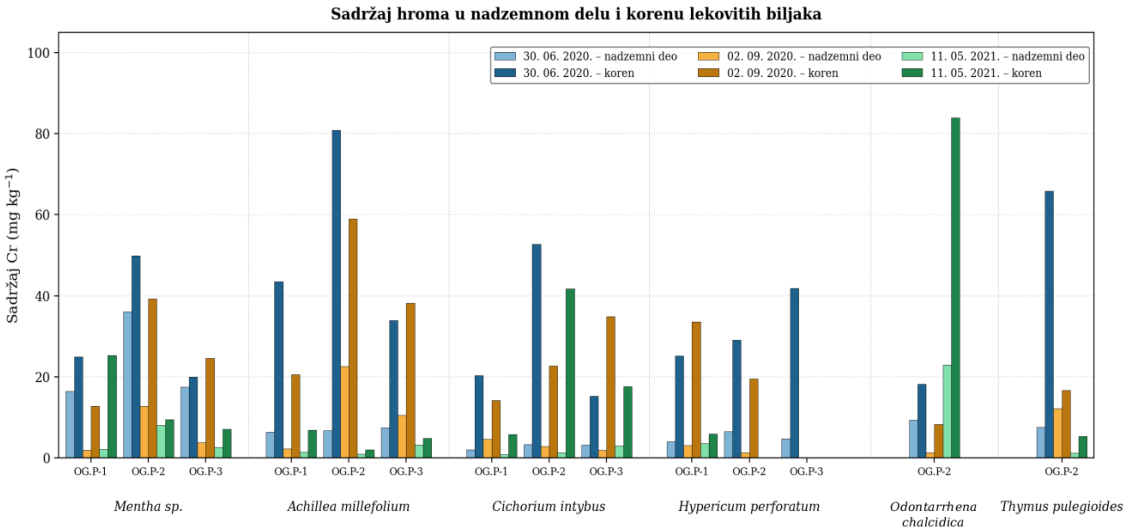


График 13 Садржај хрома (Cr) у надземном делу и корену лековитих биљака по огледним пољима и терминима узорковања (mg kg⁻¹)

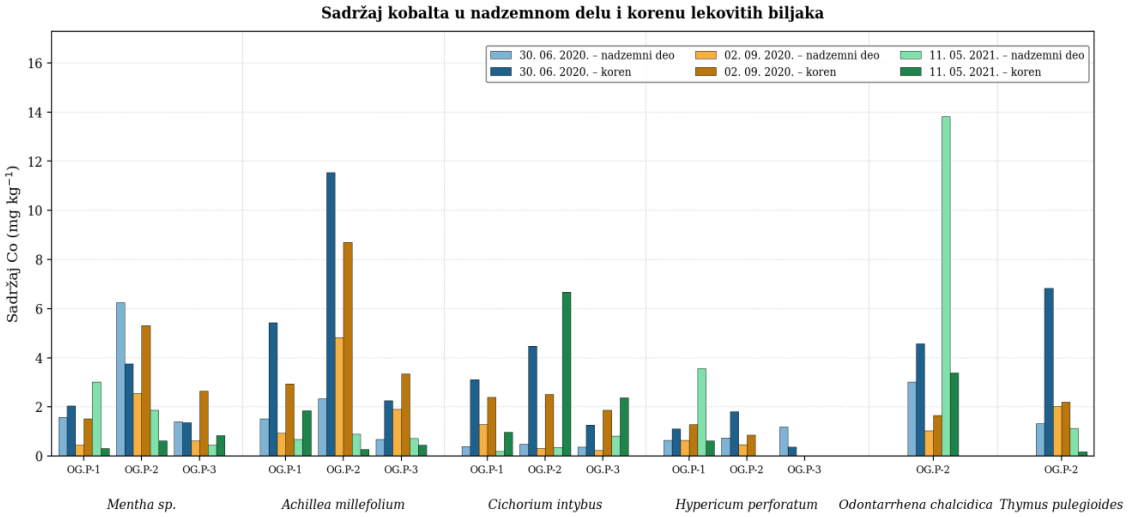


График 14 Садржај кобалта (Co) у надземном делу и корену лековитих биљака по огледним пољима и терминима узорковања (mg kg⁻¹)

График 12 показује да се биљка *Odontarrhena chalcidica* на земљишту на серпентиниту (OG.P-2) знатно издваја у односу на остале биљке по високим концентрацијама Ni. Концентрације Ni у овим биљкама су у корену и до 4400 mg kg⁻¹ (просек 2440 mg kg⁻¹), а у надземном делу до 1790 mg kg⁻¹ (просек 1114 mg kg⁻¹), тј. изнад 1000 mg kg⁻¹, што је праг хиперакумулације (van der Ent et al., 2013). У *Hypericum perforatum* и *Thymus pulegioides* вредности Ni су мање, у оквирима оних измерених за претходно наведене биљке.

С друге стране, концентрације хрома су знатно уједначеније по биљним врстама. У биљкама *Odontarrhena chalcidica* просечан садржај Cr у надземном делу је 11,21 mg kg^{-1}, док је у *Hypericum perforatum* и *Thymus pulegioides* нижи, сличан другим биљкама. Потврђује се констатација других истраживача (Mišljenović, 2022) да биљке хиперакумулатори Ni у земљишту на серпентинитима не показују јасно дефинисане разлике у акумулацији Cr у односу на друге врсте биљака.

Садржај Co у биљкама на земљишту на серпентинитима је такође хомогенији у односу на концентрације Ni, мада је у надземном делу биљке *Odontarrhena chalcidica* просечан садржај 5,28 mg kg^{-1}, већи у односу на *Hypericum perforatum* и *Thymus pulegioides*, чије су вредности у границама као и за остале биљке на овом матичном супстрату.

5.4.2. Садржај Ni, Cr и Co у воденом екстракту лековитих биљака

Водени екстракт се припрема инфузијом надземног дела биљке, па је из аспекта изложености конзумента кључно познавање удела потенцијално токсичних елемената који прелазе из биљног материјала у водени екстракт. У овом истраживању праћен је садржај Ni, Cr и Co у водени екстракту припремљеном од надземних делова три врсте лековитих биљака (*Mentha longifolia*, *Achillea millefolium* и *Cichorium intybus*), са три огледна поља у три термина узорковања.

Садржај Ni, Cr и Co у воденом екстракту надземног дела *Mentha longifolia* (нана)

На земљишту на серпентиниту садржај Ni у воденом екстракту од *Mentha longifolia* креће се од 9,30 до 27,21 mg kg^{-1}, са просечном вредношћу од 16,46 mg kg^{-1}, што је највиша забележена вредност за ову врсту на испитиваним локацијама (Табела 29, График 15). Висок садржај мобилног Ni у земљишту на серпентиниту утиче на повећане акумулације Ni у биљној маси, а последично и значајног преласка у водени екстракт, о чему сведоче и резултати других аутора који су испитивали пренос Ni из суве масе лековитих биљака у водени екстракт (Başgel и Erdemoğlu, 2006; Karak и Bhagat, 2010; Nookabkaew et al., 2006).

У воденом екстракту надземног дела *Mentha longifolia* са ранкера на пешчару вредности су знатно ниже и крећу се од 5,55 до 17,95 mg kg^{-1}, просечно 10,21 mg

kg^{-1}, док су на хумофлувисолу најниже, у опсегу од 2,81 до 7,65 mg kg^{-1}, са просечном вредношћу од 4,89 mg kg^{-1}. Разлике по терминима узорковања су изражене, при чему су најниже вредности забележене у трећем термину (мај 2021).

Према литературним подацима, садржај Ni у лековитим биљкама намењеним за припрему водених екстракта обично се креће у опсегу од 0,1 до 12,2 mg kg^{-1} (Başgel и Erdemoğlu, 2006; Kandić et al., 2023; Özcan et al., 2008). Степен преласка Ni из биљног материјала у водени екстракт варира у зависности од биљне врсте, pH воде, времена кувања и финоће уситњења биљног материјала, а према прегледу Karak и Bhagat (2010) обухвата опсег од око 22 % до чак 75 % укупног садржаја Ni у биљкама.

Вредности утврђене у воденом екстракту надземног дела *Mentha longifolia* са земљишта на серпентиниту знатно су више од оних наведених у литератури за комерцијалне водене екстракте и превазилазе толерабилни дневни унос за Ni од 13 μg/kg телесне масе (EFSA, 2020), што указује на потребу опреза при употреби *Mentha longifolia* са истраживаних земљишта на серпентиниту као сировине за водене екстракте.

Садржај Cr у воденом екстракту надземног дела *Mentha longifolia* у свим испитиваним узорцима је испод границе детекције примењене аналитичке методе. Овај резултат је у сагласности са подацима из литературе који указују да Cr^{3+}, као доминантан облик у биљном материјалу, у води има изузетно ниску растворљивост и склоност грађењу слабо покретљивих комплекса са органским лигандима (Shahid et al., 2017), због чега у водени екстракт прелази само мањи део укупног садржаја Cr из биљке (Błoniarz et al., 2004; Karak и Bhagat, 2010; Zayed и Terry, 2003).

Başgel и Erdemoğlu (2006) наводе да се хром при припреми инфуза углавном не ослобађа у водени екстракт, односно није детектован у инфузима камилице, коморача, липе, жалфије и сене, док у инфузима коприве и шипурка пренос износи око 27–31 % укупног садржаја из суве биљне масе. Имајући у виду претходно утврђен низак удео биодоступног Cr у испитиваним земљиштима, као и његову слабу покретљивост ка надземним деловима биљке, добијени резултати показују

да водени екстракт надземног дела *Mentha longifolia* није значајан извор уноса Cr, независно од типа земљишта.

Садржај Co у воденом екстракту надземног дела *Mentha longifolia* је знатно нижи у односу на Ni, што је и очекивано с обзиром на укупно ниже концентрације овог елемента у биљном материјалу. У земљишту на серпентиниту вредности се крећу од 0,22 до 0,33 mg kg^{-1} (просечно 0,29 mg kg^{-1}), на ранкеру на пешчару од 0,06 до 1,17 mg kg^{-1} (просечно 0,43 mg kg^{-1}), а на хумофлувисолу од 0,05 до 0,24 mg kg^{-1} (просечно 0,12 mg kg^{-1}).

Према Başgel и Erdemoğlu (2006) и Nookabkaew et al. (2006), садржај Co у лековитим биљкама намењеним за припрему водених екстракта углавном се креће у интервалу до око 1 mg kg^{-1} суве масе, при чему су средње вредности по врсти обично испод 0,5 mg kg^{-1}, што је у сагласности са вредностима добијеним у овом истраживању. Утврђене концентрације Co знатно су испод хроничне оралне референтне дозе (RfD) за Co од 0,03 mg kg^{-1} телесне масе/дан, коју су на основу токсиколошких студија предложили Finley et al. (2012), и не представљају ризик за здравље конзумента (Табела 29).

Табела 29 Садржај никла и кобалта у воденом екстракту надземног дела *Mentha longifolia* по огледним пољима (просек три термина узорковања) (mg kg^{-1}).

Елемент	Параметри	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3
Ni	Просек	10,21	16,46	4,89
	Стд. девијација	6,75	9,48	2,49
	% водени екстракт/биљка	38,56	27,55	30,16
Co	Просек	0,23	0,29	0,12
	Стд. девијација	0,29	0,06	0,10
	% водени екстракт/биљка	17,45	16,94	14,24

Напомена: концентрације Cr у воденом екстракту надземног дела Mentha longifolia биле су у свим узорцима испод границе детекције примењене аналитичке методе (< LOD), па Cr није приказан у табели.

Садржај Ni, Cr и Co у воденом екстракту надземног дела *Achillea millefolium* (хајдучка трава)

Садржај Ni у воденом екстракту надземног дела *Achillea millefolium* прати исти тренд као код надземног дела *Mentha longifolia*, при чему су највише вредности поново забележене у екстракту биљака са земљишта на серпентиниту и крећу се од

8,58 до 21,84 mg kg^{-1}, са просеком од 13,39 mg kg^{-1} (Табела 29, График 15). У воденом екстракту биљака са ранкера на пешчару садржај Ni је од 3,43 до 12,22 mg kg^{-1} (просек 6,41 mg kg^{-1}), а на хумофлувисолу од 1,71 до 5,56 mg kg^{-1} (просек 3,72 mg kg^{-1}). Овако изражен утицај типа земљишта на садржај Ni у воденом екстракту потврђује да је геолошка подлога доминантан фактор у формирању концентрације овог елемента у биљној маси намењеној за припрему воденог екстракта, што је у складу са резултатима Zhang et al. (2020) и Li et al. (2023). У литератури се за водене екстракте надземног дела *Achillea millefolium* наводе вредности од 0,47 до 1,81 mg kg^{-1} Ni (Melić et al., 2025), што је знатно ниже од вредности утврђених на серпентиниту у овом истраживању.

Разлике у садржају Ni по терминима узорковања су изражене, при чему је у другом термину (септембар 2020) забележена највиша вредност у воденом екстракту биљака са земљишта на серпентиниту (21,84 mg kg^{-1}), док су у трећем термину (мај 2021) вредности на све три локације осетно ниже. Ово указује на могући утицај фенолошке фазе биљке, као и садржаја влаге у земљишту на екстрактабилност Ni. Souri et al. (2019) су истраживањем на примеру драгољуба (*Lepidium sativum* L.) и босиљка (*Ocimum basilicum*) показали да зреле биљке садрже већу концентрацију Ni у листовима у односу на младе биљке у раној фази развића.

Садржај Cr у воденом екстракту надземног дела *Achillea millefolium*, као и код надземног дела *Mentha longifolia*, био је испод границе детекције у свим испитиваним узорцима.

Концентрације Co у воденом екстракту надземног дела *Achillea millefolium* су ниске и релативно уједначене по локацијама: на ранкеру на пешчару вредности се крећу од 0,10 до 0,25 mg kg^{-1} (просек 0,17 mg kg^{-1}), на серпентиниту од 0,20 до 0,29 mg kg^{-1} (просек 0,24 mg kg^{-1}), а на хумофлувисолу од 0,11 до 0,25 mg kg^{-1} (просек 0,19 mg kg^{-1}) (Табела 30). Варирање концентрација по локацијама је за Co осетно слабије него за Ni, што указује да тип земљишта мање утиче на његову екстрактабилност;

овај налаз одражава и ограничен пренос Co ка надземним деловима биљке, као и његову ниску покретљивост током инфузије.

Вредности садржаја Co у воденом екстракту надземног дела *Achillea millefolium* и сродних врста фамилије *Asteraceae* испод границе детекције навели су Melić et al. (2025) и Başgel и Erdemoğlu (2006). При уобичајеном начину конзумирања, утврђене вредности упоредиве су са опсегом дневног дијетног уноса Co у општој популацији који се у токсиколошким проценама сматра безбедним, чиме је искључен ризик по здравље конзумента (WHO, 2006).

Табела 30 Садржај никла и кобалта у воденом екстракту надземног дела *Achillea millefolium* (хајдучка трава) по огледним пољима (mg kg^{-1})

Елемент	Параметри	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3
Ni	Просек	6,41	13,39	3,72
	Стд. девијација	5,04	7,35	1,93
	% водени екстракт/биљка	32,88	33,91	19,04
Co	Просек	0,17	0,24	0,19
	Стд. девијација	0,08	0,05	0,07
	% водени екстракт/биљка	15,66	12,74	20,82

Напомена: концентрације Cr у воденом екстракту надземног дела Achillea millefolium биле су у свим узорцима испод границе детекције примењене аналитичке методе (< LOD), па Cr није приказан у табели.

Садржај Ni, Cr и Co у воденом екстракту надземног дела *Cichorium intybus* (цикорија)

Садржај Ni у воденом екстракту надземног дела *Cichorium intybus* са земљишта на серпентиниту креће се од 1,57 до 20,49 mg kg^{-1}, са просеком од 11,08 mg kg^{-1}, на ранкеру на пешчару од 0,15 до 10,00 mg kg^{-1} (просек 5,77 mg kg^{-1}), а на хумофлувисолу од 2,95 до 3,73 mg kg^{-1} (просек 3,28 mg kg^{-1}) (Табела 31, График 11). Иако је просечан садржај Ni у цикорији нижи у односу на надземни део *Mentha longifolia* и *Achillea millefolium*, опсег вредности на серпентиниту је најшири, што указује на изражену варијабилност акумулације Ni код ове биљне врсте у зависности од услова вегетације.

Ранђеловић (2015) је у сувој цикорији (*Cichorium intybus* L.) из југоисточне Србије утврдио садржај Ni од 2,55 mg kg^{-1}, док је у воденим екстрактима испитиваних лековитих биљака концентрација Ni била испод границе детекције примењене

аналитичке методе. Треба истаћи да *Cichorium intybus* у односу на друге две испитиване врсте показује већу склоност ка акумулацији Ni у ранијој фази вегетације (први термин узорковања, јун 2020), док је у мају 2021. садржај Ni знатно нижи. Овакав образац је у сагласности са налазима Guérin et al. (2022), који су код *Cichorium intybus* утврдили изражен пад концентрација ПТЕ у биљном ткиву током вегетације, потврђујући да фенолошка фаза представља кључан фактор при тумачењу нивоа акумулације.

Табела 31 Садржај никла и кобалта у воденом екстракту надземног дела Cichorium intybus по огледним пољима (mg kg^{-1})

Елемент	Параметри	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3
Ni	Просек	5,77	7,08	3,28
	Стд. девијација	5,07	4,96	0,40
	% водени екстракт/биљка	34,26	43,45	44,83
Co	Просек	0,17	0,08	0,06
	Стд. девијација	0,24	0,04	0,04
	% водени екстракт/биљка	18,25	20,64	12,65

Напомена: концентрације Cr у воденом екстракту надземног дела Cichorium intybus биле су у свим узорцима испод границе детекције примењене аналитичке методе (< LOD), па Cr није приказан у табели.

Садржај Cr у воденом екстракту надземног дела *Cichorium intybus* био је испод границе детекције у свим испитиваним узорцима, што је у сагласности са резултатима добијеним за друге две биљне врсте. Ababneh (2017) је испитивањем 54 узорка 23 врсте лековитих биљака и њихових водених инфузија такође утврдио да се Cr у воденом екстракту јавља у знатно нижим концентрацијама него у сувој биљној маси, при чему просечно само око 15 % укупног Cr из биљке прелази у водени екстракт. Добијени резултати потврђују да водени екстракт надземног дела *Cichorium intybus* не представља значајан извор изложености конзумента хрому.

Садржај Co у воденом екстракту надземног дела *Cichorium intybus* најнижи је међу испитиваним врстама. У воденом екстракту надземног дела биљака са ранкера на пешчару измерене су вредности од 0,01 до 0,44 mg kg^{-1} (просек 0,17 mg kg^{-1}), затим

са земљишта на серпентиниту од 0,04 до 0,12 mg kg^{-1} (просек 0,08 mg kg^{-1}), а са хумофлувисола од 0,03 до 0,10 mg kg^{-1} (просек 0,06 mg kg^{-1}).

Занимљиво је да, за разлику од Ni, просечан садржај Co у цикорији са земљишта на серпентиниту није највиши, што указује на то да *Cichorium intybus* ефикасно ограничава транспорт Co у надземне делове. Crush и Evans (1990) су у надземним деловима *Cichorium intybus* L., култивар 'Grasslands Puna' забележили концентрације Co испод границе детекције, независно од pH земљишта у опсегу од 4 до 6. Просечне концентрације Co у воденим екстрактима надземног дела *Cichorium intybus* су ниске, при уобичајеном начину припреме и конзумирања, не представљају токсиколошки значајан ризик за конзумента.

Удео Ni у воденом екстракту надземног дела испитиваних биљака у односу на укупан садржај у биљци износи просечно 32 % (19,04–44,83 %), док је удео Co у воденом екстракту нижи, односно просечно 16,7 % (12,65–20,64 %), што је забележено и у другим истраживањима (Табела 31, График 15, График 16).

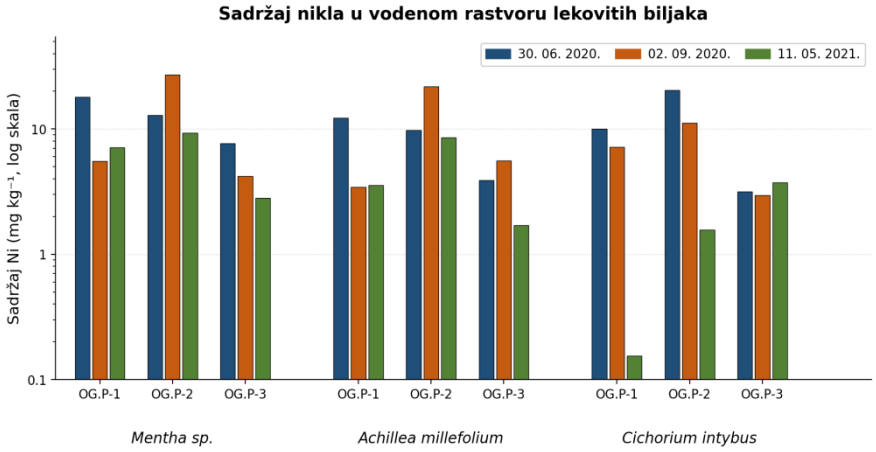


График 15 Садржај никла (Ni) у воденом екстракту лековитих биљака по огледним пољима и терминима узорковања (mg kg^{-1}; логаритамска скала)

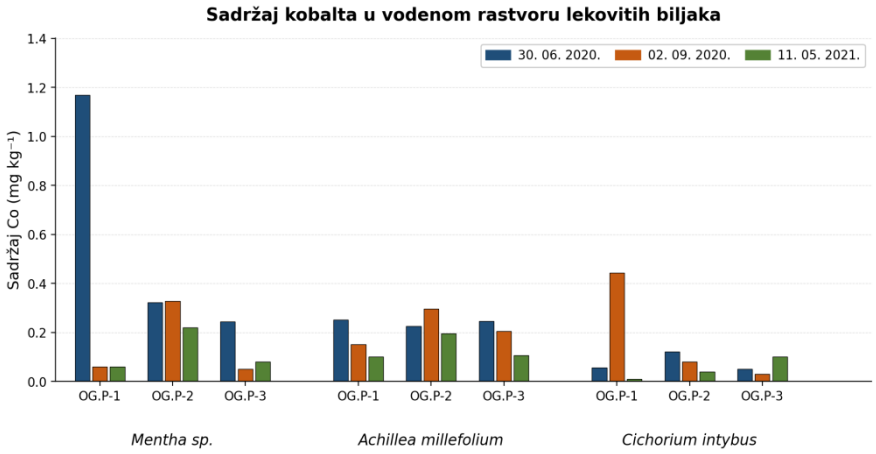


График 16 Садржај кобалта (Co) у воденом екстракту лековитих биљака по огледним пољима и терминима узорковања (mg kg^{-1}).

