



**УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ
ТЕХНИЧКИ ФАКУЛТЕТ У БОРУ**



Милош Ж. Папић

**ВИШЕКРИТЕРИЈУМСКА АНАЛИЗА
КВАЛИТЕТА ЗЕМЉИШТА ЧАЧАНСКЕ
КОТЛИНЕ**

докторска дисертација

Бор, 2014.



**UNIVERSITY IN BELGRADE
TECHNICAL FACULTY IN BOR**



Miloš Ž. Papić

MULTI-CRITERIA ANALYSIS OF SOIL QUALITY IN ČAČAK VALLEY

doctoral dissertation

Bor, 2014

Комисија за преглед и одбрану:

Ментор: др Милован Вуковић, редовни професор
Технички факултет у Бору

Чланови Комисије:

др Ђорђе Николић, доцент
Технички факултет у Бору

др Љиљана Такић, ванредни професор
Технолошки факултет у Лесковцу

Датум одбране: _____ године

Неизмерну захвалност на свеобухватној стручној подршци дугујем свом ментору, проф. др Миловану Вуковићу, без чије помоћи овај рад не би био остварен. Такође бих желео да се захвалим и осталим професорима са Одсека за менаџмент Техничког факултета у Бору, на корисним саветима при изради докторске дисертације, као и професорима са Агрономског факултета у Чачку, проф. др Горану Дугалићу и др Павлу Машковићу на помоћи око планирања и реализације узорковања, те на несебичној помоћи око обраде и публиковања резултата до којих се дошло током рада на истој.

Милош Ж. Папић

Вишекритеријумска анализа квалитета земљишта чачанске котлине

Резиме

У дисертацији су приказани резултати анализа узорака пољопривредног земљишта са 30 различитих локација које се налазе у близини реке Западне Мораве како у урбаној (индустријској зони) тако и у руралној зони града Чачка. Узорци обрадивог земљишта су узимани са дубине од 0 до 30 cm у нарушеном стању и анализиран је садржај основних параметара плодности, радионуклида, као и најчешћих контаминаната у виду тешких метала и неких есенцијалних микроелемената окарактерисаних као опасне и штетне материје.

У обрадивом земљишту чачанске котлине је анализиран садржај пет основних хемијских параметара који се користе за утврђивање плодности земљишта и то: хемијска реакција односно киселост земљишта (pH), процентуални садржај хумуса, укупан садржај азота (N), лакоприступачни фосфор (P_2O_5) и калијум (K_2O); садржај 10 најзначајнијих елемената са аспекта загађења земљишта који могу да оштете или промене производну способност, односно плодност пољопривредног земљишта и то опасних (Cd, Pb, Hg, As, Cr, Ni и F), односно штетних (Cu, Zn и B); те садржај примордијалних радионуклида који имају највећи удео у радиоактивности земљишта (^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) као и антропогеног, ^{137}Cs .

Утврђене су међусобне корелационе зависности свих елемената на наведеним локацијама, а затим је извршено поређење двеју група локација и то локација које се налазе на сеоском подручју и локација које се налазе у урбаној (индустријској) зони града.

Локације су потом рангиране коришћењем PROMETHEE (*PReference Organization Method for Enrichment Evaluation*) методе, а након тога су резултати и графички приказани путем GAIA (*Geometrical Analysis for Interactive Assistance*) равни. Двадесет критеријума на основу којих је извршено рангирање су представљали садржаји, односно укупне активности сваког појединачног анализираних елемената. Рангирање је показало да је локација са најквалитетнијим

земљиштем локација Прељинска Балуга Б, док је локација са земљиштем најмањег квалитета локација Парменац.

На крају је помоћу кластер анализе извршено груписање сличних локација, а резултати су приказани и графички путем дендрограма.

Кључне речи: плодност земљишта, загађење земљишта, квалитет земљишта, радионуклиди, тешки метали, контаминанти, опасне и штетне материје, вишекритеријумска анализа, кластер анализа, Чачак

Научна област: Инжењерски менаџмент

УДК број: 504.5:631.42]:519.8(497.11 Ћаћак)(043.3)

Multi-criteria analysis of soil quality in Čačak valley

Summary

The dissertation shows the results of the farming soil samples taken from 30 different locations in the vicinity of the river Zapadna Morava both in urban (industrial) and rural regions within the city of Čačak. The samples of arable soil were taken from 0 to 30 cm depth. The content of basic parameters of fertility, radionuclides as well as of the most frequent contaminants in the form of heavy metals and essential microelements characterised as hazardous and harmful substances were analysed.

In arable soil of the Čačak valley, the content of following groups of elements were measured: five basic chemical parameters used to determine soil fertility: chemical reaction i.e. soil acidity (pH), followed by the humus content, the total nitrogen content (N), readily available phosphorus (P_2O_5) and potassium (K_2O); ten most significant elements from the aspect of soil contamination that could damage or modify ability and fertility of agricultural soil, of which hazardous: Cd, Pb, Hg, As, Cr, Ni, F, and harmful: Cu, Zn and B; and the primordial radionuclide activity imparting soil radioactivity most (^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K) as well as the activity of an anthropogenic ^{137}Cs .

The mutual correlations among all the elements on these sites were determined, followed by the comparison of two groups of sites: those in the rural and those in the urban (industrial) region.

Then the sites were ranked using PROMETHEE (*Preference Organisation Method for Enrichment Evaluation*) method with the results and graphic layout expressed through GAIA (*Geometrical Analysis for Inetractive Assistance*) plane. Twenty criteria were embraced to rank the contents, meaning the total content and activity of each individual element being analysed. Ranking showed the location of Preljinska Baluga B to have the best quality soil, whereas that of Parmenac had the lowest quality soil.

Cluster analysis was eventually used to group similar sites, with the results presented graphically using dendogram.

Key Words: soil fertility, soil pollution, soil quality, radionuclides, heavy metals, contaminants, hazardous and harmful substances, Multi-criteria analysis, Cluster analysis, Čačak

Scientific discipline: Engineering Management

UDC number: 504.5:631.42]:519.8(497.11 Čačak)(043.3)

САДРЖАЈ:

1. УВОД.....	12
1.1. ПРЕДМЕТ ИСТРАЖИВАЊА	19
1.2. ЦИЉ ИСТРАЖИВАЊА.....	21
1.3. ХИПОТЕЗЕ	22
2. ЗЕМЉИШТЕ КАО ЕКОЛОШКИ РЕСУРС И МЕТОДЕ ПРАЋЕЊА ЊЕГОВОГ КВАЛИТЕТА	24
2.1. ПЛОДНОСТ ЗЕМЉИШТА.....	27
2.1.1. Хемијска реакција.....	28
2.1.2. Хумус.....	28
2.1.3. Азот	29
2.1.4. Фосфор	30
2.1.5. Калијум	31
2.2. ЗАГАЂЕЊЕ ЗЕМЉИШТА	31
2.2.1. Радиоактивност земљишта	34
2.2.1.1. Дефиниције основних дозиметријских величина и јединица	42
2.2.2. Садржај, облици налажења и понашање опасних и штетних материја у земљишту.....	44
2.3. ПРОМЕНА НАЧИНА КОРИШЋЕЊА ЗЕМЉИШТА	57
2.4. КВАЛИТЕТ ЗЕМЉИШТА	58
2.4.1. Методе одређивања квалитета земљишта.....	59
2.4.2 Квалитет земљишта у зависности од загађења хемијским супстанцама	60
2.5. КЛАСИФИКАЦИЈА ЗЕМЉИШТА	63
2.5.1. Домаћа класификација.....	64
3. ЗАКОНОДАВНИ ОКВИРИ О ЗЕМЉИШТУ	66
3.1. ДОМАЋЕ ЗАКОНОДАВСТВО	66
3.2. ЕВРОПСКА ЛЕГИСЛАТИВА.....	71
3.2.1. Извештаји о стању земљишта у Европи	73
3.2.2. Упутство за узорковање земљишта.....	74

4. ПРИРОДНИ И ДРУШТВЕНИ ЧИНИОЦИ РАЗВОЈА ГРАДА ЧАЧКА	76
4.1. ГЕОГРАФСКИ ПОЛОЖАЈ	76
4.2. ГЕОМОРФОЛОГИЈА	77
4.3. РЕЉЕФ	78
4.4. КЛИМА	79
4.5. ХИДРОЛОГИЈА	79
4.6. ЗЕМЉИШТЕ.....	80
4.6.1. Биљни свет	81
4.7. ДРУШТВЕНИ ЧИНИОЦИ	82
4.7.1. Становништво	82
4.7.2. Привреда.....	83
4.7.2.1. Привредни субјекти и њихов утицај на животну средину	84
5. МЕТОДОЛОШКИ ПРИСТУП	86
5.1. УЗОРКОВАЊЕ	86
5.1.1. Методологија мерења основних параметара плодности земљишта ..	88
5.1.2. Методологија мерења радионуклида	88
5.1.3. Методологија мерења опасних и штетних материја.....	91
5.2. ОБРАДА ПОДАТАКА.....	91
5.2.1. Дескриптивна статистика	91
5.2.2. Корелациона анализа.....	92
5.2.3. Поређење група.....	93
5.2.4. PROMETHEE и GAIA методе вишекритеријумског одлучивања.....	93
5.2.4.1. Процедура примене PROMETHEE методе.....	95
5.2.4.2. Одређивање тежина критеријума	103
5.2.4.1.1. Метода аналитичких хијерархијских процеса	105
5.2.4.1.2. Метода Ентропије	109
5.2.4.3. GAIA равни.....	111
5.2.5. Кластер анализа	112
5.2.5.1. Процедура примене кластер анализе.....	114

6. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА	116
6.1. РЕЗУЛТАТИ ПЛОДНОСТИ ЗЕМЉИШТА.....	116
6.1.1. Корелације основних параметара плодности у земљишту	118
6.1.2. Резултати рангирања локација према плодности земљишта.....	119
6.1.3. Резултати кластер анализе у односу на основне параметре плодности.....	124
6.2. РЕЗУЛТАТИ РАДИОАКТИВНОСТИ ЗЕМЉИШТА	126
6.2.1. Корелације радионуклида у земљишту.....	131
6.2.2. Разлике између група локација у односу на активности радионуклида.....	131
6.2.3. Резултати рангирања локација према активностима радионуклида	132
6.2.4. Резултати кластер анализе у односу на радионуклиде	138
6.3. РЕЗУЛТАТИ ПРИСУСТВА ОПАСНИХ И ШТЕТНИХ МАТЕРИЈА У ЗЕМЉИШТУ.....	140
6.3.1. Корелације опасних и штетних материја у земљишту.....	145
6.3.2. Разлике између група локација у односу на опасне и штетне материје.....	145
6.3.3. Резултати рангирања локација према садржају опасних и штетних материја у земљишту.....	146
6.3.4. Резултати кластер анализе у односу на опасне и штетне материје у земљишту.....	151
6.4. КОРЕЛАЦИЈЕ СВИХ ЕЛЕМЕНАТА.....	154
6.5. РЕЗУЛТАТИ УКУПНОГ РАНГИРАЊА	156
6.5.1. Кластер анализа локација у односу на садржај свих анализираних компонената земљишта.....	164
7. ЗАКЉУЧАК.....	167
ЛИТЕРАТУРА	171
БИОГРАФИЈА	190

1. УВОД

Човек је још од неолита почео да нарушава земљишта увођењем земљорадње („неолитска револуција“), али те промене нису достигале забрињавајући ниво све до друге половине XX века (Коломејцева-Јовановић, 2010). Данас на Земљи живи око 7,2 милијарде људи, а према проценама стручњака тај број се сваких 40 година удвостручује. У исто време, укупна пољопривредна површина у свету се смањује, тако да производња потребних количина хране представља један од највећих проблема савременог човечанства (Предић, 2011). Све бројнија популација на Земљи изискује и све интензивнију пољопривреду (ратарство и сточарство) што доводи до интензивног коришћења земљишта, велике употребе ђубрива, пестицида и других хемијских средстава. Све то утиче на смањивање количине хемијских елемената у земљиштима, а нарочито биолошки неопходних елемената, као и на загађење земљишта (Коломејцева-Јовановић, 2010). У протеклих пола века деградирано је око две милијарде од укупно 8,7 милијарди хектара пољопривредног земљишта, пашњака, шума и шумског земљишта. Поред смањивања пољопривредних површина, до значајног пада у квалитету земљишта широм света је дошло нежељеним променама физичких, хемијских и биолошких својстава земљишта и кроз загађење органским и неорганским хемикалијама (Arshad и Martin, 2002).

Развој савременог стила живота, а посебно развој индустрије, допринели су повећању ризика од загађења земљишта које се најчешће дешава услед емисије полутаната из индустријских постројења, саобраћаја, неселективног одлагања чврстог и опасног отпада и експлозија или несрећа које укључују опасне материје. Ово се посебно односи на земље у развоју (IAEA-TECDOC-1415, 2004).

Чињеница је да ће светска популација до 2020. године нарасти до те мере да ће количина произведене хране морати да се повећа за 50%, како би се постигла глобална обезбеђеност храном. Чињеница је такође да се 99% хране за човечанство обезбеђује обрадом земљишта (FAO, 2013). Према последњим

истраживањима Организације за храну и пољопривреду при Уједињеним Нацијама тренутно се око 842 милиона људи бори против глади, а сваког дана 36000 људи умире од глади (FAO, 2013). Из наведених разлога произилази основни задатак савремене пољопривреде а он се своди на континуирано повећање укупне примарне пољопривредне производње и квалитета приноса гајених биљака по јединици површине.

Повећање производње се не може очекивати на рачун повећавања површина пољопривредног земљишта кога је све мање, већ повећавањем приноса са ограничених земљишних површина. Међутим, ако би повећање производње било засновано на увећаном обиму примене хемизације (минерална ђубрива и пестициди), уз већ присутно свеопште загађивање природе, проблеми загађивања хране били би нерешиви (Пауновић и сар., 2005).

Оптимално решење би било да се повећа плодност, а смањи загађење земљишта без увећања обима примене поменуте хемизације. Да би се то постигло, овом проблему се мора поклонити значајнија пажња и систематски приступити његовом решавању. Почетни корак у решавању сваког проблема представља анализа тренутног стања.

Као последица интензификације пољопривредне производње за време двадесетог века, јавило се опадање садржаја органског угљеника у већини земљишта. Ово опадање има велики утицај на пољопривредну производњу с обзиром на то да је органски угљеник једна од главних компоненти органске материје у земљишту. У оквиру официјалног саопштења *Towards a Thematic Strategy for Soil Protection* (СЕС, 2002), усвојеног априла 2002. године, идентификовано је осам главних притисака на земљиште; сматра се да је смањење органске материје један од најозбиљнијих процеса деградације, посебно у јужној Европи. Корист од органске материје је уско повезана са чињеницом да има улогу складишта за нутријенте, извор је плодности земљишта, доприноси аерацији земљишта, смањује збијеност земљишта.

Потреба за адекватним подацима о садржају органске материје у земљиштима на нивоу Европе, на националном и регионалном нивоу нагло расте у протеклих неколико година. Ово је резултат растуће свести о проблему животне средине као што је деградација земљишта, дезертификација, ерозија и, на

глобалном нивоу, утицај на климатске промене. Да би се обезбедило одрживо управљање земљиштем, императив је да органска материја у земљишту буде одржавана на задовољавајућем нивоу. Опадање садржаја органске материје је индикатор опадања квалитета у већини земљишта.

Агенција за заштиту животне средине Републике Србије од 2006. године прати стање животне средине; између осталих компоненти и стање земљишта. Резултати се публикују у Извештајима о стању животне средине који су доступни на сајту Агенције. Постоје три посебна Извештаја о стању земљишта у Републици Србији и то за период од 2006. до 2009. године и Извештаји за 2011., односно 2012. годину. У овим извештајима је на 175 (Извештај за 2011.) и 211 (Извештај за 2012.) локалитета у по 7 градова (укупно 9), мерен садржај основних параметара плодности, радионуклида и тешких метала. Испитивања су обављана у Београду, Новом Саду, Крагујевцу, Крушевцу, Суботици, Ужицу и Пожаревцу, а 2012. године су уместо последња два града испитивањем обухваћени Чајетина и Ниш. Са становишта овог рада битно је нагласити да су подаци дати парцијално по ставкама (категоријама елемената) и тако коментарисани. Поред тога, град Чачак, као изузетно важан пољопривредни регион, није обухваћен ни једним од наведених мерења.

Кључне поруке Извештаја из 2009. године су дефинисане на следећи начин:

- Упркос чињеници да су еколошке и социоекономске функције земљишта основе за социјално и економско благостање, земљиште је још увек релативно занемарен природни ресурс, што се закључује и недовољним буџетом који се издваја за решавање проблема из ове области.
- Иако се у периоду од 2006. до 2008. године уочава напредак у погледу броја програма и локалитета на којима је праћено стање земљишта и у погледу доступности података, још увек недостају потпуне информације за анализу притисака на земљиште.
- Законска регулатива у области праћења стања и заштите земљишта у Републици Србији није довољно развијена.
- Стање земљишта на подручју Републике Србије прате научне и стручне институције у циљу сагледавања стања и дефинисања програма за његову

заштиту. Непостојање систематског мониторинга који подразумева хармонизовано прикупљање, анализу и представљање резултата мерења, условљава приказ стања земљишта на појединим деловима територије Републике Србије и онемогућава поређење резултата из претходних година.

- За постављање циљева у овој области неопходно је формирати централизовану базу података на националном нивоу.

Кључне поруке Извештаја о стању земљишта у Републици Србији након две године су следеће:

- Праћење квалитета земљишта у урбаним зонама на 175 локалитета у седам градова показује прекорачења граничних вредности појединих параметара и потребу за детаљним истраживањима на појединим локалитетима.
- Испитивање земљишта у зони аутопута Е75 указује да поред геохемијског постоје и антропогени утицаји који су довели до повећања концентрација појединих полутаната.
- На пољопривредном земљишту у околини три најзначајнија рударско-енергетска комплекса (Костолачки басен, ТЕНТ Обреновац и Колубарски басен) измерене су повећане концентрације Cd, Co, Cu и Ni.
- Заступљеност клизишта у односу на укупну територију Републике Србије износи 20 – 25%.
- Без организованог систематског мониторинга земљишта није могуће осигурати квалитетне и правовремене податке о земљишту на националном нивоу, ни успоставити адекватан систем извештавања.

Закључци најновијег Извештаја (Извештај о стању земљишта у Републици Србији за 2012. годину) су следећи:

- У 2012. години праћење стања квалитета земљишта на локалном нивоу и даље спроводе само поједини градови и општине.
- Резултати испитивања степена угрожености земљишта од хемијског загађења, које је вршено у урбаним зонама на 211 локалитета у наведених седам градова, показују прекорачења граничних вредности за Pb, Cd, Cu, Cr, Zn и Ni кога у чак 6 од 7 градова има више него што је прописано.

- У површинском слоју земљишта (до 30 cm) у околини 28 индустријских комплекса забележене су прекорачене граничне вредности за кадмијум (са прекорачењем на 40% локалитета од укупног броја), бакар (на 49% локалитета) и никал (на чак 85% локалитета). Остали тешки метали (Pb, Zn, Cr и As) су у нешто мањем проценту прекорачили граничне вредности.
- Испитивање пољопривредног земљишта 2012. године на територији Златиборског, Моравичког и, мањим делом, Рашког округа показује да доминирају земљишта киселе реакције, бескарбонатна, добро снабдевена хумусом, са врло ниским садржајем приступачног фосфора и високим садржајем приступачног калијума.
- Што се тиче укупног садржаја најважнијих потенцијално штетних елемената у пољопривредним земљиштима добијени су резултати који показују прекорачење у више од 5% од укупног броја узорка за Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Co, F и B.
- У 2012. години укупно је идентификовано 384 локалитета који обухватају потенцијално контаминирани локалитете (90,4%), контаминирани локалитете (7,6%) и локалитете на којима је извршена ремедијација (2,0%). Од укупно 347 потенцијално контаминираних локалитета 24,5% је прелиминарно истражено, док су главна истраживања реализована на 4,03% локалитета.
- Успостављање систематског праћења стања земљишта и унапређење инвентара контаминираних локација представља приоритетне циљеве за наредни период.

Што се тиче последње тачке, која се као недостатак појављује и у претходним Извештајима, помак је направљен тако да се у Извештају из 2013. године наводи да је успостављање систематског мониторинга земљишта на простору Републике Србије усклађено са циљевима постављеним у националним стратегијама: Националној стратегији одрживог развоја Републике Србије („Службени гласник РС“, бр. 57/08) и Акционом плану за спровођење стратегије одрживог развоја („Службени гласник РС“, бр. 22/09), као и у Националном програму заштите животне средине („Службени гласник РС“, бр. 12/10) где је наведено да „мониторинг земљишта као систематска и перманентна активност

није организована на целовитом простору Републике Србије“; као и да „законска регулатива која се односи на праћење стања земљишта и граничне вредности загађујућих материја у земљишту није довољно развијена у Републици Србији“.

Анализирајући релевантну литературу из области, врло лако се може доћи до податка да се трећа тачка првог Извештаја не односи само на Републику Србију већ и на цео свет. Наиме, у документима Европске уније (COM(2002)179) се као један од закључака наводи исти проблем – недостатак легислативе којом би се регулисала питања и проблеми земљишта. Чак је и Денис Кини (Dennis Keeney), директор Леополд Центра за одрживу пољопривреду – *Leopold Center for Sustainable Agriculture* (IO, USA), забринут опадањем квалитета земљишта и у покушају да заустави овај негативни тренд, позвао на доношење националних законских аката у вези са квалитетом земљишта, сличних онима из области квалитета воде и ваздуха са нагласком на јак, координиран, истраживачко-демонстративно-подстицајни приступ (Arshad и Martin, 2002).

Поред недостатка законске регулативе, генерално недостаје и хармонизован европски систем за колекцију података о загађењу земљишта, иако неке развијене земље поседују и користе сопствене системе (*Soil Contamination: Impacts on Human Health*, 2013). Ово је такође закључак домаћих извештаја.