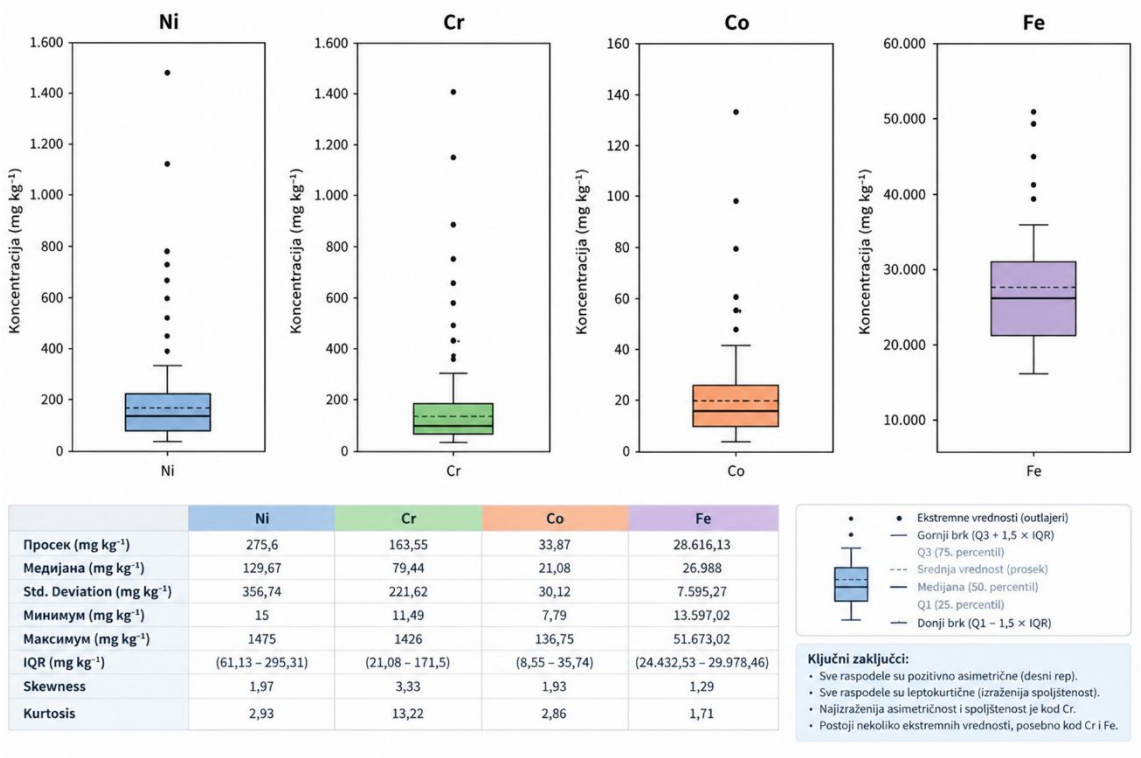
5.5. Утицај својстава земљишта на концентрацију ПТЕ

5.5.1. Вредности „background“ садржаја Ni, Cr и Co

Приликом процене контаминације земљишта потенцијално токсичним елементима услед антропогених активности, потребно је одредити њихове природне „background“ вредности (Sun et al., 2023; Aboubakar et al., 2021). „Background“ вредности (природне, односно геохемијске вредности) у животној средини дефинишу се као садржаји елемената који се разликују од концентрација у природним системима изложеним антропогеним активностима, у којима су концентрације елемената потенцијално веће. То су вредности значајне за еколошке активности јер представљају вредности изнад којих су потребна даља истраживања (Reimann и de Caritat, 2017).

Постоји велики број метода које служе за процену „background“ вредности. У овој докторској дисертацији су одређене коришћењем три методе: [Mean ± 2Sd], [Median ± 2MAD], boxplot – Tukei's upper inner fence (TIF).

„Background“ концентрације Ni, Cr, Co и Fe су одређене на основу 149 узорака земљишта. У графику 17 су дати основни статистички параметри који се односе на садржај елемената у земљишту испитиваног подручја, а укључују: распон концентрација елемената, фреквенције по интерквартилним вредностима, расподелу података.



	Ni	Cr	Co	Fe
Просек (mg kg⁻¹)	275,6	163,55	33,87	28.616,13
Медијана (mg kg⁻¹)	129,67	79,44	21,08	26.988
Std. Deviation (mg kg⁻¹)	356,74	221,62	30,12	7.595,27
Минимум (mg kg⁻¹)	15	11,49	7,79	13.597,02
Максимум (mg kg⁻¹)	1475	1426	136,75	51.673,02
IQR (mg kg⁻¹)	(61,13 – 295,31)	(21,08 – 171,5)	(8,55 – 35,74)	(24.432,53 – 29.978,46)
Skewness	1,97	3,33	1,93	1,29
Kurtosis	2,93	13,22	2,86	1,71

График 17 Статистички параметри концентрације елемената (mg kg^{-1})

Према резултатима (График 17), коефицијент варијације (CV %) укупних садржаја за Ni и Cr је преко 100 %, за Co око 90 %, а најмање је за Fe. Знатне варијације елемената могу бити последица антропогеног утицаја, разлике у њиховом геолошком саставу или другим својствима земљишта.

Коефицијенти Skewness и Kurtosis показују да се дистибуција података разликује од нормалне. Skewness коефицијент је позитиван за све елементе, што значи да подаци имају десно-асиметричну (right-skewed) дистрибуцију у односу на нормалну, што је карактеристично за геохемијске податке (Reimann & Filzmoser, 2000). Kurtosis коефицијент указује да је расподела елемената издуженија у односу на нормалну расподелу.

Prema Reimann et al. (2005), ако је коефицијент варијације CV > 100 % треба извршити логаритамску трансформацију података, како би одговарала нормалној, симетричној дистрибуцији, а ако је CV између 70 і 100 %, употреба логаритамске скале ће бити информативна.

Табела 32 Вредности „background“ концентрација елемената обрачунате различитим методама

Стат.параметар/елемент	Трансф.	Ni	Cr	Co	Fe
Просек	Прир.	275,6	163,55	33,87	28616,13
	Log10	2,15	1,99	1,41	4,44
Стд. девијација	Прир.	356,74	221,62	30,12	7595,27
	Log10	0,5	0,41	0,3	0,11
Median	Прир.	129,67	79,44	21,08	26988
	Log10	2,11	1,9	1,32	4,43
MAD	Прир.	77,4	35,44	6,37	2855,16
	Log10	0,34	0,21	0,14	0,05
Mean+Sdev	Прир.	989,07	606,78	94,11	43806,67
	Antilog	1412,54	660,69	102,32	45708,82
Median+2MAD	Прир.	284,47	150,32	33,815	32698,32
	Antilog	616,59	208,93	39,81	33884,42
TIF	Прир.	646,57	343,25	63,87	38297,35
	Antilog	3162,28	891,25	109,65	40738,03

На основу података из табеле 32 може се закључити да су log-трансформисане вредности код свих елемената веће у односу на природне, што је наведено и у другим истраживањима (Reimann et al., 2005; Reimann и de Caritat, 2017). Поред тога, разлике у два облика трансформације су знатно веће код TIF методе у односу на остале.

Резултати су показали да су вредности израчунате методом [Median + 2MAD] знатно ниже него применом друге две методе. Код ове методе ефекти екстрема су незнатни, па су добијене ниже вредности „background“ вредности (Reimann et al., 2005; Ander et al., 2013; Reimann и de Caritat, 2017; Mrvić et al., 2011). Проценат узорака са мањим или једнаким садржајем ПТЕ у односу на „background“ вредности израчунате овом методом кретао се углавном од 80 до 85 % (Табела 31). Зато се код ове методе издваја доста локација са вредностима изнад граница „background“ (log-трансформација), од 15–20 % у зависности од елемента.

Метода [Mean ± 2Sd] је класична метода у којој екстремне вредности имају снажан утицај. Проценат узорака са мањим или једнаким садржајем ПТЕ у односу на вредности израчунате овом методом (log-тансформисане) кретао се углавном од 95 до 99 %. Код TIF методе „background“ вредности, тј. граница изнад које се појављују појединачне изоловане тачке на box-плоту је такође на 95-99 %, сем Ni

где је знатно виша граница добијена log- трансформацијом. Зато је број тачака са екстремно високим вредностима овим методама углавном 1–5 % узорака.

У односу на ремедијационе вредности у законској регулативи (Ni 210, Cr 380 и Co 240 mg kg^{-1}) добијене вредности методом [Median + 2MAD] су веће за Ni (око 3 пута), а другим двема методама знатно више и за Ni и за Cr.

У односу на „background“ вредности у нашој земљи, као и у свету израчунате „background“ вредности овог подручја су знатно више (Табела 33).

Табела 32 „Background“ вредности у литератури

Граничне вредности	Ni	Cr	Co
Median+2MAD	84,72	72,28	-
TIF	284,45	193,64	-
Западна Србија, Median+2MAD [2]	133,7	135,3	-
„Background“ Европа [3]	216	157	66
TIF север	99	118	31
TIF југ	167	121	45

[1] „Background“ Централна Србија (Mrvić et al., 2019)

[2] „Background“ Западна Србија (Čakmak et al., 2018)

[3] „Background“ Европа (Reimann et al., 2018)

У односу на „background“ вредности у Централној и Западној Србији и Европи израчунате „background“ вредности (log-трансформисане) су веће (Табела 33).

Пошто на истраживаном подручју постоје знатне просторне варијације у геолошком саставу, својствима и типовима земљишта, односно садржају метала, јединствене вредности нису меродавне и могу довести до прецењивања или потцењивања контаминације земљишта (Díez et al., 2009). Због тога је важно одредити геохемијске вредности на локалном нивоу, по хомогенијим целинама.

Статистичком анализом је установљено да постоје статистички значајне разлике између садржаја елемената у земљиштима на серпентинитима и осталих типова земљишта (p=0,000-0,012). Зато су издвојени узорци већине земљишта са нижим вредностима (n=116) у првој групи. У другу групу (n=33) издвојени су узорци на земљишту на серпентинитима, а поред тога и појединачни узорци са високим садржајима елемената, пре свега на псеудоглеју формираним на седиментима у непосредном окружењу серпентинских стена (График 18).

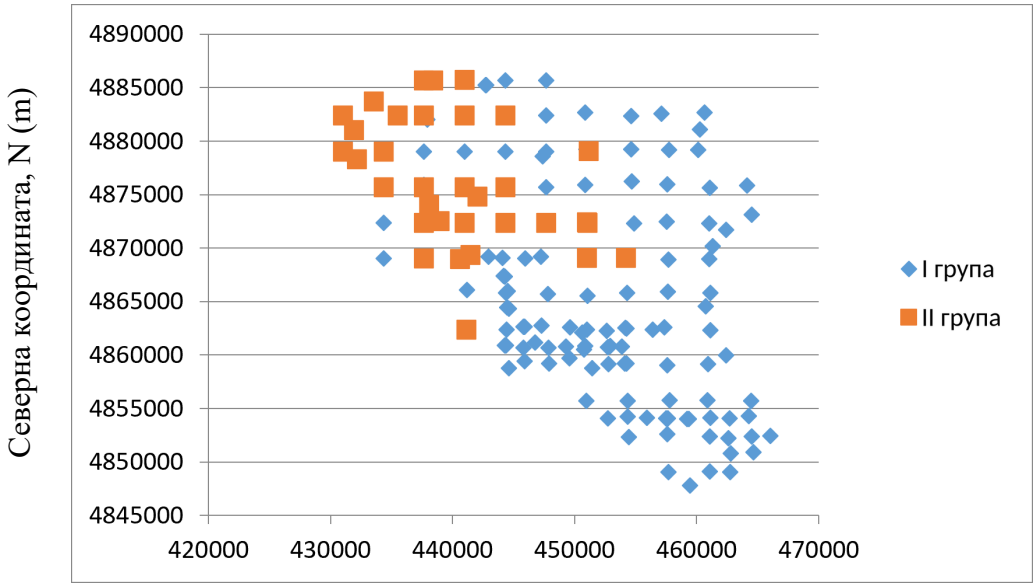


График 18 Групе са различитим „background“ вредностима

Вредности „background“ су одређене са две методе: [Median + 2MAD] и TIF. У обрачуну су коришћене природне вредности јер је CV података мањи од 100 % (Табела 34).

Табела 33 Основна статистика и „background“ вредности за 2 групе (mg kg^{-1})

Број групе	Параметар	Ni	Cr	Co	Fe
1	Просек	117,63	78,96	20,43	25730,22
n =116	Стд. девијација	88,02	49,00	7,87	4038,16
	Median	86,94	67,30	19,17	25800,00
	CV %	74,83	62,04	38,52	15,69
	MAD	49,31	24,01	3,91	2348,97
	Median + 2MAD	**185,56**	**115,32**	**26,98**	**30497,94**
	% узорака изнад Median + 2MAD	17,0	15,5	15,5	6,8
	TIF	**330,00**	**175,00**	**60,00**	**33800,00**
	% узорака изнад ТИФ	4	2,6	5,2	0,9
2	Просек	830,87	460,89	81,10	38760,54
n=33	Стд. девијација	390,29	318,45	31,89	8478,77
	Median	786,60	363,88	70,92	40023,92
	CV %	46,97	69,09	39,32	21,87
	MAD	351,40	115,88	22,43	7282,22
	Median + 2MAD	**1489,40**	**595,64**	**115,78**	**54588,35**
	% узорака изнад Median + 2MAD	0	15,0	12,0	0
	TIF	**1475,00**	**840,00**	**138,00**	**51700,00**
	% узорака изнад ТИФ	0	9,1	0	0

Поређењем података основне статистике и „background“ вредности за две групе, види се да су концентрације елемената у првој групи знатно мање него у другој, просечно за Ni, Cr и Co око 7, 6 и 4 пута. Разлике између две групе су статистички значајне за посматране елементе (p=0,000).

У односу на првобитно израчунате „background“ вредности за Ni, Cr и Co, вредности су се у првој групи знатно смањене, са методом [Median + 2MAD] за 1,8-3,3 пута, а са методом TIF око 2 - 9 пута. Вредности су испод ремедијационих вредности, сем за Ni одређен TIF методом. Вредности су приближне „background“ концентрацијама за Западну Србију за Cr, али за Ni су више. Вредности друге групе остају изнад РВ за Ni и Cr.

У првој групи се јавља 15-17 % узорака са екстремним вредностима изнад „background“ са методом [Median + 2MAD], а 3-5 % са TIF. У другој има 12-15 % екстрема са [Median + 2MAD] (сем за Ni, где је 0), а 9 % екстрема само за Cr са TIF методом (за Ni и Co је 0).

Избор „background“ вредности зависи од већег броја параметара, укључујући и социолошке и економске (Reimann и de Caritat, 2017). Метода [Median + 2MAD] је ригорознија, па се може користити за хомогене територије које су подложне знатном антропогеном загађењу. Метода TIF са вишим границама је економски повољнија, па може имати приоритет у активностима заштите животне средине, посебно где је мања антропогена активност, где постоје природна обогаћеност металима и минерална налазишта.

Локације са високим вредностима изнад „background“ треба да буду предмет даљег детаљног проучавања, како би се одредило да ли су резултат антропогеног утицаја, као и колики је степен ризика на животну околину.

5.5.2. Утицај својства земљишта на укупне садржаје ПТЕ

Реакција земљишта је једно од кључних својстава, јер утиче на већину других особина земљишта, а посредно и на понашање потенцијално токсичних елемената. Зато се анализа утицаја својстава земљишта на садржај ПТЕ започиње односом pH и адсорптивног комплекса.

На испитиваном подручју pH има високу позитивну корелацију са степеном засићености земљишта базама и средњу са садржајем размењивог калцијума, док утицај на размењиви Mg није испољен (График 16). То је последица специфичности земљишта на серпентиниту. Распадањем серпентинских минерала (антигорит, лизардит, хризотил) и оливина из матичног супстрата непрекидно се ослобађа велика количина магнезијума, који зато доминира у адсорптивном комплексу. Садржај размењивог Mg је стога условљен пре свега саставом матичне стене, а не реакцијом земљишта, и остаје висок у целом опсегу утврђених pH вредности.

Наведени односи су значајни за тумачење садржаја ПТЕ, јер pH и састав адсорптивног комплекса утичу на везивање и покретљивост ових елемената. (График 19, График 20, График 21).

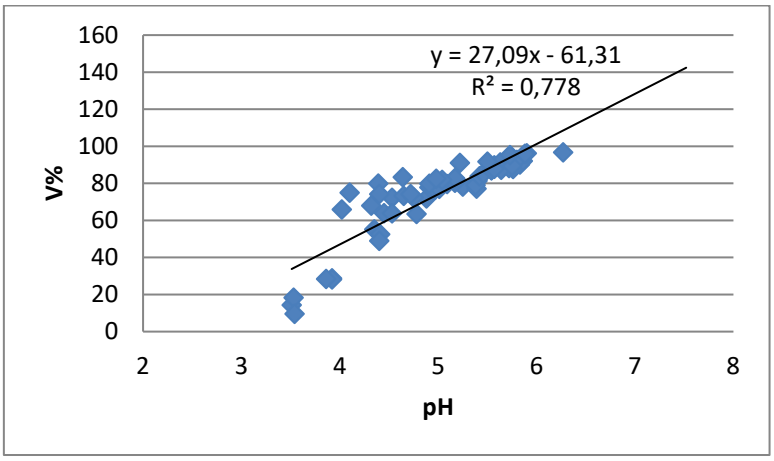


График 19 Однос pH у KCl – V %

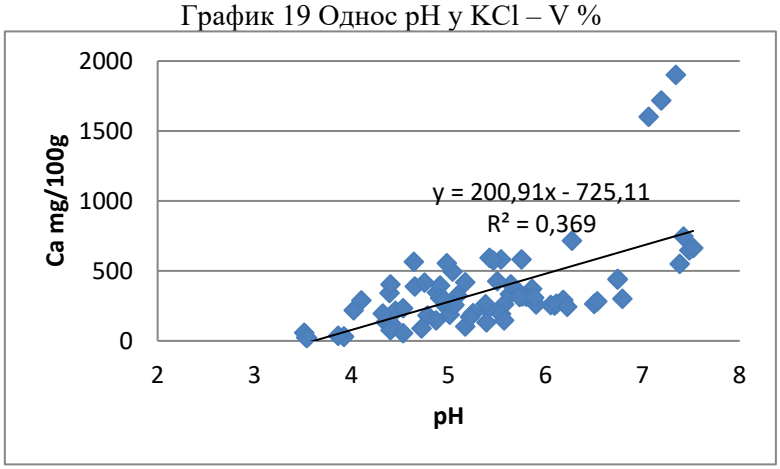


График 20 Однос pH и размењивог Ca

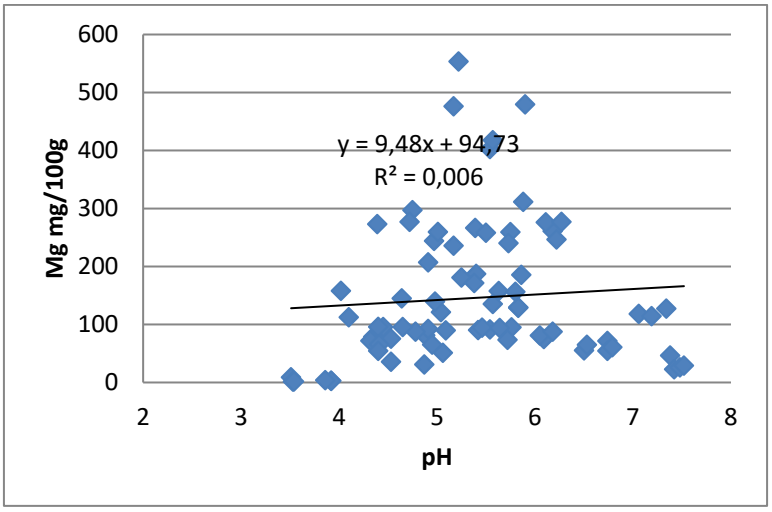


График 21 Однос pH и размењивог Mg

Капацитет адсорпције катјона (T) и сума база (S) имају високу позитивну зависност са садржајем глине (График 22).

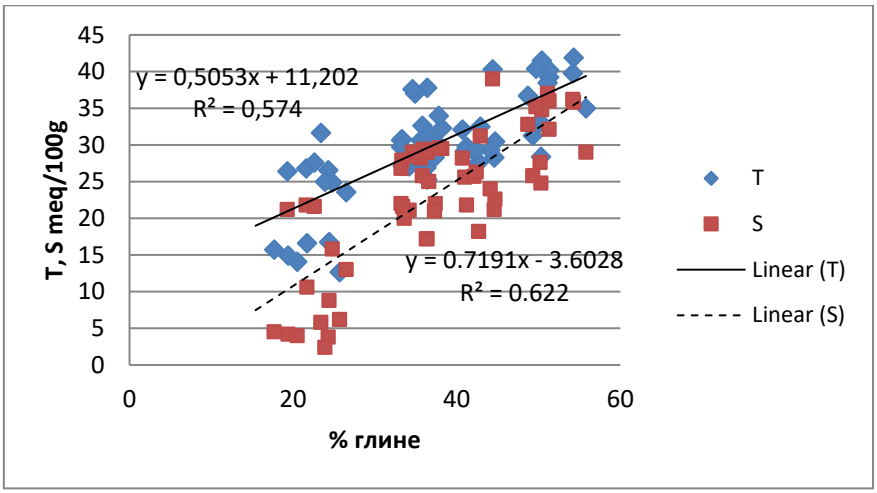


График 22 Однос садржаја глине са T и S

Анализом међусобне корелације између укупних садржаја испитиваних ПТЕ установљено је да садржај Ni има високу корелацију са Cr, Co, као и Fe (Табела 35), што указује на заједничко порекло елемената, које је претежно геохемијско (Giri и Singh, 2017; Čakmak et al., 2018). Корелација садржаја Ni (као и Cr и Co) са pH и хумусом је позитивна, али слаба, што је повезано са адсорптивним способностима земљишта. Корелација са садржајем глине је негативна, на шта утичу својства земљишта, тј. земљишта на серпентиниту, која имају највише садржаје ПТЕ, нешто су лакшег механичког састава у односу на вертисол, лувисол

и хумофлувисол, који имају мањи садржај елемената (Табела 36 Корелација садржаја Ni, Cr и Co (Pearson Correlation)).

Табела 34 Корелација садржаја Ni, Cr и Co (Pearson Correlation)

Параметри	Ni	Cr	Co
Ni	1	,871**	,971**
Co	,971**	,835**	1
Fe	,855**	,748**	,867**
pHyKCl	,293**	,207*	,207*
хумус	,396**	,464**	,419**
глина	-,160*	-0,137	-,293**

**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Претходно је констатовано да разлике укупног садржаја PTE по дубини нису статистички значајне. То потврђује и висока корелација укупног садржаја испитиваних елемената између две дубине. Регресионе зависности приказане на Графику 23 урађене су да би се утврдило у којој мери се садржај елемената у површинском слоју (0–30 cm) подудара са садржајем у слоју 30–60 cm, односно да ли постоји накнадно обогаћење површинског слоја. Висок степен слагања између два слоја указује на доминантно геохемијско (литогено) порекло Ni, Cr и Co и на одсуство значајнијег антропогеног уноса ових елемената у површински слој (Табела 35).