Идеја за ово истраживање се јавила на основу изнетих података и кључних порука Извештаја о стању земљишта у Републици Србији, као и самих чињеница које се односе на недовољно проучавање овог круцијалног фактора животне средине. Чачак, као један од важнијих пољопривредних региона централне Србије, није обухваћен мерењима републичких тела и у извештајима о земљишту не постоје никакви подаци за овај регион. Наиме, постоје подаци за централну Србију али су они општег карактера. Драговић и сарадници (2006) наводе да што се тиче природне радиоактивности земљишта, пре 2006. године није било доступних систематских података у тадашњој Србији и Црној Гори. Изведене су две студије, али су се оне односиле само на Војводину (Бикит и сар., 2001, 2004). Ово истраживање су такође подстакли подаци о обиму и тренду раста пољопривредне производње у овом крају односно, броју становника који се њоме већ баве.

Спровођење овог истраживања би допринело:

- испитивању постојања одређених корелационих зависности између концентрација загађујућих елемената (радионуклида и опасних и штетних материја) и различитих фактора (на пример, удаљености од карактеристичних индустријских загађивача);
- вишекритеријумском анализом елемената у земљишту биће формирана листа загађивача у односу на анализиране локације што ће представљати основу за даље деловање;
- утврдиће се природно, односно антропогено порекло евентуалног загађења;
- применом методе вишекритеријумске анализе и мултиваријационих статистичких техника изнаћи ће се модел за свеобухватну процену квалитета земљишта;
- генерисани подаци ће подржати напоре Србије за креирањем поуздане базе података која је, поред осталог, неопходна ради интеграције наше земље у Европску унију;
- популаризација укључења науке у пољопривредну производњу у смислу примене одређених агро-техничких мера на основу добијених резултата.

Резултати овог истраживања, као и начин на који ће резултати бити интерпретирани, требало би да подстакну спровођење детаљнијих истраживања, којим би уз већи број узорака, било систематски анализирано веће подручје. Истраживање представља покушај креирања базе референтних података о најзначајнијим природним и вештачким радионуклидима, опасним и штетним материјама и основним параметрима плодности у земљишту испитиваног подручја.

Дисертација је подељена у осам целина. У уводном делу је дат преглед и анализа досадашњих истраживања; наведен значај и сложеност предмета истраживања; приказани циљеви, хипотезе и методе истраживања, као и научни доприноси који се очекују.

У другом поглављу се обрађује земљиште као еколошки ресурс и приказане су методе праћења његовог квалитета у смислу анализе основних хемијских параметара који се користе за утврђивање плодности, као и

радионуклида и опасних и штетних материја као најчешћих загађивача земљишта. На крају другог поглавља су наведене класификације земљишта.

У трећем поглављу је дат преглед домаћих и светских законодавних оквира везаних за земљиште.

Четврто поглавље је посвећено природним и друштвеним чиниоцима града Чачка као испитиваног подручја.

Пето поглавље се односи на прикупљање података кроз узорковање и методологије мерења категорија елемената, те обраду података кроз вишекритеријумску анализу и мултиваријационе статистичке технике.

У шестом поглављу су приказани резултати истраживања који ће бити продискутовани према ставкама обраде података из претходног поглавља.

У закључку се представља преглед и анализа доприноса, као и предвиђени правци даљег истраживања и деловања.

На крају рада је дат списак коришћене литературе.

1.1. Предмет истраживања

Предмет истраживања представља утврђивање квалитета земљишта чачанске котлине у смислу анализе основних хемијских параметара који се користе за утврђивање плодности, као и најчешћих загађивача – радионуклида и опасних и штетних материја.

За рангирање и утврђивање најоптималнијих локација у односу на ниво концентрације пожељних и непожељних, односно штетних елемената у земљишту, примениће се метода вишекритеријумског доношења одлука – MCDM. У области заштите животне средине вишекритеријумска анализа се користи када више алтернатива треба да се процени и упоређи на основу више параметара (Agarski и сар., 2012; Alvarez – Guerra et al., 2009).

У вишекритеријумској анализи биће коришћена PROMETHEE/GAIA метода, чије предности се, у односу на остале методе анализе, огледају у:

- начину структурисања проблема,
- количини података које је могуће обработити,
- могућности квантификовања квалитативних величина, те

- доброј софтверској подршци и презентацији преко GAIA равни (Brans и сар., 1986; Николић и сар., 2010).

Све већи број научно-истраживачких радова из области примене PROMETHEE методе, навео је Behzadian-а и сараднике (2010) да темељно истраже њену примену у различитим областима, почевши од 1985. године до 2010. године. Анализирани радови (укупно 195) су сврстани у девет главних области примене: (1) менаџмент заштите животне средине, (2) хидрологија и управљање водним ресурсима, (3) пословни и финансијски менаџмент, (4) хемија, (5) логистика и транспорт, (6) производња и монтажа, (7) енергетски менаџмент, (8) друштвени и (9) остали аспекти. Што се тиче примене PROMETHEE методе на проблеме земљишта, овом тематиком су се бавили Николић и сарадници (2011) који су истраживали загађење земљишта тешким металима на локацијама које се налазе у близини топионице бакра у Бору. Значај вишекритеријумског приступа одлучивању код менаџмента контаминираним локацијама су, такође, нагласили и Linkov и сарадници (2006). Предности PROMETHEE методе код анализе загађења земљишта су представили и Mostert и сарадници (2010). Исти аутори су дали преглед мултиваријабилних статистичких метода које се користе за решавање проблема везаних за земљиште, између осталих и кластер анализе, коју су Драговић и сарадници (2008) користили за утврђивање литогеног, односно антропогеног порекла тешких метала у земљишту Златибора. У овој дисертацији ће кластер анализа бити употребљена за груписање сличних локација према садржају одређене групе, односно свих елемената заједно. Тиме ће се употпунити слика која ће се евентуално добити преко GAIA равни и упоредиће се ове две технике груписања.

Корелације између елемената који ће бити анализирани на наведеним локацијама биће утврђене помоћу Пирсоновог, односно Спирмановог теста корелације у зависности од нормалности расподеле елемената.

1.2. Циљ истраживања

Основни циљ истраживања је да се свеобухватно, помоћу вишекритеријумске анализе и мултиваријационих статистичких техника, сагледа тренутно стање квалитета земљишта чачанске котлине.

Из њега проистичу остали специфични циљеви:

- да се одреде критичне тачке уколико их има и да се сагледају евентуални узроци таквих резултата;
- да се утврди да ли су до евентуално повишених резултата довеле људске делатности или се такве вредности могу приписати природи;
- да се дефинишу евентуалне корективне, а затим и превентивне мере.

Са становишта утицаја на стварање еколошки здраве средине за живот, овај рад би требало да укаже на значај праћења, очувања и унапређења квалитета земљишта. Научне методе примењене у овом раду и резултати анализа требало би у перспективи посматрати као допринос Републике Србије европским интеграцијама у области заштите земљишта, као интегралног дела животне средине.

Циљеви општег карактера које би овај рад могао да испуни су:

- да се истакне значај потребе праћења квалитета земљишта као виталног ресурса од кога директно зависи опстанак живота;
- да се допринесе напорима републичке Агенције за заштиту животне средине у истраживању овог недовољно истраженог феномена; те
- да се допринесе напорима Републике Србије у усклађивању законодавних оквира из домена управљања и заштите земљишта.

1.3. Хипотезе

Полазне хипотезе којима је дефинисан предмет истраживања проистекле су током анализирања литературе, реалне еколошке ситуације у нашој земљи и чињеничног стања везаног за овај недовољно научно истражен и законодавно поткрепљен феномен.

Посматрајући појединачне показатеље квалитета земљишта у смислу хемијских показатеља плодности, као и најзначајнијих загађивача, не може се дефинисати свеобухватна оцена његовог квалитета. Сагледавајући напред наведено, постављене су хипотезе које ће бити предмет доказивања у овом раду.

Основна хипотеза, изведена на основу досадашњих резултата у литеартури и пракси гласи:

Х₀: Применом метода вишекритеријумске анализе се може извршити свеобухватна оцена квалитета земљишта и он се у том смислу може исказати путем квантитативних показатеља.

У насељима је загађење често тако велико да се земљишта могу разврстати као градска или сеоска према садржају неких тешких метала (Коломејцева-Јовановић, 2010). С обзиром на то да се на градском подручју територије града Чачка, у непосредној близини Западне Мораве налази индустријска зона, претпоставља се да ће постојати статистички значајна разлика у вредностима активности радионуклида и садржаја опасних и штетних материја у узорцима из градског у односу на сеоско подручје града.

Х₁: Постоји статистички значајна разлика у измереним активностима радионуклида између локација које се налазе на сеоском и у урбаном делу града.

Х₂: Постоји статистички значајна разлика у садржајима опасних и штетних материја између локација које се налазе на сеоском и у градском (индустријском) делу града.

С обзиром на то да у ближој прошлости није долазило ни до каквих несрећа у којима је учествовао људски фактор а које би условиле антропогену контаминацију, претпоставља се да ће добијене вредности анализираних

загађивача бити природног порекла, те ће се налазити у границама нормале, односно у складу са вредностима приказаним за овај део Србије.

Х₃: Измерене активности радионуклида у узорцима узетим на територији чачанске котлине су у складу са приказаним количинама за овај део Србије.

Х₄: Измерени садржаји опасних и штетних материја у узорцима узетим на територији чачанске котлине су у оквиру законски дозвољених вредности, односно у складу са приказаним количинама за овај део Србије.

Земљиште чачанске котлине, којом протиче Западна Морава, спада у алувијална земљишта, која се по својим карактеристикама сматрају једним од најплоднијих типова земљишта. Из тог разлога је дефинисана последња хипотеза:

Х₅: Просечне вредности основних параметара плодности у земљишту чачанске котлине су више у односу на просеке централне Србије.

2. ЗЕМЉИШТЕ КАО ЕКОЛОШКИ РЕСУРС И МЕТОДЕ ПРАЋЕЊА ЊЕГОВОГ КВАЛИТЕТА

Реч „земљиште“ има низ различитих значења у зависности од своје релевантности за друштво. Пољопривредници га сматрају делом Земљине површине који садржи органске материје у довољним количинама за раст и развој усева. Геолози га виде као резидуални (преостали) материјал матичне стене који подржава раст корена. За инжењере земљишта обухватају све земљане материјале који се налазе изнад камене коре и садрже честице минерала, гасова и течности (IAEA-TECDOC-1415, 2004).

Према *Soil Science Society of America* (SSSA), земљиште је живи систем који представља ограничен ресурс од виталног значаја за живот на Земљи. Оно представља танак слој неконсолидованих минералних и органских материја на површини Земље. Полако се развија из различитих матичних супстрата и модификује се у зависности од времена, климе, макро и микроорганизама, вегетације и рељефа. Као матични супстрат земљишта, седиментне стене су много значајније него магматске јер обухватају приближно 75% стена које се налазе на површини Земље (Богдановић и сар., 1997).

Земљиште се дефинише и као горњи слој Земљине коре, образован од минералних честица, органских материја, воде, ваздуха и живих организама (SRPS ISO 11074). Може се дефинисати и као природна формација изграђена од минералних и органских састојака, подељена у хоризонте променљиве дебљине која лежи преко стенске подлоге (Коломејцева-Јовановић, 2010). Земљиште представља везу између Земље (геосфере), ваздуха (атмосфере) и воде (хидросфере) (COM(2002)179). Настало је дуготрајним узајамним деловањем матичне стене (геолошке подлоге), климе (макро, мезо и микроклиме) и живих бића (пре свега, биљака, микроорганизама и гљива). Може варирати по дубини (од неколико милиметара до више метара), а присутно је на већем делу Земљине површине у виду тањег или дебљег омотача који се назива педосфера.

Земљишта су сложене мешавине минерала, органских једињења и живих организама који су у сталној интеракцији. Виталне функције које земљишта обављају у оквиру екосистема обухватају: одржавање биолошке активности, разноврсности и продуктивности; регулисање водотокова, филтрирање, баферовање, имобилизацију и детоксикацију органске и неорганске материје (укључујући индустријске и нуспродукте из урбаних средина и атмосферске депозиције); складиште и омогућавају кружење хранљиве материје и других елемената унутар биосфере, итд. (IAEA-TECDOC-1415, 2004).

Земљиште се убраја у категорију тешко обновљивих, па чак и необновљивих природних ресурса са аспекта животног века човека јер се веома споро образује, а у процесу деградације брзо уништава. На сваких 100 година се образује само 1 до 2 центиметра земљишта и то при идеалним условима – умерена клима и стални пашњаци као покривач (The State of Soil in Europe, 2012).

Деградација се може дефинисати као скуп процеса узрокованих човековом активношћу који смањују садашњи и будући потенцијал земљишта као услов опстанка живог света на нашој планети. Подаци показују да се на глобалном нивоу губи више од три тоне земљишта по становнику годишње. Требало би имати на уму да је за разлику од воде и ваздуха земљиште релативно статично. Међутим, једном када се његов квалитет и функције оштете, ремедијација може бити врло тешка и скупа, а у неким случајевима чак и немогућа (Дугалић и Гајић, 2012).

Земљишта представљају најважнију животну основу. Она снабдевају биљке водом и хранљивим материјама, док с друге стране задржавају штетне материје да не продру у подземне воде. Задржавајући органски угљеник и кисеоник, земљиште обезбеђује стабилност, опстанак и разноврсност терестричних екосистема. Осим значајне улоге у производњи биомасе, утичући на квалитет површинске и подземне воде, има важну улогу филтрирања – пуфера.

Земљиште обезбеђује око 99% хране за човечанство и представља предуслов за постојање живота на Земљи. Оно је такође од суштинског значаја за квалитет вода и екосистема. Из наведених разлога је есенцијално да земљиште одржи своју функцију и квалитет (SOER 2010).

Земљиште, попут ваздуха и воде, чини интегралну компоненту животне средине, а заједно са водом представља најважнији природни ресурс. Мудро коришћење овог виталног ресурса је од суштинског значаја за одрживи развој и прехранивање растуће светске популације (Arshad и Martin, 2002).

Осим што је извор хране и воде, земљиште је извор биодиверзитета и животна средина за људска бића. Отуда је редовно праћење стања земљишта неопходан предуслов очувања квалитетног живота али и опстанка живог света.

Коришћењем земљишта често долази до поремећаја равнотеже појединих састојака што неминовно доводи до његовог оштећења. Такође, мења се педогенеза, непосредно се утиче на особине земљишта, његове режиме и плодност, те природне факторе који одређују педогенезу. Јак утицај на земљиште имају начини обраде, примена ђубрива и средстава за хемијске мелиорације.

Рационално и правилно коришћење земљишта, као основног средства биљне производње, немогуће је без изучавања његових агропроизводних карактеристика. Познавање земљишта и изучавање његових особина има велики значај у спровођењу хемизације и ефективном коришћењу минералних ђубрива у пољопривредној производњи (Дугалић и Гајић, 2005).

Данас су земљишта на многобројне начине угрожена. Отуда је њихово проучавање и заштита један од најважнијих задатака за науку, политику и читаво друштво. Редовно праћење загађења земљишта представља неопходан предуслов очувања квалитетног живота али и опстанка живог света јер је оно непроцењиво добро целог човечанства – никако једне генерација, групе или појединца.

Главни утицаји на земљиште, препознати у ЕУ и земљама кандидатима, укључују ерозију, смањење органске материје, загађење (локално и дифузно), заузимање земљишта изградњом (зграда, путева), збијање, поплаве и лавине, смањење земљишног биодиверзитета и салинизација. Инвентаризација стања загађености и оштећености земљишта, успостављање трајног мониторинга и информационог система услов су за развијање стратегије и одабира мера квалитетне заштите и спречавање негативних процеса.

Земљиште се одликује плодношћу, израженом кроз различито присуство неопходних супстанци (макро и микроелемената), воде и гасова. Продукција дела органске материје у природним или пак контролисаним воденим срединама не

обезбеђује ни приближне потребе човечанства у храни и фосилним енергентима. У том смислу гајење биљака на земљишту (пољопривреда, шумарство), обезбеђује му улогу једног од најважнијих природних ресурса.

2.1. Плодност земљишта

Са еколошког становишта плодност представља најважнију особину земљишта. Добра плодност земљишта представља основни предуслов пољопривредне производње. Плодност земљишта представља основну карактеристику сваког типа земљишта и то је особина по којој се земљиште разликује од матичног супстрата (Предић, 2011). Према Закону о пољопривредном земљишту („Службени гласник РС“, бр. 62/06), плодност земљишта јесте способност земљишта да истовремено задовољи потребе биљака за водом, хранљивим материјама, ваздухом, топлотом, простором за коренов систем, као и повољним биохемијским режимом.

Дугалић и Гајић (2012) дефинишу плодност као способност земљишта да обезбеди биљке током целог вегетационог периода неопходним хранљивим материјама, водом, ваздухом, топлотом и другим факторима живота за добијање максималног приноса. Многи агрохемичари под појмом плодности подразумевају садржај биљака доступних хранљивих материја у земљишту. На тај начин, високим нивоом плодности се сматра висок садржај хумуса (органске материје), висок садржај биљака приступачних форми биогених елемената: азота (N), фосфора (P_2O_5) и калијума (K_2O), као и хемијска реакција земљишта која је блиска неутралној (pH од 6,6 до 7,2). Ови параметри представљају параметре тзв. основне плодности земљишта и у даљем тексту ће се помињати као основни параметри плодности.

2.1.1. Хемијска реакција

Хемијска реакција је једна од најважнијих карактеристика земљишта. На основу ње се оријентационо одређује његова плодност. Од хемијске реакције у великом степену зависе правац и интензитет педогенетских процеса, животна активност микроорганизама и успевање биљака.

Реакција земљишта одређена је концентрацијом, односно активношћу водоникових (H^+) и хидроксилних (OH^-) јона у њему. Она се мери и изражава рН вредношћу, која представља негативни логаритам концентрације водоникових јона у земљишту:

$$pH = -\log[H^+] \quad (2.1)$$

Ако у земљишном раствору концентрација H^+ јона преовлађује над OH^- јонима, реакција је кисела ($pH < 7$). У обрнутом случају она је алкална ($pH > 7$). При једнакој концентрацији H^+ и OH^- јона хемијска реакција земљишта је неутрална ($pH = 7$) (Дугалић и Гајић, 2012).

Постоји више подела земљишта према рН вредности. Према анализама плодности земљишта које врши Институт за воћарство у Чачку, оно може бити јако кисело ($pH < 4,5$), кисело (pH између 4,6 и 5,5), слабо кисело (pH између 5,6 и 6,5) и слабо алкално (pH између 7,4 и 7,8).

Гајене биљке имају различите захтеве према реакцији земљишта. Најповољнија је слабо кисела или слабо алкална реакција (pH од 6,3 до 7,3). Негативно дејство на развиће биљака испољава јако кисела, а нарочито јако алкална реакција земљишта.

2.1.2. Хумус

Хумус представља сложен динамички комплекс органских једињења образованих при разлагању и хумификацији органских остатака у земљишту. Одређивање његовог садржаја обавља се при свим проучавањима земљишта. Хумусу припада важна улога у образовању земљишта и његовој плодности. Од

количине и квалитета хумуса зависе многе особине земљишта. Он је важан фактор образовања водоотпорне, агрономски повољне земљишне структуре. Испољава велики утицај на физичкохемијске и физичке особине земљишта (адсорпциону способност, водопропустљивост, влажност, итд.).

Хумус такође представља извор хранљивих материја за биљке које се ослобађају при његовој минерализацији (Дугалић и Гајић, 2005). Хумусне материје адсорбују већину катјона у приступачном облику за биљке, извор су хранљивих материја и везују неке штетне елементе у неприступачне облике (Al, Cu, Pb), повољно утичу на структуру и микробиолошку активност земљишта (Извештај, 2013). Садржај хумуса у земљишту, према анализама плодности које ради Институт за воћарство у Чачку, може бити низак ($< 3\%$), средњи (3 – 5%) и висок (преко 5%).

У табели 2.1 је приказана класификација њивских земљишта по садржају органских материја. Ово је класификација Mückenhausena (1975) која се, како наводе Дугалић и Гајић (2005), сматра најбољом савременом класификацијом њивских земљишта по степену хумозности ораничног хоризонта.

Табела 2.1. Класификација њивских земљишта по садржају органских материја

Ознака земљишта по хумозности	% органских материја у ораничном (Ap) хоризонту
Веома слабо хумусна	<1
Слабо хумусна	1-2
Средње хумусна	2-4
Јако хумусна	4-8
Веома јако хумусна	8-15
Полутресетна (код мочварних) или хумусом богата земљишта	15-30
Тресетна земљишта	>30

2.1.3. Азот

Азот (N) улази у састав свих беланчевинастих материја, налази се у хлорофилу, нуклеинским киселинама, фосфатидима и многим другим органским материјама живих ћелија. Највећи део азота у земљишту концентрисан је у органским материјама и у малом броју минералних једињења. Садржај азота налази се у директној зависности од садржаја органских материја у земљишту,

пре свега, хумуса. Садржај азота у земљишту, према анализама плодности које врши Институт за воћарство у Чачку, може бити низак (0,05 – 0,08%), средњи (0,08 – 0,20%) и висок (преко 0,20%). Граничне вредности обезбеђености земљишта укупним азотом (класификација Wohltmanna, 1966) су приказане у табели 2.2.

Табела 2.2. Граничне вредности обезбеђености земљишта укупним азотом

Класа обезбеђености	Садржај укупног азота	Гранична вредност (%N)
I	Врло богат	> 0,3
II	Богат	0,2 – 0,3
III	Добар	0,1 – 0,2
IV	Средњи	0,06 – 0,1
V	Сиромашан	0,03 – 0,06
VI	Врло сиромашан	0,02 – 0,03
VII	Ограничено способна земљишта за гајење биљака	< 0,02

2.1.4. Фосфор

Фосфор (P) улази у састав многих органских једињења без којих је немогућ живот организма. У земљиштима се налази у минералним и органским једињењима. Најповољнија хемијска реакција средине за усвајање фосфатног јона је слабо кисела (pH 6 – 6,5).

Садржај фосфора у земљишту, према анализама плодности које врши Институт за воћарство у Чачку, може бити низак (0 – 5 mg/100g), средњи (6 – 10 mg/100g) и висок (преко 10 mg/100g ваздушно сувог земљишта).

Према ауторима AL-методе (Egner и сар., 1960), земљиште се може разврстати у три класе. На основу концентрације лакоприступачног фосфора у земљишту за поједине ратарске културе класификација земљишта изгледа овако:

Табела 2.3. Класификација земљишта на основу концентрације лакоприступачног фосфора у земљишту

Класа обезбеђености земљишта	Садржај лакоприступачног фосфора mg P ₂ O ₅ /100g
III – сиромашно	0 – 10
II – средње	10 – 20
I – добро	> 20

Пошто садржај лакоприступачног фосфора за биљке у земљишту зависи од низа фактора, данас се говори о ниском, средњем и високом садржају фосфора у земљишту, а не о доброј, средњој или лошој обезбеђености фосфора за биљке. Услед различите способности биљака да усвајају фосфор, различитих услова мобилизације фосфора у земљишту, итд., низак садржај не мора увек да буде и недовољан за одређен усељ или обрнуто. Досадашњи резултати истраживања дају довољно основе да изворна класификација претрпи измене нарочито код киселих земљишта. Један од најзначајнијих фактора који одређује приступачност фосфора биљкама је реакција земљишта (pH) (Предић, 2011).

2.1.5. Калијум

Калијум (K) обавља важне физиолошке функције у организму. Сврстава се у биогене елементе које биљке у великим количинама узимају из земљишта. Укупни садржај калијума (K_2O) у земљишту је релативно висок.

Садржај калијума у земљишту, према анализама плодности које врши Институт за воћарство у Чачку, може бити низак (0 – 10 mg/100g), средњи (11 – 20 mg/100g) и висок (преко 20 mg/100g ваздушно сувог земљишта).

2.2. Загађење земљишта

Све веће загађење животне средине, а самим тим и земљишта, синтетичким органским једињењима, тешким металима и радиоактивним изотопима почело је озбиљно да угрожава нормално функционисање живог света (Коломејцева-Јовановић, 2010). Загађење земљишта представља озбиљан проблем у Европи (COM(2006)231). Оно може имати дугорочне социо-економске, као и последице по животну средину, тако да је веома тешко и скупо извршити ремедијацију. Загађење земљишта може озбиљно угрозити његове могућности за извршавање кључних функција у екосистему. Оно има директан утицај на квалитет воде и ваздуха, биодиверзитет и климатске промене. Такође, загађено земљиште може нарушити здравље људи и угрозити безбедност хране.

Постоји неколико путања преко којих контаминанти из урбаног земљишта могу доспети у људски организам. Најважнија од њих је када човек долази у контакт са земљиштем боравећи у парковима, на игралиштима, стамбеним зонама, комерцијалним и другим објектима, дакле путем уобичајених људских активности.

Друга по значају јесте путања земљиште – корисне биљке – човек, када човек долази у додир са контаминантима посредно преко биљака које гаји на загађеним земљиштима. Земљиште само по себи, може доспети у организам човека на три начина: гутањем, инхалацијом и преко коже (*Soil Contamination: Impacts on Human Health*, 2013). Земљиште представља коначно одредиште за све врсте полутаната расутих у оквиру животне средине кроз људске активности. Горњи слој тла је особито тешка платформа за проучавање загађења јер се обично састоји од мноштва геолошког и биолошког материјала који проистичу из атмосферског деловања на стене и деградације укључујући честице различитих величина са различитим површинским и хемијских особина. Постоји много различитих типова земљишта категорисаних према садржају биолошке материје – од песковитих земљишта до иловача и тресетних земљишта. Све ово чини аналитичку карактеризацију још компликованијом.

Полутанти који доспевају у земљиште путем падавина или сувог таложења, као што су радионуклиди, тешки метали или органска једињења, имају различито понашање у зависности од типа земљишта а у складу са својствима апсорпције, текстуром, густином, влажношћу и другим факторима. С обзиром на то да наведене особине нису хомогено развијене у одређеном земљишту, и да се својства земљишта у великој мери мењају са стратиграфијом, веома је тешко са одређеног подручја сакупити узорке за хемијске анализе који би у потпуности били репрезентативни.

Квалитет земљишта може пореметити било који од горе описаних фактора. Када је поремећај изазвало присуство супстанци у таквим концентрацијама које утичу или теже да утичу на улогу коју земљиште има у екосистему, такво земљиште се сматра контаминираним, а наведене супстанце се називају контаминантима. Стандарди, односно границе које су утврђене за различите контаминанте кроз националне или интернационалне легислативе, пружају тачне

дефиниције контаминације земљишта јер се према њима под контаминацијом сматра присуство контаминаната у вредностима вишим од прописаних граничних вредности.

Према Уредби о програму системског праћења квалитета земљишта, индикаторима за оцену ризика од деградације земљишта и методологији за израду ремедијационих програма („Службени гласник РС“, бр. 88/2010), загађивање земљишта јесте уношење загађујућих материја у/или на земљиште, узроковано људском делатношћу или природним процесима, које има или може имати штетне последице на квалитет животне средине и здравље људи.

Испитивање контаминисаности земљишта опасним и штетним материјама постаје све неопходније са повећањем емисије загађујућих материја из индустријских постројења, продуката сагоревања фосилних горива у индустрији, саобраћају и домаћинствима, повећаном хемизацијом у пољопривреди и другим активностима којима се ремети основна функција земљишта – да омогући успешно гајење биљака (Извештај о стању земљишта у Републици Србији, 2009).

Земљишта у урбано-индустријским регионима показују велике разлике у односу на земљишта у природним срединама. Урбана земљишта су често изложена антропогеним утицајима због веће густине насељености, интензитета саобраћаја, близине индустрије итд. Дуготрајно уношење загађујућих материја у земљиште може довести до смањења његовог пуферског капацитета, што за последицу може имати трајну контаминацију земљишта и подземних вода.

Значај познавања квалитета урбаног земљишта са становишта садржаја органских и неорганских загађујућих материја огледа се у могућности процене ризика, лоцирања и санације загађених области као и градско планирање у смислу идентификације и измештања извора загађења (Извештај о стању земљишта у Републици Србији, 2012).

Анализа удела главних типова локализованог загађења земљишта у укупном броју идентификованих локалитета у Републици Србији показује да највећи удео имају јавне комуналне депоније са 38,9%, а затим експлоатација и прерада нафте са 28%. Највећи удео у идентификованим локалитетима у оквиру индустрије има нафтна индустрија са 51%, затим хемијска индустрија са 15% и

метална индустрија са 7% локалитета (Извештај о стању земљишта у Републици Србији, 2012).

Загађивачи земљишта могу бити одговорни за здравствене проблеме чије се лечење финансијски мери милионима евра, али су студије које би израчунале праве трошкове тек у зачетку. Они могу изазвати озбиљне болести попут канцера (арсен, азбест, диоксини), неуролошких оштећења и смањења количника интелигенције (олово, арсен), поремећаја рада бубрега (олово, жива, кадмијум), те проблеме са костима (олово, флуор, кадмијум) и друге болести којима се у највећем броју случајева, тек треба бавити (*Soil Contamination: Impacts on Human Health*, 2013).

2.2.1. Радиоактивност земљишта

Контаминација животне средине радиоактивним материјалима је постала један од значајнијих проблема савремене цивилизације (Јанковић-Мандић и сар., 2014). Радиоактивност земљишта је условљена присуством радиоактивних елемената, односно радионуклида. Разликују се природна и вештачка радиоактивност.

Земљиште представља основни супстрат из којег креће миграција радионуклида у биљке, одакле ови преко биљне исхране доспевају до човека или животиња. Врста земљишта утиче на расподелу радионуклида у самом земљишту и на трансфер истих у биљке. Миграција радионуклида у земљишту зависи од бројних еколошких чинилаца и особина земљишта као што су физичкохемијска својства (садржај органске материје, рН вредност, минеролошки састав), структура (механички састав, порозност), водни режим (садржај воде, ниво подземних вода), агротехничке мере (обрада, ђубрење) и слично (Пантелић и сар., 2009).

Поред тога што представља главни извор континуалног излагања радијацији код људи, земљиште је и посредник приликом трансфера радионуклида у биолошке системе, те је тако оно основни индикатор радиолошке контаминације животне средине (Al-Hamarneh et al., 2009).

Природна радиоактивност је узрокована природним (примордијарним) радионуклидима који су одувек присутни у земљиној кори. Овај тип радиоактивности у многоме зависи од елемената радиоактивних низова уранијума (^{238}U) и торијума (^{232}Th), као и радијума (^{226}Ra) и калијума (^{40}K) који спада у групу радионуклида „обичних” хемијских елемената. Енергија зрачења наведених елемената представља око 98% од укупне енергије зрачења свих природних радиоактивних елемената.

Специфичне активности наведених радиоинуклида првенствено зависе од типа земљишта, као и од геолошких и географских фактора. Виши нивои зрачења се повезују са магматским стенама као што је гранит, а нижи нивои са седиментним стенама. Постоје и изузеци као што су неки шкриљци или фосфатне стене са релативно високим садржајем радионуклида (Момчиловић и Драговић, 2009).

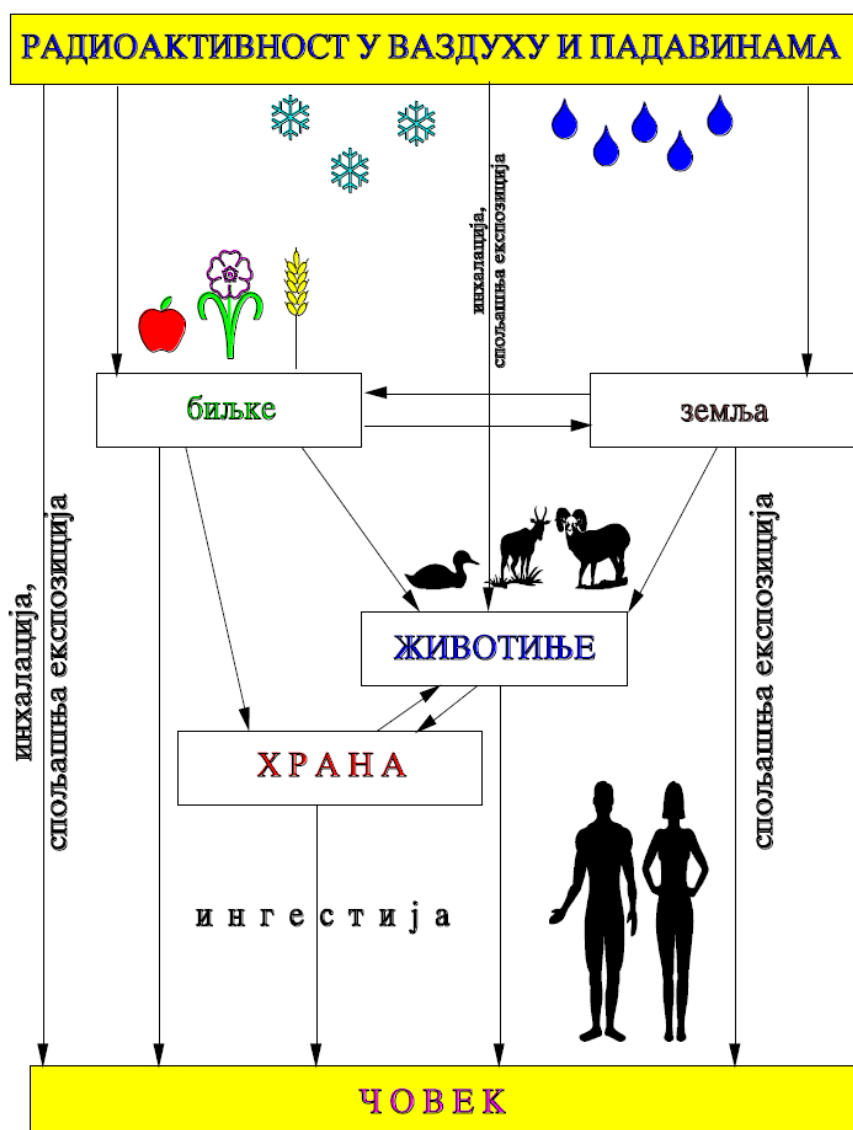
У већини места на Земљи природна радиоактивност варира у одређеним границама; међутим, постоје места где се јавља велико одступање од уобичајених вредности преваходно због обиља минерала са високом радиоактивношћу (Mohanty и сар., 2004).

Вештачка радиоактивност земљишта је изазвана вештачким радионуклидима разних хемијских елемената који се образују и у земљиште доспевају под утицајем човекове делатности у смислу коришћења нуклеарне енергије не само у војне, већ и у мирнодопске сврхе. Јанковић-Мандић и сарадници (2014) наводе да технолошка револуција која се остварује применом нуклеарне енергије у мирнодопске сврхе, без обзира на велики напредак који је у овој области постигнут у домену заштите животне средине, непосредно води даљем повећању радиоактивне контаминације биосфере. Потенцијална опасност од примене нуклеарног оружја и опасност од акцидената на нуклеарним постројењима даје овом проблему још већи значај. До сада је од антропогених радионуклида највише изучаван и праћен цезијум (^{137}Cs).

Један од извора радиоактивности који није природног порекла представља прерада сирових фосфата у минерална ђубрива и њихова прекомерна употреба (Boukhenfouf и Boucenna, 2011). Овим путем се у земљиште унесе значајна количина урана и пратећих радионуклида (Драговић, 2002). Вештачки

радиоактивни изотопи у земљишту се укључују у геолошко и биолошко кружење материја у природи (Јанковић-Мандић и сар., 2014).

На слици 2.1 су приказани путеви кретања радионуклида у животној средини, па тако и мониторинг радиоактивности у животној средини обухвата систем вертикалне анализе: *ваздух - падавине - земљиште - воде - биљке - животиње - човек*.



Слика 2.1. Путеви кретања радионуклида у животној средини (Извор: Извештај о нивоу излагања становништва јонизујућим зрачењима у Републици Србији у 2010. години)

На слици 2.1 се види да земљиште представља веома битан фактор у ланцу трансфера радионуклида до човека јер радионуклиди из земљишта могу доспети

до човековог организма посредно преко биљака и/или животиња или непосредно спољашњом експозицијом. Накупљањем у костима и другим ткивима они могу изазвати дуготрајно озрачење организма.

Према резултатима Агенције за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије и њеним извештајима за претходне године (2010. и 2011.), концентрације активности радионуклида у животној средини су такве да је њихов негативан утицај на здравље становништва занемарљив. Ипак, не постоји доза зрачења која је потпуно безбедна.

У наставку се указује на основне карактеристике радиоактивних елемената, са тежиштем на њиховом присуству у земљишту.

Уранијум (U). Уранијум је радиоактивни елемент из групе тешких метала. Широко је распрострањен у природи. Често се појављује удружен са другим металима. Због своје јаке хемијске активности уранијум улази у састав разноврсних једињења и формира близу 200 једињења, односно минерала распрострањених углавном равномерно у литосфери, док су велика концентрисана налазишта ретка. Већина природних једињења уранијума јесу једињења са кисеоником која су нестабилна и лако растворљива.

Специфична радиоактивност уранијума није велика. Један грам природног уранијума емитује 23700 честица (претежно алфа) у секунди. С обзиром на велику масу ових честица и низак енергетски трансфер (ЛЕТ) кроз материју, дomet радијације је кратак, али су примарни радиохемијски ефекти велики због густе јонизације биолошког материјала. Велики број слободних радикала, пероксида, јона и атома на месту догађаја индиректно доводи до стварања оксиданса и токсичних једињења која рециркулишу између крви и ткива и изазивају оштећење (Видаковић, 1997).

Ниво уранијума у обрадивом земљишту може бити повишен као резултат интензивног коришћења фосфорних ђубрива, чија производња директно зависи од коришћења фосфатних минерала који често могу носити значајане нивое радиоактивног уранијума (Грдовић и сар., 2010).

Производња уранијума у свету у 2002. години је приказана у табели 2.4.

Табела 2.4. Количина произведеног уранијума у свету у тонама у 2002. години

(Извор: *UNSCEAR, 2010*)

Земља	Количина [t]
Аргентина	2631
Аустралија	113304
Белгија	680
Бразил	1645
Бугарска	16735
Габон	25403
Замбија	102
Индија	7963
Јапан	84
Јужна Африка	157618
Казакстан	24639
Канада	374548
Кина	27689
Конго	25600
Мадагаскар	785
Мађарска	21080
Мексико	49
Монголија	535
Намибија	78794
Немачка	219239
Нигер	91186
Пакистан	931
Пољска	660
Португал	3680
Румунија	17989
Русија	32136
САД	356485
Узбекистан	23682
Украјина	9900
Финска	30
Француска	75965
Чешка	108649
Шведска	91
Шпанија	6156

Торијум (Th). Торијумов атомски број је 90, и незнатно је радиоактиван; Припада посебној групи хемијских елемената – актиноидима. Заједно са уранијумом се користи као примарно гориво у нуклеарним реакторима. Торијум је 1828. године открио шведски хемичар Јонс Јакоб Берзелијус.

Торијум је сребренасто бели метал високог сјаја. Изложен кисеонику из ваздуха постепено тамни. Чисти торијум је мек, лако се извлачи (у жицу и сл), може се пресовати и на собној температури. Он је полиморфан, постоји у две

модификације. Растворљив је у већини концентрисаних киселина, док се у солима и фосфорној киселина врло споро раствара. Заступљен је у Земљиној кори у количини од 12 ppm.

Торијум се користио углавном у облику оксида за прављење гасних лампи; међутим, због радиоактивности својих испарења престала је њихова производња. Те гасне лампе су се правиле од мешавине 99% торијум-оксида и 1% церијум-нитрата у коју се урањао вунено плетиво, те је оно затим запаљено. У пламену се распадао торијум-нитрат на торијум-диоксид и азот. Остајала је крхка структура која је у пламену гасова давала белу светлост која није повезана са радиоактивношћу торијума него је резултат обичног сагоревања.

Опсежне студије спроведене у САД показују релативно ниске варијације у концентрацијама уранијума и торијума у земљишту, са изузетком радионуклида ^{238}U и ^{232}Th који се углавном концентришу у земљиштима у близини водених система (Kabata-Pendias, 2011).

Радијум (Ra). Радијум има 25 изотопа чије се атомске масе налазе између 213 – 230. Сви његови изотопи су нестабилни. Најстабилнији изотоп је ^{226}Ra ; има време полураспада од 1600 година. Радијум се у природи јавља међу рудама урана у облику оксида RaO и хидроксида Ra(OH)_2 . Заступљен је у земљиној кори у количини од 6×10^{-7} ppm. Постоји углавном као двовалентни радиоактивни катјон састављен од неколико изотопа и има слична хемијска својства као Ba, Sr и Ca.

Радијум се јавља у животној средини у виду радионуклида од којих су ^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra и ^{228}Ra уобичајени продукти распада уранијумових и торијумових низова тако да геохемија уранијума и торијума контролише у којим ће се минералима радијум највероватније јавити. ^{226}Ra је најстабилнији и релативно чест радионуклид у биосфери па је и највећи број података о концентрацији радијума у животној средини везан управо за овај изотоп. Његово време полураспада је процењено на 1599 или 1622 године.

^{226}Ra је природног, али може бити и антропогеног порекла. Вештачки извори овог радионуклида су у највећој мери фосфатна и калијумова ђубрива, радиоактивни отпад, сагоревање угља и фабрике цемента. Ископавање и прерада уранијума такође представља значајан извор радијума

Садржај радијума у Земљиној кори се процењује на 0,9 ng/kg. У различитим стенама варира од 0,1 до 1,1 ng/kg, док је у земљиштима тај опсег од 0,03 до 1,6 ng/kg (Kabata-Pendias, 2011).

Калијум (K). Калијум представља најдоминантнији природни радиоактивни елемент јер узрокује знатан, у многим земљиштима чак и највећи део њихове укупне природне радиоактивности. Иако му је активност ниска, због обилности калијума у природи он има значајну улогу у термичком режиму Земље.

Од свих природних радионуклида једино се ^{40}K сматра есенцијалним јер, као интегрални део крви, улази у састав човековог организма и налази се под хомеостатском контролом. У природи се ^{40}K налази у смеси са стабилним изотопима калијума ^{39}K и ^{41}K (^{39}K – 93,08 %, ^{40}K – 0,0119 % и ^{41}K – 6,9 %). Физичко време полураспада ^{40}K је 1,28109 година, а биолошко време полураспада је 58 дана. Метаболизам радиоактивних изотопа калијума је исти као и стабилних изотопа. Просечан становник путем хране у свој организм унесе годишње око 44 kBq калијума, али се највећи део излучи екстремумима и равнотежни садржај у организму је 4,2 kBq.

Цезијум (Cs). Цезијум је једновалентни алкални елемент са 22 радиоактивна изотопа. Најважнији су ^{134}Cs и ^{137}Cs који настају путем нуклеарне фисије у нуклеарним електранама, као и приликом тестирања или коришћења нуклеарног оружја. Радиоцезијум се у новије доба нашао у земљишту и ланцу исхране као последица два догађаја: (1) извођења великог броја нуклеарних тестова у другој половини XX века (преко 400 у периоду од 1945. до 1980. године) и (2) чернобилске катастрофе 1986. године.

Од посебног је значаја изотоп ^{137}Cs чије антропогене изворе представљају и рударство и прерада руде полуцит (минерал зеолита формуле $(\text{Cs},\text{Na})_2\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{12}\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ са гвожђем, калцијумом, рубидијумом и калијумом као главним саставним елементима), као и пепео од спаљивања угља и чврстог отпада.