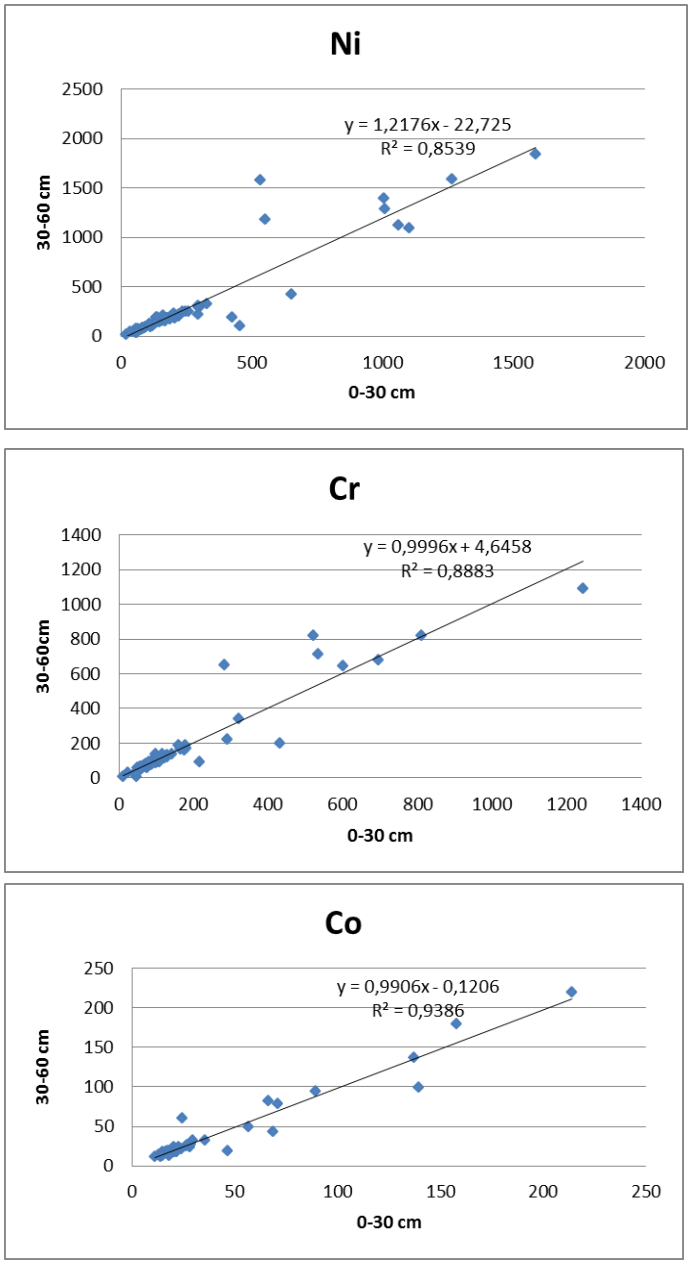


График 23 Однос садржаја испитиваних елемената између две дубине

5.5.3. Утицај својства земљишта на приступачни садржај ПТЕ

Анализирана је корелација приступачних облика ПТЕ са укупним садржајима ПТЕ, као и са најважнијим својствима земљишта које утичу на растворљивост елемената: pH, садржај хумуса и % глине и праха у два слоја земљишта

Табела 35 Корелација особина земљишта и укупних ПТЕ са приступачним ПТЕ и % приступачног, дубина 0-30 cm

	Ni pr	Cr pr	Co pr	%Ni	%Cr	%Co
pHuKCl	-0,09	-0,296*	-0,27	-0,723**	-0,341**	-0,624**
хумус	0,619**	-0,02	0,656**	0,506**	-0,15	-0,06

Прах	0,10	0,277*	0,06	0,336**	0,232*	0,10
Глина	-0,12	0,02	-0,160	0,11	0,06	0,11
Ук.глина	-0,05	0,15	-0,12	0,253*	0,16	0,15
Ni tot	0,839**	0,14	0,673**	0,05	-0,09	-0,17
Cr tot	0,955**	0,20	0,770**	0,21	-0,06	-0,06
Co tot	0,884**	0,06	0,729**	0,24	-0,18	-0,10
Fe tot	0,861**	-0,01	0,697**	0,21	-0,303*	-0,05
Cr pr	0,20	1,00	0,347*	0,21	0,719**	0,372*
Ni pr	1,00	0,20	0,792**	0,401**	-0,03	-0,03
Co pr	0,792**	0,347*	1,00	0,404**	0,08	0,473**
Fe pr	0,10	0,11	0,24	0,709**	0,08	0,460**
%Ni	0,401**	0,21	0,404**	1,00	0,18	0,333*
%Cr	-0,03	0,719**	0,08	0,18	1,00	0,478**
%Co	-0,03	0,372*	0,473**	0,333*	0,478**	1,00
%Fe	-0,18	0,06	-0,04	0,600**	0,21	0,409**

**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Табела 36 Корелација својствима земљишта и укупних ПТЕ са приступачним ПТЕ и % приступачног, дубина 30-60 cm

	Ni pr	Cr pr	Co pr	%Ni	%Cr	%Co
pHuKCl	-0,10	-0,19	-0,352*	-0,704**	-0,322**	-0,570**
хумус	-0,13	-0,319**	-0,378*	,246*	-0,20	-0,21
Прах	0,05	-0,09	0,07	,369**	0,05	0,10
Глина	-0,08	0,07	0,01	0,13	0,07	0,21
Ук.глина	-0,11	0,01	-0,01	0,263*	0,08	0,24
Ni tot	0,856**	0,363**	0,340*	-0,17	-0,15	-0,26
Cr tot	0,904**	,404**	0,388*	-0,12	-0,15	-0,21
Co tot	0,917**	0,26	0,459**	-0,06	-0,21	-0,18
Fe tot	0,851**	0,20	0,498**	-0,05	-0,311*	-0,07
Cr pr	0,430**	1,00	0,15	0,07	0,520**	-0,11
Ni pr	1,00	0,430**	0,363*	0,14	-0,08	-0,25
Co pr	0,363*	0,15	1,00	-0,02	-0,16	0,702**
Fe pr	0,09	-0,14	0,20	,631**	-0,16	0,382*
%Ni	0,14	0,07	-0,02	1,00	0,368**	0,21
%Cr	-0,08	,520**	-0,16	0,368**	1,00	-0,06
%Co	-0,25	-0,11	0,702**	0,21	-0,06	1,00
%Fe	-0,26	-0,18	-0,06	0,596**	0,04	0,320*

**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Корелација приступачних и укупних форми Ni је висока, око r=0,8** у обе дубине, а Co 0,73** у површинском и 0,459** у дубљем слоју (Табела 36, Табела 37).

Корелација приступачне и укупне форме Cr значајна је само у слоју 30–60 cm, 0,404**. Ово указује да на основу укупног садржаја Ni и Co (у површинском слоју) може релативно добро да се прогнозира приступачни садржај ових елемената у испитиваном подручју. Изостанак значајне корелације код Cr последица је тога што је овај елемент у испитиваним земљиштима претежно везан за резидуалну фракцију, у минералима отпорним на распадање, па су концентрације приступачног (DTPA екстрахованог) Cr веома ниске и близу границе детекције. Због тога његова приступачна количина не зависи од укупног садржаја, већ пре свега од реакције земљишта, редокс услова и садржаја органске материје, који контролишу прелазак Cr^{3+} у мобилнији Cr^{6+}.

Пошто су анализирана земљишта са значајно различитим садржајем елемената, одређена је корелација како апсолутних, тако и релативних вредности приступачних метала (% приступачан/укупни) са основним својствима земљишта.

Постоји значајна негативна корелација pH вредности са релативним вредностима приступачних облика свих елемената (посебно Ni и Co) у обе дубине, слично другим истраживањима (Rinklebe и Shaheen, 2014; Dragović et al., 2023).

Анализе могу указивати да хумус има позитиван утицај на процентуалну заступљеност приступачног Ni, посебно у површинском слоју. То је у складу са констатацијом да се у слабо киселим и алкалним земљиштима, мобилност ПТЕ се повећава у земљиштима са већим садржајем ОМ услед формирања растворљивих комплекса (Brümmer et al., 1983). С друге стране, органска материја земљишта може да утиче двојако на растворљивост металних јона. Хуминске киселине са металима формирају нерастворне комплексе, док фулвокиселине, које доминирају у киселим земљиштима, образују растворљиве комплексе. Поред тога, током разлагања органске материје у земљишту под утицајем микроорганизама настају органске киселине које могу да се понашају као хелатни агенси и да са никлом формирају растворљиве комплексе.

Утицај фракције праха има слаб, али значајан позитиван утицај на растворљивост Ni и Cr у слоју 0-30 cm, а само на Ni у слоју 30-60 cm. Иако се адсорпција метала на минералима глине сматра важним механизмом који контролише њихову

мобилност и приступачност у земљишту (Scheidegger et al., 1996), утицај глине на њихову расторљивост није испољен.

Да би се видео заједнички утицај основних параметара земљишта на приступачне форме елемената, одређене су једначине вишеструке регресије по слојевима (Табела 38).

Табела 37 Вишеструка регресија

Елемент и дубина	Коефицијент корелације	Једначина вишеструке регресије
Ni		
0-30	0,916**	prNi=9,392+**0,057**Ni tot**-4,017** pH+**4,712**** humus-0,067 uk. glina
30-60	0,889**	prNi=21,649+**0,032**Ni tot**-4,497** pH+2,238** humus-0,104 ukupna glina
Co		
0-30	0,796**	pr Co =0,865+**0,006Co tot****-0,137* pH+0,056 humus-0,002 ukupna glina
30-60	0,647**	pr Co =0,836+0,**003**** Co tot-0,093 *pH-0,108* humus+0,001 ukupna glina

**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Из табеле 37, види се да постоји висок, статистички веома значајан, степен зависности приступачног Ni од промена независно променљивих (Ni tot, pH, хумуса, укупне глине). Промене у садржају приступачног Ni се објашњавају са променама независно променљивих са 84 % у слоју од 0-30 cm и 79 % у дубљем слоју. Са повећањем укупног Ni за 1 mg kg^{-1} повећава се садржај приступачног Ni за 0,057, односно 0,032 mg kg^{-1} у потповршинском слоју (док се не мењају остале независно променљиве) и то повећање је статистички значајно. Укупан Ni утиче на промене приступачног са 73, односно 79 %. Такође, повећање хумуса и смањење pH утиче значајно на промене приступачног Ni, али је тај утицај мањи него укупни Ni.

Степен зависности приступачног Cr од промена независно променљивих (Cr tot, pH, хумуса, укупне глине) је значајан, али слаб (R= 0,254* у површинском слоју, а 0,496** у дубљем), па није приказан у Табели 37 .

Степен зависности приступачног Co од промена независно променљивих (Co tot, pH, хумуса, укупне глине) је висок, статистички веома значајан. Зависност укупног Co и приступачног је позитивна и износи 22 и 27 %, више у односу на друге параметре.

5.5.4. Утицај својстава проучаваних типова земљишта на хемијске форме везивања Ni, Cr и Co

Утврђена је корелациона веза између својстава земљишта (Табела 40) са садржајем различитих фракција ПТЕ.

Укупни садржај никла (сума свих фракција) има позитивну корелацију са pH у KCl (0,427**), CEC (0,505**) и укупним садржајем Fe (0,708**), а негативну са садржајем укупног песка.

Концентрације никла екстрахованог DTPA (Ni_{DTPA}) имају значајну позитивну корелацију са F1 Ni (r = 0,884**), а садржаји кобалта екстрахованог DTPA (Co_{DTPA}) са F1 Co (r = 0,436**). Корелациона зависност садржаја хрома екстрахованог DTPA (Cr_{DTPA}) са F1 Cr веома ниска и статистички без значаја.

Удео најмобилније фракције F1 Ni има позитивну корелацију са садржајем укупног песка 0,464** и садржајем органске материје (OM) 0,340*, а негативну са садржајем глине -0,43**, CEC -0,373* и укупним садржајем Fe -0,343*. F2 Ni има значајну позитивну корелацију са pH и CEC. Позитивну корелацију са pH 0,383* и садржајем глине 0,384* има F3 Ni. Фракција 4 Ni има значајну негативну корелацију са pH и CEC.

Табела 38 Корелација између својстава земљишта и фракција Ni, Cr и Co

Фрак. ПТЕ		**pHyKCl**	**OM**	**Песак укупни**	**Прах**	**Глина**	**CEC**	**Fe укупни**	**Mn укупни**
Ni	F1	0,131	0,340 *	0,464 **	−0,171	−0,43 **	−0,373 *	−0,343 *	0,029
	F2	0,715 **	0,163	−0,253	−0,02	0,296	0,613 **	0,30	0,062
	F3	0,328 *	−0,146	−0,321 *	−0,042	0,384 *	0,259	−0,159	−0,232
	F4	−0,70 **	−0,129	0,227	0,071	−0,293	−0,48 **	−0,075	0,051
Ni сума		0,427 **	0,199	−0,106	0,097	0,068	0,505 **	0,708 **	0,293
Cr	F1	−0,265	−0,182	0,379 *	−0,175	−0,334 *	−0,607 **	−0,577 **	−0,146
	F2	0,334 *	0,19	0,544 **	−0,417 **	−0,391 *	−0,277	−0,233	0,079
	F3	−0,121	0,287	0,2	0,117	−0,287	−0,152	−0,243	0,241
	F4	0,033	−0,317	−0,339 *	0,002	0,381 *	0,214	0,304	−0,246
Cr сума		0,431 **	0,369 *	−0,013	0,141	−0,06	0,508 **	0,842 **	0,451 **
Co	F1	−0,083	0,274	0,219	−0,035	−0,228	−0,34	−0,326 *	−0,098
	F2	−0,547 **	−0,115	−0,061	0,181	−0,028	0,039	0,312	0,256
	F3	0,558 **	−0,018	−0,465 **	0,167	0,435 **	0,514 **	−0,112	−0,248
	F4	0,484 **	0,011	0,083	−0,217	0,023	−0,02	−0,168	−0,172
Co сума		0,243	0,296	−0,105	0,22	0	0,460 *	0,861 **	0,451 **

**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).
*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Укупни садржај хрома (сума свих фракција) има веома значајну корелациону зависност са pH, садржајем органске материје, CEC, као и са укупним садржајем Fe и Mn (Табела 39).

Садржаји Cr у F1 има позитивну корелацију са садржајем укупног песка 0,379*, а значајну негативну корелацију са садржајем глине -0,334*, CEC -0,607** и укупним садржајем Fe -0,577**. Постоји позитивна корелација F2 Cr са pH и садржајем укупног песка, а негативна са глином и прахом (Табела 39). Удео Cr везан за F3, органску материју, нема статистички значајних разлика. У знатном делу профила концентрација Cr везаног за органску материју је већа у површинском слоју у односу на дубље слојеве, посебно у флувисолу и већини земљишта на серпентиниту, али није утврђена статистички значајна веза ни са pH, ни са осталим параметрима земљишта за ову фракцију. Удео Cr у резидуалној фракцији се повећава статистички значајно са повећањем садржаја глине (Табела 39).

Укупни садржај кобалта (сума свих фракција) такође има веома значајну везу са укупним садржајем Fe и Mn (0,861**; 0,451**). Позитивну значајну корелацију Co F3 и F4 имају са pH (0,558**; 0,484**), а Co F3 има веома значајну корелацију и са садржајем глине и CEC (0,435**; 0,514**). Значајну негативну корелацију има Co F1 са укупним садржајем Fe (-0,326*), док Co F2 са pH (-0,547**) и Co F3 са садржајем укупног песка (-0,465**). Промене садржаја Co у резидуалној фракцији су повезане са променом pH земљишта, а корелација је позитивна (Табела 39).

Секвенцијалном анализом је установљено да се просечне апсолутне вредности Ni у F1 по типовима земљишта статистички значајно разликују, најниже су у земљишту на пешчару, затим у вертисолу и у флувисолу, а највеће вредности у земљишту на серпентиниту, али између релативног удела по типовима земљишта нема статистички значајних разлика (5,42–7,18 %).

Садржај Ni у F1 је у већини профила већи од концентрације никла екстрахованих са DTPA. Изузетак су поједини узорци у флувисолу, вертисолу и земљиштима на серпентиниту, где је раствор DTPA био ефикаснији од раствора сирћетне киселине,

па је поред F1 екстрахована и одређена количина Ni из других фракција. То су углавном узорци богатији хумусом.

Добијене релативне вредности у F2 Ni на истраживаном подручју су сличне онима које су добијене при испитивању никла у F2 флувисола у Поморављу и долини реке Јасенице (22,67 - 29,21 %), док у земљиштима на подручју Рудника има просечно 18,49 % (Антић Младеновић, 2004). Такође, у многим истраживањима уобичајени удео Ni у овој фракцији је од 20 - 30 % од укупног Ni (Hickey и Kittrick, 1984; Ryan et al., 2002). Поред адсорпције и/или оклудовања метала на оксиде Fe и Mn, Ni може и да замени Fe или Mn у кристалној структури оксида (Sheila et al., 2011), па су вредности Ni у F2 знатне, што су и наше анализе потврдиле (График 9). До ослобађања метала из ове фракције долази при промени редокс потенцијала и стварања редукционих услова. При редукцији оксида Mn и Fe, ослобађају се ПТЕ и везују на разне компоненте чврсте фазе земљишта (McBride, 1989; Han и Banin, 1997, 2000). При повратку на аеробне услове долази до реоксидације оксида Mn и Fe, чиме се стварају услови за таложење и оклудовање Ni, али је коначни нето ефекат овог процеса повећање количина Ni које се екстрахују из земљишта (Van der Perk, 2006). Промена оксидо - редукционих услова може настати у флувисолу када су изложени поплавама, или у доњим деловима профила због високог нивоа подземне воде, затим у земљиштима тешког механичког састава, попут вертисола, када је дренирање воде отежано. У испитиваним земљиштима задржавање воде је углавном краткотрајно.

Вредности Ni у фракцији везаној за органску материју сличне су вредностима добијеним у другим истраживањима. Тако, Антић Младеновић (2004) наводи да су у флувисолима Поморавља просечне вредности 10,76 - 12,06 % (распон 7,21 - 15,87 %), у флувисолу реке Јасенице 6,35 %, а на планини Рудник 9,01 %. Kostić et al. (1998) су утврдили да се просечно у земљиштима на серпентиниту у Србији близу 15 % од укупног Ni јавља у фракцији везаној за органску материју. За разлику од земљишта са природним пореклом елемената, у земљиштима у којима је никл антропогеног порекла долази до повећања његовог садржаја у фракцији везаној за органску материју, уз истовремено смањивање садржаја у резидуалној фракцији (Tsadilas, C.D. et al, 2019).

Пошто резидуалну фракцију чине примарни и секундарни минерали, сулфиди, тешко растворљиви оксиди и сложена органска једињења, за које је метал у земљишту најјаче везан (Tessier et al., 1979; Narwal и Singh, 1998), високи удео Ni у овој фракцији у већини испитиваних земљишта указује да је Ni хемијски стабилан и биолошки неактиван. Слични резултати су добијени у земљиштима долине Велике Мораве - Поморавља, реке Јасенице и планине Рудник (Антић Младеновић, 2004) где је резидуална фракција Ni 46,87 - 91,29 %, на основу чега је закључено је да готово у целом подручју примарни извор загађивања није антропогена активност, већ хемијско распадање минерала (Tošić Jojević et al., 2024). Више аутора наводи да је за незагађена земљишта карактеристично високо учешће метала у резидуалној фракцији, углавном изнад 50 % (Hickey и Kittrick, 1984; Zhang et al., 2002; Andersen et al., 2002). Већи удео резидуалне фракције Ni у пешчарима (посебно у P11) утицао је на укупну негативну корелацију садржаја Ni у F4 са pH и CEC.

Добијене вредности фракција секвенцијалне анализе Cr могу показивати одређене специфичности у односу на дистрибуцију фракција Ni по типу земљишта. Хемијски облици везивања Cr у земљишту су сложенији него Ni, јер Cr може да постоји у више оксидационих стања, па има различита хемијска својства и понашање. Cr може да се оксидује или редукује, адсорбује на минералну и органску чврсту фазу, хелатира са органским лигандима или таложи као нерастворљива компонента (Marchand et al., 2010).

У најмобилнијој првој фракцији, релативне вредности Cr су знатно мање него код Ni, просечан удео по типовима земљишта је од 0,15 - 0,46 %. Хоризонтална и вертикална дистрибуција садржаја Cr је у вези са особинама земљишта и са хемијским обликом у коме се Cr налази.

У проучаваном подручју удео мобилног Cr се смањује са повећањем глине, CEC и укупним Fe, а повећава са садржајем укупног песка (Табела 39). Постоји позитивна корелација са укупним песком 0,379*, а негативна са глином 0,334*. Распоред по дубини је доста уједначен (График 10). Shaheen и Rinklebe (2014) наводи да Cr везан за аморфне гвожђе оксиде има негативну корелацију са глином и резидуалном фракцијом, а позитивну са CEC, OM, а са кристалним гвожђе оксидима позитивну

са SOC, а негативну са pH. Садржај хрома је нижи него Ni у истој фракцији, јер је основни механизам везивања хрома за оксиде Mn и Fe адсорпција, којој подлежу и шестовалентни и тровалентни јони хрома (Hooda, 2010), а не учествује у изоморфној замени Mn или Fe у оксидима, за разлику од никла (Mishra et al., 2019). Хром у фракцији везаној за оксиде Mn и Fe може се сматрати потенцијално приступачним, посебно ако се ради о шестовалентном јону, али према његовом понашању у земљишту, може се претпоставити да Cr у редуктивној фракцији не представља значајан извор приступачних количина (Zulfiqar et al., 2023; Антић Младеновић, 2004).

Учешће Cr везаног за органску материју у испитиваним земљиштима има већи удео у односу на онај везан за Fe и Mn оксиде, што потврђује и истраживање Антић Младеновић (2004) за флувисол, мада су вредности ниже.

Концентрације Cr у резидуалној фракцији су веће у односу на Ni, јер се Cr налази у минералима отпорнијим на распадање. Такође, због ужег распона pH и Eh вредности земљишта у којима је Cr мобилан, његова заступљеност у резидуалној фракцији је виша од заступљености Ni (Hooda, 2010). Сличне вредности су добијене и другим истраживањима на незагрђеним земљиштима (Pushkar et al., 2021; Ao et al., 2022; Kapoor et al., 2022; Oyewumi et al., 2025).