Он је један од најраспрострањенијих и за човека и друге живе организме најопаснијих радионуклида са дугим временом полураспада (30,2 године) и

високом енергијом зрачења. ^{137}Cs испушта α , β и γ зраке и лако се укључује у биолошко кружење и доспева у организам човека. Он је по својим радиоактивним својствима близак калијуму и стога се у његовом понашању у земљишту запажа извесна сличност са поменути хемијским елементом.

Након чернобиљске катастрофе ^{137}Cs је нашироко проучаван. Том приликом је дошло до ослобађања и ^{134}Cs али је овај радионуклид представљао много мањи проблем с обзиром на то да је његова количина била неупоредиво мања у односу на количину ^{137}Cs . Такође његово време полураспада од 2,1 године је прилично мало у односу на 30,2 године за које се распадне ^{137}Cs . Величина катастрофе се огледала у томе што се радионуклиди нису таложили само у зони која окружује реактор, већ и у неколико земаља Европе и других континената. Процењује се да је током акцидента и у наредних 10 дана у атмосферу ослобођено $8,6 \cdot 10^{16} \text{ Bq } ^{137}\text{Cs}$. Пре 1986. године активност ^{137}Cs је у земљишту у Србији била испод 5 Bq/kg (Поповић и Спасић-Јокић, 2006).

Геохемијске карактеристике ^{137}Cs су доста сличне онима стабилног Cs. У земљишту га снажно апсорбују фракције и минерали глине и органске материје. Стога је његова миграција у земљишту веома спора (Tsukada и сар., 2008). Засоне и сар. (2007) су приметили да се у земљиштима са високим садржајем органске материје, а посебно тресетиштима која добијају влагу и хранљиве материје из атмосфере преко падавина, налазе количине радиоцезијума које одговарају онима од чернобиљске катастрофе. Органске материје високе молекулске масе апсорбују веће количине ^{137}Cs утичући тако на његову ниску покретљивост (Агаркина и сар., 1995). При том, сесквиоксиди гвожђа и мангана му такође умањују покретљивост и брзину миграције (Агарис и сар., 1997; Grin и сар. 1999). Процењено је да вертикална миграција ^{137}Cs у земљишту износи око 0,1 до 1 cm годишње.

Највећу количину цезијума у свежим алувијалним седиментима задржавају аморфни оксихидроксида гвожђа или органске материје (Kaplan et al., 2005). Фракције глине генерално доприносе имобилизацији ^{137}Cs али се, међутим, запажа повећана мобилизација у присуству илита – минерала глине (Korobova и Chizhikova, 2006).

Контаминација цезијумом потиче углавном из животне средине у коју доспева као продукт фисије урана или плутонијума. Осим у нуклеарним хаваријама, као дугоживући радионуклид налази се практично стално у животној околини, што је последица ранијих радиоактивних падавина због нуклеарних проба. Улазећи у прехранбени ланац, доспева у човека путем исхране (ингестијом) и континуирано га контаминира. Контаминација становништва цезијумом из хране одређена је концентрацијом цезијума у намирницама (а пре свега у месу) и количином унете хране. Ефективна еквивалентна доза (ЕЕД) по Бекерелу ингестираног цезијума износи 15 – 20 nSv.

2.2.1.1. Дефиниције основних дозиметријских величина и јединица

Да би се установио негативан утицај који извесне количине радионуклида могу имати на људски организам, морају се одредити апсорбоване, еквивалентне и ефективне дозе зрачења. Врсте и количине насталих хемијских и биолошких промена зависе од количине енергије коју је примила означена средина. У међународном систему јединица (SI), енергија се изражава у џулима (J) а маса у килограмима (kg). Фундаментална дозиметријска величина у радиолошкој заштити је апсорбована доза. Међутим, поред износа апсорбоване дозе на биолошке ефекте зрачења утичу и други фактори, од којих су најзначајнија врста и енергија зрачења, као и осетљивост ткива и органа. Зато се поред апсорбоване дозе користе и еквивалентна и ефективна доза.

Апсорбована доза (D) је средња енергија коју је јонизујуће зрачење јонизацијама и екситацијама предало јединици масе неке материје. Јачина апсорбоване дозе (D) дефинише се као апсорбована доза у јединици времена. Рачуна се према формули:

$$D = A_c(^{238}\text{U})0,462 + A_c(^{232}\text{Th})0,604 + A_c(^{40}\text{K})0,0417 \quad (2.2)$$

где: A_c представља активности ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K респективно, а 0,462, 0,604 и 0,0417 (nGy/h)/(Bq/kg), јесу одговарајући коефицијенти (UNSCEAR, 2000). Израз

2.1 претпоставља да су сви продукти распадања уранијума и торијума у радиоактивној равнотежи са њиховим претходницима.

Еквивалентна доза (H) је величина која узима у обзир да ефекти јонизујућег зрачења на неко ткиво или орган не зависе само од енергије која је апсорбована по јединици масе већ и од врсте зрачења. Дефинише се као производ средње апсорбоване дозе, $D_{T,R}$, у ткиву (или органу), T, коју преда зрачење одређене врсте, R, и одговарајућег радијационо тежинског фактора, W_R :

$$H_{T,R} = D_{T,R} \cdot W_R \quad (2.3)$$

Радијационо тежински фактор, W_R , је бездимензиони фактор којим се изражава разлика у биолошким ефектима различитих врста и енергија јонизујућих зрачења. Јединица за еквивалентну дозу је џул по килограму (J/kg), са посебним називом сиверт (Sv).

Јачина еквивалентне дозе, H, дефинише се као еквивалентна доза у јединици времена. Јединица за јачину еквивалентне дозе је џул по килограму у секунди (J/kg s), односно сиверт по секунди (Sv/s).

Ефективна доза (E) је величина која је уведена да би се узела у обзир и чињеница да ефекти зрачења зависе и од врсте озраченог ткива или органа. Дефинише се као збир еквивалентних доза, H_T , у свим ткивима и органима тела помноженим са одговарајућим ткивним тежинским факторима, W_T :

$$E_T = H_T \cdot W_T \quad (2.4)$$

Ткивни тежински фактор, W_T , је бездимензиони фактор који се користи у заштити од јонизујућег зрачења да би се узела у обзир различита осетљивост појединих органа ткива на индукцију стохастичких ефеката. Јединица за ефективну дозу је иста као и за еквивалентну дозу – сиверт (Sv).

Годишња ефективна доза се рачуна на основу израза:

$$E = D[\text{nGy h}^{-1}] \cdot 8760 \text{ h} \cdot 0,2 \cdot 0,7 \text{ Sv/Gy}^{-1} \quad (2.5)$$

где је: (0,7 Sv/Gy) конверзиони фактор; (0,2) спољни фактор попуњености и 8760 време које просечан човек проведе напољу (UNSCEAR, 2000).

2.2.2. Садржај, облици налажења и понашање опасних и штетних материја у земљишту

Поред радиоактивности, као чест вид загађења пољопривредног земљишта јавља се загађење контаминантима у виду тешких метала и есенцијалних елемената. Они се налазе у свим земљиштима у мањој или већој мери, а управо њихове концентрације у земљишту на одређеним локацијама их могу окарактерисати као загађена (Mostert и сар., 2010).

Најзначајнији контаминанти са аспекта загађења пољопривредног земљишта који могу да оштете или промене његову производну способност, односно плодност, према Правилнику о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту и води за наводњавање и методама њиховог испитивања („Службени гласник РС“, бр. 23/94), подељени су у две групе и то на: опасне (Cd, Pb, Hg, As, Cr, Ni и F) и штетне (Cu, Zn и B). Критеријум за оцену загађености земљишта овим елементима су максимално дозвољене концентрације (МДК) у земљишту дате у наведеном Правилнику. Чак пет од наведених 10 елемената се налазе на листи 10 најопаснијих хемикалија по здравље (*Ten chemicals of major health concern* WHO, 2013). То су: арсен, кадмијум, олово, жива и флуор. Свих 10 наведених елемената се могу убројити у групу тешких метала с тим што се бакар, цинк и бор могу подвести и под есенцијалне елементе.

Главни извори тешких метала као загађивача земљишта су: матични сусптрат на коме је земљиште формирано и антропогена загађења. Матични сусптрат је природни извор тешких метала у земљишту на који човек не може битно да утиче (Богдановић и сар., 1997). У табели 2.5 су приказани просечни садржаји тешких метала у главним типовима стена ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Табела 2.5. Просечни садржаји тешких метала у главним типовима стена (Богдановић и сар., 1997)

Елемент	Земљина кора	Магматске стене				Седиментне стене	
		Ултрабазне	Базне	Гранитни	Кречњак	Пешчар	Глинени шкриљци
Cd	0,1	0,12	0,13	0,09	0,028	0,05	0,22(<240)
Pb	14	14	3	24	5,7	10	23
Hg	0,05	0,004	0,01	0,08	0,16	0,29	0,18
As	1,5	1	1,5	1,5	1	1	13(1-900)
Cr	100	2980	200	4	11	35	90
Ni	80	2000	150	0,5	7	9	68
Cu	50	42	90	13	5,5	30	39
Zn	75	58	100	52	20	30	120

Развојем индустрије антропогени извори тешких метала су постали значајни загађивачи земљишта. Најчешће се то дешава испуштањем из фабрика, топионица и ливница метала и генерално из индустријских постројења; изливањем депонија и спаљивањем отпада; неправилном употребом минералних и органских ђубрива, пестицида; затим из канализационих и отпадних муљева, кожарске и дрвне индустрије; саобраћаја итд.

Тешки метали представљају најчешће загађиваче земљишта у Европи (*Soil Contamination: Impacts on Human Health*, 2013), а главним извором загађења у земљиштима урбаних подручја се скоро једногласно сматра атмосферско таложење које настаје емисијом из саобраћаја (De Miguel и сар., 2006). За глобалну дисперзију Pb-аеросола је одговорна употреба тетраметил и тетраетил олова у бензину (Богдановић и сар., 1997).

У табели 2.6 су приказани антропогени извори загађења земљишта тешким металима.

Табела 2.6. Антропогени извори загађења земљишта тешким металима (Богдановић и сар., 1997)

Извори загађења	Производња	Коефицијент концентрације (ppm)	
		>10	2 – 10
Обојена металургија	Добијање обојених метала из руда	Pb, Zn, Cu, Ag	Pb, Bi, Se, As, Cd, Sb, Hg
	Секундарна прерада обојених метала	Pb, Zn, Cu, Sn	Hg
	Суперлегури обојених метала	W	Mo

	Титан	Pb, Zn, Cu, Ag, B	Ti, Mg, Mo, Pb, V
Црна металургија	Легираних челика	Co, Mo, Bi, W, Zn	Pb, Cd, Cr
	Ливеног гвожђа	Pb, Ag, As	Zn, V, Co
Машинска и метална индустрија	Термичка обрада метала	Pb, Zn	Ni, Cr, Hg, Pb, Cu
	Оловних акумулатора, електротехничких и електронских уређаја	Pb, Ni, Cd	Sb, Pb, Zn, Bi
Хемијска индустрија	Суперфосфата	Sr, Zn, F	Cu, Cr, As, It
	Пластичних маса	-	Cu, Zn, Ag
Индустрија грађевинских материјала	Цемент и бетона	-	Hg, Sr, Zn
Чврст комунални отпад	-	Pb, Sn, Cu, Ag, Sb, Zn, Cd	Hg
Талог канализационих отпадних вода	-	Pb, Sn, Cu, Cr, Zn, Cd, V, Ni	Hg, Ag
Загађење воде од наводњавања њива	-	Pb, Zn	Cu

Проблем контаминације биосфере тешким металима је глобално присутан деценијама. Глобална индустријализација и многе друге људске активности су резултовале ослобађањем значајних количина различитих полутаната (укључујући и токсичне тешке метале) у животну средину (Ayudinalp и Cresser, 2009). Висока концентрација тешких метала у земљишту се одражава на високе концентрације у биљкама а самим тим и у животињским и људским организмима (Buszewski и сар., 2000).

Неки од ових елемената су есенцијални за људско здравље, као на пример, Zn и Cu. Међутим, и они могу бити штетни када их има превише (Brzóska и Moniuszko-Jakoniuk, 2001). Осим тога, многи метали као, на пример, Cd, Pb и Hg, немају познат биолошки значај у људској биохемији и физиологији и могу имати штетне ефекте, чак и при ниским концентрацијама (Guitao и сар., 2008; *Soil Contamination: Impacts on Human Health*, 2013).

Генерално, природне концентрације тешких метала у пољопривредним земљиштима, које потичу од матичне стене (табела 2.7), нису довољно високе да наруше људско здравље. Међутим, антропогени извори као што су ископавања руда, топионице, депоније, отпадне воде, канализациони талог, издувни гасови и

агрохемијски производи, могу у значајној мери повећати њихове концентрације у пољопривредним земљиштима (Guo и сар., 2013).

Табела 2.7. Концентрације тешких метала у пољопривредним земљиштима (mg/kg)
(Webber, 1984)

Елемент	Опсег	Уобичајена вредност
Cd	0,01 – 2,4	0,2 – 1
Pb	2 – 3000	10 – 30 рурална 30 – 100 урбана
Hg	0,01 – 0,3	0,03 – 0,06
As	0,1 – 50	1 – 20
Cr	5 – 1500	70 – 100
Ni	2 – 1000	50
Cu	2 – 250	20 – 30
Zn	10 – 300	50

Загађење земљишта тешким металима је постало озбиљан проблем, углавном због тога што изнад одређених концентрација сви метали имају негативне ефекте на људско здравље. Конкретно, акумулација тешких метала у пољопривредним земљиштима доводи до повишеног концентрације код усева и утиче на квалитет и безбедност хране (D’Emilio и сар., 2013).

Иако ниво тешких метала у већини пољопривредних земљишта још увек није тако висок да би проузроковао акутне проблеме токсичности, њихова концентрација је из године у годину све већа, па се овом проблему мора посветити велика пажња. Важна је и чињеница да земљишта загађена тешким металима представљају велики проблем за животну средину јер многи од њих су постојани стотинама и хиљадама година (Дозет и сар., 2011). Дакле, човек мора да спречи или макар умањи накнадно доспевање тешких метала у земљиште односно да се позабави решавањем проблема антропогених извора.

У табели 2.8 су приказане концентрације тешких метала које се обично налазе у материјалима који се додају земљишту.

Табела 2.8. Најчешће концентрације тешких метала у канализационим муљевима, минералним ђубривима, стајњаку, кречу и компосту (mg/kg) (Kabata-Pendias, 1984 у Богдановић и сар., 1997)

Елемент	Канализациони муљ	Фосфорна ђубрива	Нитратна ђубрива	Стајњак	Креч	Компост
Cd	<1 – 340	0,1 – 170	0,05 – 8,5	0 – 0,8	0,04 – 0	0,0 – 100
Pb	29 – 3600	7 – 225	7 – 27	1,1 – 27	20 – 1250	1,3 – 2240
Hg	0,1 – 55	0,01 – 1,2	0,3 – 2,9	0,01–0,36	0,05	0,09 – 21
As	3,30	2 – 1200	2,2 – 120	3 – 25	0,1 – 25	2 – 52
Cr	8 – 40600	66 – 245	3,3 – 19	1,1 – 55	10 – 15	1,8 – 410
Ni	6 – 5300	7 – 38	7 – 34	2,1 – 30	10 – 20	0,9 – 279
Cu	50 – 8000	1 – 300	0	2 – 172	2 – 125	13 – 3580
Zn	91 – 49000	50 – 1450	1 – 42	15 – 566	10 – 450	82 – 5894
B	15 – 1000	5 – 15	-	0,3 – 0,6	10	-

У наставку се указује на основне карактеристике опасних и штетних елемената у смислу њиховог присуства у земљишту.

Кадмијум (Cd). Просечан садржај кадмијума у Земљиној кори износи 0,1 mg/kg. Подједнако га има у магматским и седиментним стенама а у природи се ретко јавља у чистом облику. Просечан садржај кадмијума у земљишту варира од 0,2 до 1,1 mg/kg. Укупна просечна концентрација кадмијума у земљишту у свету износи 0,41 mg/kg. Главни фактор који одређује његов садржај у земљишту је матични супстрат, односно подлога на којој је земљиште формирано. У неконтаминираним земљиштима, садржај је у великој мери условљен текстуром и варира од 0,01 до 0,3 mg/kg у песковитим земљиштима односно од 0,2 до 0,8 mg/kg у иловастим земљиштима. Све вредности веће од наведених несумњиво указују на његово антропогено порекло. Земљишта богата глином и органским материјама обично садрже мање приступачног Cd.

У регионима са влажном климом већа је вероватноћа да ће кадмијум мигрирати на веће дубине, тј. низ профил земљишта, него да ће се акумулирати у површинском хоризонту. Отуда се повишене вредности у површинском хоризонту сматрају последицама контаминације. Акумулација кадмијума у површинском слоју земљишта је често последица људског деловања, али, такође, може бити и литогеног порекла.

Повишене вредности кадмијума у површинском слоју земљишта су честе у близини рудника олова и цинка, а посебно у близини топионица (Kabata-Pendias, 2011). Садржај Cd у земљишту може се повећати и применом фосфорних ђубрива јер га руде фосфата садрже од 1 до 110 ppm. Стајњак и канализациони (отпадни) муљ су такође чести извори кадмијума (Савић и сар., 2013). Кадмијума има и у пуњивим батеријама (сматра се да 4/5 потрошње кадмијума одлази на прављење никал-кадмијум батерија), бојама, соларним ћелијама, водоводним цевима, челику и металним превлакама (*Soil Contamination: Impacts on Human Health*, 2013).

Контаминација земљишта кадмијумом представља најозбиљнији ризик по здравље. Кадмијум у земљишту или води за наводњавање може довести до акумулације у биљкама које људи користе и исхрани. Такође се може акумулирати у животињама и то у нивоима који не угрожавају њихово, али могу угрозити здравље људи који их користе у исхрани. Повећано присуство кадмијума код људи може изазвати оштећења јетре и бубрега, ниску густину костију; може имати канцерогене ефекте када се у организам унесе инхалацијом.

Олово (Pb). Према Kabata-Pendias (2011), просечан садржај олова у Земљиној кори износи 15 mg/kg. У магматским стенама присуство олова се креће у распону од 10 до 25 mg/kg, а у иловасто-глиновитим седиментима од 14 до 40 mg/kg. Распони за ултрабазне, односно карбонатне седimente, износе од 0,1 до 8 и од 3 до 10 mg/kg, респективно. Укупан просечни садржај олова у различитим земљиштима износи 27 mg/kg. Убавић и Богдановић (1995) наводе да је садржај олова у земљишту веома варијабилан што је последица матичног супстрата на којем је земљиште образовано и најчешће је у интервалу од 0,1 до 20 mg/kg. Ту варијабилност највише проузрокује матични супстрат на коме је земљиште формирано.

Историјски докази указују да је проблем са повишеним количинама олова у природи почео када су наши преци научили да користе ватру. Загађеност земљишта оловом услед ископавања и прераде руде као и индустријских активности није новина (Kabata-Pendias, 2011). Као елемент је веома важан за савремену индустрију.

Земљиште контаминирају индустријска постројења, те моторна возила сагоревањем бензина којем се олово додаје као адитив; сагоревањем овај метал доспева на површину земљишта. Динамика олова у земљишту условљена је садржајем глине и органске материје, те рН вредношћу. Јако се адсорбује за земљиште, што доводи до слабе покретљивости у земљишном профилу, али и до слабијег усвајања од стране биљака (Јакшић и сар., 2013). Јаче се адсорбује чак и од Cu, Zn и Cd који се слично понашају у земљишту као и Pb.

Сва једињења олова су токсична. Повишени нивои олова се могу очекивати у близини индустријских постројења, прометних саобраћајница, у канализационом муљу, итд. (Савић и сар., 2013). Олово је присутно у батеријама, материјалима за лемљење, муницији, пигментима, бојама за косу, керамичким глазурама, опреми за риболов, водоводним цевима, итд. (*Soil Contamination: Impacts on Human Health*, 2013).

Код људи може изазвати неуролошка оштећења, смањење пажње и количника интелигенције (IQ); пропадање костију, хипертензију, болести бубрега, енцефалопатију.

Жива (Hg). Просечан садржај живе у Земљиној кори је 0,07 mg/kg. У седиментним стенама живе има у просеку од 0,01 до 0,4 mg/kg, док је у магматским присутна у опсегу од 0,004–0,08 mg/kg. Ипак, углавном је сконцентрисана у иловасто-глиновито седиментима. Просечан садржај живе у земљиштима различитих типова у свету варира од 0,58 до 2,8 mg/kg, те је светски просек процењен на 1,1 mg/kg. Веће концентрације се везују за хистосоле и камбисоле. Њен садржај у земљиштима зависи од рН вредности као и од садржаја органске материје.

Постоји неколико егзогених извора живе а највећи број доспева у земљиште из атмосфере кроз сагоревање угља и нафте, производњу цемента, обојених метала и челика, злата и спаљивање отпада. Има је и у електричним прекидачима, флуоресцентним сијалицама, лампама, батеријама, термометрима, плombaма за зубе, пестицидима, медицинском отпаду, итд. (*Soil Contamination: Impacts on Human Health*, 2013). Поред наведених, значајни извори живе су фунгициди и запрашивање семена (који нису коришћени више од 20 година), као

и канализациони муљ који се користи код мелиорације земљишта (Kabata-Pendias, 2011). Хлориди живе су доста покретљиви у земљишту, али основни закључак је да жива у земљишту има малу и ограничену покретљивост. Та покретљивост је далеко већа путем испаравања. Ипак, према UNEP (2013), постоје значајне празнине у знању о томе како се жива понаша у животној средини, укључујући основна питања о њеној улози у хемијским и физичким процесима. Многа питања о томе како се жива преноси кроз екосистем, укључујући и усвајање од стране биљака, животиња и људи, остају неодговорена.

Главни пут уношења живе у човеков организам је путем конзумирања морске хране, док је за децу то директна ингестија земљишта. Код људи жива може изазвати оштећења централног нервног и гастричног система, јетре, срца и бубрега; утиче на развој мозга што резултује смањеним количником интелигенције; утиче на координацију, вид и чуло додира (*Soil Contamination: Impacts on Human Health*, 2013).

Арсен (As). Просечан садржај арсена у Земљиној кори је 1,8 mg/kg. Много више га има у иловасто-глиновитим седиментима (до 13 mg/kg) него у било којим другим стенама. Арсен се у земљишту налази најчешће у облику сулфидних минерала, а количине су у интервалу од 2 до 20 mg/kg (Убавић и Богдановић, 1995). Просечан садржај укупног арсена у земљиштима различитих типова у свету варира од <0,1 до 67 mg/kg, а светски просек износи 6,83 mg/kg. Највише је заступљен у хистосолима 9,3 mg/kg а најмање у подзолима 4,4 mg/kg.

Значајни антропогени извори арсена се везују за индустријске активности: обраде метала (злато, олово, бакар, никал, гвожђе и челик), хемијских радова са минералима сумпора и фосфора, спаљивање угља и геотермалних електрана, као и за употребу спрејева на бази арсена, посебно у воћњацима (Kabata-Pendias, 2011). Арсена има у пестицидима, конзервансима за дрво и кожу, пигментима, отровним мамцима, агрохемикалијама, итд., а користи се и у фармацеутској индустрији и индустрији стакла (*Soil Contamination: Impacts on Human Health*, 2013).

После олова As представља највећи токсиколошки ризик за домаће животиње. Користи се у медицини, при преради коже и крзна, у производњи

стакла, порцелана итд. Поред примене у индустрији, коришћен је и у пољопривреди против биљних штеточина што може бити узрок његове повећане концентрације у земљиштима. Међутим, не акумулира се у већој мери од стране биљака. Због велике моћи адсорпције и акумулације највећа концентрација овог метала је у површинском слоју земљишта. У одсуству глине и органске материје, за које се чврсто адсорбује и фиксира, може доћи до испирања арсена у дубље слојеве, па и у воду, што је у односу на фосфор далеко опасније. (Јакшић и сар., 2013). Ипак, нивои арсена у површинским слојевима земљишта су генерално ниски, иако су неколико пута већи од оних у стенама (Kabata-Pendias, 2011).

Главни пут излагања људи арсену је потрошња подземне воде која природно садржи високе нивое неорганског арсена, храна припремљена са овом водом или усеви који су наводњавани са оваквом водом.

Уношење неорганског арсена у организам у дужем временском периоду може довести до хроничног тровања арсеном; он може изазвати неуролошка, као и оштећења гастроинтестиналног тракта, коже, срца, јетре; дијабетес, болести крви и коштане сржи; кардиоваскуларна обољења; канцере. С друге стране, органска једињења арсена су мање штетна за здравље и брзо се елиминишу из организма.

Хром (Cr). Просечан садржај хрома у земљиштима у свету износи 60 mg/kg. С обзиром да се хром у земљишту директно наслеђује из матичног супстрата, више концентрације се углавном везују за земљишта настала од базних магматских стена и иловасто-глиновитих седимената.

У пољопривредним земљиштима хром води порекло не само из матичног супстрата, него и муља, компоста од отпадака и фунгицида, који се све више примењују. Хром се веома чврсто веже у земљиштима богатим глином и органском материјом, те је веома слабо покретљив и адсорбује се у површинском слоју дубине од 5 до 10 cm. Присуство хрома у земљишту креће се у интервалу од 5 до 100 mg/kg (Убавић и Богдановић, 1995), али се често могу наћи и много веће концентрације – чак до 3400 mg/kg (Марковски и сар., 2011), односно преко 100000 mg/kg у екстремним случајевима (посебно код земљишта образованих на серпентинима). Концентрације приступачног Cr у земљишту су веома ниске, те се

он у биљкама налази у веома малим количинама од 0,2 до 0,4 mg/kg (Јакшић и сар., 2013).

Појава хрома у седиментима може бити повезана са применом фосфорних ђубрива, производњом боја и лакова, односно муљем и атмосферским условима (Савић и сар., 2013). Повишени нивои хрома у земљишту могу настати услед загађења из различитих извора од којих су најзначајнији остаци при преради руде хромита, пигменти и отпад из штавионица и из постројења за производњу коже, као и комунални отпад (Kabata-Pendias, 2011).

Хром је есенцијалан елеменат за животиње с обзиром на то да је неопходан за нормалан метаболизам угљених хидрата и липида, док је код људи запажена повећана потреба код смањења толеранције на глукозу. Токсично дејство код биљака испољава се у виду хлорозе.

Никал (Ni). Процењује се да никла у Земљиној кори има у просеку око 20 mg/kg, док се његов садржај у ултрабазним магматским стенама креће од 1400 до 2000 mg/kg. Са повећањем киселости стена концентрација никла опада, тако да је у гранитним стенама присутан у границама од 5 до 20 mg/kg. Садржај никла у седиментним стенама варира од 5 до 90 mg/kg са највишим вредностима у иловасто-глиновитим седиментима.

Статус никла у земљиштима у великој мери зависи од његове концентрације у матичном супстрату. Међутим, концентрација никла у површинским слојевима земљишта је резултат утицаја како природних тако и антропогених активности. Никла има у изобилју у свим типовима земљишта а већа акумулација је примећена у камбисолима и калцисолима. Никал је у земљиштима широм света заступљен у веома широком распону; међутим, средње вредности су између 13 и 37 mg/kg (Kabata-Pendias, 2011). Иначе, никал се у земљишту налази у облику сулфатних, бакарних и силикатних минерала у концентрацији 5–500 mg/kg (Убавић и Богдановић, 1995).

Никал се сматра озбиљним полутантом. Повећани садржај имају земљишта образована на серпентинима, али он такође може бити последица антропогеног утицаја услед отпадних и канализационих муљева, примене фосфатних ђубрива, течног стајњака, пестицида, интензивног сагоревања угља и нафте или близине

индустријских постројења за прераду метала, рудника и других загађивача (Јакшић и сар., 2013; Kabata-Pendias, 2011). У седиментима канала обично потиче од ливница, муља из постројења за пречишћавање, сагоревања горива и нафте, спаљивања отпада, минералних ђубрива, итд. (Савић и сар., 2013).

Разна истраживања су показала да земљишта у различитим деловима света садрже енормно високе концентрације никла и тешких метала уопште, посебно у урбаним и развијеним индустријским подручјима (Kabata-Pendias, 2011). Међутим, у многим земљама, као и у нашој, повећане концентрације Ni потичу првенствено из геохемијских извора. Тако је у централној Србији, у односу на остале тешке метале, никал најчешћи полутант. Јавља се како на земљиштима на ултрабазичним и базичним стенама (Златибор, Маљен, Сувобор, планински комплекс око реке Ибар), тако и у долинама река (Велика Морава, Колубара и Западна Морава), на алувијумима који делом потичу од ових стена (Дозет и сар., 2011).

Никал је есенцијални елеменат потребан за раст и ресорпцију гвожђа, међутим присуство у већим количинама може да ремети одвијање животних процеса изазивајући хлорозу, интеркосталну некрозу и смањен раст корена код биљака. Просечан садржај у биљкама износи 0,1–5,0 mg/kg суве материје (Убавић и Богдановић, 1995).

Флуор (F). Просечан садржај флуора у Земљиној кори је процењен на 625 mg/kg, док је просечан садржај у земљиштима широм света 321 mg/kg. Уобичајен садржај за већину земљишта варира од 150 до 400 mg/kg. У глиновитим земљиштима су забележене концентрације флуора које прелазе вредност од 1000 mg/kg (Благојевић и сар., 2002). Садржај флуора у земљишту се наслеђује од матичног супстрата али његова дистрибуција је условљена процесима формирања земљишта и његовом текстуром. Евидентан је релативно близак позитиван однос између флуора и фракција глине у земљишту. Најнижи садржаји флуора су у аеросолима, подзолима и хистосолима док се највиши јављају у камбисолима.

У неким регионима света, загађење земљишта флуором постало је важно еколошко питање. Значајни емитери флуора у атмосферу су, између осталих, топионице алуминијума и фабрике за производњу фосфорних ђубрива, фабрике

керамике и стакла, спаљивање угља. Високи нивои флуора у земљишту могу се јавити услед антропогених утицаја као што су примена фосфорних ђубрива, пестицида и канализационог муља (Kabata-Pendias, 2011; Благојевић и сар., 2002). Иначе, флуор је најчешће присутан у земљишту у форми следећих минерала: флуорита – CaF_2 ; флуоропатита – $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$ и криолита – Na_3AlF_6 . Наведени минерали су слабо растворљиви у води тако да биљке апсорбују мале количине флуора (Благојевић и сар., 2002).

Флуор представља једини микронутријент од свих наведених микроелемената који када се примењује у одговарајућим нивоима јача зубе. Но, када се дуготрајно уноси у тело у повишеним количинама, може изазвати скелетну флуорозу.

Бакар (Cu). Бакар се јавља у Земљиној кори у концентрацијама између 25 и 75 mg/kg, са просеком од 55 mg/kg. Показује тенденцију за концентрацијом у базним магматским стенама и иловасто-глиновитим седиментима.

Просечан садржај бакра у земљиштима различитих категорија широм света варира од 14 до 109 mg/kg. Садржај бакра је блиско повезан са текстуром земљишта и обично је најнижи у благо песковитим земљиштима а највиши у иловастим земљиштима. Правилност у расподели бакра у земљиштима указује да су два главна фактора: матични супстрат и процеси формирања земљишта, одговорна за његове концентрације. Трећи фактор који значајно доприноси његовом садржају у земљишту представљају фракције глине.

Контаминација земљишта једињењима бакра је предмет бројних детаљних студија током протеклих деценија. Креирана је велика база података на основу бројних радова и монографија. Повишеним нивоима бакра у пољопривредном земљишту значајно доприноси неколико извора: стајска и вештачка ђубрива, отпадни муљ, агрохемикалије – посебно за заштиту воћа и винове лозе (бордовска чорба), нуспроизводи индустријског отпада, фарме животиња као и квалитет воде за наводњавање. Високо повећани нивои бакра се могу очекивати у околини рудника и топионица бакра (Kabata-Pendias, 2011, Савић и сар., 2013).

Цинк (Zn). Просечан садржај цинка у Земљиној кори је исти као и у земљиштима широм света и износи 70 mg/kg – у земљиштима његово присуство варира у границама од 60 до 89 mg/kg. Цинк је прилично равномерно распоређен у магматским стенама, док је у седиментним већа вероватноћа да ће га бити у иловастим-глиновитим седиментима и то чак до 120 mg/kg. Садржај цинка у земљишту је блиско повезан са његовом текстуром и обично је најнижи у благо песковитим земљиштима. Повећане концентрације се могу очекивати у кречњачким и органским земљиштима.

Иако је познато да пољопривредне активности диприносе повећању садржаја цинка у површинским слојевима земљишта, антропогени извори се превасходно везују за индустрију обојених метала. Такође, антропогеним изворима се сматра примена органских и минералних ђубрива, пестицида, компоста, каонализационог муља, а такође долази и из атмосфере (Kabata-Pendias, 2011; Савић и сар., 2013). Иначе, прилично је тешко проценити нивое загађења земљишта цинком који су у новије доба на екстремно високим нивоима у одређеним областима (Kabata-Pendias, 2011).

Бор (B). Бор је широко (али не униформно) дистрибуиран у природи; присутан је у просеку са 15 mg/kg у Земљиној кори. Његов садржај у магматским стенама варира од 5 до 30 mg/kg и расте са киселошћу стена. У седиментним стенама бор је још присутнији и уско је повезан са фракцијама глине.

Светски просек бора у земљишту се процењује на 42 mg/kg, а у различитим типовима земљишта варира од 10 до 100 mg/kg. Највише је присутан у калцисолима и хистосолима због органске материје која га везује. Основни извор бора у земљишту је матични супстрат. Највеће количине бора се акумулирају у минералним као и иловасто глинастим наслагама на обалама мора и океана, те, отуда, он може послужити као индикатор салинитета мора у геолошкој прошлости (Kabata-Pendias, 2011).

2.3. Промена начина коришћења земљишта

Једна од озбиљних претњи по земљиште представља промена начина његовог коришћења. *Corine Land Cover* база података показује значајне промене у начину коришћења земљишта у Европи. У периоду од 1990. до 2000. године најмање 2,8% земљишта у Европи је подлегло промени начина коришћења, укључујући знатна повећања урбаних подручја.

У Националном програму заштите животне средине („Службени гласник РС“ бр. 12/10) наводи се да заузимање земљишта експанзијом вештачких површина и пратеће инфраструктуре представља главни узрок промена начина коришћења земљишта у Републици Србији. Оваква врста промена доводи до нарушавања биодиверзитета смањењем броја врста и станишта, као и фрагментацијом предела.

Према Националној стратегији одрживог развоја („Службени гласник РС“, бр. 57/08), интензивна урбанизација и индустријализација у Републици Србији одвијале су се на штету сеоских подручја због снажне миграције становништва из села у градове, губитка великих површина плодног пољопривредног земљишта и због заостајања у друштвено-економском и културном развоју.

У протеклих петнаест година удео пољопривредног земљишта је смањен за 10,6%, док је удео обрадивог пољопривредног земљишта смањен за 10%. Према начину коришћења пољопривредног земљишта, изражено у процентима, највише је нестало винограда (20,7%), а најмање рибњака, трстика и бара (2,5%). По површини, највише је нестало пашњака (179.036 ха, или 18%) у протеклих петнаест година. Важно је истаћи да површина под ораницама и баштама у Републици Србији износи 3.355.000 ха што чини 79% укупног обрадивог земљишта. Томе треба додати и око 312.000 ха под воћњацима и виноградима и 587.000 ха под ливадама. Не обрађује се око 855.000 ха (пашњаци, трстици, баре и рибњаци).

Промене у структури укупних ораничних површина у Републици Србији у периоду од 2000. до 2011. године показују смањење удела површине под житом са 61%, колико је било 2000. године, на 58% у 2011. години као и повећање површина под индустријским биљем. У периоду од 2002. до 2012. године уочава

се тренд смањења површина под ораницама, баштама и виноградима. Површине под пашњацима се повећавају у периоду од 2008. године. У 2012. години засејано је 3.059.657 ha површина што је за 7.100 ha мање него у 2011. години. Необрађених ораница и башти је 170.845 ha.

2.4. Квалитет земљишта

У протеклој деценији неколике студије су се бавиле дефинисањем одговарајућих критеријума за процену квалитета земљишта (Arshad и Martin, 2002). У ту сврху, као резултат, предложено је мноштво дефиниција квалитета земљишта све са сличним елементима. Најактуелнија студија – она коју су понудили Karlen (1997) и Одбор за проучавање земљишта Америке (SSSA) – квалитет земљишта одређује као: спремност одређене врсте земљишта да функционише у оквиру својих капацитета и унутар граница природних или контролисаних екосистема, да омогућава биљну и животињску продуктивност, одржава или унапређује квалитет воде и ваздуха, да представља простор за насељавање и здрав живот човека.

Постоје различити погледи на квалитет земљишта. За људе који се баве пољопривредом он може означавати високо продуктивно земљиште, одржање или унапређење продуктивности, максимизирање профита, или очување земљишних ресурса за будуће генерације. За потрошаче квалитет земљишта може значити изобиље здраве и јефтине хране за садашње и будуће генерације. Са тачке гледишта природњака, он представља земљиште у хармонији са околином, а за људе који се старају о животној средини појам квалитета се односи на земљиште које функционише у пуном потенцијалу у оквиру екосистема у погледу очувања или унапређења биодиверзитета, квалитета воде, кружења хранљивих материја и производње биомасе.

2.4.1. Методе одређивања квалитета земљишта

Генерално, информативни показатељ квалитета земљишта се може добити као одговор на питање: Колико добро земљиште обавља оно што се од њега очекује?. Да би се добио квалитетан и комплетан одговор, морају се поседовати комплетне информације о конкретној врсти земљишта, односно његовим карактеристика које су иначе увек изложене флуктуацијама услед промена у начину коришћењу, промена режима падавина (укључујући киселе кише), промена у нивоу воде, вегетацији и другим факторима животне средине. Ове промене имају за последицу ремећење хемијске равнотеже у земљишту. Другим речима, земљишта нису специфичног састава; многе од њихових особина нису константне, многе су пролазног карактера, а многе нису насумично дистрибуиране већ систематски временски и просторно зависне.

Arshad и Martin (2002) су дали преглед досадашњих покушаја да се на један свеобухватан начин, комбинацијом међузависних индикатора, направи унуверзална формула којом би се квалитет земљишта могао квантитативно исказати. Први овакав покушај су начинили Part и сарадници (1992) који су квалитет земљишта (*SQ – soil quality*) изразили на следећи начин:

$$SQ = f(SP, P, E, H, ER, BD, FQ, MI) \quad (2.6)$$

У претходној формули

- SP представља својства односно карактеристике земљишта;
- P – потенцијалну продуктивност;
- E – факторе животне средине;
- H – здравље (људи или животиња);
- ER – еродибилност;
- BD – биолошку разноврсност;
- FQ – квалитет односно безбедност хране и
- MI – менаџерске инпуте.

Три главне компоненте индикатора квалитета земљишта обухваћене претходном формулом, а дефинисане на међународној Конференцији о проценама

и мониторингу квалитета земљишта одржаној на Родал институту (Rodale Institute, 1991) односе се на:

- 1) способност земљишта да поспеши производњу усева (компонента продуктивности);
- 2) способност земљишта да делује у правцу смањивања природних загађивача, патогених клица као и смањивању отпадног материјала и штетних ефеката на местима удаљеним од главне локације контаминације (компонента животне средине) и
- 3) везу између квалитета земљишта и здравља биљака, животиња и људи (здравствена компонента).

Други предлог су дали Doran и Parkin (1994) који квалитет земљишта дефинишу као:

$$SQ = f(SQE1, SQE2, SQE3, SQE4, SQE5, SQE6) \quad (2.7)$$

где SQE1 представља производњу хране и влакана, SQE2 – еродивност, SQE3 – квалитет подземних вода, SQE4 – квалитет површинских вода, SQE5 – квалитет ваздуха и SQE6 – квалитет хране.

Слично претходној, формула 2.7 је дефинисана узимајући у обзир три битна питања:

1. одрживу производњу,
2. квалитет животне средине и
3. здравље људи и животиња.

2.4.2 Квалитет земљишта у зависности од загађења хемијским супстанцама

Поред критеријума за оцену загађености земљишта опасним и штетним материјама у смислу максимално дозвољених концентрација у земљишту и слично, као квантитативни показатељ контаминације се може користити вредност фактора обогаћења (*Enrichment Factor*) која представља однос концентрација анализираног (C_M) и референтног елемента у конкретном узорку и у природи односно у старијим земљиштима са већих дубина која нису била под

антропогеним утицајем. Као референтни елементи се обично узимају Al, Fe, Li и Mn (Daskalakis и O'Connor, 1995; Niencheski и сар., 2002; Loska и сар., 1997). Фактор обогаћења са гвожђем као референтним елементом (C_{Fe}), израчунава се коришћењем израза (2.8):

$$EF = \frac{\frac{C_M}{C_{Fe}} \text{uzorak}}{\frac{C_M}{C_{Fe}} \text{priroda}} \quad (2.8)$$

Вредност фактора обогаћења од преко 2 ($EF > 2$) указује да је садржај наведеног елемента антропогеног порекла, док $EF > 5$ указује на значајно обогаћење (Sutherland, 2000).

Ако није позната класа ризика од хемијских супстанци, приоритетних за зељмиште разматраног рејона, она се може одредити према следећем обрасцу:

$$J = \log \frac{AS}{\alpha M(MDK)} \quad (2.9)$$

Где је А – атомска тежина разматраног елемента; S – растворљивост у води хемијског једињења (mg/l); M – молекуларна маса хемијског једињења у које улази дати елемент; α – аритметичка средина МДК хемијског једињења у шест различитих намирница (месо, риба, млеко, хлеб, поврће, воће) (Коломејцева-Јовановић, 2010).

У табели 2.9 су приказани подаци на основу којих се одређује опасност загађења пољопривредног земљишта.

Табела 2.9 Процена загађености пољопривредног земљишта (Извор: Коломејцева-Јовановић, 2010)

Категорија загађености земљишта	Карактеристике загађења	Могућност коришћења	Предложене мере
1. допуштена	Концентрација хемијских супстанци је виша од фона, али не премашује МДК	За све пољопривредне културе	Контрола извора загађења и доступности токсиканата
2. умерено опасна	Концентрација хемијских супстанци је виша од МДК општег, миграционог, воденог и ваздушног показатеља, али је испод допустивог нивоа транслокационог показатеља	За све пољопривредне културе уз контролу њиховог квалитета	Исто као 1. У случају постојања супстанци с лимитирајућим воденим или ваздушним показатељем контролисати садржај ових супстанци у атмосфери и води локалних изворишта
3. опасна	Концентрација хемијских супстанци је виша од МДК граничног транслокационог показатеља	За индустријске културе. Гајење пољопривредних култура је ограничено због биљака-концентратора	Осим претходно наведених, обавезна контрола садржаја токсиканата у биљкама које служе за исхрану људи и животиња. Ограничена коришћења био-маса за исхрану стоке због постојања биљака-концентратора
4. веома опасна	Концентрација хемијских супстанци је виша од МДК по свим показатељима штетности	За индустријске културе и шумске заштитне појасеве	Мере за смањење загађености и везивање токсиканата у земљишту. Контрола садржаја токсиканата у атмосфери и води из локалних изворишта

2.5. Класификација земљишта

Земљиште је изузетно комплексан и променљив медијум. У Европи је идентификовано преко 320 главних типова земљишта и у оквиру сваког од њих огроман број варијација у погледу физичких, хемијских и биолошких својстава. Земљишта Републике Србије су такође веома хетерогена као резултат различитости геолошке подлоге, климе, вегетације и педофауне.