Удео Co у F1 по дубини углавном опада, или је уједначен, сем P5, вертисол, где је највећи у најдубљем слоју. Мобилна фракција има негативну корелацију са укупним Fe. Утицај осталих параметара који утичу на мобилност и адсорпцију Co у земљишту није испољен. Адсорпција Co^{2+} је комплексна и зависи од особина земљишта, pH услова, редокс потенцијала, присуства комплементарних катјона (нарочито Ca и Mg) и концентрације хелатних и комплексирајућих агенаса (Kim et al., 2006; Krupka и Serne, 2002). Стога садржаји мобилних форми Co могу да варирају. Rinklebe и Shaheen (2017) наводе да је у различитим типовима земљиштима широк распон мобилног Co у F1. На основу обимне базе података о земљишту за Енглеску и Велс (Suttle, 2010), установљено је да је укупни садржај Co (5–24 mg kg^{-1}), а биорасположиви (екстракт сирћетне киселине) између 3 и 13 %. Слични су резултати и у другим истраживањима (Mitrović et al., 2021). У случају проучаваних земљишта однос F1 Co са Co_{DTPA} може указивати да DTPA

екстраховани није могао да екстрахује значајне делове мобилне F1 Co у већини испитиваних земљишта. Изузетак су два узорка (Табела 25) где су веће концентрације Co_{DTPA}, а имају истовремено и више Ni и Cr екстрахованог DTPA. Rinklebe и Shaheen (2017) су такође установили мање вредности Co_{DTPA} у односу на F1 у већини испитиваних земљишта.

Удео Co везан за хидроксиде Fe и Mn је висок и има негативну значајну корелацију са pH у KCl (- 0,547**). Апсолутне вредности F2 Co имају позитивну значајну корелацију са укупним садржајем Fe и Mn (0,833**; 0,420**). Снажна веза између Co и оксихидроксидних минерала настаје преко површинске оксидације Co^{2+} до Co^{3+}, са накнадном инкорпорацијом у структурна слободна места, или површинским таложењем у облику хидроксилних чврстих материја (Kay et al., 2001; Wendling et al., 2008; Li et al., 2001; Jović et al., 2017; Smičiklas et al., 2015). Пошто су облици Co^{3+} мање растворљиви, биорасположивост Co је у великој мери повезана са реакцијом Co^{2+} и његових једињења (органске и неорганске форме) у земљишту, као и степеном оксидације Co^{2+} до Co^{3+} на минералним површинама Mn оксида, што је важан процес за смањење његове мобилности и биодоступности у земљишту (Li et al., 2001; Jović et al., 2017).

Високи удео Co у редуктивној фракцији констатован је и у другим истраживањима. Jarvis (1984) наводи да су значајне концентрације Co у земљиштима повезане са Mn оксидима, а Tashakor et al. (2017) на земљиштима на серпентиниту. Истраживањима је утврђено да кобалт (Co) има висок афинитет према манган-оксидној (Mn-оксидној) фракцији земљишта, што сугерише да се метал не може лако испрати и стога није лако преносив у животну средину под амбијенталним условима. Rinklebe и Shaheen (2017) наводе да је у различитим типовима земљишта удео редуктивне фракције Co променљив, од 0 до 51,3 %. Jović et al. (2017) наводе да је у неконтаминираним узорцима земљишта већина Co^{2+} јона (32,2–71,0 %) била акумулирана у редуктивној фази, док су значајне количине пронађене у резидуалној фази, као и у органској фази.

Удео Co везан за органску материју варира по дубини (График 11). Са повећањем pH вредности, глине и CEC значајно се повећава проценат Co у овој фракцији. Сличне односе је добио и Rinklebe и Shaheen (2017). Ниски проценат мобилних и

оксидибилних фракција је карактеристичан за земљишта на серпентиниту (Tashakor et al., 2017). Анализом распореда Co по фракцијама се може закључити да фракције F1 и F3 имају релативно низак удео, а да је повећање F2 на рачун смањења резидуалне фракције.

5.5.5. Индекс за процену ризика биодоступности и мобилности Ni, Cr и Co (RAC)

У прилог наведеним чињеницама да су Ni, Cr и Co у проучаваним земљиштима реке Чемернице првенствено природног порекла су и добијене процене степена контаминације. Према коду процене ризика биодоступности (RAC) у већини анализираних узорака је ниска биодоступност Ni, Cr и Co. Параметар (RAC) за Ni показује средњи ризик биодоступности само у једном профилу вертисола у доњем делу слива у близини улива Чемернице у Западну Мораву и на земљиштима на пешчару у једном профилу у горњем делу слива реке. У овом профилу (RAC) за Co показује да постоји средњи ризик биодоступности, док у свим осталим биодоступност Co је ниског ризика као и осталих елемената.

5.5.6. Утицај садржаја ПТЕ у земљиштима на садржај у биљкама

5.5.6.1. Транслокациони фактор Ni, Cr и Co у биљкама

Вредности транслокационог фактора Ni су у опсегу од 0,08 до 3,34. Већином су испод 1, што говори о малој способности биљака да транслоцирају Ni из корена у надземни део.

Најниже вредности TF има *Cichorium intybus* на свим земљиштима (0,25–0,31). Корен *Cichorium intybus* је вишегодишњи, вретенаст и задебљао, са секундарним кореновима, који расту и до 50 cm у дубину (Ranđelović, 2015). У корену *Cichorium intybus* се складиште резервне материје и снажно везују елементи, па се мањи део Ni транспортује до надземног дела. Поред *Cichorium intybus* и *Hypericum perforatum* такође има ниже вредности TF на земљишту на серпентиниту. Остале биљке имају веће вредности, али углавном само у трећем термину узорковања (у мају 2021.) изнад 1. То указује да су услови за транспорт Ni из корена у надземни део били повољнији друге године у односу на претходну годину. Познато је да се током вегетације мења садржај елемената у биљкама, тако што у пролеће корен снажно усваја елементе због топлијег времена и киселије реакције, током лета се

интензивније транспортују у стабљике и лишће, а у јесен се акумулирају у семенкама и повлаче у корен (Mickovski Stefanović, 2012)

Иако се биљка *Odontarrhena chalcidica* на земљишту на серпентиниту издваја као хиперакумулатор (Branković i sar., 2018), у овом истраживању је значајна концентрација Ni акумулирана у корену биљке, тако да се TF код биљке *Odontarrhena chalcidica* значајно не издваја у односу на друге биљке (сличан је као код *Thymus pulegioides*).

Транслокациони фактор Cr је 0,03–1,46. У свим случајевима је испод 1, осим у *Achillea millefolium* на земљишту на серпентиниту, у 3. термину узорковања. *Cichorium intybus* има најмање вредности TF, просечно 0,07–0,19, слично и *Hypericum perforatum*, *Achillea millefolium* и *Mentha longifolia* од 0,15 до 0,63, а *Odontarrhena chalcidica* и *Thymus pulegioides* око 0,30.

Транслокациони фактор Co је 0,05–4,01. Већином су вредности испод 1. Најмање вредности су такође код *Cichorium intybus* (0,09–0,29) и *Hypericum perforatum* на земљишту на серпентиниту (0,32), а највеће код *Mentha longifolia* и *Odontarrhena chalcidica*. Код *Cichorium intybus* и *Hypericum perforatum* су вредности по терминима узорковања уједначеније, док су код осталих биљака у трећем термину узорковања вредности углавном изнад 1, што говори о већој покретљивости елемента у биљкама.

Међутим, иако је транслокациони фактор проучаваних елемената обично највећи у мају 2021., концентрације елемената у надземном делу биљака су углавном најниже у овом термину, на нивоу који није штетан за биљке.

Разлике просечних TR по типовима земљишта не показују одређену законитост (Табела 40).

Табела 39 Транслокациони фактори елемената

Елемент	Датум	*Mentha longifolia*			*Achillea millefolium*			*Cichorium intybus*			*Hypericum perforatum*	*Odontarrhena chalcidica*	*Thymus pulegioides*
		OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-2	OG.P-2	OG.P-2
Ni	30.06.2020.	0,55	0,84	1,25	0,28	0,20	0,56	0,19	0,33	0,27	0,35	0,40	0,25
	2.09.2020.	0,83	0,78	0,34	0,43	0,66	0,59	0,64	0,35	0,20	0,52	0,48	0,76
	11.05.2021.	3,34	1,12	0,60	0,49	1,40	1,16	0,10	0,08	0,38	-	2,52	1,60

Елемент	Датум	*Mentha longifolia*			*Achillea millefolium*			*Cichorium intybus*			*Hypericum perforatum*	*Odontarrhena chalcidica*	*Thymus pulegioides*
		OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-2	OG.P-2	OG.P-2
	средина	1,57	0,91	0,73	0,40	0,75	0,77	0,31	0,25	0,28	0,44	1,14	0,87
Cr	30.06.2020.	0,66	0,72	0,88	0,15	0,08	0,22	0,10	0,06	0,21	0,22	0,51	0,12
	2.09.2020.	0,15	0,32	0,15	0,11	0,38	0,28	0,33	0,13	0,05	0,07	0,11	0,73
	11.05.2021.	0,08	0,85	0,37	0,21	1,46	0,66	0,15	0,03	0,17	-	0,27	0,13
	средина	0,30	0,63	0,47	0,15	0,64	0,39	0,19	0,07	0,14	0,14	0,30	0,32
Co	30.06.2020.	0,78	1,66	1,04	0,28	0,20	0,30	0,13	0,11	0,29	0,41	0,66	0,20
	2.09.2020.	0,29	0,48	0,24	0,32	0,55	0,57	0,53	0,12	0,13	0,55	0,62	0,92
	11.05.2021.	4,01	2,99	0,52	0,37	3,18	1,62	0,20	0,05	0,35	-	3,49	1,65
	средина	1,69	1,71	0,60	0,32	1,31	0,83	0,29	0,09	0,25	0,48	1,59	0,92

5.5.6.2. Биоконцентрациони и биоакумулациони фактор

Однос елемената у биљци и укупних садржаја у земљишту анализиран је преко фактора: биоконцентрациони фактор (BCF), који омогућава процену способности корена да акумулира метале из земљишта, и биоакумулационог фактора (BAF), за процену акумулације надземног дела биљке.

Просечне вредности BAF и BCF свих елемената су испод 1 за већину биљака, што говори о релативно малој способности усвајања и акумулације метала у биљци. Изузетак је биљка *Odontarrhena chalcidica* на земљишту на серпентиниту, која акумулира знатне количине Ni како у корену (BCF око 3), тако и у надземном делу (BAF 1,42).

Поређењем BAF и BCF код три биљне врсте – *Mentha longifolia*, *Achillea millefolium* и *Cichorium intybus* – по типовима земљишта уочава се да су вредности оба фактора највеће на земљишту на пешчарима, а ниже и сличне у земљишту на серпентинитима и хумофлувисолу. Земљиште на пешчарима има најнижи укупан садржај Ni, Cr и Co, лакшег је механичког састава и јако киселе реакције, што утиче на већу растворљивост елемената, лакше усвајање кореном и транспорт у надземни део (Kabata Pendias, 2011). С друге стране, хумофлувисол, а посебно земљишта на серпентиниту, имају висок садржај елемената, али се процентуално мањи део акумулира у биљкама. Поред тога, због слабо киселе до неутралне реакције растворљивост елемената је мања, а тиме и доступност за биљке (Rinklebe и Shaheen, 2014). Резултати могу указивати да биоакумулациони фактор није

директно повезан са укупним садржајем елемената у земљишту, већ на његове вредности утичу својства земљишта, од којих зависе мобилност и приступачност елемената.

Поређењем акумулације елемената у надземном делу свих шест биљних врста на земљишту на серпентиниту види се да садржај релативно мало варира, осим код биљке *Odontarrhena chalcidica*, где је акумулација Ni и Co знатно виша. Може се рећи да је у надземном делу *Cichorium intybus*, *Hypericum perforatum* и *Thymus pulegioides* нижи BAF у односу на остале биљке на овом типу земљишта (Табела 41).

Табела 40 Биоконцентрациони и биоакумулациони фактори (укупан садржај ПТЕ, просечне вредности)

Елемент	**Фактор**	***Mentha longifolia***			***Achillea millefolium***			***Cichorium intybus***			***Hypericum perforatum***	***Odontarrhena chalcidica***	***Thymus pulegioides***
		OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-2	OG.P-2	OG.P-2
Ni	BAF	0,48	0,08	0,06	0,31	0,06	0,07	0,21	0,02	0,03	0,03	1,42	0,04
	BCF	0,46	0,09	0,09	0,92	0,14	0,11	0,89	0,08	0,10	0,08	3,10	0,09
Cr	BAF	0,15	0,05	0,04	0,07	0,03	0,04	0,06	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02
	BCF	0,46	0,09	0,09	0,52	0,13	0,13	0,30	0,11	0,12	0,07	0,10	0,08
Co	BAF	0,07	0,05	0,03	0,06	0,04	0,04	0,03	0,01	0,02	0,01	0,08	0,02
	BCF	0,07	0,05	0,06	0,19	0,10	0,08	0,12	0,07	0,07	0,02	0,05	0,05

Израчунати су и биофактори у односу на приступачне облике елемената у земљишту (F1, I термин испитивања, BAF1, BCF1).

Табела 41 Биоконцентрациони и биоакумулациони фактори (приступачне форме, просечне вредности)

Елемент	**Фактор**	***Mentha longifolia***			***Achillea millefolium***			***Cichorium intybus***			***Hypericum perforatum***	***Odontarrhena chalcidica***	***Thymus pulegioides***
Локација		OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-2	OG.P-2	OG.P-2
Ni	BAF1	5,07	1,40	1,39	6,09	0,70	0,97	4,18	0,35	0,27	0,63	38,40	0,82
	BCF1	9,24	1,68	1,11	21,64	3,50	1,72	22,09	1,04	1,03	1,78	95,34	3,24
Cr	BAF1	112,42	67,25	10,79	43,68	12,51	4,58	13,90	6,23	1,95	12,10	17,41	14,19
	BCF1	170,99	92,99	12,32	298,18	150,78	20,88	139,65	98,24	9,41	54,20	33,93	122,86

Елемент	Фактор	*Mentha longifolia*			*Achillea millefolium*			*Cichorium intybus*			*Hypericum perforatum*	*Odontarrhena chalcidica*	*Thymus pulegioides*
Локација		OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-1	OG.P-2	OG.P-3	OG.P-2	OG.P-2	OG.P-2
Co	BAF1	0,68	1,10	0,87	0,66	0,41	0,42	0,17	0,08	0,22	0,13	0,53	0,24
	BCF1	0,88	0,66	0,84	2,33	2,03	1,40	1,33	0,79	0,78	0,32	0,81	1,20

Анализом биофактора (на основу приступачних форми) види се да се такође издваја биљка *Odontarrhena chalcidica* по високој способности акумулације Ni (BAF1 38,4 и BCF1 95,34) (Табела 42).

Поређењем биофактора код три биљне врсте – *Mentha longifolia*, *Achillea millefolium* и *Cichorium intybus* – по типовима земљишта запажа се да су вредности за Ni и Cr највеће на земљишту на пешчарима, а ниже и углавном сличне у земљишту на серпентинитима и хумофлувисолу. За Co ова констатација не важи, вредности по типовима земљишта су уједначеније. Резултати показују да се ни на основу приступачног садржаја елемената у земљишту не може добро прогнозирати акумулација у биљци, већ је потребно укључити и својства земљишта важне за мобилност елемената (pH, гранулометријски састав, садржај хумуса, хемијске форме елемената). Вредност BCF1 је за сва три елемента већа него BAF1, осим за Co код *Mentha longifolia*.

Средње вредности у свим биљкама за BAF1 и BCF1 су: за Ni 5,02 и 13,62; за Cr 26,42 и 100,37; за Co 0,46 и 0,11.

5.5.6.3. Однос садржаја елемената у биљци и воденом екстракту

Анализом корелације установљен је однос између садржаја елемената у биљци и у воденом екстракту (График 24, График 25). Уочава се да је корелација позитивна, висока за Ni, а средња за Co, што указује на могућност прогнозе садржаја у воденом екстракту на основу укупних концентрација елемената.

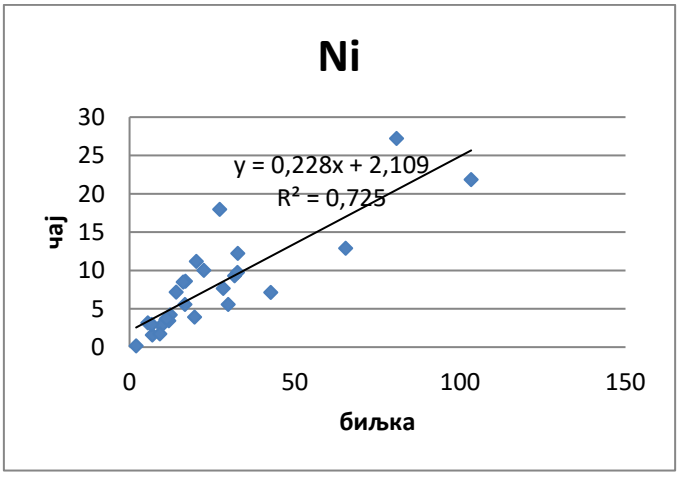


График 24 Однос садржаја Ni у биљци и воденом екстракту (mg kg⁻¹)

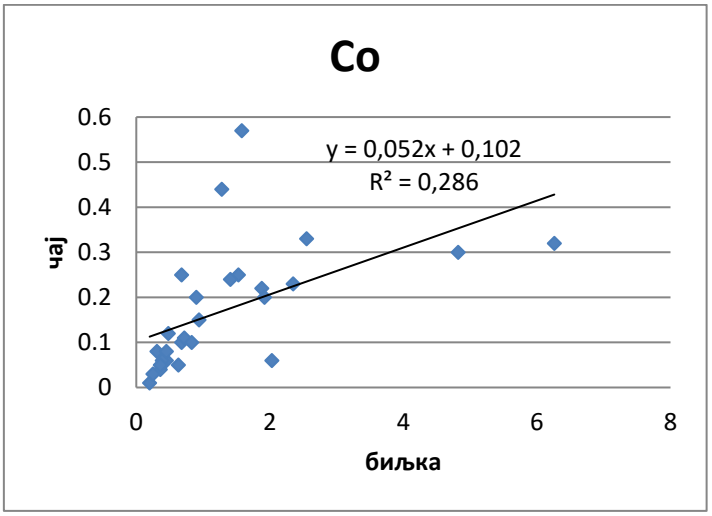


График 25 Однос садржаја Co у биљци и воденом екстракту (mg kg⁻¹)

5.5.7. Индекси загађења

Процена степена контаминације и потенцијалног ризика површинских слојева земљишта потенцијално токсичним елементима (Ni, Cr и Co), као и потенцијални ризик на здравље човека извршена је применом више геохемијских индекса: индекса еколошког ризика (Ei) и укупног еколошког ризика (RI), фактора обогаћења (EF), геоакумулационог индекса (Igeo) и индекса здравственог ризика (HI).

При обрачуну индекса коришћена је „background“ вредност израчуната методом Median+2MAD, којом се у односу на друге методе добијају најниже вредности, како би се потенцијални ризик од загађења овим елементима и евентуални антропогени утицај више испољио.

За израчунавање су коришћене две „background“ вредности за две групе земљишта обрачунате по хомогеним целинама (Табела 43). Једна целина представља групу земљишта са нижим садржајем, а друга са вишим садржајем ПТЕ.

Табела 42 „background“ вредности по групама (mg kg^{-1})

Узорци земљишта	**Параметар**	**Ni**	**Cr**	**Co**	**Fe**
I група (n=116)	Median+2MAD	185,56	115,32	26,98	30497,94
II група (n=33)	Median+2MAD	1489,40	595,64	115,78	54588,35

5.5.7.1. Индекси еколошког ризика Ei и укупног еколошког ризика (RI)

Израчунати индекси еколошког ризика (Ei) за Ni, Cr и Co ниски су у обе групе, где су максималне вредности испод 40, што значи да проучавано подручје има потенцијално низак еколошки ризик (Табела 44).

Индекс укупног еколошког ризика (RI) настаје збиром појединачних индекса еколошког ризика појединачних елемената, у овом случају Ni, Cr и Co. Максимална вредност RI је у обе групе знатно испод 65 (горња граница ниског ризика), што такође потврђује да је на испитиваном подручју низак еколошки ризик.

Табела 43 Максималне вредности Ei и RI за испитиване елементе

Узорци земљишта	**Ei Ni**	**Ei Cr**	**Ei Co**	**RI**
I група (n=116)	12,24	5,97	9,24	24,59
II група (n=33)	4,95	4,79	5,91	15,65

5.5.7.2. Фактор обогаћења (Enrichment factor – EF)

Фактор обогаћења представља степен антропогеног утицаја на повећање садржаја појединог полутанта (Hu et al., 2013).

Израчунат је EF на основу две „background“ вредности обрачунате по хомогеним целинама. У првој групи максималне вредности EF за Co (1,75) су испод 2 (граница ниског обогаћења), а за Ni претежно испод 2 (максимум 2,08), што указује да је порекло ових елемената доминантно геохемијско. EF за Cr такође указује на доминантно геохемијско порекло, осим у једном узорку са средњим степеном обогаћења хромом (максимум 3,10), који одговара флувисолу у горњем току Дичине. У другој групи максималне вредности EF за Ni (1,23) и Co (1,35) су испод

2, док Cr достиже 3,08 са умереним обогаћењем. Просторна расподела EF за Ni и Cr приказана је на слици 10 и слици 11.