Познавање систематике земљишта поред великог значаја је и неопходно у циљу правилног коришћења земљишта при гајењу биљака. Само сазнање да земљиште припада одређеној систематској категорији, и без његовог проучавања, може дати представу о најважнијим физичким, хемијским и другим особинама тог земљишта, укључујући и његову плодност као и погодност за гајење разних врста биљака. Због тога је утврђивање ком генетском типу, подтипу и варијетету земљишта припадају, неопходан предуслов за њихово рационално коришћење и за примену разних агротехничких и мелиоративних мера за повећање њихове продуктивне способности и добијање високих стабилних и квалитетних приноса гајених биљака уз истовремено одржавање па и подизање нивоа њихове продуктивне способности.

Задаци класификације земљишта могу бити различити у зависности од циљева проучавања, па зато постоји више врста класификација. С обзиром на циљеве којима служе, издвајају се две групе које се међусобно разликују по задацима, и то:

- техничке (практичне) класификације и
- природно-научне (таксономске) класификације земљишта.

За потребе класификације земљишта постављена је доња граница дубине земљишта на 200 cm. Данас у свету не постоји јединствена међународна класификација типова земљишта (Коломејцева-Јовановић, 2010), али постоји низ класификационих система који се међусобно разликују на основу избора критеријума постављених као основ класификације, тако да се примењују:

- западноевропски систем класификације,
- систем руске класификације,
- систем америчке класификације,

- FAO систем класификације,
- WRB систем класификације и
- национални, односно систем класификације земљишта Србије.

2.5.1. Домаћа класификација

У Србији је још увек важећа национална класификација коју су предложили Шкорић и сарадници (1985). Ову националну класификацију су последњих година усаглашавали различити аутори. Недавно су нешто модификовану националну класификацију предложили Дугалић и Гајић (2012). Најновији предлог за класификацију земљишта у Србији су дали Антоновић и сарадници (2010, 2011) у складу са светском референтном базом земљишних ресурса (2006) и по узору на класификацију земљишта Македоније (Filipovski G., 2006).

Разлике у новој класификацији се огледају у увођењу групе техногених земљишта са типовима: депосоли (тла депонија), флотасоли (флотацијски материјал настао водом нанесеног материјала), урбисоли (преципитати урбане средине) и аеросоли (техногени преципитати из ваздуха).

Постоје разлике и код одређених типова земљишта. У групи антропосола су уведени типови: обрадиво земљиште, регосол (риголано земљиште), виноградско земљиште, земљиште воћњака, земљиште повртњака, ливаде и пашњаци, земљиште стакленика и шумско земљиште. Група камбисоли према Југословенском систему садржи типове: калкокамбисол (смеђе земљиште на кречњаку и доломиту), еутрични камбисол (еутрично смеђе земљиште), дистрични камбисол (кисело смеђе земљиште) и црвеница (тера роса).

Највећу разлику ове класификације у односу на друге представља детаљнија класификација нижих систематских јединица тако да поред главних група, типова, подтипова и варијетета постоје подваријетети, форме и фазе. Критеријум је јединствен за сваку јединицу:

- глвне групе – специфични дијагностички хоризонти и дијагностички материјали,
- типови – дијагностички хоризонти,

- подтипови – процеси који се одвијају у земљишту,
- варијетети – геолошки супстрат,
- поваријетети – појединачни хоризонти и дубина узорака земљишта,
- форме – текстуре, те
- фазе – проценат чврстог дела земљишта засићеног водом.

Боље дефинисање нижих систематских јединица и јединствени критеријуми за сваку јединицу су важни за детаљно мапирање земљишта које би се спровело у Србији и такође олакшао рад са базама података (Мрвић и сар., 2012).

Национална класификација се свакако мора и даље анализирати и развијати а све са циљем да се уклопи у светску класификацију земљишта.

3. ЗАКОНОДАВНИ ОКВИРИ О ЗЕМЉИШТУ

Република Србија је предузимала и предузима одређене мере у циљу заштите живота и здравља људи. У том смислу ова материја је регулисана републичким законодавством, то јест републичким законима и другим пратећим прописима, правилницима и уредбама.

3.1. Домаће законодавство

Заштита животне средине представља једно од најтежих и најобимнијих подручја за интеграцију Србије у Европску унију. Наиме, као што је наведено у извештајима агенције за заштиту животне средине, законска регулатива у области праћења стања и заштите земљишта у Републици Србији није довољно развијена. Земљиште се рецимо, као еколошка категорија делом разматра у Закону о заштити животне средине („Службени гласник РС“, бр. 135/04), а детаљније у Закону о пољопривредном земљишту („Службени гласник РС“, бр. 62/06).

Овим законом уређује се планирање, заштита, уређење и коришћење пољопривредног земљишта, надзор над спровођењем овог закона и друга питања од значаја за заштиту, уређење и коришћење пољопривредног земљишта као добра од општег интереса.

Поједини изрази употребљени у овом закону, а од значаја за тему дисертације, имају следеће значење:

1. пољопривредно земљиште јесте земљиште које се користи за пољопривредну производњу (њиве, вртови, воћњаци, виногради, ливаде, пашњаци, рибњаци, трстици и мочваре) и земљиште које се може привести намени за пољопривредну производњу;
2. обрадиво пољопривредно земљиште јесу њиве, вртови, воћњаци, виногради и ливаде;

3. заштита пољопривредног земљишта обухвата мере и активности које се предузимају са циљем трајног обезбеђења природних функција земљишта, коришћења земљишта у складу са његовом наменом, очувања и унапређивања наменског коришћења земљишта;
4. плодност земљишта јесте способност земљишта да истовремено задовољи потребе биљака за водом, хранљивим материјама, ваздухом, топлотом, простором за коренов систем као и повољним биохемијским режимом;
5. опасне и штетне материје у земљишту јесу групе неорганских и органских једињења која обухватају токсичне, корозивне, запаљиве, самозапаљиве и радиоактивне производе и отпад у чврстом, течном или гасовитом агрегатном стању и која имају опасне и штетне утицаје на земљиште.

Правилником о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту и води за наводњавање и методама њиховог испитивања („Службени гласник РС“, бр. 23/94), прописане су максималне дозвољене количине (МДК) опасних, односно штетних материја у земљишту са аспекта њиховог утицаја на квалитет земљишта (табела 3.1). Уколико земљиште садржи већу количину од максимално дозвољене не препоручује се за пољопривредну производњу.

Табела 3.1. Максималне дозвољене количине, граничне и ремедијационе вредности опасних и штетних материја у земљишту

Елементи	Опасни							Штетни		
	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B
МДК	3	100	2	25	100	50	300	100	300	50
ГВ	0.80	85	0.30	29	100	35	-	36	140	-
РВ	12	530	10	55	380	210	-	190	720	-

Земљиште је предмет и Уредбе о програму системског праћења квалитета земљишта, индикаторима за оцену ризика од деградације земљишта и методологији за израду ремедијационих програма („Службени гласник РС“, бр. 88/2010) која је усклађена са препорукама датим у Предлогу Директиве ЕУ (*Proposal for a Soil Framework Directive* – COM(2006)232). Усвајањем ове Уредбе обезбеђена је основа за успостављање државне и локалне мреже локалитета за праћење квалитета земљишта. У оквиру ње су дефинисане граничне (ГВ) и ремедијационе вредности (РВ) концентрација опасних и штетних материја у

земљишту и вредности које могу указати на значајну контаминацију земљишта (табела 3.1). Ремедијационе вредности, према наведеној Уредби, јесу вредности које указују да су основне функције земљишта угрожене или озбиљно нарушене и захтевају ремедијационе, санационе и остале мере.

Документи у којима се испитивању квалитета земљишта у нашој земљи посвећује значајнија пажња су управо Извештаји о стању земљишта у Републици Србији које издаје Агенције за заштиту животне средине. Међутим, за сада постоје само три оваква документа и то за период од 2006. до 2009. године, односно за 2011. и 2012. годину. У последњем од три извештаја се наводи да је успостављање систематског мониторинга земљишта на простору Републике Србије, који је до сада био један од главних недостатака, усклађено са циљевима постављеним у националним стратегијама, и то: Националној стратегији одрживог развоја Републике Србије („Службени гласник РС“, бр. 57/08) и Акционом плану за спровођење Стратегије одрживог развоја („Службени гласник РС“, бр. 22/09), као и у Националном програму заштите животне средине („Службени гласник РС“, бр. 12/10). У Националној стратегији су наведени кључни национални приоритети Републике Србије чије ће испуњење у највећој мери омогућити остварење визије одрживог развоја до 2017. године. У петом делу су дати циљеви, мере и приоритети везани за заштиту природних ресурса, укључујући и земљиште.

Стратешки циљеви одрживог коришћења земљишта односе се на:

- 1) усклађивање законодавних аката који су у вези с коришћењем и заштитом земљишта са законодавством ЕУ;
- 2) спречавање даљег губитка земљишта и очување и побољшање његовог квалитета, посебно индустријским, рударским, енергетским, саобраћајним и осталим активностима;
- 3) заштиту од деградације и промене намене земљишта, као и уређење пољопривредног земљишта.

Да би се ови циљеви остварили, потребно је: ускладити постојеће прописе са законодавством ЕУ и УН о коришћењу земљишта и заштити животне средине; утврдити и изабрати параметре квалитета земљишта који ће се примењивати при праћењу и контроли плодности; изградити мреже контроле плодности земљишта,

оснажити институције које ће се бавити заштитом, уређењем и коришћењем пољопривредног земљишта и формирати лабораторију на националном нивоу која ће се бавити земљиштем и минералним ресурсима. Неопходно је формирати базу података о земљишту и земљишним парцелама. База података би представљала резултат досадашњих истраживања у тој области, али и сталног праћења за који би биле задужене одређене постојеће стручне институције које се баве коришћењем и контролом квалитета земљишта.

Слични закључци се налазе и у Националном програму заштите животне средине („Службени гласник РС“, бр. 12/10), у којем се, поред осталог, наводи:

- С циљем очувања диверзитета у оквиру интегралног система заштите животне средине потребно је да се прати стање и начин коришћења земљишта, идентификују осетљива и оптерећена подручја, дефинише степен и карактеристике загађења земљишта;
- Основни циљ прогреса у оквиру одрживог коришћења земљишта на простору Републике Србије треба да обухвати бољу интеграцију заштите земљишта у секторске, локалне и регионалне политике и планове, имплементацију и ширу примену доказаних најбољих техника и поступака санације и ремедијације.

Као једним од проблема у оквиру одрживог коришћења земљишта на простору Републике Србије се и у овом документу сматра „непостојање системског мониторинга квалитета земљишта“; као и „непостојање адекватне законске и подзаконске регулативе у области праћења стања и заштите земљишта усклађене са регулативом ЕУ“.

Неки од краткорочних циљева (од 2010. до 2014. године) везаних за земљиште, дефинисани у Националном програму заштите животне средине, односе се на:

- усклађивање националних прописа из области заштите земљишта са законодавством ЕУ;
- успостављање програма системског праћења квалитета земљишта и формирање база података о стању земљишта урбаних средина;
- укључивање у програм Европске комисије на развоју мултификационог информационог система о земљишту.

Континуирани циљеви (постављени за период од 2010. до 2019. године) дефинисани у истом документу, односе се на:

- развој система за праћење, заштиту и побољшање квалитета земљишта од стране загађивача;
- утврђивање опасности прекограничних загађења земљишта, процену ризика миграције загађујућих материја; израду 3D модела загађења за подручје Србије;
- образовање и обавештавање јавности кроз активности на националном и међународном плану о борби против деградације и дезертификације земљишта.

Радиоактивност, као значајан аспект загађења земљишта је покривена Законом о заштити од јонизујућих зрачења и о нуклеарној сигурности, („Службени гласник Републике Србије“, бр. 36/09), чиме је извршена хармонизација прописа у овој области са прописима Европске уније.

Овим законом прописују се мере заштите живота и здравља људи и заштите животне средине од штетног дејства јонизујућих зрачења и мере нуклеарне сигурности при свим поступцима у вези са нуклеарним активностима и уређују се услови за обављање делатности са изворима јонизујућих зрачења и нуклеарним материјалима, као и управљање радиоактивним отпадом.

Усвојеним законом створен је правни основ за оснивање независног регулаторног тела – Агенције за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Републике Србије. Влада Републике Србије је основала наведену Агенцију као самосталну регулаторну организацију која врши јавна овлашћења у складу са законом ради обезбеђивања услова за квалитетно и ефикасно спровођење мера заштите од јонизујућих зрачења и мера нуклеарне сигурности при обављању радијационих делатности и нуклеарних активности.

Агенција је, између осталог, надлежна да доноси Програм систематског испитивања радиоактивности у животној средини („Службени гласник РС“, бр. 100/2010). Она у посебној стручној публикацији објављује годишњи извештај о нивоу излагања становништва јонизујућим зрачењима у Републици Србији. Од свог оснивања агенција је објавила четири таква извештаја и то за 2010., 2011., 2012. и 2013. годину. Ипак, само у првом од наведена четири извештаја је део

посвећен присуству радионуклида у обрадивом земљишту у седам градова, и то: Београду, Зајечару, Нишу, Новом Саду, Суботици (Палићу) и Ужицу (Златибору).

Према закључцима овог извештаја, активност како природних радионуклида, тако и дугоживућих радионуклида вештачког порекла (углавном од чернобиљских падавина), кретала се у ниским нивоима промене основног фона активности.

3.2. Европска легислатива

Упркос низу активности које у крајњој линији зависе од земљишта још увек не постоји посебна ЕУ легислатива о његовој заштити. За разлику од воде и ваздуха, заштита земљишта је до скора разматрана индиректно или у оквиру секторских политика о води, отпаду, хемикалијама, спречавању индустријског загађења, заштити природе, пестицидима и пољопривреди. Нажалост, како основни фокус ових политика није земљиште, оне су недовољне за обезбеђивање адекватног нивоа заштите за све земљишта у Европи.

Међутим, почетком овог века долази до одређеног напретка у смислу развоја политике и доступности информација. Тако је Европске комисије 2002. године донела документ *Пут ка тематској стратегији за заштиту земљишта* (COM(2002)179), у коме је идентификовано осам главних претњи којима су изложена земљишта широм Европе – ерозија, смањење органске материје, контаминација, заслањивање, сабијање, смањење биодиверзитета, пломбирање (енг. *soil sealing*) и клизишта и поплаве.

Четири године касније (22. Септембра 2006. године) издата је коначна верзија *Тематске стратегије* (COM(2006)231) и *Оквирна директива о земљишту* (COM(2006)232) којима је начињен важан први корак у европској политици о земљишту, будући да се ова директива усредсређује на заштиту земљишта као битан елемент одрживог развоја. Доступне информације говоре да је током овог периода деценија дошло до значајног повећања процеса деградације земљишта, а постоје и докази да ће се тренд наставити уколико се не предузму потребне акције (COM(2006)232).

Основни циљеви стратегије (COM(2006)231) и директиве (COM(2006)232) усмерени су ка заштити и одрживом коришћењу земљишта, засновано на следећим водећим принципима:

1. Спречавање даље деградације земљишта и очување његових функција:
 - о Приликом коришћења земљишта, када се експлоатишу његове функције, морају се предузети одређене акције у смислу деловања према одређеним унапред дефинисаним обрасцима;
 - о Када земљиште делује као рецептор ефеката људских активности или природних феномена, акције се морају спровести на самом извору;
2. Враћање деградираних земљишта до нивоа функционалности, конзистентног макар са тренутном и планираном наменом, у оквиру чега би се такође размотриле и финансијске импликације.

Да би се постигли наведени циљеви, потребно је деловати на свим нивоима – локалном, националном и европском.

У стратегију су уграђене четири кључне поставке:

1. оквирна легислатива која би за циљ имала заштиту и одрживо коришћење земљишта;
2. интеграција заштите земљишта у формулацију и имплементацију националних и општинских политика;
3. премошћавање тренутног јаза у знању у одређеним областима заштите земљишта кроз истраживања подржана од стране општинских и националних пројеката; те
4. повећање јавне свести о потреби заштите земљишта.

На основу закључака наведених докумената и чињенице да законодавство из ове области мора почивати на конкретним примарним подацима, кренуло се са систематским прикупљањем података из којих су проистекли извештаји о стању земљишта у Европи, као и Извештај о утицају контаминације земљишта на здравље људи.

3.2.1. Извештаји о стању земљишта у Европи

Сличан документ домаћим Извештајима представља документ *The European Environment – State and Outlook 2010 – Soil (SOER 2010)* у коме је дат преглед тренутног стања и трендова деградације земљишта према осам главних категорија наведених у документу COM(2002)179.

Што се тиче контаминације земљишта, наводи се да је услед више од 200 година дуге индустријализације контаминација земљишта постала распрострањен проблем у Европи; да су најчешћи загађивачи тешки метали и минерална уља; као и да тренутно постоји око три милиона контаминираних локација од којих чак 250,000 захтева хитно реаговање и ремедијацију. Ако се настави тренутни тренд и не дође до промена у легислативи, број контаминираних места би могао да се повећа за 50% до 2025. године. Ипак, постоје индиције о напретку у ремедијацији одређених контаминираних места, мада је темпо доста спорији у односу на раст броја потенцијалних контаминираних локација, као и потенцијалних активности које могу довести до контаминације на још локација (ЕЕА, 2007).

Европска Агенција за заштиту животне средине (*European Environment Agency*) је 2012. године, као допринос претходном извештају, издала Извештај о стању земљишта у Европи (*The State of Soil in Europe, 2012*). Овај извештај садржи додатни материјал који није обухваћен SOER-ом, као и допунске информације које нису биле доступне у време његовог публиковања.

Извештај описује познавање и разумевање стања земљишта у Европи, као и преовлађујуће трендове и политичке резолуције за главне процесе који утичу на деградацију земљишних ресурса у Европи. Нажалост, тренутне базе знања о многим кључним функцијама земљишта су још увек недовољно развијене. Овај аспект ће имати кључни фокус међу активностима следећег SOER-а који је планиран за 2015. годину.

Слично као и у извештају из 2010. године, наводи се да су главни узрочници загађења земљишта дугогодишње индустријске активности и одлагање и третман отпада, док су најчешћи загађивачи тешки метали и минерална уља са процентуалним уделом од 35% односно 24% респективно. Следећи на листи са тек 11% су полициклични ароматични угљоводоници (ПАХ). Што се тиче

дифузне контаминације значајан фактор представља прекомерна употреба агро-хемикалија као што су пестициди и минерална ђубрива.

Извештај *Soil Contamination: Impacts on Human Health*, који је Европска комисија издала у септембру месецу 2013. године, се, као што му сам назив говори, бави утицајем контаминације земљишта на здравље људи. Он се заснива на актуелним истраживањима и студијама случаја из неколико научних дисциплина које се баве истраживањем интеракције између загађења земљишта и здравља човека. Такође, објашњавају се путеви преноса контаминаната из земљишта у људско тело и укратко су размотрене неке од особина земљишта. Ово су важни фактори помоћу којих се утврђује колико је одређени контаминант доступан људском телу, а колико за трансфер кроз ближу околину.

Полазећи од десет најопаснијих хемикалија по људско здравље, које је дефинисала Светска здравствена организације (WHO), овај извештај укључује и преглед најзначајнијих извора и ефеката на здравље најчешћих загађивача; што је потом и детаљније разрађено кроз студије случаја о познатим утицајима на здравље, као и о оним који се још увек истражују.

3.2.2. Упутство за узорковање земљишта

Међународна агенција за атомску енергију (IAEA) је 2004. године организовала консултантски састанак о стратегијама узорковања земљишта под називом „Узорковање и складиштење земљишта код мониторинга загађивача животне средине“ (IAEA-TECDOC-1415). Циљ састанка је био евалуација метода за узорковање земљишта приликом анализа на радионуклиде и тешке метале а у сврси идентификације контаминираних места у истраживањима великих области. IAEA је позвала групу стручњака да размотре и препоруче методе за вршење репрезентативног узорковања земљишта у циљу решавања различитих проблема везаних за заштиту животне средине. У документу се наводи значај сталног мониторинга стања земљишта, а у оквиру њега и узорковања које има директан утицај на квалитет резултата.

У додатку (Annex A) истог документа наведене су Граничне вредности контаминације земљишта које су препоручиле различите светске агенције

(ISO/WHO/DIN/BSI/EURO/EPA). У табели 3.2 су приказане критичне вредности, односно максимално дозвољене концентрације тешких метала у земљишту у неколико земаља.