Табела 44 Максималне вредности EF за испитиване елементе

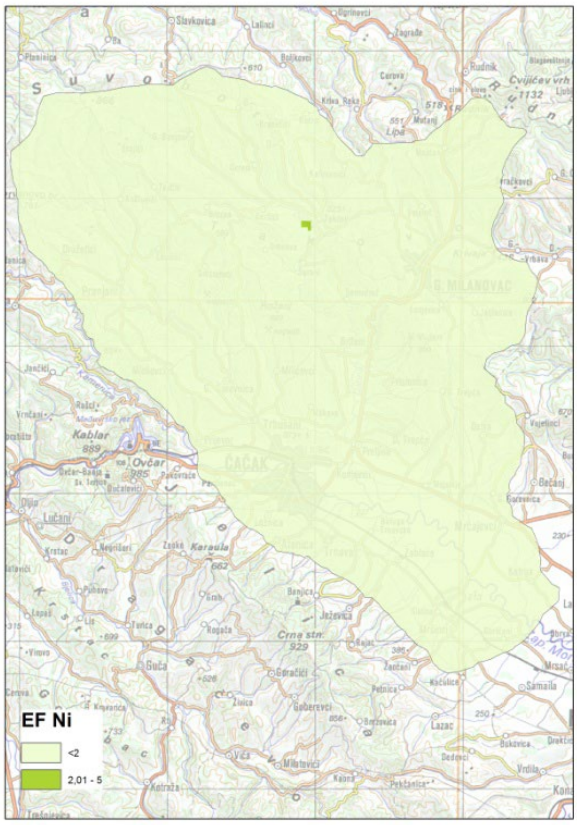
Узорци земљишта	**EF Ni**	**EF Cr**	**EF Co**
I група (n=116)	2,08	3,10	1,75
II група (n=33)	1,23	3,08	1,35

Табела 45 Расподела земљишта по класама фактора обогаћења EF (проценат земљишта, n = 149)

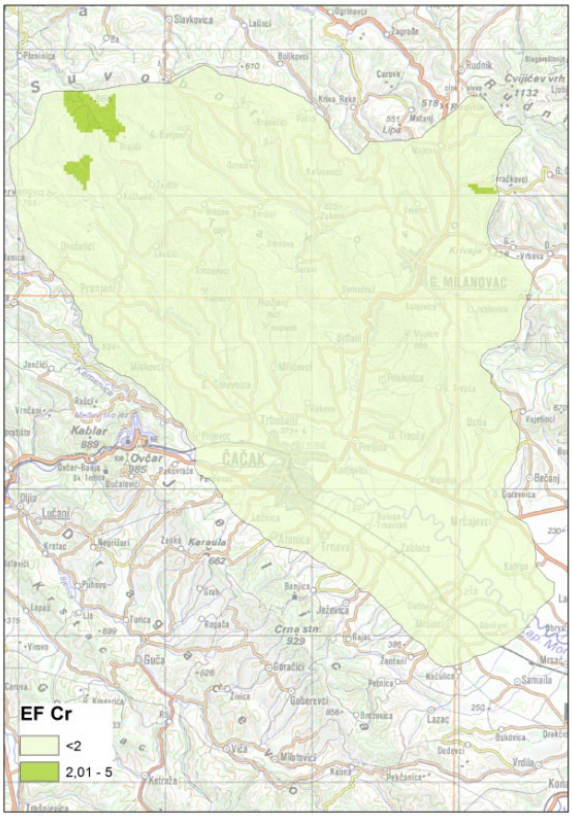
EF	**Категорија**	**Ni**	**Cr**	**Co**
< 2	Незагађено	98,66	97,32	100,00
2–5	Умерено обогаћење	1,34	2,68	0,00

Највећи део анализираних земљишта припада класи незагађеног земљишта (EF < 2): 98,66 % за Ni, 97,32 % за Cr и 100 % за Co. Умерено обогаћење ($2 \leq EF < 5$) јавља се у свега 1,34 % земљишта за Ni и 2,68 % за Cr, док за Co није заступљено (Табела 45, Табела 46). Више класе ($EF \geq 5$) нису забележене.

Умерено обогаћење хромом у појединачним узорцима највероватније је последица природне хетерогености земљишта и геолошког супстрата, а не антропогеног уноса, будући да су и остали параметри (низак Ei, ниже класе Igeo) у сагласности са геохемијским пореклом.



Слика 10 Картографски приказ просторне расподеле фактора обогаћења (EF) никлом (Ni)



Слика 11 Картографски приказ просторне расподеле фактора обогаћења (EF) хромом (Cr)

5.5.7.3. Геоакумулациони индекс

Геоакумулациони индекс омогућава поређење тренутних концентрација испитиваних елемената са њиховим природним, односно „background“ вредностима (Müller, 1969).

Такође су коришћене две „background“ вредности за два дела подручја истраживаног слива.

За већину земљишта вредности Igeo су испод 0, што указује на практично незагађено земљиште. У првој групи максималне вредности износе 0,71 за Ni, 0,99 за Cr и 0,30 за Co, при чему свега неколико узорака прелази 0 (Ni 8, Cr 7 и Co 3 узорка) (Табела 47). У другој групи све вредности за Ni и Co су испод 0, док Cr достиже 0,67 у три узорка. Све позитивне вредности припадају категорији од незагађеног до умерено загађеног земљишта; највиша је за Cr (≈ 0,99), у флувисолу у горњем току реке Дичине (према Руднику). Просторна расподела Igeo за Ni, Cr и Co приказана је на сликама 12, 13 и 14..

Табела 46 Максималне вредности Igeo за испитиване елементе

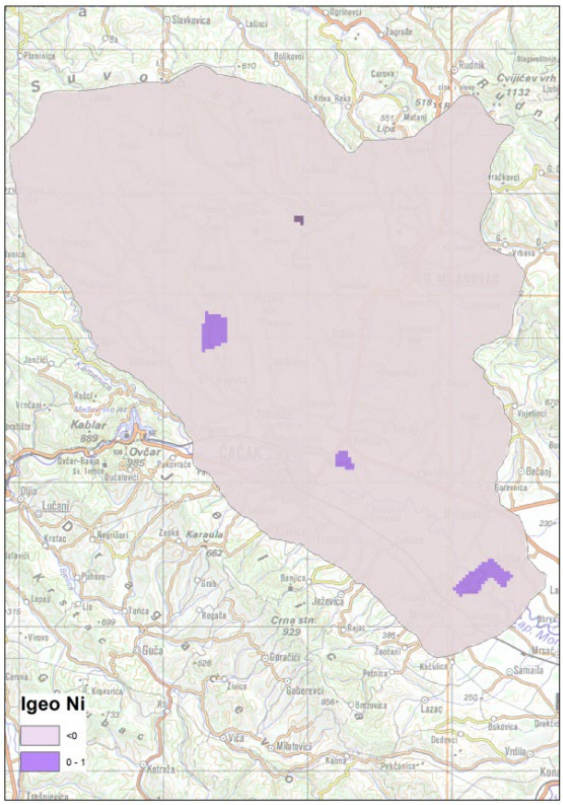
Узорци земљишта	**Igeo Ni**	**Igeo Cr**	**Igeo Co**
I група (n=116)	0,71	0,99	0,30
II група (n=33)	−0,60	0,67	−0,35

Табела 47 Расподела земљишта по класама геоакумулационог индекса Igeo (проценат узорака, n = 149)

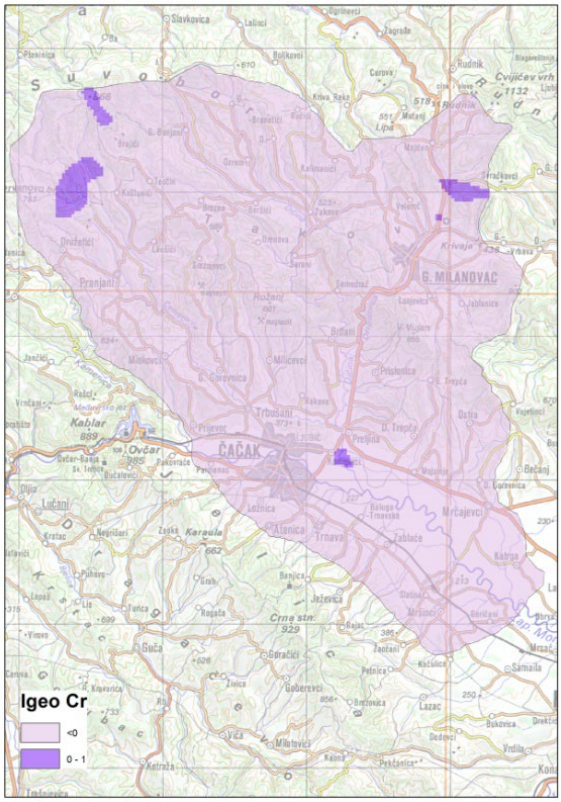
Igeo	**Категорија**	**Ni**	**Cr**	**Co**
≤ 0	Практично незагађено	94,63	93,29	97,99
0–1	Незагађено до умерено	5,37	6,71	2,01

Према Igeo, највећи део земљишта је практично незагађен (Igeo ≤ 0): 94,63 % за Ni, 93,29 % за Cr и 97,99 % за Co (Табела 48). Преостали узорци припадају класи од незагађеног до умерено загађеног земљишта (0 < Igeo ≤ 1): 5,37 % за Ni, 6,71 % за Cr и 2,01 % за Co. Ниједан узорак не прелази вредност Igeo = 1.

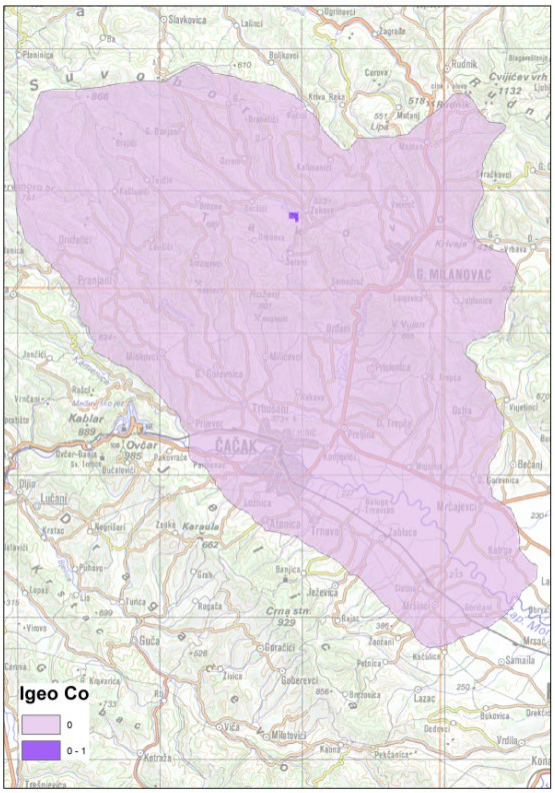
Ниске до умерене вредности Igeo за Ni, Cr и Co, у комбинацији са ниским Ei и EF, потврђују да су ови елементи претежно литогеног порекла, везани за серпентинитски супстрат истраживаног слива и суседних токова централне Србије.



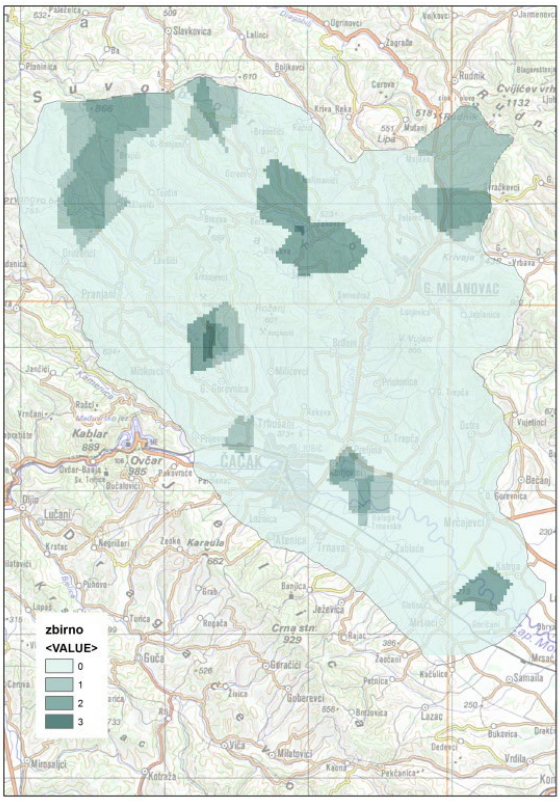
Слика 12 Картографски приказ просторне расподеле Igeo за Ni



Слика 13 Картографски приказ просторне расподеле Igeo за Cr



Слика 14 Картографски приказ просторне расподеле Igeo за Co



Слика 15 Збирни картографски приказ свих геохемијских индекса (Ni, Cr и Co) на испитиваном подручју

На збирном картографском приказу свих индекса (Слика 15) виде се поједине локације где постоји потенцијално загађење, али је оно мало до умерено. Посебно се издваја неколико земљишта: земљиште на пешчару и вертисол у околини Калиманића, Таково; вертисол изнад Горње Горевнице; флувисол код Катрге. Приказане локације би могле да буду предмет даљег мониторинга.

5.5.8. Индекс здравственог ризика

Индекс здравственог ризика процењен је за неканцерогени ризик по здравље одраслих особа, путем ингестије (уноса) земљишта, према методологији USEPA.

Коришћени су стандардни USEPA параметри изложености за одрасле (IngR = 100 mg/дан, EF = 350 дана/год, ED = 24 год, BW = 70 kg) и оралне референтне дозе RfD: Ni 0,02, Cr^{6+} 0,003 и Co 0,0003 mg kg^{-1}/дан.

За највећи број земљишта (96,64 %) укупни индекс опасности HI је испод 1, што указује на одсуство значајног неканцерогеног ризика. Просечна вредност HI износи 0,25, а максимална 1,30. Свега 3,4 % земљишта незнатно прелази вредност 1. Доминантан допринос ризику даје кобалт (просечно око 67 %), затим хром (око 27 %) и никл (око 6 %), што је последица ниске референтне дозе за кобалт. Максималне појединачне вредности HQ износе 0,10 за Ni, 0,65 за Cr и 0,62 за Co, све је испод 1 (Табела 49). Просторна расподела HI приказана је на слици 16.

Табела 48 Показатељи здравственог (неканцерогеног) ризика за одрасле, пут ингестије

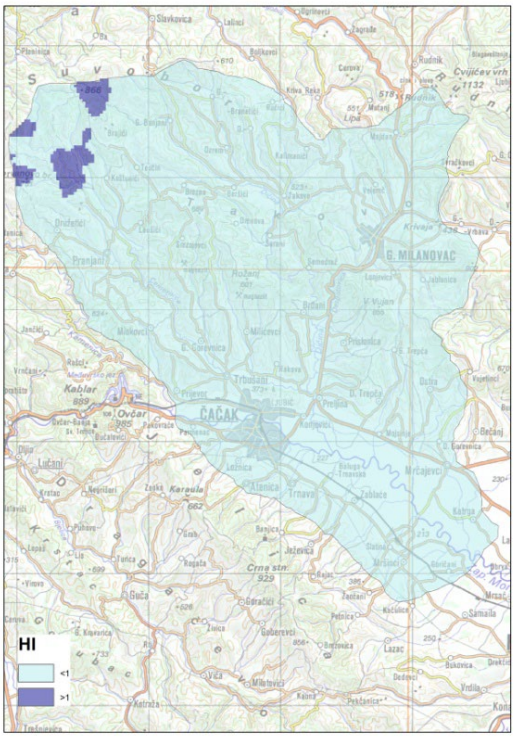
Параметри	**HQ Ni**	**HQ Cr**	**HQ Co**	**HI**
Просечна вредност	0,019	0,075	0,155	0,248
Максимум (по колони)	0,101	0,651	0,624	1,302

Табела 49 Расподела земљишта по класама укупног индекса опасности HI (n = 149)

HI	**Категорија**	**Проценат (%)**
< 1	Нема ризика	96,64
≥ 1	Могући ризик	3,36

Пет узорака у којима HI незнатно прелази 1 одговара узорцима са највишим садржајем испитиваних елемената, претежно у земљиштима на серпентинитском супстрату, па се и овај гранични ризик пре може приписати природно повишеном геохемијском фону него антропогеном загађењу (Табела 50). Тиме се објашњава да

Ni, Cr и Co на проучаваном подручју не представљају значајан неканцерогени здравствени ризик за одраслу популацију путем ингестије (Слика 16).



Слика 16 Картографски приказ просторне расподеле индекса здравственог ризика (HI)

Резултати свих примењених индекса дају међусобно сагласну слику. Ниске вредности индекса еколошког ризика, фактора обогаћења (претежно у опсегу природних концентрација) и геоакумулационог индекса (претежно испод 0) заједно могу указивати да Ni, Cr и Co на проучаваном подручју потичу доминантно из геохемијског (литогеног) извора, а не из антропогених активности. Ове тврдње додатно поткрепљује изражена међусобна корелација Ni, Cr и Co, као и њихова корелација са Fe и Mn, што је типичан геохемијски опис ултрамафитског (серпентинитског) супстрата (Rinklebe et al., 2016).

Истраживано подручје слива Чемернице и суседних токова централне Србије налази се под утицајем серпентинитских стена, које се природно одликују високим садржајем никла, хрома и кобалта. Истраживања земљишта у серпентинитском окружењу централне Србије показала су да су Ni, Cr и Co претежно везани за резидуалну фракцију земљишта, са ниском биорасположивошћу, те да њихово порекло, упркос концентрацијама које локално прелазе граничне вредности, остаје доминантно геохемијско, под утицајем серпентинита (Rinklebe et al., 2016; Tošić

Jojević et al., 2024). Локално повећане вредности индекса EF и Igeo за Cr уклапају се у ову слику као последица природне хетерогености матичног супстрата и ерозионо-транспортних процеса, а не тачкастих антропогених извора.

6. Процена ризика садржаја Ni, Cr и Co на биоприступачност у земљиштима слива реке Чемернице

Истраживање садржаја Ni, Cr и Co у сливу реке Чемернице је показало:

- Постоји знатно варирање укупног садржаја Ni, Cr и Co по типовима земљишта на различитим геолошким подлогама, при чему садржај расте овим редом: земљиште на киселим супстратима и пешчарима < вертисол= хумофлувисол < псеудоглеј < флувисол < земљиште на серпентинским стенама (где је статистички значајно већи садржај проучаваних ПТЕ). Просечне вредности Ni, Cr и Co у свим типовима, осим земљишта на серпентиниту, веће су у односу на просечне у Србији.
- Просечни укупни садржаји елемената по дубини показују мале разлике, које нису статистички значајне, ни за један елемент, нити тип земљишта, што упућује да преовлађује геохемијско порекло проучаваних ПТЕ. Веће разлике (однос садржаја елемената у површинском и потповршинском слоју већи од 2, односно садржај у површинском слоју више од два пута већи) су у око 3 % земљишта, што може бити последица педогенетских процеса, различите растворљивости елемената при везивању за органску материју, али и антропогеног утицаја.
- Просечне концентрације приступачних, DTPA екстрахованих елемената расте редом Cr<Co<Ni. Просечан садржај приступачног Ni, Cr и Co је статистички значајно већи у земљиштима на серпентиниту у оба слоја (0-30cm и 30-60cm), у односу на остале типове. Са дубином садржај опада код свих типова земљишта. Корелације показују могућност прогнозе концентрација приступачног облика Ni и Co на основу укупних садржаја, посебно у површинском слоју.

  Процентуални удео приступачног Ni у укупном у површинском слоју је просечно од 3,32 % до 7,39 %, статистички значајно нижи у флувисолу и у дубљем слоју земљишта на серпентиниту, у односу на остале типове. Процентуални удео приступачног хрома у површинском слоју просечно је од 0,01 % код псеудоглеја до 0,14 % у вертисолу, а проценат Co је у већини земљишта до 1 %, статистички значајно мање у односу на вертисол и

псеудоглеј, где је око 1,8 %. Са дубином удео приступачних елемената опада.

- Секвенцијална анализа (12 профила) показује да је највећи део Ni и Cr чврсто везан за силикате (резидуална фракција): Ni 57 – 69 %, Cr 69 % - 73 %. Највећи део Co везан је за хидроксиде Fe и Mn, просечно од 60 % до 64 %, док је удео овог елемента у резидуалној фракцији просечно 29 % до 32 %. По дубини је различити распоред, у знатном броју профила расте са дубином. Већа заступљеност метала у теже растворљивим фракцијама је карактеристика незагађених земљишта.

  Најмобилнија фракција F1 је варијабилна по локацијама. Просечни удео F1 у односу на суму фракција код свих елемената је најмањи у флувисолу (код Cr и у земљишту на серпентиниту), а највећи у земљишту на пешчарима. Просечне вредности удела Ni су 5,42 % до 7,18 %, Cr од 0,15 до 0,46 % (статистички значајне разлике по типовима), Co 3,86 % до 6,46 %. Удео у површинском слоју је често већи у односу на дубље, или је распоред уједначен. Корелација најмобилније фракције (F1) и DTPA екстрахованих елемената: за Ni је значајна и висока, за Co слаба, а за Cr није забележена.

- Индекси за процену контаминације земљишта израчунати су на основу две „background“ вредности које карактеришу хомогеније целине подручја. На основу индекса еколошког ризика и индекса укупног еколошког ризика (Ei, Ri), установљено је да је еколошки ризик мали на целом подручју; на основу фактора обогаћења (EF) види се да је антропогени утицај слаб на већини подручја, само је на неколико локације умерен за Ni и Cr; на основу вредности геоиндекса закључује се да је већина подручја незагађена, а на појединим локацијама постоји изузетно мали индекс загађења земљишта са Ni, Cr и Co. Према коду процене ризика биодоступности (RAC) (12 профила) у већини земљишта не постоји или је низак ризик од мобилности и биодоступности испитиваних елемената, изузев два узорка који имају средњи ризик (мало изнад 10): вертисол (Ni) и ранкер на пешчару (Ni и Co). На збирној карти која обухвата све индексе (Карта 15) издвајају се поједине

локације где постоји потенцијално загађење, али је оно мало до умерено. Приказане локације би могле да буду предмет даљег мониторинга.

- На основу резултата који показују да постоји знатно везивање елемената за резидуалну фракцију, релативно мала растворљивост и удео мобилне фракције, уједначеност укупног садржаја по дубини, међусобне значајне корелација елемената и ниске вредности израчунатих индекса загађења, може се закључити да је порекло Ni, Cr и Co у испитиваном подручју доминантно геохемијско.

- Садржаји Ni, Cr и Co у испитиваним биљкама на три типа земљишта је најчешће виши у односу на нормалне вредности, али углавном нижи од токсичних концентрација, са знатним варирањем по терминима узорковања, типу земљишта и биљци. Издваја се врста *Odontarrhena chalcidica* са земљишта на серпентиниту, која је хиперакумулатор Ni, а усваја и знатне количине Co. Такође се у односу на остале биљке истиче *Cichorium intybus*, која у надземном делу има знатно мање концентрације елемената, са малим разликама по типовима земљишта.

  Садржај елемената у биљкама је углавном највећи са земљишта на серпентиниту, а са ранкера на пешчару и хумоглеју вредности су често уједначене. Вредности биоконцентрационог и биоакумулационог фактора су највеће на земљишту на пешчарима, а ниже и сличне у земљишту на серпентинитима и хумофлувисолу. Резултати потврђују да је усвајање елемента из земљишта у великој мери условљено особинама земљишта од којих зависи мобилност елемената - реакција земљишта, садржај глине, адсорптивни комплекс, садржај и квалитет органске материје итд.

  Вредности транслокационог фактора (TF) елемената су већином испод 1, што говори о знатној акумулацији елемената у корену. Најниже вредности TF има *Cichorium intybus* на свим земљиштима, а потом и *Hypericum perforatum* на земљишту на серпентиниту.

- Водени екстракт надземног дела биљака *Mentha longifolia*, *Thymus pulegioides* и *Cichorium intybus* садржи знатне количине Ni, просечно 32 % од садржаја у биљци, Co 16,7 %, док су концентрације Cr биле испод

границе детекције. Корелација садржаја Ni у воденом екстракту у односу на биљку је значајна и висока, а средња за Co.

- Индекс здравственог ризика (HI) показује да на већем делу подручја не постоји опасност за здравље људи од изложености елементима, само на 4 локације на земљишту на серпентинским стенама, које имају највеће концентрације елемената, постоји могућност неканцерогеног ризика.

На основу свих добијених резултата може се закључити да је садржај Ni, Cr и Co у сливу реке Чемернице геохемијског (литогеног) порекла, условљен присуством серпентинске геолошке подлоге, уз слаб антропогени утицај. Иако су укупни садржаји испитиваних елемената углавном виши у односу на просечне вредности за Србију, ниска мобилност и биодоступност елемената, њихово претежно везивање за резидуалну фракцију и ниске вредности израчунатих индекса загађења указују на низак еколошки и здравствени ризик на већем делу истраживаног подручја. Појединачне локације са потенцијално малим до умереним загађењем, као и четири локације на земљишту на серпентиниту са могућношћу неканцерогеног ризика, требало би да буду предмет даљег мониторинга, уз опрез при коришћењу биљака са земљишта на серпентиниту као сировине за водени екстракт. Способност хиперакумулације Ni код врсте *Odontarrhena chalcidica* отвара могућност примене у фиторемедијацији и потенцијалном фиторударењу на земљиштима на серпентиниту овог подручја. Добијени резултати представљају основу за процену ризика и даље праћење стања земљишта и биљака у сливу реке Чемернице, као и за избор одрживих система управљања земљиштем формираним у речној долини, на серпентинитима и перидотисаним серпентинитима, што је од значаја за безбедност производње хране, квалитет вода и заштиту екосистема.

Предлог даљих истраживања

Даља истраживања требало би усмерити на анализу појединачних врста лековитих биљака и садржаја Ni, Cr и Co, али и других потенцијално токсичних елемената у њима, као и на детаљније сагледавање дистрибуције ових елемената у различитим типовима земљишта. На тако добијеним основама могуће је формулисати препоруке за производњу лековитих биљака и стратегије за одрживо коришћење земљишта и заштиту биодиверзитета на истраживаном подручју.

Предложени смер будућих истраживања и практичне примене резултата обухвата следеће кључне целине:

Смернице за израду протокола и критеријуми одлучивања

- Основа за израду: Израда будућих протокола заснива се на резултатима истраживања садржаја, порекла и биоприступачности Ni, Cr и Co у земљиштима слива реке Чемернице, укључујући секвенцијалну анализу, индексе загађења, процену биодоступности (RAC), садржај елемената у биљкама и у воденом екстракту, као и процену здравственог ризика (HI).
- Обим и намена протокола: Протокол утврђује минимални обавезни садржај, редослед извођења и критеријуме одлучивања у претходним (прелиминарним) истраживањима земљишта. Сврха је оцена погодности површина за четири основне намене:
    - А — производња лековитих и ароматичних биљака (ЛАБ), укључујући биљне препарате и водене екстракте;
    - Б — производња хране (ратарство, повртарство, воћарство);
    - В — испаша и производња крме (сточарство);
    - Г — ремедијација, фиторемедијација и фиторударење, односно заштита животне средине.
- Подручје примене: Протокол је првенствено намењен подручјима са хетерогеном геолошком подлогом и присуством ултрамафита (серпентинити и серпентинисани перидотити), где су повишени садржаји Ni, Cr и Co доминантно литогеног порекла, али је применљив и на друга подручја уз одговарајућу локалну калибрацију прагова.
- Оцена погодности и просторно планирање: Крајњи циљ методологије јесте преклапање свих слојева података ради израде карте погодности, на основу које се дефинишу режим коришћења и план мониторинга издвојених локација (Табела 51).

Табела 50 Критеријуми и параметри за оцену погодности и категоризацију ограничења коришћења земљишта

Категорија ограничења	Параметар (индикатор)	Гранична вредност за елиминацију	Ограничење
Тип земљишта	тип земљишта; матични супстрат	неповољна земљишта на серпентиниту, делом вертисолу и флувисолу	отежана обрада и водни режим, ризик од алувијалног уноса контаминаната
Физичка непогодност	дубина педогенетског слоја (ефективни профил)	плитка земљишта, испод 20 cm	немогућност развоја кореновог система и сушни стрес
Топографски ризик	нагиб терена и ерозија: RUSLE, по потреби WATEM/SEDEM	нагиб преко 15° на оголелом серпентиниту; губитак изнад толеранције (≈ 1 t/ha годишње)	испирање хранива, нестабилност подлоге, губитак педогенетског слоја
Хемијска токсичност — укупни садржај	Ni, Cr и Co, кориговано на % глине и хумуса	изнад ремедијационе вредности: Ni 210, Cr 380, Co 240 mg/kg	ниво који нарушава безбедно коришћење земљишта
Хемијска токсичност — биоприступачност	DTPA-Ni и DTPA-Cr; удео фракције F1 (RAC)	RAC преко 30 %; DTPA изнад локално калибрисаног прага	ризик од акумулације токсина у листу и цвету
Физиолошки процеси	молски однос Ca : Mg; садржај ПТЕ у употребљивом делу биљне врсте	испод 0,2 – 0,5 (праг калибрисати локално); изнад норми за биљне врсте (WHO, EFSA)	физиолошки стрес, директан ризик по потрошача
Здравствени ризик	HI	HI ≥ 1	могућност неканцерогеног ризика по здравље људи

*Прекорачење ремедијационе вредности Ni, Cr и Co на ултрамафитима није доказ загађења, оно покреће кораке категорије **Хемијска токсичност — биоприступачност**.

7. ЛИТЕРАТУРА

Ababneh, F.A. (2017): The Hazard Content of Cadmium, Lead, and Other Trace Elements in Some Medicinal Herbs and Their Water Infusions. International Journal of Analytical Chemistry, 2017, 6971916. https://doi.org/10.1155/2017/6971916

Aboubakar, A.; Douaik, A.; Mewouo, Y.C.M.; Madong, R.C.B.A.; Dahchour, A.; El Hajjaji, S. (2021): Determination of background values and assessment of pollution and ecological risk of heavy metals in urban agricultural soils of Yaounde, Cameroon. Journal of Soils and Sediments, 21, 1437–1454. https://doi.org/10.1007/s11368-021-02876-4

Adriano, D.C. (2001): Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals, 2nd ed. Springer-Verlag, New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5

Adriano, D.C. (1986): Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-1907-9

Ahmed, M.T.; Alrumman, S.A.; Kumar, P.; Širić, I.; Andabaka, Ž.; Eid, E.M. (2025): Predicting heavy metal accumulation in alfalfa (Medicago sativa) using soil properties of sewage sludge amendments. Scientific Reports, 15, 40564. https://doi.org/10.1038/s41598-025-24299-8

Александровић, Д. (1982): Агрогеологија. Пољопривредни факултет, Земун.

Alloway, B.J. (ur.) (2013): Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability, 3rd ed. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7

Alloway, B.J. (ur.) (1995): Heavy Metals in Soils, 2nd ed. Blackie Academic & Professional, London. https://doi.org/10.1007/978-94-011-1344-1

Alloway, B.J. (1992): Heavy Metals in Soils. Blackie and Son Ltd., London, 339 pp.

Alloway, B.J. (1990): Heavy Metals in Soils. Blackie & Son, Glasgow.

Ander, E.L.; Johnson, C.C.; Cave, M.R.; Palumbo-Roe, B.; Nathanail, C.P.; Lark, R.M. (2013): Methodology for the determination of normal background concentrations

of contaminants in English soil. Science of the Total Environment 454–455, 604–618. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.005

Andersen, M.K.; Raulund-Rasmussen, K.; Hansen, H.C.B.; Strobel, B.W. (2002): Distribution and fractionation of heavy metals in pairs of arable and forest soils in Denmark. European Journal of Soil Science, 53(3), 491–502. https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00467.x

Anderson, R.A. (1997): Chromium as an essential nutrient for humans. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 26(1), S35–S41. https://doi.org/10.1006/rtph.1997.1136

Antić Mladenović, S.; Rinklebe, J.; Frohne, T.; Stärk, H.J.; Wennrich, R.; Tomić, Z.; Ličina, V. (2011): Impact of controlled redox conditions on nickel in a serpentine soil. Journal of Soils and Sediments 11, 406–415. https://doi.org/10.1007/s11368-010-0325-0

Антић Младеновић, С. (2004): Хемија никла и хрома у земљиштима са њиховим високим геохемијским садржајем. Докторска дисертација, Универзитет у Београду, Пољопривредни факултет, Београд.

Antonović, G.; Mrvić, V.; Nikoloski, M.; Saljnikov, E.; Perović, V.; Kostić-Kravljanac, Lj. (2008): Tipovi zemljišta. II poglavlje knjige „Zemljišta sliva Nišave", Izdavač. Institut za zemljište, Beograd.

Ao, M.; Chen, X.; Deng, T.; Sun, S.; Tang, Y.; Morel, J.L. (2022): Chromium biogeochemical behaviour in soil-plant systems and remediation strategies: A critical review. Journal of Hazardous Materials, 424, 127233. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127233

Avudainayagam, S.; Megharaj, M.; Owens, G.; Kookana, R.S.; Chittleborough, D.; Naidu, R. (2003): Chemistry of chromium in soils with emphasis on tannery waste sites. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 178, 53–91. https://doi.org/10.1007/0-387-21728-2_3

Baltas, H.; Sirin, M.; Gökbayrak, E.; Ozcelik, A.E. (2020): A case study on pollution and a human health risk assessment of heavy metals in agricultural soils around Sinop

province, Turkey. Chemosphere, 241, 125015. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125015

Barman, M.; Datta, S.P.; Rattan, R.K.; Meena, M.C. (2015): Chemical fractions and bioavailability of nickel in alluvial soils. Plant Soil and Environment, 61(1), 17–22. https://doi.org/10.17221/613/2014-PSE

Başgel, S.; Erdemoğlu, S.B. (2006): Determination of mineral and trace elements in some medicinal herbs and their infusions consumed in Turkey. Science of the Total Environment 359, 82–89. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.04.016

Belanović Simić, S.; Miljković, P.; Baumgertel, A.S.; Ljubičić, J.; Čakmak, D. (2023): Environmental and health risk assessment of potentially toxic elements in the soil near the former antimony mine in western Serbia. Land 12, 421. https://doi.org/10.3390/land12020421

Белановић Симић, С. (ур.) (2022): Процена деградације земљишта – методе и модели. Универзитет у Београду, Шумарски факултет; Српско друштво за проучавање земљишта, Београд.

Belanović Simić, S. (2017): Soil quality – soil use challenges. University of Belgrade, Faculty of Forestry, Belgrade, CD-ROM, ISBN 978–86–7299–258–8.

Belanović, S.; Kadović, R.; Knežević, M. (2001): Degradacija zemljišta u slivu reke Ljig i mere zaštite. Glasnik Šumarskog fakulteta 84, 137–148.

Berrow, M.L.; Reaves, G.A. (1984): Total chromium and nickel contents of Scottish soils. Geoderma, 37(1), 15-27. https://doi.org/10.1016/0016-7061(86)90040-6

Boostani, H.R.; Hardie, A.G.; Najafi-Ghiri, M. (2020): Chemical fractions and bioavailability of nickel in a Ni-treated calcareous soil amended with plant residue biochars. Archives of Agronomy and Soil Science, 66(6), 730–742. https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1634805

Branković, S.; Đelić, G.; Simić, Z.; Glišić, R.; Đekić, V.; Topuzović, M.; Grbović, F.; Novaković, M. (2018): Bioakumulacija i translokacija metala u vrsti Alyssum markgrafii O. E. Schulz. XXIII Savetovanje o biotehnologiji, Zbornik radova.

Брковић, Т.; Малешевић, М.; Урошевић, М.; Трифуновић, С.; Радовановић, З. (1980): Основна геолошка карта СФРЈ 1:100 000, лист Чачак. Савезни геолошки завод, Београд.

Brümmer, G.; Tiller, K.G.; Herms, U.; Clayton, P.M. (1983): Adsorption–desorption and/or precipitation–dissolution processes of zinc in soils. Geoderma, 31(4), 337–354. https://doi.org/10.1016/0016-7061(83)90045-9

Buccolieri, A.; Buccolieri, G.; Dell'Atti, A.; Gagliano Candela, R. (2010): Heavy metals distribution and bioavailability in agricultural soils of Salento peninsula (Puglia, Southern Italy). Environmental Monitoring and Assessment 168, 497–510. https://doi.org/10.1007/s10661-009-1133-0

Błoniarz, J.; Zareba, S.; Rahnama, M. (2004): Examination of nickel and chromium contents in selected herbs, herbal fruit teas and their infusions. Przegl Lek., 61(Suppl. 3), 58–62.

Cervantes, C.; Campos-García, J.; Devars, S.; Gutiérrez-Corona, F.; Loza-Tavera, H.; Torres-Guzmán, J.C.; Moreno-Sánchez, R. (2001): Interactions of chromium with microorganisms and plants. FEMS Microbiology Reviews 25, 335–347. https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2001.tb00581.x

Čakmak, D.; Belanović Simić, S.; Perović, V.; Antić Mladenović, S.; Kresović, M. (2022): Assessment of trace element contamination in alluvial soils of Serbia. Environmental Geochemistry and Health 44(5), 1621–1638.

Čakmak, D.; Perović, V.; Antić Mladenović, S.; Kresović, M.; Saljnikov, E.; Mitrović, M.; Pavlović, P. (2018): Contamination, risk, and source apportionment of potentially toxic microelements in river sediments and soil after extreme flooding in the Kolubara River catchment in Western Serbia. Journal of Soils and Sediments 18, 1981–1993. https://doi.org/10.1007/s11368-017-1904-0

Čakmak, D.; Saljnikov, E.; Perović, V.; Jaramaz, D.; Mrvić, V. (2010): Heavy metal contamination of soils in the vicinity of thermal power plants. Journal of Agricultural Science 55(3), 265–276.

Čakmak, D.; Saljnikov, E.; Kresović, M.; Mrvić, V.; Belanović, S. (2009): Status of trace elements in soils of Central Serbia. Biotechnology & Biotechnological Equipment 23(1), 189–192.

Case, A.A.; Selby, L.A.; Hutcheson, D.P.; Ebens, R.J.; Erdman, J.A.; Feder, G.L. (1972): Infertility and growth suppression in beef cattle associated with abnormalities in their geochemical environment. In: Hemphill, D.D. (Ed.), Trace Substances in Environmental Health, Vol. 6, University of Missouri, Columbia, 15.

Chen, Y.; Wu, H.; Sun, P.; Liu, J.; Qiao, S.; Zhang, D.; Zhang, Z. (2021): Remediation of chromium-contaminated soil based on Bacillus cereus WHX-1 immobilized on biochar: Cr(VI) transformation and functional microbial enrichment. Frontiers in Microbiology, 12, 641913. https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.641913

CLC (2018): Corine Land Cover 2018. Copernicus Land Monitoring Service, European Environment Agency (EEA), Kopenhagen.

Crush, J.R.; Evans, J.P.M. (1990): Shoot growth and herbage element concentrations of 'Grasslands Puna' chicory (Cichorium intybus L.) under varying soil pH. Proceedings of the New Zealand Grassland Association, 51, 163–166. https://doi.org/10.33584/jnzg.1990.51.1893

Díez, M.; Simón, M.; Martín, F.; Dorronsoro, C.; García, I.; Van Gestel, C.A.M. (2009): Ambient trace element background concentrations in soils and their use in risk assessment. Science of the Total Environment, 407, 4622–4632. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.012

Диклић, Н. (1984): Животне форме биљних врста и биолошки спектар флоре СР Србије. У: Вегетација СР Србије I, САНУ, Београд.

Dozet, D.; Nešić, L.; Belić, M.; Bogdanović, D.; Ninkov, J.; Zeremski, T.; Dozet, D.; Banjac, B. (2011): Poreklo i sadržaj nikla u aluvijalno-deluvijalnim zemljištima Srema. Ratarstvo i povrtarstvo 48, 369–374. https://doi.org/10.5937/ratpov1102369D

Dragović, S.; Ćujić, M.; Đorđević, M.M.; Gajić, B.; Dragović, R. (2023): Assessment of trace metal accumulation and ecological risk in agricultural soils of Serbia. Environmental Science and Pollution Research 30(12), 34120–34135.

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

Dugalić, G.; Dugalić, M.; Bošković-Rakočević, Lj.; Rajičić, V. (2022): The values of different types of acidity of pseudogley soils in the Kraljevo basin under forest, meadow and arable land uses. Zemljište i biljka, 71(2), 1–10. https://doi.org/10.5937/ZemBilj2202076D

Džamić, R.; Stevanović, D.; Jakovljević, M. (2000): Agrohemija. Poljoprivredni fakultet Univerziteta u Beogradu, Beograd.

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM) (2020): Update of the risk assessment of nickel in food and drinking water. EFSA Journal, 18(11), 6268.

van der Ent, A.; Nkrumah, P.N.; Tibbett, M.; Echevarria, G. (2019): Evaluating soil extraction methods for chemical characterization of ultramafic soils in Kinabalu Park (Malaysia). Journal of Geochemical Exploration, 196, 235–246. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.10.004

van der Ent, A.; Mak, R.; de Jonge, M.D.; Harris, H.H. (2018): Simultaneous hyperaccumulation of nickel and cobalt in the tree Glochidion cf. sericeum (Phyllanthaceae). elemental distribution and chemical speciation. Scientific Reports, 8(1), 1–15. https://doi.org/10.1038/s41598-018-26891-7

van der Ent, A.; Baker, A.J.M.; Reeves, R.D.; Pollard, A.J.; Schat, H. (2013): Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. Plant and Soil 362, 319–334. https://doi.org/10.1007/s11104-012-1287-3

Farago, M.E. (ed.) (1994): Plants and the Chemical Elements. Biochemistry, Uptake, Tolerance and Toxicity. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, Germany, 292 pp. https://doi.org/10.1002/9783527615919

Fendorf, S.E. (1995): Surface reactions of chromium in soils and waters. Geoderma, 67(1–2), 55–71. https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00062-F

Filimon, M.N.; Caraba, I.V.; Popescu, R.; Dumitrescu, G.; Verdes, D.; Petculescu Ciochina, L.; Sinitean, A. (2021): Potential ecological and human health risks of heavy metals in soils in selected copper mining areas – a case study: the Bor area.

International Journal of Environmental Research and Public Health, 18(4), 1516. https://doi.org/10.3390/ijerph18041516

Филиповић, И.; Павловић, З.; Марковић, Б.; Родин, В.; Марковић, О.; Гагић, Н.; Атин, Б.; Милићевић, М. (1971): Основна геолошка карта СФРЈ 1:100 000, Тумач за лист Горњи Милановац. Завод за геолошка и геофизичка истраживања, Београд.

Филиповски, Г.; Ћирић, М. (1963): Земљишта Југославије. Југословенско друштво за проучавање земљишта, Београд.

Finley, B.L.; Monnot, A.D.; Paustenbach, D.J.; Gaffney, S.H. (2012): Derivation of a chronic oral reference dose for cobalt. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 64(3), 491–503. https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2012.08.022

Flem, B.; Reimann, C.; Fabian, K. (2022): Excess Cr and Ni in top soil. Comparing the effect of geology, diffuse contamination, and biogenic influence. Science of the Total Environment, 843, 157059. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157059

Flora Europaea Database. Royal Botanic Garden Edinburgh. Dostupno na: http://rbg-web2.rbge.org.uk/FE/fe.html.

Gabarron, M.; Faz, A.; Acosta, J.A.; Martínez Martínez, S.; Zornoza, R. (2019): Effect of soil properties on metal bioaccessibility in urban and industrial soils. Chemosphere 221, 629–637.

Galán, E. (2014): Soil Pollution. Heavy Metals and Trace Elements. In: Encyclopedia of Mineral and Energy Policy. Springer, Berlin, Heidelberg.

Gao, J.; Tian, H.; Zhao, D.; Wu, B. (2022): Distribution, source identification, and ecological risk assessment of heavy metals in soils around a typical lead-zinc smelter. Ecotoxicology and Environmental Safety 230, 113145.

Giri, S.; Singh, A.K. (2017): Human health risk assessment due to metal contamination in groundwater of mining areas. Environmental Monitoring and Assessment 189(2), 79.

Golubović, S.; Baćanović, D.; Knežević, M.; Đorđević, A. (2011): Osnovne fizičke osobine smonica Pčinjskog okruga - parametri monitoringa. Zemljište i biljka, 60(3), 103–116.

Gough, L.P.; Shacklette, H.T.; Case, A.A. (1979): Element concentrations toxic to plants, animals and man. U.S. Geological Survey Bulletin 1466, 80 pp.

Grad Čačak (2011): Lokalni ekološki akcioni plan grada Čačka (2011). Grad Čačak.

Guérin, T.; Ghinet, A.; Waterlot, C. (2022): The phytoextraction power of Cichorium intybus L. on metal-contaminated soil. Chemosphere, 287(Pt 1), 132122. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132122

Gupta, D.K.; Nicoloso, F.T.; Schetinger, M.R.C.; Pereira, L.B. (2008): Antioxidant defense responses in plants exposed to toxic metals. Environmental and Experimental Botany 64(3), 209–217.

Gyori, Z.; Prokisch, J.; Kovacs, B.; Daniel, P. (1996): Effect of fertilization and irrigation on the nickel content of peas and soybeans. In: C. Rodriguez-Barrueco (ed.), Fertilizers and Environment, 495–498. https://doi.org/10.1007/978-94-009-1586-2_86

Hakanson, L. (1980): An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. Water Research 14(8), 975–1001. https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8

Han, F.X.; Banin, A. (2000): Long-term transformation and redistribution of trace metals in arid zone soils under flooded condition. Journal of Environmental Quality 29(4), 1076–1083.

Han, F.X.; Banin, A. (1997): Long-term transformations and redistribution of potentially toxic heavy metals in arid-zone soils. Water, Air and Soil Pollution 95, 399–423. https://doi.org/10.1023/A:1026450118082

Herrero, M.; Thornton, P.K.; Power, B.; Bogard, J.R. (2018): Farming systems and food security in a changing climate. Global Food Security 17, 122–132.

Hickey, M.G.; Kittrick, J.A. (1984): Chemical partitioning of cadmium, copper, nickel and zinc in soils and sediments containing high levels of heavy metals. Journal of Environmental Quality 13, 372–376. https://doi.org/10.2134/jeq1984.133372x

Hooda, P.S. (ur.) (2010): Trace Elements in Soils. Wiley-Blackwell, Chichester, 618 str. https://doi.org/10.1002/9781444319477

Hu, Y.; Liu, X.; Bai, J.; Shih, K.; Zeng, E.Y.; Cheng, H. (2013): Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization. Environmental Science and Pollution Research 20, 6150–6159. https://doi.org/10.1007/s11356-013-1668-z

Islam, M.S.; Ahmed, M.K.; Al-Mamun, M.H.; Masunaga, S. (2015): Potential ecological risk of hazardous elements in different land-use urban soils of Bangladesh. Science of the Total Environment 512–513, 94–102. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.100

ISSS (1993): Klasifikacija zemljišta (International Society of Soil Science).