Табела 3.2. Максимално дозвољене концентрације тешких метала у земљишту

Земља	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni	Cr	Hg
Данска	40	0,3	30	100	10	50	0,1
Шведска	30-60	-	-	-	-	-	0,2-0,3
Финска	38	0,3	32	90	40	80	0,2
Холандија	85	0,8	36	140	35	100	0,3
Немачка	40-100	0,4-1,5	20-60	60-200	15-70	30-100	0,1-1,0
Швајцарска	50	0,8	50	200	50	75	0,8
Чешка	70	0,4	70	150	60	130	0,4
Источна Евопа	32	2	55	100	85	90	2,1
Ирска	50	1	50	150	3	100	1,0
Канада	25	0,5	3	50	2	2	0,1

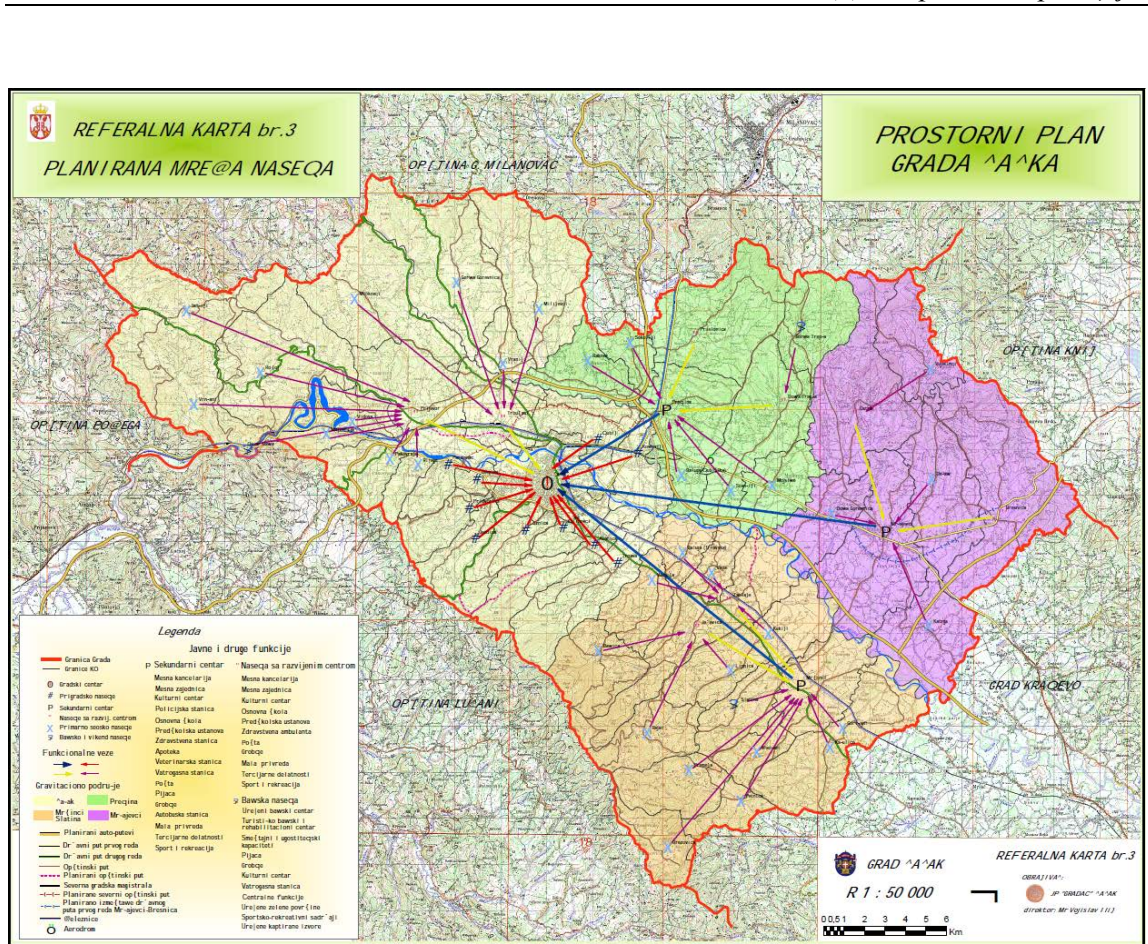
4. ПРИРОДНИ И ДРУШТВЕНИ ЧИНИОЦИ РАЗВОЈА ГРАДА ЧАЧКА

У оквиру овог поглавља биће на неколико места коришћени подаци наведени у Локалном еколошком акционом плану, тада општине а данас града Чачка из 2005. године, који су касније преузети у Стратегији одрживог развоја града Чачка из 2011. године. Наведени документи ће се скраћено наводити као ЛЕАП, 2005; односно Стратегија, 2011.

4.1. Географски положај

Град Чачак се простире у западном делу централне Србије између општина Горњи Милановац на северу, Пожеге на западу, Лучана на југозападу и југу, града Краљева и општине Кнић на истоку (слика 4.1). Овај град је седиште Моравичког управног округа. Географски изражено, територија града Чачка се простире од 20° 07' до 20° 38' источне географске дужине и од 43° 44' до 44° 01' северне географске ширине. Што се саобраћајне и железничке комуникације тиче, Чачак се не налази на главним међународним правцима који пролазе кроз Републику Србију. Територијом града пролази магистрала Београд – Приштина, са укрштањем са путем Ниш – Сарајево. Чачак је од аутопута Београд – Ниш удаљен 90 km. Територијом града Чачка пролази пруга Пожега – Сталаћ која спаја важне железничке правце: Београд – Софија и Београд – Бар (ЛЕАП, 2005/Стратегија, 2011).

На слици 4.1 је приказана мрежа насеља града Чачка, на којој се поред Чачка (жуто) као целине уочавају Прељина (зелено), Мрчајевци (љубичасто) и Мршинци – Слатина (наранџасто).



Слика 4.1. Мрежа насеља града Чачка

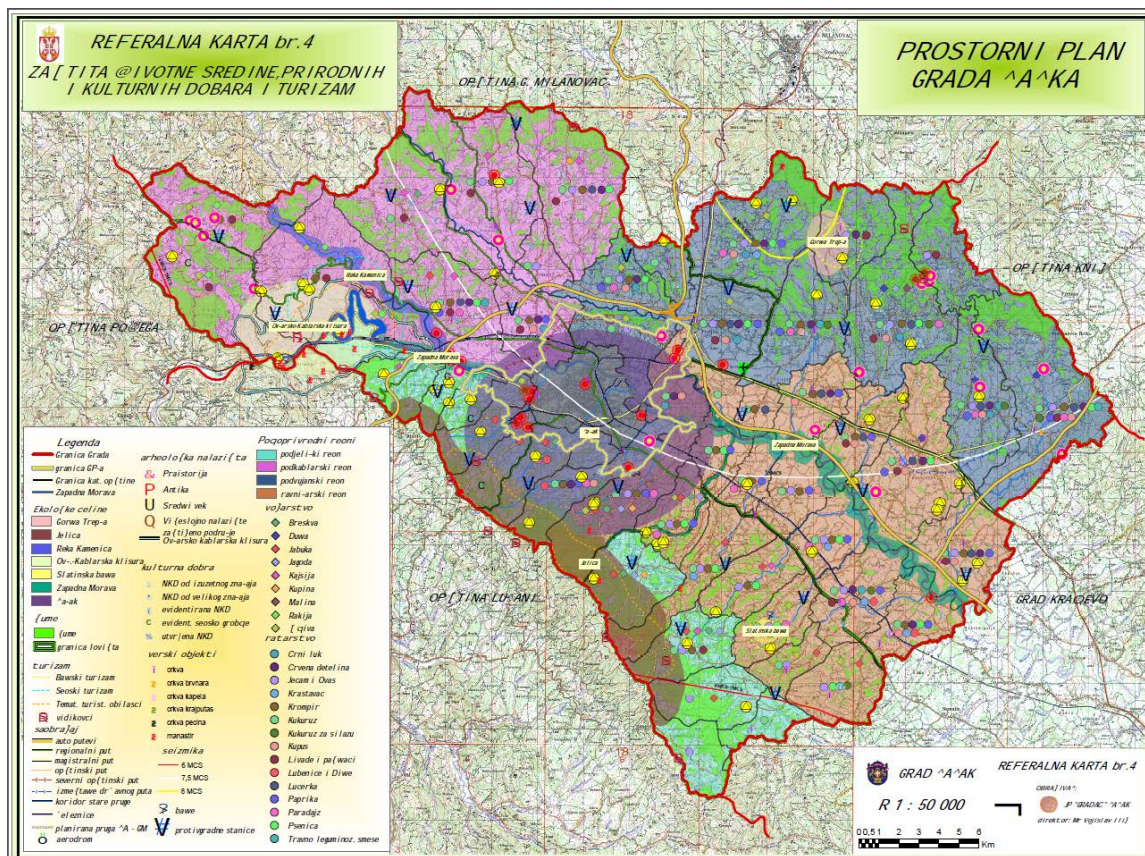
(Извор: http://www.cacak.org.rs/Prostorni_plan-223-1)

4.2. Геоморфологија

Југозападни део града Чачка геоморфолошки припада унутрашњим Динаридима, а североисточни Вардарској зони. Овај простор се одликује ретко сложенем и разноврсном геолошком грађом. Од минералних сировина позната су налазишта руде хромита (везане за серпентит планине Јелице), руда магнезита на северном подручју града, у чачанско-краљевачком басену налазе се и наслаге лигнита, а на две локације на Јелици и кабларском делу позната су налазишта дијабаза. Дуга је такође експлоатација цигларске глине у долинама река (Љубић, Горичани) и велике количине шљунка и песка у приобаљу река, посебно Западне Мораве (ЛЕАП, 2005/Стратегија, 2011).

На слици 4.2 је приказана мапа града Чачка која се односи на заштиту животне средине, природних и културних добара и туризам. На слици се могу видети пољопривредни реони града Чачка и то: подјелички, подкабларски,

подвујански и равничарски реон. Такође је приказано које се воћарске, односно ратарске културе гаје на појединим територијама.



Слика 4.2. Заштита животне средине, природних и културних добара и туризам

(Извор: http://www.cacak.org.rs/Prostorni_plan-223-1)

4.3. Рељеф

Рељеф на подручју града Чачка је разнолик и чине га равнице у најнижим деловима речних долина (Западна Морава, Дичина и Чемерница), побрђа са брежуљцима и брдима и планински предели преко 500 метара надморске висине (Пауновић и сар., 2005). Чачанска котлина у морфолошком смислу представља тектонску потопину формирану у олигоцену спуштањем два уздужна раседа. Површина чачанске котлине до краљевачког сужења износи преко 270 km². Котлина лежи на надморској висини од 200 до 300 m. Брежуљкасто-брдски део се простире око котлине на надморској висини од 300 до 500 m.

Територија града Чачка оивичена је планинским пределом надморске висине изнад 500 m. Са јужне стране котлину оивичава планински венац Јелице дугачак 30 km са неколико врхова висине од 800 до 930 m. Венац Јелице (929 m) представља природну границу између Драгачева и чачанске котлине. На западу се налазе планине Овчар (985 m) и Каблар (885 m) раздвојене чувеном клисуром. Северозападни део је оивичен обронцима планина Суворор и Маљен чији основни масиви припадају суседним општинама. На североистоку се простира планина Вујан (857 m), која одваја чачанску котлину од таковско-рудничког краја.

4.4. Клима

Клима Чачка и околине је умерено континентална. Средња годишња температура износи 10,47 °C. Најхладнији месец је јануар са средњом температуром ваздуха –1,2 °C. Најтоплији месец је јул са средњом температуром ваздуха 21 °C, тако да годишња температурна амплитуда износи 22,2 °C. Средња вегетациона температура је 16 °C, што је изразито повољно за развој пољопривреде. Територија града Чачка није ветровита – најчешћи ветар је северозападни, а најређи североисточни. Најветровитији је месец март, а најтиши су септембар, октобар и децембар. Влажност ваздуха је умерена и средња годишња вредност је 80,7%, најнижа је за август 70,5% а највиша за децембар 91,4%. Облачност на подручју Чачка је 6/10 неба на годишњем нивоу са минимумом за август 4,1, а максимумом за децембар (7,9/10 неба). Средња годишња висина падавина износи 692,9 mm воденог талога. Најкишовитији је месец мај са 88,6 mm талога, а најсувљи су фебруар и март са око 40 mm. Магле се у чачанској котлини јављају 25 дана годишње и то најчешће у октобру (4,6 дана) (ЛЕАП, 2005/Стратегија, 2011).

4.5. Хидрологија

Подземне воде се на територији града Чачка јављају најчешће на додиру стена различите старости; поред Западне Мораве су на дубини од 2 до 5 m, а на подручјима изнад 300 m надморске висине и до 30 m до које дубине су копани

бунари. Од термо-минералних извора на територији града Чачка познате су Овчар бања, Бања Горња Трепча и Слатинска Бања.

Од речних токова су доминантне транзитне воде: Западна Морава са средњим годишњим протоком $98 \text{ m}^3/\text{s}$, Каменица са средњим протоком $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$, Чемерница и Дичина. Од водних токова присутно је и 24 km примарног вештачког канала за наводњавање са предвиђеном површином за наводњавање од 18,550 ha. На реци Западној Морави изграђене су и четири бране и формирана вештачка језера: Овчарско-кабларско језеро, језеро Међувршје, језеро Парменац и језеро у Спортско-рекреационом центру (СРЦ) „Младост” (тзв., Градска плажа) (ЛЕАП, 2005/Стратегија, 2011).

4.6. Земљиште

На просторима чачанског краја заступљени су изразито разноврсни типови земљишта. Сва земљишта припадају реду аутоморфних и хидроморфних са 19 различитих типова и подтипова. Овом разноврсношћу је условљен и јако развијен биолошки диверзитет. Осим тога, присутна је и вероватно најразноврснија пољопривредна производња на територији Србије.

Највеће површине заузимају еродиране смонице, типичне смонице, смеђе-рудно земљиште на кречњаку, ливадско земљиште, псеудоглеј и алувијални песковити наноси, а најмање огајњачена смоница, делувијум и литосол. Највише је заступљена еродирана смоница (16.220 ha или 25,61% од укупног земљишног фонда). Смонице заузимају површину од 6.597 ha или 10,41%. На трећем месту, по површинама присутно је смеђе-рудно земљиште на кречњаку са 6.523 ha или 10,40%. Ливадско земљиште је на четвртом месту по површини (6.204 ha или 9,79%), на петом псеудоглеј са 5.386 ha или 8,50%. Површину од 4.852 ha или 7,66% заузимају алувијални песковити наноси (ЛЕАП, 2005/Стратегија, 2011).

Алувијална земљишта су настала наносима река, а заступљена су у чачанској котлини поред реке Западне Мораве на простору који представља најплоднији део ове котлине. Алувијална земљишта спадају у плодна тла, нарочито у средњим и доњим токовима река. Састоје се од речних наноса, муља,

песка и шљунка наталоженог за време поплава. Ово земљиште је богато хумусом, хранљивим материјама и лако се обрађује (Хацић и сар., 2002).

Смонице се јављају на брежуљкастим теренима обода чачанске котлине испод 400 m. Ова плодна земљишта настала су распадањем језерских седимената, а погодна су за узгајање већине ратарских култура, поврћа, воћа и винове лозе. Гајњача је заступљена изнад појаса смонице и мање је плодности од прва два типа земљишта. Настала су процесом огајњачавања већ постојећих типова земљишта (смонице и других) и на њој добро успевају коштичаво воће и винова лоза. Параподзоласто земљиште заузима мање површине на заравњеним и благо таласастим облицима рељефа. Претежно се користе као њивска земљишта и ливаде. У вишим пределима на њој је заступљена шумска вегетација.

4.6.1. Биљни свет

Територија града Чачка, према подацима Републичког завода за статистику, заузима површину од 636 km², од чега на урбано подручје отпада 45 km² (7%), на шумско 158 km² (25%), а на пољопривредно 433 km² (68%), односно 44.060 ha. Оранице и баште заузимају површину од 26.935 ha, воћњаци 6.930 ha, виногради 130 ha, ливаде 5.456 ha и пашњаци 4.609 ha. По броју ангажованих у различитим пољопривредним делатностима, пољопривреда је примарна привредна грана. Тешко је утврдити тачан број становништва чија је основна делатност пољопривреда, јер је за многе пољопривреда само додатна делатност. Претпоставља се да на територији Чачка око 40% становништва своју материјалну егзистенцију заснива на производњи и продаји пољопривредних производа.

С обзиром на то да се преко 60% површине града Чачка користи за разне пољопривредне активности, флора и фауна је условљена гајеним културама и животињама; 158 km² слободне површине заузимају углавном континенталне листопадне шуме са пропланцима са добром травнатом покривеношћу. Од шумског дрвећа преовлађују храст, граб, буква, јасен, јасика, клен, липа, топола итд. Четинари су унети на обронке Овчара, Каблара и Јељена вештачким пошумљавањем. Има и нешто барске вегетације у приобаљу Западне Мораве, а у

новије време у забареним деловима језера у Овчарско-кабларској клисури. Интересантан је и део субмедитеранских-балканских реликтних шума на Овчару и Каблару.

Погодан географски положај, осунчаност пространих планина и плодна котлина Западне Мораве допринели су развоју различитих грана пољопривреде. Чачански крај има традицију у развоју воћарства, сточарства, повртарства и воћно-садног материјала што представља добру подлогу за даља улагања у развој пољопривреде. Брдски предели познати су по засадима шљиве, јабуке, кајсије, крушке, брескве, трешње, док је у плодној моравској котлини заступљена производња поврћа на отвореном пољу: купус, паприка, кромпир, краставци, као и производња у затвореном простору.

Процењује се да на територији града Чачка постоји око два милиона воћних стабала. Највише је стабала шљиве (око 60%), затим јабуке (15-20%), крушке (7-10%), кајсије (4-7%), брескве (3-6%), док су остале врсте воћака (трешња, вишња, орах, леска) заступљене у знатно мањем обиму. У поређењу са подацима о бројном стању појединих врста воћака процењених у току 2005. године може се констатовати значајно повећање броја стабала јабуке, крушке, а нарочито трешње и кајсије. Охрабрује чињеница да је већина нових засада заснована на новијим квалитетним сортама свих врста воћака. Најзаступљеније повртарске културе у Чачку су, према подацима Центара за развој села и Пољопривредне станице „Овчар“ из 2011. године: кромпир (5000 ha), купус (1900 ha) и паприка (500 ha). Осим наведених култура заступљени су и црни лук (300 ha), зелена салата (50 ha), парадајз (30 ha), корнишон (15 ha) и остало поврће (ЛЕАП, 2005/Стратегија, 2011).

4.7. Друштвени чиниоци

4.7.1. Становништво

Према попису из 2011. године (Попис становништва, домаћинства и станова 2011. у Републици Србији) у Чачку званично живи 114.809 становника. У односу на попис из 2002. године Чачак је изгубио око 2.200 становника. Према

попису из 2002. године град Чачак (тада општина Чачак) је бројао 117.072 становника; од тога је на подручју града живело 73.152, а на сеоском подручју 43.920 становника.

Присутан је даљи процес миграције из околних општина на територију града Чачка. У последњој деценији стагнира процес миграције село-град у оквирима самог града. На територији града налази се 58 насељених места, 66 месних заједница, 57 сеоских и 9 градских.

4.7.2. Привреда

Привреду Чачка до 1838. године чинили су искључиво пољопривреда, ситно занатство и трговина. Те године је формиран абацијски еснаф, док се 1850. година, када је аустријски пинтор Фердинанд Крен отворио фабрику за производњу пива, сматра почетком развоја индустрије.

Данашња привреда града Чачка се према локалним мерилима убраја у развијеније у нашој земљи. Порезом на имовину обухваћено је 43.242 обвезника (Подаци Градске управе за локалну пореску администрацију 2011. године). Регистровано је 1.731 (ПКС 2011.) предузећа, 4.182 (Подаци Службе за приватно предузетништво Града Чачка, 2011.) занатских радњи и око 6.900 регистрованих пољопривредних газдинстава (Подаци Управе за трезор, 2011. године). У Чачку постоје две фабрике са наменском производњом. При крају је процес приватизације друштвеног сектора.

Индустријски и трговински сектор је добрим делом организован кроз три пословна удружења: „Градац 97“, „Унија 2000“ и „Опште удружење предузетника“ са преко 600 чланица. Формирана је и Привредна комора града Чачка. После разбијања задружног система након Другог светског рата пољопривредна производња је координирана преко тзв. „ПИК-ова“, чијим распадом деведесетих година је нестала било каква повезаност пољопривредних произвођача.

Сада су у току пионирски покушаји струковног удруживања пољопривредника. Ако се изузме пољопривреда којом се бави скоро 40% становништва града, не постоји доминантна привредна грана. Осим компаније

„Слобода“ у граду нема великих индустријских комплекса. Највећи део привредних активности се одвија у оквиру средњих и малих предузећа и занатских радионица са изразито разноврсним програмима. Туризам је значајна привредна грана у Чачку.

Туристичка понуда чачанског краја је хетерегона. Природни ресурси и манифестације заузимају доминантно место у креирању туристичког производа. У том смислу најатрактивнија је Овчарско-кабларска клисура у којој се налази 11 манастира и која је проглашена за „Предео изузетних одлика“, заштићено подручје I категорије, затим бања Горња Трепча, природна леčiliшта Овчар бања и Слатинска бања и, веома перспективна за туристички развој, брдско-планинска села.

4.7.2.1. Привредни субјекти и њихов утицај на животну средину

У табели 4.1 је дат преглед привредних субјеката који се налазе у близини места на којима је вршено узорковање а делатност им је таква да се у њиховој близини могу очекивати повишене концентрације одређених контаминаната у виду опасних и штетних материја.