IUSS Working Group WRB (2022): World Reference Base for Soil Resources, 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Beč.

IUSS Working Group WRB (2015): World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. World Soil Resources Reports No. 106, FAO, Rim (izdanje predstavljeno u Beču 2015; srpsko izdanje SDPZ, Novi Sad, 2015).

Jakovljević, M.; Kostić, N.; Antić Mladenović, S. (2005): Snabdevenost važnijih tipova zemljišta Srbije osnovnim alkalnim elementima (Ca, Mg, K i Na). XI Kongres JDPZ, Novi Sad.

Jakovljević, M.; Stevanović, D. (2004): Sadržaj i oblici korisnih i štetnih mikroelemenata u zemljištu prirodnih livada Zlatibora. Acta Agriculturae Serbica, 9(17), 179–184.

Jarić, S.; Mitrović, M.; Vrbničanin, S.; Karadžić, B.; Djurdjević, L.; Kostić, O.; Mačukanović-Jocić, M.; Gajić, G.; Pavlović, P. (2011): A contribution to studies of the ruderal vegetation of Southern Srem, Serbia. Archives of Biological Sciences, 63(4), 1181–1197. https://doi.org/10.2298/ABS1104181J

Jarvis, S.C. (1984): The association of cobalt with easily reducible manganese in some acidic permanent grassland soils. Journal of Soil Science, 35(3), 431–438. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1984.tb00299.x

Javorka, S. (1975): Iconographia florae partis austro-orientalis Europae centralis. Akadémiai Kiadó, Budimpešta.

JDPZ (1966): Hemijske metode ispitivanja zemljišta. Priručnik za ispitivanje zemljišta, knjiga I. Jugoslovensko društvo za proučavanje zemljišta, Beograd.

Jordán, M.M.; Montero, M.A.; Pina, S.; García-Sánchez, E. (2009): Mineralogy and distribution of Cd, Ni, Cr and Pb in biosolids-amended soils from Castellón Province (NE Spain). Soil Science 174, 14–20. https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181957492

Јосифовић, М. (ур.) (1970–1990): Флора СР Србије, I–X. Српска академија наука и уметности, Београд.

Jović, M.; Šljivić-Ivanović, M.; Dimović, S.; Marković, J.; Smičiklas, I. (2017): Sorption and mobility of Co(II) in relation to soil properties. Geoderma 297, 38–47. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.03.006

Kabata Pendias, A. (2011): Trace Elements in Soils and Plants, 4th ed. CRC Press, Boca Raton, FL. https://doi.org/10.1201/b10158

Kadović, R.; Belanović, S. (2005): Heavy metals in the organic soil layer of beech forests in Serbia. Glasnik Šumarskog fakulteta, 92, 55–68. https://doi.org/10.2298/GSF0592055K

Kadović, R.; Knežević, M. (2002): Teški metali u šumskim ekosistemima Srbije. Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet, Beograd.

Kadović, R. (1999): Protiverozioni agroekosistemi – konzervacija zemljišta. Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.

Kandić, I.; Kragović, M.; Petrović, J.; Janaćković, P.; Gavrilović, M.; Momčilović, M.; Stojmenović, M. (2023): Heavy metals content in selected medicinal plants produced and consumed in Serbia and their daily intake in herbal infusions. Toxics, 11(2), 198. https://doi.org/10.3390/toxics11020198

Kapoor, D.; Singh, M.P.; Tiwari, S.; Sharma, A.; Al-Ghamdi, A.A.; Ahmad, P.; Ramamurthy, V. (2022): Accumulation of chromium in plants and its repercussion in animals and humans. Environmental Pollution, 301, 119044. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119044

Karak, T.; Bhagat, R.M. (2010): Trace elements in tea leaves, made tea and tea infusion: A review. Food Research International 43(9), 2234–2252. https://doi.org/10.1016/j.foodres.2010.08.010

Kassim, J.K.; Kareem, M.I.; Mohammed, Z.K. (2013): Nickel, Co, Cr, and Mn metals uptake by wheat and grass plants from serpentinitic soils of Penjwin, Kurdistan region - Iraq. International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences, 3(2), 79–84.

Kastori, R. (1993): Teški metali i pesticidi u zemljištu Vojvodine. Poljoprivredni fakultet, Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad.

Kappen, H. (1929): Die Bodenazidität. Springer, Berlin.

Kay, J.T.; Conklin, M.H.; Fuller, C.C.; O'Day, P.A. (2001): Processes of nickel and cobalt uptake by a manganese oxide forming sediment in Pinal Creek, Globe Mining District, Arizona. Environmental Science and Technology 35, 4719–4725. https://doi.org/10.1021/es010514d

Kim, J.H.; Gibb, H.J.; Howe, P.D. (2006): Cobalt and inorganic cobalt compounds. Concise International Chemical Assessment Document No. 69, World Health Organization, Geneva. https://iris.who.int/handle/10665/43426

Kojić, M.; Popović, R.; Karadžić, B. (1997): Vaskularne biljke Srbije kao indikatori staništa. Institut za istraživanja u poljoprivredi „Srbija" i Institut za biološka istraživanja „Siniša Stanković", Beograd.

Koković, N.; Kresović, M.; Mrvić, V.; Sikirić, B.; Jaramaz, D.; Saljnikov, E. (2015): The effect of the application of complex and mixed fertilizers on wheat yield and soil fertility. Zemljište i biljka, 64(1), 10–17.

Kostić, N.; Wilson, J.M.; Živković, M.; Bain, D. (1998): Mineralogy and geochemical speciation of heavy metals in some serpentine soils of Serbia. Proceedings of the

16th World Congress of Soil Science, Montpellier, France, CD-Ed. Sci. Reg. 1757, Symp. No. 22.

Krupka, K.M.; Serne, R.J. (2002): Geochemical factors affecting the behavior of antimony, cobalt, europium, technetium, and uranium in vadose sediments. PNNL-14126, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA. https://doi.org/10.2172/15004491

Lago-Vila, D.M.; Arenas-Lago, D.; Rodríguez-Seijo, A.; Andrade, M.L.; Vega, F.A. (2015): Cobalt, chromium and nickel contents in soils and plants from a serpentinite quarry. Solid Earth 6, 323–335. https://doi.org/10.5194/se-6-323-2015

LEAP Čačak (2003): Lokalni ekološki akcioni plan grada Čačka. Grad Čačak. Dostupno na: https://www.cacak.org.rs/documents/Community_profile_242.pdf.

Li, Q.; Li, C.; Liu, L.; Heng, W.; Chen, C.; Long, J.; Wen, X. (2023): Geochemical characteristics of heavy metals of bedrock, soil, and tea in a metamorphic rock area of Guizhou Province, China. Environmental Science and Pollution Research, 30(3), 7402–7414. https://doi.org/10.1007/s11356-022-22751-0

Li, Z.; Ma, Z.; van der Kuijp, T.J.; Yuan, Z.; Huang, L. (2014): A review of soil heavy metal pollution from mines in China. Pollution and health risk assessment. Science of the Total Environment, 468–469, 843–853. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090

Li, Z.; McLaren, R.G.; Metherell, A.K. (2001): Fractionation of cobalt and manganese in New Zealand soils. Australian Journal of Soil Research 39, 951–967. https://doi.org/10.1071/SR00081

Liang, J.; Huang, X.; Yan, J.; Li, Y.; Zhao, Z.; Liu, Y.; Ye, J.; Wei, Y. (2021): A review of the formation of Cr(VI) via Cr(III) oxidation in soils and groundwater. Science of the Total Environment, 774, 145762. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145762

Lindsay, W.L.; Norvell, W.A. (1978): Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Science Society of America Journal, 42(3), 421–428. https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x

Linnik, V.G.; Bauer, T.V.; Minkina, T.M. (2022): Spatial distribution of heavy metals in soils of the flood plain of the Seversky Donets River (Russia) based on geostatistical methods. Environmental Geochemistry and Health 44, 319–333. https://doi.org/10.1007/s10653-020-00688-y

Loska, K.; Cebula, J.; Pelczar, J.; Wiechuła, D.; Kwapuliński, J. (1997): Use of enrichment and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu and Ni in the Rybnik water reservoir in Poland. Water, Air and Soil Pollution, 93(1–4), 347–365. https://doi.org/10.1007/BF02404766

LUCAS (2015): Land Use and Coverage Area Frame Survey. Eurostat, Evropska komisija, Luksemburg.

Luo, W.; Lu, Y.; Giesy, J.P.; Wang, T.; Shi, Y.; Wang, G.; Xing, Y. (2007): Effects of land use on concentrations of metals in surface soils and ecological risk around Guanting Reservoir, China. Environmental Geochemistry and Health, 29(6), 459–471. https://doi.org/10.1007/s10653-007-9115-z

Lyon, G.L.; Brooke, R.R.; Peterson, P.J.; Butler, G.W. (1968): Trace elements in a New Zealand serpentine flora. Plant and Soil, 29, 225. https://doi.org/10.1007/BF01348940

Ma, L.Q.; Komar, K.M.; Tu, C.; Zhang, W.; Cai, Y.; Kennelley, E.D. (2001): A fern that hyperaccumulates arsenic. Nature, 409(6820), 579. https://doi.org/10.1038/35054664

Ma, Y.; Ma, C.; Wang, Y.; Wang, K. (2022): Advanced nickel-based catalysts for urea oxidation reaction: Challenges and developments. Catalysts, 12(3), 337. https://doi.org/10.3390/catal12030337

Macnicol, R.D.; Beckett, P.H.T. (1985): Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. Plant and Soil 85, 107–129. https://doi.org/10.1007/BF02197805

Makuleke, P.; Ngole-Jeme, V.M. (2020): Soil heavy metal distribution with depth around a closed landfill and their uptake by Datura Stramonium. Applied and Environmental Soil Science, 2020, 8872475. https://doi.org/10.1155/2020/8872475

Malovac, A. (2017): Bioakumulacija teških metala u biljci hiperakumulatoru Pistia stratiotes. Master rad, Univerzitet u Nišu, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Niš.

Marchand, L.; Mench, M.; Jacob, D.L.; Otte, M.L. (2010): Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: a review. Environmental Pollution, 158(12), 3447–3461. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.018

McBride, M.B. (1989): Reactions controlling heavy metal solubility in soils. Advances in Soil Science 10, 1–56. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8847-0_1

McGrath, S.P. (1995): Chromium and nickel. U: Alloway, B.J. (ur.) Heavy Metals in Soils, 2nd ed., Blackie Academic & Professional, London, 152–178. https://doi.org/10.1007/978-94-011-1344-1_7

Melić, N.; Zero, S.; Ramić, E. (2025): Determination of heavy metals content in Achillea millefolium L. and respective infusions. Agriculture and Forestry, 71(1), 87–98. https://doi.org/10.17707/AgricultForest.71.1.07

Mickovski Stefanović, V.Ž. (2012): Uticaj genotipa i lokaliteta na dinamiku akumulacije teških metala u vegetativnim organima pšenice. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet.

Mihajlović, D.; Srdić, S.; Benka, P.; Čereković, N.; Ilić, P.; Radanović, D.; Antić Mladenović, S. (2025): Potentially toxic elements in the agricultural soils of northwestern Bosnia and Herzegovina. Environmental Monitoring and Assessment, 197(3), 295. https://doi.org/10.1007/s10661-025-13758-4

Milačič, R.; Zuliani, T.; Vidmar, J.; Oprčkal, P.; Ščančar, J. (2017): Potentially toxic elements in water and sediments of the Sava River under extreme flow events. Science of the Total Environment, 605–606, 894–905. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.260

Milivojević, J.Ž.; Đalović, I.G.; Jelić, M.Ž.; Trifunović, S.R.; Bogdanović, D.M.; Milošev, D.S.; Nedeljković, B.D.; Bjelić, D.Đ. (2011): Distribution and forms of manganese in vertisols of Serbia. Journal of the Serbian Chemical Society, 76(8), 1177–1190. https://doi.org/10.2298/JSC101229103M

Mingorance, M.D.; Valdés, B.; Rossini Oliva, S. (2007): Strategies of heavy metal uptake by plants growing under industrial emissions. Environment International, 33(4), 514–520. https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.01.005

Mishra, S.; Bharagava, R.N.; More, N.; Yadav, A.; Zainith, S.; Mani, S.; Chowdhary, P. (2019): Heavy metal contamination: an alarming threat to environment and human health. U: Sobti, R.C., Arora, N.K., Kothari, R. (ur.) Environmental Biotechnology: For Sustainable Future. Springer, Singapore, 103–125. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7284-0_5

Mišljenović, T. (2022): Bioakumulacija potencijalno toksičnih metala i fiziološki odgovori na sadržaj nikla kod vrsta Noccaea kovatsii i N. praecox (Brassicaceae) sa različitih geoloških podloga. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet.

Mitrović, M.; Blanuša, T.; Pavlović, M.; Pavlović, D.; Kostić, O.; Perović, V.; Jarić, S.; Pavlović, P. (2021): Using fractionation profile of potentially toxic elements in soils to investigate their accumulation in Tilia sp. leaves in urban areas with different pollution levels. Sustainability 13, 9784. https://doi.org/10.3390/su13179784

Mrvić, V.; Sikirić, B.; Jaramaz, D.; Koković, N.; Nikoloski, M. (2019): Background and threshold values of potentially toxic elements in soil at Central part of Republic of Serbia. Ratarstvo i povrtarstvo, 56(1), 1–6. https://doi.org/10.5937/ratpov56-19692

Mrvić, V.; Antonović, G.; Čakmak, D.; Perović, V.; Maksimović, S.; Saljnikov, E.; Nikoloski, M. (2013): Pedological and pedogeochemical map of Serbia. Zbornik radova 1. međunarodnog kongresa o zemljištu / XIII kongres o zemljištu „Zemljište–voda–biljka", Beograd, 23–26. septembar 2013, 93–105.

Mrvić, V.; Kostić-Kravljanac, Lj.; Čakmak, D.; Sikirić, B.; Brebanović, B.; Perović, V.; Nikoloski, M. (2011): Pedogeochemical mapping and background limit of trace elements in soils of Braničevo Province (Serbia). Journal of Geochemical Exploration, 109(1–3), 18–25. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.09.005

Мрвић, В.; Антоновић, Г.; Мартиновић, Љ. (2009): Плодност и садржај опасних и штетних материја у земљиштима централне Србије. Институт за земљиште, Београд.

Müller, G. (1969): Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. GeoJournal 2(3), 108–118.

Nagajyoti, P.C.; Lee, K.D.; Sreekanth, T.V.M. (2010): Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. Environmental Chemistry Letters 8, 199–216. https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8

Narwal, R.P.; Singh, B.R. (1998): Effect of organic materials on partitioning, extractability and plant uptake of metals in an alum shale soil. Water, Air and Soil Pollution 103, 405–421. https://doi.org/10.1023/A:1004912724284

Nookabkaew, S.; Rangkadilok, N.; Satayavivad, J. (2006): Determination of trace elements in herbal tea products and their infusions consumed in Thailand. Journal of Agricultural and Food Chemistry 54(18), 6939–6944. https://doi.org/10.1021/jf060571w

Nriagu, J.O.; Pacyna, J.M. (1988): Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature, 333, 134–139.

Обратов Петковић, Д.; Бједов, И.; Белановић, С. (2008): Тешки метали у листовима Hypericum perforatum L. на серпентинитским земљиштима Србије. Гласник Шумарског факултета, 98, 143–153. https://doi.org/10.2298/GSF0898143O

Ogunkunle, C.O.; Fatoba, P.O. (2013): Pollution loads and the ecological risk assessment of soil heavy metals around a mega cement factory in southwest Nigeria. Polish Journal of Environmental Studies, 22(2), 487–493.

Okoli, N.; Uzoho, B.; Ahukaemere, C.; Egboka, N.; Irokwe, I. (2021): Chemical fractionation and mobility of nickel in soils in relation to parent materials. Archives of Agronomy and Soil Science 67, 1075–1092. https://doi.org/10.1080/03650340.2020.1776265

Основна геолошка карта – лист Чачак (1977): Савезни геолошки завод, Београд.

Oyewumi, O.; Vázquez-Ortega, A.; Sequeira, J.P.; Signorini, G. (2025): Health risk assessment of potential heavy metals bioaccumulation in specialty crops grown in farm soils amended with dredged material. Journal of Environmental Management, 375, 124332. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124332

Özcan, M.M.; Ünver, A.; Uçar, T.; Arslan, D. (2008): Mineral content of some herbs and herbal teas by infusion and decoction. Food Chemistry, 106(3), 1120–1127. https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2007.07.042

Oze, C.; Fendorf, S.; Bird, D.K.; Coleman, R.G. (2004): Chromium geochemistry of serpentine soils. International Geology Review, 46(2), 97–126. https://doi.org/10.2747/0020-6814.46.2.97

Paul, A.L.D.; Nkrumah, P.N.; Echevarria, G.; Erskine, P.D.; Chaney, R.L.; Spiers, K.M. (2020): Cobalt hyperaccumulation in Rinorea cf. bengalensis (Violaceae) from Sabah. Plant and Soil, 455, 289–303. https://doi.org/10.1007/s11104-020-04629-7

Pavlova, D.; Kožuharova, E.; Dimitrov, D. (2003): A floristic catalogue of serpentine areas in the Eastern Rhodope Mountains (Bulgaria). Polish Botanical Journal, 48(1), 21–41.

Pavlović, P.; Sawidis, T.; Breuste, J.; Kostić, O.; Čakmak, D.; Đorđević, D.; Pavlović, D.; Pavlović, M.; Perović, V.; Mitrović, M. (2021): Fractionation of potentially toxic elements (PTEs) in urban soils from Salzburg, Thessaloniki and Belgrade: an insight into source identification and human health risk assessment. International Journal of Environmental Research and Public Health, 18(11), 6014. https://doi.org/10.3390/ijerph18116014

Pavlović, Z. (1974): Livadska vegetacija na serpentinskoj podlozi brdsko-planinskog područja Srbije. Glasnik Prirodnjačkog muzeja u Beogradu, ser. B, 29, 29–40.

Perin, L.; Craboledda, L.; Lucchese, M.; Cirillo, R.; Dotta, L.; Zanette, M.L.; Orio, A.A. (1985): Heavy metal speciation in the sediments of Northern Adriatic Sea: A new approach for environmental toxicity determination. Heavy Metals in the Environment 2, 454–456.

Pilon-Smits, E.A.H.; Quinn, C.F.; Tapken, W.; Malagoli, M.; Schiavon, M. (2009): Physiological functions of beneficial elements. Current Opinion in Plant Biology 12, 267–274. doi: 10.1016/j.pbi.2009.04.009

Pishchik, V.; Mirskaya, G.; Chizhevskaya, E.; Chebotar, V.; Chakrabarty, D. (2021): Nickel stress-tolerance in plant-bacterial associations. PeerJ, 9, e12230. https://doi.org/10.7717/peerj.12230

Poggio, L.; Vrščaj, B.; Schulin, R.; Hepperle, E.; Ajmone-Marsan, F. (2009): Metals pollution and human bioaccessibility of topsoils in Grugliasco (Italy). nvironmental Pollution, 157(2), 680–689. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.08.009

Popov, A.; Kholostov, G.; Sazanova, E.; Simonova, J.; Tsivka, K. (2020): Characteristics of the qualitative composition of soil organic matter. problems and solutions. Zemljište i biljka, 69(2), 26–37. https://doi.org/10.5937/ZemBilj2002027P

Poznanović Spahić, M.; Sakan, S.; Cvetković, Ž.; Tančić, P.; Trifković, J.; Nikić, Z.; Manojlović, D. (2018): Assessment of contamination, environmental risk and origin of heavy metals in soils surrounding industrial facilities in Vojvodina, Serbia. Environmental Monitoring and Assessment 190, 208. https://doi.org/10.1007/s10661-018-6583-9

Правилник о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту и води за наводњавање и методама њиховог испитивања („Службени гласник РС”, бр. 23/1994). Министарство пољопривреде, шумарства и водопривреде, Београд.

Proctor, J. (1999): Toxins, nutrient shortages and droughts: the serpentine challenge. Trends in Ecology & Evolution, 14(9), 334–335. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01698-5

Pushkar, B.; Sevak, P.; Parab, S.; Nilkanth, N. (2021): Chromium pollution and its bioremediation mechanisms in bacteria: A review. Journal of Environmental Management 287, 112279. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112279

Qingjie, G.; Jun, D.; Yunchuan, X.; Qingfei, W.; Liqiang, Y. (2008): Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. Journal of China University of Geosciences, 19(3), 230–241. https://doi.org/10.1016/S1002-0705(08)60042-4

Radanović, D.; Antić Mladenović, S.; Jakovljević, M.; Kresović, M. (2007): Content of heavy metals in Gentiana lutea L. roots and galenic forms. Journal of the Serbian Chemical Society, 72(2), 133–138. https://doi.org/10.2298/JSC0702133R

Radulović, M. (2001): Proučavanje mobilnosti nikla, hroma i fluora u nekim tipovima zemljišta Zetske ravnice. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet, Zemun.

Rakesh, S.; Sagar, B.; Sijan, D.; Sudip, S.; Rajendra, J.; Arjun, P.T.; Hak, Y.K.; Mahesh, K.J. (2021): Technological trends in heavy metals removal from industrial wastewater: A review. Journal of Environmental Chemical Engineering 9, 105688. https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105688

Ranđelović, S.S. (2015): Bioakumulacija metala u odabranim vrstama voća i lekovitih biljaka. Doktorska disertacija, Univerzitet u Nišu, PMF, Niš.

Ranđelović, S.S.; Kostić, D.A.; Zarubica, A.R.; Mitić, S.S.; Mitić, M.N. (2013): The correlation of metal content in medicinal plants and their water extracts. Hemijska industrija, 67(4), 585–591. https://doi.org/10.2298/HEMIND120703098R

Raunkiaer, C. (1934): The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography. Clarendon Press, Oksford.

Reimann, C.; Fabian, K.; Birke, M.; Filzmoser, P.; Demetriades, A.; Négrel, P.; Oorts, K.; Matschullat, J.; de Caritat, P. (2018): GEMAS. Establishing geochemical background and threshold for 53 chemical elements in European agricultural soil. Applied Geochemistry, 88, 302–318. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.01.021

Reimann, C.; de Caritat, P. (2017): Establishing geochemical background variation and threshold values for 59 elements in Australian surface soil. Science of the Total Environment 578, 633–648. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.010

Reimann, C., de Caritat, P. (2005): Distinguishing between Natural and Anthropogenic Sources for Elements in the Environment: Regional Geochemical Surveys versus Enrichment Factors, The Science of the Total Environment, 337, 91–107.

Reimann, C.; Filzmoser, P.; Garrett, R.G. (2005): Background and threshold: Critical comparison of methods of determination. Science of the Total Environment 346, 1–16. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.023Reimann, C.; Filzmoser, P.; Garrett, R.G. (2002): Factor analysis applied to regional geochemical data:

Problems and possibilities. Applied Geochemistry, 17(3), 185–206. https://doi.org/10.1016/S0883-2927(01)00066-X

Reimann, C.; Filzmoser, P. (2000): Normal and lognormal data distribution in geochemistry: death of a myth. Consequences for the statistical treatment of geochemical and environmental data. Environmental Geology, 39(9), 1001–1014. https://doi.org/10.1007/s002549900081

Reimann, C.; de Caritat, P. (2000): Intrinsic flaws of element enrichment factors (EFs) in environmental geochemistry. Environmental Science & Technology, 34, 5084–5091. https://doi.org/10.1021/es001339o

Rezvani, M.; Zaefarian, F. (2011): Bioaccumulation and translocation factors of cadmium and lead in green plants. Australian Journal of Agricultural Engineering, 2(4), 114–119.

Riehm, H. (1958): Die Ammoniumlaktatessigsäure-Methode zur Bestimmung der leichtlöslichen Phosphorsäure in karbonathaltigen Böden. Agrochimica

Rinklebe, J.; Shaheen, S.M. (2017): Geochemical distribution of Co, Cu, Ni and Zn in soil profiles of Fluvisols, Luvisols, Gleysols and Calcisols originating from Germany and Egypt. Geoderma 307, 122–138. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.005

Rinklebe, J.; Antić Mladenović, S.; Frohne, T.; Stärk, H.-J.; Tomić, Z.; Ličina, V. (2016): Nickel in a serpentine-enriched Fluvisol: Redox affected dynamics and binding forms. Geoderma 263, 203–214. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.004

Rinklebe, J.; Shaheen, S.M. (2014): Assessing the mobilization of cadmium, lead and nickel using a seven-step sequential extraction technique in contaminated floodplain soil profiles along the Central Elbe River, Germany. Water, Air and Soil Pollution 225, 2039. https://doi.org/10.1007/s11270-014-2039-1

Rodríguez-Eugenio, N.; McLaughlin, M.; Pennock, D. (2018): Soil Pollution: A Hidden Reality. FAO, Rim, 142 str.

Ryan, P.C.; Wall, A.J.; Hillier, S.; Clark, L. (2002): Insights into sequential chemical extraction procedures from quantitative XRD: A study of trace metal partitioning

in sediments related to frog malformities. Chemical Geology 184, 337–357. https://doi.org/10.1016/S0009-2541(01)00390-4

Sakan, S.; Frančišković-Bilinski, S.; Đorđević, D.; Popović, A.; Škrivanj, S.; Bilinski, H. (2020): Geochemical fractionation and risk assessment of potentially toxic elements in sediments from Kupa River, Croatia. Water 12, 2024. https://doi.org/10.3390/w12072024

Sakan, S.; Popović, A.; Anđelković, I.; Đorđević, D. (2016): Aquatic sediments pollution estimate using the metal fractionation, secondary phase enrichment factor calculation, and used statistical methods. Environmental Geochemistry and Health 38, 855–867. https://doi.org/10.1007/s10653-015-9766-0

Saljnikov, E.; Mrvić, V.; Čakmak, D.; Jaramaz, D.; Perović, V.; Antić Mladenović, S.; Pavlović, P. (2019): Pollution indices and sources appointment of heavy metal pollution of agricultural soils near the thermal power plant. Environmental Geochemistry and Health, 41(5), 2265–2279. https://doi.org/10.1007/s10653-019-00281-y

Saljnikov, E.; Hospodarenko, H.; Funakawa, S.; Kosaki, T. (2005): Effect of fertilization and manure application on nitrogen mineralization potentials in Ukraine. Zemljište i biljka, 54(3), 221–230.

Сарић, М. (ур.) (1992): Флора Србије. Српска академија наука и уметности, Београд.

Sasmaz, A.; Yaman, M. (2006): Distribution of chromium, nickel and cobalt in different parts of plant species and soil in mining area of Keban, Turkey. Communications in Soil Science and Plant Analysis 37, 1–13. https://doi.org/10.1080/00103620600767017

Säumel, I.; Kotsyuk, I.; Hölscher, M.; Lenkereit, C.; Weber, F.; Kowarik, I. (2012): How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. Environmental Pollution, 165, 124–132. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.02.019

Scheidegger, A.M.; Lamble, G.M.; Sparks, D.L. (1996): Investigation of Ni sorption on pyrophyllite: an XAFS study. Environmental Science & Technology, 30(2), 548–554. https://doi.org/10.1021/es950293+

SDPZ (2015): Srpsko društvo za proučavanje zemljišta – srpsko izdanje WRB klasifikacije. Novi Sad.

Senesi, G.S.; Baldassarre, G.; Senesi, N.; Radina, B. (1999): Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. Chemosphere, 39(2), 343–377. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00115-0

Šerbula, S.M.; Miljković, D.Đ.; Kovačević, R.M.; Ilić, A.A. (2012): Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil. Ecotoxicology and Environmental Safety, 76, 209–214. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.10.009

Shaheen, S.M.; Kwon, E.E.; Biswas, J.K.; Tack, F.M.G.; Ok, Y.S.; Rinklebe, J. (2017): Arsenic, chromium, molybdenum and selenium: Geochemical fractions and potential mobilization in riverine soil profiles originating from Germany and Egypt. Chemosphere 180, 553–563. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.054

Shaheen, S.M.; Rinklebe, J. (2014): Geochemical fractions of chromium, copper and zinc and their vertical distribution in floodplain soil profiles along the central Elbe River, Germany. Geoderma 228–229, 142–159. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.10.012

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

Sharma, A.; Kapoor, D.; Wang, J. (2020): Chromium bioaccumulation and its impacts on plants. An overview. Plants, 9(1), 100. https://doi.org/10.3390/plants9010100

Sheila, A.; Maria, A.T.; Gonçalves, M.S.; Santos, M.M. (2011): A nickel availability study in serpentinised areas of Portugal. Geoderma 164, 155–163. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.05.019

Shanker, A. K.; Cervantes, C.; Loza-Tavera, H.; Avudainayagam, S. (2005): Chromium toxicity in plants. Environment International, 31, 739–753. https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.02.003

Shi, J.; Zhao, D.; Ren, F.; Huang, L. (2023): Spatiotemporal variation of soil heavy metals in China. The pollution status and risk assessment. Science of the Total Environment, 871, 161768. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161768

Sikirić, B.; Čakmak, D.; Saljnikov, E.; Mrvić, V.; Jakovljević, M.; Stajković, O.; Bogdanović, D. (2011): Optimization of macroelement contents in raspberry leaves by liming in an extremely acid soil. Spanish Journal of Agricultural Research, 9(1), 329–337. https://doi.org/10.5424/sjar/20110901-450-10

Silva, Y.J.A.B., do Nascimento, C.W.A., Biondi, C.M., van Straaten, P., da Silva, Y.J.A.B., de Souza Jr., V.S., de Araújo, J.C.T., Alcantara, V.C., da Silva, F.L., da Silva, R.J.A.B. (2020): Concentrations of major and trace elements in soil profiles developed over granites across a climosequence in northeastern Brazil. Catena, 193, 104604.

Smičiklas, I.; Dimović, S.; Jović, M.; Milenković, A.; Šljivić-Ivanović, M. (2015): Evaluation study of cobalt(II) and strontium(II) sorption–desorption behavior for selection of soil remediation technology. International Journal of Environmental Science and Technology 12, 3853–3862. https://doi.org/10.1007/s13762-015-0817-y

Souri, M.K.; Hatamian, M.; Tesfamariam, T. (2019): Plant growth stage influences heavy metal accumulation in leafy vegetables of garden cress and sweet basil. Chemical and Biological Technologies in Agriculture, 6, 25. https://doi.org/10.1186/s40538-019-0170-3

SRPS EN ISO 10390:2022 – Zemljište, tretirani biootpad i mulj – Određivanje pH vrednosti. Institut za standardizaciju Srbije, Beograd.

SRPS ISO 10693:2005 – Kvalitet zemljišta – Određivanje sadržaja karbonata – Volumetrijska metoda. Institut za standardizaciju Srbije, Beograd.

SRPS ISO 10694:2005 – Kvalitet zemljišta – Određivanje organskog i ukupnog ugljenika nakon suvog sagorevanja (elementarna analiza). Institut za standardizaciju Srbije, Beograd.

SRPS ISO 11260:2018 – Kvalitet zemljišta – Određivanje efektivnog kapaciteta katjonske izmene i stepena zasićenosti bazama primenom rastvora barijum-hlorida. Institut za standardizaciju Srbije, Beograd.

SRPS ISO 13878:2005 – Kvalitet zemljišta – Određivanje sadržaja ukupnog azota suvim sagorevanjem („elementarna analiza"). Institut za standardizaciju Srbije, Beograd.

SRPS ISO 14870:2005 – Kvalitet zemljišta – Ekstrakcija elemenata u tragovima puferovanim DTPA rastvorom. Institut za standardizaciju Srbije, Beograd.

SRPS ISO 22036:2008 – Kvalitet zemljišta – Određivanje elemenata u tragovima u ekstraktima zemljišta primenom optičke emisione spektrometrije sa indukovano spregnutom plazmom (ICP-AES). Institut za standardizaciju Srbije, Beograd.

Stevanović, D.; Jakovljević, M.; Martinović, Lj. (2003): Sadržaj i pristupačnost mikroelemenata i teških metala u zemljištima Srbije. Agrohemija, Beograd, 1–3, 5–24.

Стевановић, В. (1984): Екологија, фитоценологија и флористичка структура степске вегетације Фрушке горе. Докторска дисертација, Универзитет у Београду, Београд.

Sucharová, J.; Suchara, I.; Holá, M.; Maríková, S.; Reimann, C.; Boyd, R.; Filzmoser, P.; Englmaier, P. (2012): Top-/bottom-soil ratios and enrichment factors. What do they really show? Applied Geochemistry, 27, 138–145. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.09.025

Sun, Y.; Zhao, Y.; Hao, L.; Zhao, X.; Lu, J.; Wei, Q.; Shi, Y.; Ma, C. (2023): Evaluation and Source Identification of Heavy Metal Pollution in Black Soils, Central-Eastern Changchun, China. Sustainability, 15, 7419. https://doi.org/10.3390/su15097419

Suttle, N.F. (2010): Mineral Nutrition of Livestock, 4th ed. CABI Publishing, Wallingford, 544 pp. https://doi.org/10.1079/9781845934729.0000

Танасијевић, Ђ.; Антоновић, Г.; Алексић, Ж.; Павићевић, Н.; Филиповић, Ђ.; Спасојевић, М. (1966): Педолошки покривач западне и северозападне Србије. Институт за проучавање земљишта, Београд.

Tashakor, M.; Hochwimmer, B.; Brearley, F.Q. (2017): Geochemical assessment of metal transfer from rock and soil to water in serpentine areas of Sabah (Malaysia). Environmental Earth Sciences 76, 281–293. https://doi.org/10.1007/s12665-017-6585-x

Tessier, A.; Campbell, P.G.C.; Bisson, M. (1979): Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry 51(7), 844–851. https://doi.org/10.1021/ac50043a017

Tošić Jojević, S.; Mrvić, V.; Stajković Srbinović, O.; Jovković, M.; Antić Mladenović, S.; Krpović, M.; Belanović Simić, S. (2024): Geochemical Distribution of Ni, Cr, and Co in the Main Soil Types of the Čemernica River Basin in Serbia (In a Serpentine Environment). Land, 13(12), 2075. https://doi.org/10.3390/land13122075

Tsadilas, C.D.; Rinklebe, J.; Selim, H.M. (2019): Nickel in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL, 327 str. https://doi.org/10.1201/9781315154664

Turitzin, S.N. (1982): Nutrient limitations to plant growth in a California serpentine grassland. American Midland Naturalist, 107(1), 95–99.

Уредба о граничним вредностима загађујућих, штетних и опасних материја у земљишту („Службени гласник РС”, 64/2019). Министарство заштите животне средине, Београд.

Uren, N.C. (1992): Forms, reactions and availability of nickel in soils. Advances in Agronomy 48, 141–203. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60937-2

USDA (1993): Soil Survey Manual. USDA Handbook No. 18, U.S. Department of Agriculture, Vašington DC.

USEPA (2020a): Regional Screening Levels (RSLs) – User's Guide. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC. https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide

USEPA (2020b): Regional Screening Levels (RSLs) – Equations. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC. https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-equations

USEPA (1989): Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002, U.S. Environmental Protection Agency, Vašington DC.

Van der Perk, M. (2006): Soil and Water Contamination: From Molecular to Catchment Scale. Taylor & Francis, London

Vasić, F.; Belanović Simić, S.; Čavlović, D.; Miljković, P.; Caković, M.; Jovanović, N.; Marković, A.; Grujić, T.; Lukić, S. (2024): Practices for phytoremediation of soil in Serbia. South-East European Forestry 15, 91–101. https://doi.org/10.15177/seefor.24-09

Vincent, J.B. (2017): New evidence against chromium as an essential trace element. The Journal of Nutrition, 147(12), 2212–2219. https://doi.org/10.3945/jn.117.255901

Vincent, J.B. (2000): The biochemistry of chromium. Journal of Nutrition 130(4), 715–718. https://doi.org/10.1093/jn/130.4.715

Wang, X.; Wang, L.; Zhang, Q.; Liang, T.; Li, J.; Bruun Hansen, H.C.; Shaheen, S.M.; Antoniadis, V.; Bolan, N.; Rinklebe, J. (2022): Integrated assessment of the impact of land use types on soil pollution by potentially toxic elements and the associated ecological and human health risk. Environmental Pollution, 299, 118911. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118911

Watson, M.E.; Brown, J.R. (1998): pH and lime requirement. Soil Analysis Handbook of Reference Methods, CRC Press, Boca Raton, 13–16.

Welch, R.M.; Cary, E.F. (1975): Concentration of chromium, nickel and vanadium in plant material. Journal of Agriculture and Food Chemistry, 23, 479–482. https://doi.org/10.1021/jf60199a017

Wendling, L.A.; Kirby, J.K.; McLaughlin, M.J. (2008): A novel technique to determine cobalt exchangeability in soils using isotope dilution. Environmental Science and Technology 42, 140–146. https://doi.org/10.1021/es071526n

Westerman, R.L. (ur.) (1990): Soil Testing and Plant Analysis, 3rd ed. Soil Science Society of America, Madison, WI. https://doi.org/10.2136/sssabookser3.3ed

Westhoff, V.; van der Maarel, E. (1973): The Braun-Blanquet approach. U: Whittaker, R.H. (ur.) Ordination and Classification of Communities, Junk, Hag, 617–726. https://doi.org/10.1007/978-94-010-2701-4_20

WHO (World Health Organization) (2006): Cobalt and Inorganic Cobalt Compounds. Concise International Chemical Assessment Document 69. World Health Organization, Geneva.

Xu, T.; Nan, F.; Jiang, X.; Tang, Y.; Zeng, Y.; Zhang, W.; Shi, B. (2020): Effect of soil pH on the transport, fractionation, and oxidation of chromium(III). Ecotoxicology and Environmental Safety, 195, 110459. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110459

Yan, X.; Zhang, F.; Zeng, C.; Zhang, M.; Devkota, L.P.; Yao, T. (2012): Relationship between heavy metal concentrations in soils and grasses of roadside farmland in Nepal. International Journal of Environmental Research and Public Health, 9(9), 3209–3226. https://doi.org/10.3390/ijerph9093209

Yu, Y.; Liu, W.; Luo, H.; He, L.; Liu, H.; Xu, R.; Zhang, L.; Wang, Y.; Wu, G.; Wei, F. (2021): Assessing the risk of total and available potentially toxic elements in agricultural soil in typical mining areas in Xiangjiang River Basin, Hunan Province. Minerals, 11(9), 953. https://doi.org/10.3390/min11090953

Zayed, A.; Lytle, C.M.; Qian, J.H.; Terry, N. (1998): Chromium accumulation, translocation and chemical speciation in vegetable crops. Planta 206, 293–299. https://doi.org/10.1007/s004250050403

Zayed, A.M.; Terry, N. (2003): Chromium in the environment: Factors affecting biological remediation. Plant and Soil 249, 139–156. https://doi.org/10.1023/A:1022504826342

Zhang, J.; Yang, R.; Li, Y.C.; Peng, Y.; Wen, X.; Ni, X. (2020): Distribution, accumulation, and potential risks of heavy metals in soil and tea leaves from geologically different plantations. Ecotoxicology and Environmental Safety, 195, 110475. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110475

Zhang, S.; Wang, S.; Shan, X. (2002): Distribution and speciation of heavy metals in surface sediments from Guanting Reservoir, Beijing. Journal of Environmental Science and Health, Part A 37, 465–478.

Zulfiqar, U.; Haider, F.U.; Ahmad, M.; Hussain, S.; Maqsood, M.F.; Ishfaq, M.; Shahzad, B.; Waqas, M.M.; Ali, B.; Tayyab, M.N. i sar. (2023): Chromium toxicity, speciation and remediation strategies in soil-plant interface: A critical review. Frontiers in Plant Science 13, 1081624.

Đalović, I.G.; Jocković, Đ.S.; Dugalić, G.J.; Bekavac, G.F.; Purar, B.; Šeremešić, S.I.; Jocković, M.Đ. (2012): Soil acidity and mobile aluminum status in pseudogley soils in the Čačak–Kraljevo Basin. Journal of the Serbian Chemical Society, 77(6), 833–843. https://doi.org/10.2298/JSC110629201D

Đorđević, A.; Radmanović, S. (2016): Pedologija. Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet, Beograd.

БИОГРАФИЈА АУТОРА

Соња Тошић рођена је 01.01.1991. године у Сарајеву. Основну и средњу школу завршила је у Београду. Школске 2009/10. године уписала је Шумарски факултет Универзитета у Београду, модул Еколошки инжењеринг у заштити земљишних и водних ресурса. Дипломирала је 2014. године са просечном оценом 8,98. Мастер студије уписала је 2015. године, модул Екологија гајења шума и заштита животне средине. Мастер рад под насловом: Еколошко-вегетацијске карактеристике заштићеног подручја „Велика Плећ – Вражији Вир“ на планини Маљен одбранила је 2016. године оценом 10, а мастер студије завршила је са просечном оценом 9,88. Исте године уписала је докторске студије на Шумарском факултету, смер Еколошки инжењеринг у заштити земљишних и водних ресурса. Веће биотехничких наука Универзитета у Београду дало је 2020. године сагласнот за пријаву теме докторске дисертације под насловом „Биоприступачност и процена ризика садржаја никла, хрома и кобалта у земљиштима слива реке Чемернице (западна Србија)“.

Као студент сарадник, од јуна 2014. до јануара 2017. године учествовала је у пројекту Министарства просвете, науке и технолошког развоја ИИИ 43007 „Истраживање климатских промена и њиховог утицаја на животну средину: праћење утицаја, адаптација и ублажавање” на Шумарском факултету. Од септембра 2014. до марта 2017. године била је волонтер у Заводу за заштиту природе Србије, где је учествовала у изради монографија, стручних извештаја и студија заштите.

Током тромесечног стручног усавршавања у Јапану на програму „Disaster Management on Infrastructure (River, Road and Port)“, радила је на изради акционог плана заштите земљишних и водних ресурса. У школској години 2014/2015. била је демонстратор у настави на Шумарском факултету, где је под надзором проф. др Миодрага Златића учествовала је у припреми и извођењу вежби из предмета Основи заштите животне средине.

Од априла 2017. године запослена је у Институту за земљиште, на Одсеку педологија, са учешћем на пројекту ТР 37006 „Проучавање утицаја квалитета земљишта и вода за наводњавање за ефикаснију производњу пољопривредних

култура и очување животне средине“. Учестовала је и у пројетку Фонда за науку Републике Србије и Министарства науке, технолошког развоја и иновација „Utilizing rhizobia to reduce the risk of heavy metal accumulation in alfalfa: Nickel (Ni) case study—RhizoDETOX“ Grant No. 7015, као и у другим домаћим и међународним пројектима. Аутор је и коаутор више од 40 научних радова објављених у земљи и иностранству. Свој истраживачки рад је усмерила у области науке о земљишту, пре свега на деградацију и концепт квалитета земљишта, као и на одрживо управљање овим ресурсом.

ИЗЈАВА О АУТОРСТВУ

Име и презиме аутора – **Соња Тошић Јојевић**

Број индекса – **3/2016**

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

„Биоприступачност и процена ризика садржаја никла, хрома и кобалта у земљиштима слива реке Чемернице (западна Србија)“

- резултат сопственог истраживачког рада;
- да дисертација у целини ни у деловима није била предложена за стицање друге дипломе према студијским програмима других високошколских установа;
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио/ла интелектуалну својину других лица.

Потпис аутора

У Београду, _____

_____

ИЗЈАВА О ИСТОВЕТНОСТИ ШТАМПАНЕ И ЕЛЕКТРОНСКЕ ВЕРЗИЈЕ ДОКТОРСКОГ РАДА

Име и презиме аутора – **Соња Тошић Јојевић**

Број индекса – **3/2016**

Студијски програм – **Еколошки инжењеринг у заштити земљишних и водних ресурса**

Наслов рада – **Биоприступачност и процена ризика садржаја никла, хрома и кобалта у земљиштима слива реке Чемернице (западна Србија)**

Ментор – **др Снежана Белановић Симић, ред. проф. Универзитета у Београду, Шумарски факултет**

Изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла ради похрањена у **Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Београду.**

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског назива доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада.

Ови лични подаци могу се објавити на мрежним страницама дигиталне библиотеке, у електронском каталогу и у публикацијама Универзитета у Београду.

Потпис аутора

У Београду, _____

_____

ИЗЈАВА О КОРИШЋЕЊУ

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

„**Биоприступачност и процена ризика садржаја никла, хрома и кобалта у земљиштима слива реке Чемернице (западна Србија)**“

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Београду и доступну у отвореном приступу могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство (CC BY)

2. Ауторство – некомерцијално (CC BY-NC)

3. Ауторство – некомерцијално – без прерада (CC BY-NC-ND)

4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима (CC BY-NC-SA)

5. Ауторство – без прерада (CC BY-ND)

6. Ауторство – делити под истим условима (CC BY-SA)

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци. Кратак опис лиценци је саставни део ове изјаве).

Потпис аутора

У Београду, _____

_____

1. **Ауторство**. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.

2. **Ауторство – некомерцијално**. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.

3. **Ауторство – некомерцијално – без прерада**. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.

4. **Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима**. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.

5. **Ауторство – без прерада**. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.

6. **Ауторство – делити под истим условима**. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.