Табела 4.1. Привредни субјекти у испитиваном подручју града Чачка (Извори: Национално тржиште роба и услуга Србије, Унија приватних предузећа и предузетника „Чачак 2000“)

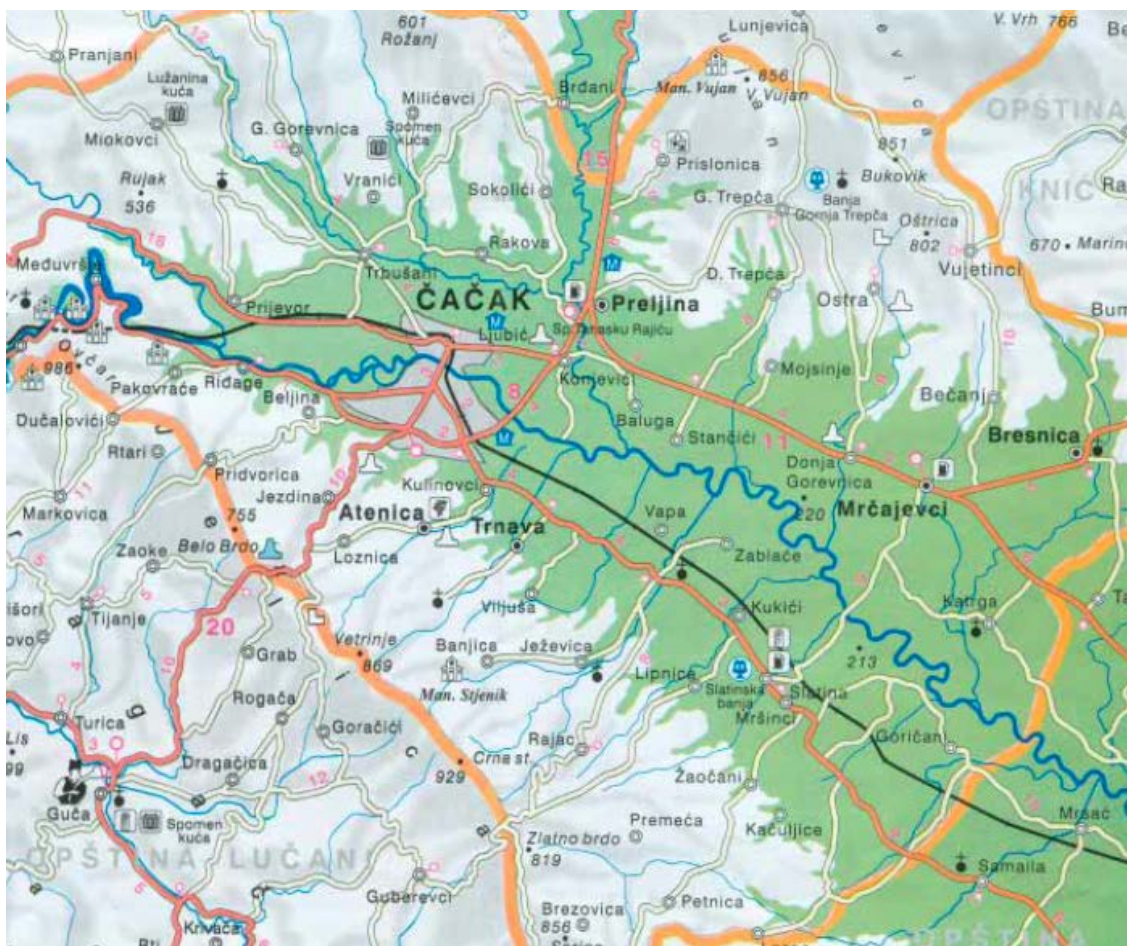
Делатност	Назив	Адреса/Место
Производња детерџената, сапуна средстава за чишћење и полирање	Sur Tec doo	Прељинска Балуга бб
Производња средстава за припремање боја и пигмената	Vektor doo	Љубићска 37/1
	MPC doo	Обилићева 20/1
Производња осталих основних органских хемикалија	Хемијска индустрија PKS-LATEX-HLC AD	Nikole Tesle 11
Производња пластичних маса у примарним облицима	Vapeks DOO	Коњевићи Б.Б.
	SAM-PLAST DOO	Лозница
Производња боја, лакова и сличних премаза, графичких боја и китова	BRA-HEM	Улица 613 бр. 8
	Ramix DOO	Љубићска 40
	Euronova DOO	Доња Жежевица Бб
	Privredno Društvo Danilović DOO	Трнава
Производња осталих хемијских производа	Хемијска индустрија Prvi Maj AD	Николе Тесле 9

	OXAL DOO	Прељинска Балуга
Производња осталих металних производа	Unipromet DOO	Ђорђа Томашевића Бб
Производња фармацеутских препарата	UNICHEM PHARM DOO	Војводе Степе 228
Обликовање и обрада равног стакла	FENIX TEAM DOO	Атеница 8/2
	NEXIM GLASS CO DOO	Атеница 5 12/1
Производња производа од бетона намењених за грађевинарство	BETONJERKA AD	Николе Тесле 5
	DMG INŽENJERING DOO	Ђорђа Томашевића 84
	IZO. CEM. DOO	Љубић Поље 610
	BC INŽENJERING DOO	Ђорђа Томашевића 361
	EKSPORT-IMPORT TATOVIĆ DOO	Улица 558
	SIENA EXPORT IMPORT DOO	Милисав Петровића Бб
	VIBBET DOO	Булевар Ослободилаца Бб
	KOSTIĆ PROMET EXPORT-IMPORT KD	Коњевићи Бб
Производња алуминијума	TEHNOS-ALUMINIJUM DOO	3 Децембар Бб
Производња осталих обојених метала	LIV-KO DOO	Ђорђа Томашевића 109
Ливење гвожђа	A R G DOO	Милуна Минића 5
Ливење осталих обојених метала	RAKIĆEVIĆ DOO	Коњевићи Бб
Металопрађивачка делатност	M PROJECT CO. DOO	Николе Тесле Бб

5. МЕТОДОЛОШКИ ПРИСТУП

5.1. Узорковање

На слици 5.1 је приказан ток Западне Мораве кроз град Чачак и околину. Локације на којима су узети узорци за ово истраживање се налазе у њеној непосредној близини с једне, као и у близини регионалних путева, с друге стране.



Слика 5.1. Ток Западне Мораве кроз Чачак

(Извор: Локални Еколошки Акциони План општине Чачак, 2005)

У табели 5.1 су приказани називи места, надморска висина и координате сваке локације у оквиру наведених места на којима су узети узорци. Тачне позиције сваке локације на којима су узети узорци су очитане коришћењем глобалног система позиционирања (GPS).

Табела 5.1. Локације са којих су узети узорци земљишта

Локација	Место	Координате		Надморска висина [m]
		[N]	[E]	
1.	Парменац	43° 53' 50.2404"	20° 17' 40.3044"	246
2.	Паковраће	43° 54' 2.361"	20° 15' 58.4238"	253
3.	Риђаге	43° 53' 50.0526"	20° 16' 45.0942"	281
4.	Белјина	43° 53' 37.8018"	20° 19' 22.4106"	243
5.	Љубић Кеј	43° 54' 5.2266"	20° 20' 12.7068"	237
6.	Пријевор	43° 53' 55.773"	20° 17' 27.7434"	246
7.	Пријевор	43° 54' 9.8748"	20° 17' 11.364"	247
8.	Пријевор	43° 54' 25.4298"	20° 16' 25.4202"	250
9.	Пријевор	43° 54' 2.7396"	20° 16' 22.695"	246
10.	Суви Брег	43° 54' 1.0542"	20° 19' 7.2372"	240
11.	Станчићи	43° 52' 56.1288"	20° 26' 34.8756"	223
12.	Мојсиње	43° 52' 57.648"	20° 27' 40.6044"	228
13.	Доња Горевница	43° 52' 22.8864"	20° 29' 7.0656"	223
14.	Мрчајевци	43° 51' 1.44"	20° 31' 21.36"	212
15.	Мрчајевци	43° 49' 50.3394"	20° 30' 7.4874"	211
16.	Кукићи	43° 49' 56.7726"	20° 28' 23.106"	226
17.	Мршинци	43° 48' 47.2752"	20° 29' 24.2478"	224
18.	Заблаће	43° 50' 18.5742"	20° 27' 23.1084"	226
19.	Вапа	43° 51' 2.3034"	20° 26' 33.6474"	228
20.	Трнавска Балуга	43° 51' 58.8024"	20° 25' 29.4528"	225
21.	Трнава	43° 51' 52.0698"	20° 23' 57.0798"	231
22.	Атеница	43° 52' 20.9388"	20° 23' 52.4688"	230
23.	Коњевићи	43° 53' 35.0946"	20° 23' 47.9934"	231
24.	Коњевићи	43° 53' 37.6074"	20° 24' 12.7434"	231
25.	Коњевићи	43° 52' 48.4176"	20° 24' 34.761"	228
26.	Коњевићи	43° 53' 13.5558"	20° 23' 24.9678"	230
27.	Љубић Поље	43° 53' 24.972"	20° 22' 32.4114"	232
28.	Љубић Поље	43° 53' 50.2434"	20° 22' 1.6314"	236
29.	Прељинска Балуга	43° 53' 16.2276"	20° 24' 53.0352"	229
30.	Прељинска Балуга	43° 52' 41.8074"	20° 25' 38.6394"	225

Са 30 локација наведених у табели 5.1 су узети узорци обрадивог земљишта са дубине до 30 см у количини од око 1 kg. Узорци су узети у нарушеном стању помоћу ашова и педолошког ножа према утврђеној методологији (Дугалић и Гајић, 2005). Узето је по 10 узорака са сваке локације

који су потом детаљно измешани и хомогенизовани и направљен је по један просечан узорак за сваку од анализа.

5.1.1. Методологија мерења основних параметара плодности земљишта

Хемијске анализе земљишта у циљу утврђивања његове основне плодности су урађене у лабораторији Агрономског факултета у Чачку. Од анализа се раде: киселост, односно хемијска реакција земљишта (pH), процентуални садржај органске материје (хумуса), укупни садржај азота (N) и садржај биљкама доступних форми фосфора (P_2O_5) и калијума (K_2O). На основу ових података се, уколико је то потребно, одређују врсте ђубрива и њихове дозе.

Узорци земљишта за потребе хемијских анализа су узети са дубине до 30 cm са више места на парцелама (табела 5.1). Сви узорци су затим промешани и узет је просечан узорак у количини од око 1 kg. Резултати се изражавају у mg/100g ваздушно суве земље, те су се узорци пре анализа сушили на ваздуху 3 недеље.

Органска материја, односно хумус је одређена методом по Kötzmänn-u, а pH вредност потенциометријском методом. Лакоприступачни фосфор и калијум су одређени AL методом по Enger-Reihm-u (Egner и сар., 1960), фосфор колориметријски, а калијум AAC методом (атомска апсорпциона спектрофотометрија). Укупан азот је одређен методом по Kjeldahl-u (Persson и сар., 2008).

5.1.2. Методологија мерења радионуклида

У Лабораторији за испитивање радиоактивности узорака и дозе јонизујућег и нејонизујућег зрачења Департмана за физику, Природно-математичког факултета у Новом Саду, спроведена су испитивања присуства радионуклида у узорцима земљишта.

Узорци земљишта су сушени на температури од 105 °C до константне масе. Након тога је извршено уклањање свих механичких нечистоћа; углавном каменчића и делова биљног материјала. Осушени узорци земљишта су механички

уситњени до форме финог праха и хомогенизовани. Овако припремљен материјал је потом пренет у посуде за мерење облика цилиндра висине 62 mm и пречника 67 mm. Типична маса узорака износила је између 200 и 300 g. Концентрација активности радионуклида одређена је методом нискофонске гама-спектрометрије. Гама-спектрометријска мерења су извршена према стандардној методи ASTM C 1402 – 04.

Коришћена су два високорезолуциона HPGe детектора. Први од њих, произвођача CANBERRA номиналне ефикасности од 36% има моћ разлагања од 1,9 keV на 1332 keV. Детектор је смештен у специјалну нискофонску заштитну комору са оловним зидовима дебљине 12 cm и бакарним унутрашњим слојем. Други HPGe детектор, номиналне ефикасности 22% смештен је у специјалну нискофонску заштитну комору са гвозденим зидовима дебљине 25 cm. Комора је израђена од гвожђа ливеног пре Другог светског светског рата тако да не садржи примесе вештачке радиоактивности и снижава ниво околног зрачења за око 1000 пута. Спектри су преко ланца предпојачавача и појачавача типа CANBERRA доведени у вишеканални анализатор CANBERRA са два аналогно-дигитална конвертора укупне меморије од 8192 канала. Вишеканални анализатор је директно повезан са РС рачунаром у којем су обрађивани и сторирани измерени спектри. За обраду спектра коришћена је верзија програма *Genie* која осим идентификованих γ -линија увек исказује спектралне интензитете и за више од 30 изабраних изотопа.

За гама-спектрометријска мерења радиоактивности у узорцима земљишта коришћен је и ултра ниско-фонски германијумски детектор типа GMN (са проширеним енергетским опсегом од 10 keV до 3 MeV произвођача ORTEC, номиналне ефикасности 32% у пасивној и активној заштити. Пасивна заштита је израђена од олова дебљине 12 cm у облику цилиндра и пресвучена слојем калаја и бакра. Активна заштита (вето детектори) су пет сцинтилационих пластичних детектора који су у антикоинцидентном режиму рада са HPGe детектором и у потпуности прекривају пасивну заштиту. Активна заштита снижава интегрални одброј у фону за фактор 3 за опсег од 50 keV до 2800 keV што снижава праг детекције и погодно је за мерења узорака из животне средине.

Спектрометар са ознаком картона В је ултра ниско-фонски германијумски детектор велике запремине произвођача CANBERRA (година производње 2007., тип GH10021, серијски број b08093). Има проширени мерни опсег од 6 keV до 3 MeV и налази се у оригиналној заштити од олова дебљине 15 cm. Релативна ефикасност овог детектора је 100% (еквивалентно апсолутној ефикасности 3" x 3" NaI(Tl) детектора на 1332 keV) што одговара активној запремини детектора од 380 cm³.

Заштита детектора је направљена од слојевито спојеног олова. Спољашних 5 инча (125 mm) је обично нискофонско олово, док је унутрашњи слој од око 1 инч (25 mm) олово садржаја ²¹⁰Pb од око 20 Bq/kg. Пасивна заштита има унутрашњи слој који зауставља X зраке из К нивоа енергије од 75 до 85 keV. Пресвучени материјали су ниско-фонски калај дебљине 1 mm и бакар високе чистоће дебљине 1,5 mm. X-зраци који потичу из слоја калаја (од 25 до 28 keV) су такође редуковани бакром.

Заштита је опремљена са гасним прикључком који служи за увођење течног азота из *Dewar*-а у унутрашњост заштите како би се снизио фон који потиче од радона и радонових потомака. Укупна маса заштите износи 1633 kg. Редукциони фактор фона за комплетни спектар (од 40 keV до 2768 keV) износи 238. Високи напон за овај детектор добија се из извора CANBERRA – Модел 3125 *Dual*. Сигнали се са спектроскопског појачавача CANBERRA (Модел А 2026) воде на CANBERRA *Multiport I* са ADC-ом. Овај је преко USB порта прикључен на стандардни PC, са оперативним системом Windows XP. Управљање сакупљањем података и on-line праћење спектра у формату CANBERRA *.cnf врши се помоћу програма CANBERRA Genie2000, верзија 2.1.

Типично време мерења узорка износило је 60000 s. На основу интензитета гама линија забележених у измереним спектрима, израчунате су концентрације активности за све радиоизотопе који се у узорцима налазе. За радиоизотопе којима није примећена ни једна карактеристична гама линија у спектрима, процењена је горња граница концентрације активности у узорцима земљишта. Грешке резултата мерења су исказане са нивоом поверења од 95%, што значи да је вероватноћа да се при поновљеном мерењу истог узорка добије резултат изван

граница исказане грешке мања од 5%.

5.1.3. Методологија мерења опасних и штетних материја

Укупан садржај опасних и штетних материја у узорцима земљишта је одређен атомском апсорпционом спектрометријом. Концентрације хрома, олова, кадмијума, никла, бакра и цинка су одређене коришћењем атомског апсорпционог спектрофотометра (AAS) – модел Varian SpectrAA 600 са пламеном техником. Оксидациони пламен ваздух-ацетилен је коришћен за одређивање свих елемената осим хрома, који захтева смањење пламене стехиометрије, док је садржај живе одређен беспламеном атомском апсорпционом спектрометријом (FAA). Одређивање As је извршено ААС хибридном техником користећи 3% NaBH₄ у 1% NaOH. Укупни флуор је одређен помоћу јонске-селективне електроде за F након фузије узорака са NaOH (у Ni ватросталним посудама) на 600 °C (Mc Quaker и Gurney, 1977). Бор је екстрахован *hot water* методом Berger-a и Troug-a (1944).

5.2. Обрада података

За статистичку обраду података и добијање резултата рангирања користиће се софтверски пакети *SPSS 20* и *Visual PROMETHEE 1.3*.

5.2.1. Дескриптивна статистика

Први корак у готово свакој статистичкој обради података представља преглед и анализа основних дескриптивних статистичких параметара сваке променљиве. Ово подразумева одређивање минималних, максималних и просечних (средњих) вредности променљивих, те стандардна девијација, које се користе за описивање централне тенденције и варијације података (Pallant, 2011). Такође, основни статистички показатељи који се често користе су мере асиметрије и спљоштености односно *skewness* и *kurtosis* на основу којих је могуће сагледати нормалност расподеле.

Skewness (асиметрија) – показује асиметрију расподеле. Позитивне вредности асиметрије показују да је већина добијених резултата лево од средње вредности, међу мањим вредностима. Негативне вредности асиметрије показују да је већина резултата десно од средње вредности, међу већим вредностима.

Kurtosis (спљоштеност) – показује колико је расподела шиљатија односно спљоштенија од нормалне. Позитивна вредност спљоштености показује да је расподела шиљатија од нормалне (има више резултата нагомиланих око центра расподеле), те да има танке дугачке репове. Сплљоштеност мања од 0 показује да је расподела плљоснатија од нормалне (има више случајева на реповима). Код нормалне расподеле ови параметри су једнаки нули. Обавезно их треба рачунати када је узорак мањи од 200.

Нормалност расподеле се графички представља помоћу хистограма, а прецизно се може сагледати помоћу резултата Shapiro-Wilk's теста. Према овом тесту, расподела је нормална ако је вредност *Sig.* већа од 0,05.

5.2.2. Корелациона анализа

На основу нормалности расподеле, на податке се могу применити одређени показатељи корелације. У случају да је расподела нормална, примењује се Пирсонов тест корелације; у супротном, примењује се Спирманов тест корелације.

Резултати ових тестова се приказују у формама матрица где је за сваки пар променљивих приказан степен њихове корелације. Степен корелације може имати вредност од -1 до +1. Савршена корелација, тј. коефицијент -1 или +1 показује да се вредност једне променљиве може тачно утврдити када знамо вредност друге. С друге стране корелација 0 показује да између те две променљиве не постоји никаква веза.

Корелација показује смер (позитиван или негативан) и јачину линеарне везе између две променљиве. Позитивна корелација показује да обе променљиве заједно и опадају и расту. Негативна корелација показује да једна променљива опада када друга расте и обрнуто.

5.2.3. Поређење група

За одређивање статистичке значајности разлике између два узорка односно две групе узорака, може се користити т-тест независних узорака. Предуслов за овај, као и остале параметарске тестове је да вредности прате нормалну расподелу. У овом раду ће се т-тест применити за испитивање статистичке значајности разлике између локација са различитих подручја града.

5.2.4. PROMETHEE и GAIA методе вишекритеријумског одлучивања

Процес доношења одлука представља избор једне из скупа расположивих алтернатива која у највећој могућој мери испуњава задате критеријуме. Процес вишекритеријумског одлучивања може бити представљен следећим фазама:

1. идентификација и формулација проблема,
2. формирање модела одлучивања,
3. примена методе вишекритеријумског одлучивања и
4. избор најприхватљивије алтернативе.

У прве две фазе наведеног процеса дефинишу се циљеви који се желе остварити избором, атрибути (критеријуми) на основу којих ће се вредновање алтернатива вршити, одређују се тежине (значај) атрибута и скуп расположивих алтернатива из кога се бира најбоља. Након тога доносилац одлуке приступа евалуацији расположивих алтернатива у односу на изабране атрибуте. Као резултат претходних активности може се формирати матрица одлучивања на начин како је то приказано у табели 5.2.

Табела 5.2. Матрица одлучивања

Алтернативе	Критеријуми				
	C_1	C_2	C_3	...	C_n
	(w_1)	(w_2)	(w_3)		(w_n)
A_1	a_{11}	a_{12}	a_{13}	...	a_{1n}
A_2	a_{21}	a_{22}	a_{23}	:	a_{2n}
:	:	:	:	...	:
A_m	a_{m1}	a_{m2}	a_{m3}	...	a_{mn}

У табели 5.2 $A_1, A_2, \dots, A_m$ представљају скуп расположивих алтернатива; $C_1, C_2, \dots, C_n$ представља скуп критеријума; $w_1 \dots w_n$ представља значај критеријума; x_{ij} перформансу i -те алтернативе у односу на j -ти критеријум.

Наведени елементи су карактеристични за све методе вишекритеријумског одлучивања.

PROMETHEE и GAIA припадају породици вишекритеријумских *outranking* метода које је иницирао Бернард Рој (Bernard Roy) крајем шездесетих година XX века са појавом метода ELECTRE. *Outranking* методе дају доносиоцима одлука алтернативу методама агрегације које су популарне у САД и Великој Британији. Оне обично захтевају мање информација од доносиоца одлуке(а) и ближе се баве стварним проблемом одлучивања.

PROMETHEE методу (*Preference Ranking Organization METHod for Enrichment Evaluation*) је првобитно осмислио Jean-Pierre Brans и 1982. године је први пут представљена јавности на Конференцији Универзитета Лавал у Канади. У почетку су биле развијене PROMETHEE I метода за парцијално и PROMETHEE II метода за комплетно рангирање алтернатива.

Већ неколико година касније, тачније 1985., Brans и Vincke су развили и PROMETHEE III методу за рангирање базирано на интервалима и PROMETHEE IV за потпуно и парцијално рангирање алтернатива када је скуп одрживих решења континуалан. 1989. године су Brans и Mareschal представили GAIA равни које су додале графичку дескриптивну компоненту PROMETHEE рангирањима. Графички приказ вишекритеријумског проблема омогућава доносиоцу одлуке да боље разуме расположиве изборе и неопходне компромисе које ће морати да предузме како би се одабрала најбоља одлука. GAIA се такође може користити да се сагледа утицај тежина критеријумима на PROMETHEE рангирања. Brans и Mareschal су 1992. године развили PROMETHEE V за помоћ при одлучивању када постоје проблеми са сегментационим ограничењима, те PROMETHEE VI за представљање људског мозга 1995. године.

PROMETHEE методе се од свог првог појављивања, успешно примењују у различитим областима. Метод је тако до сада нашао примену у 47 радова из области менаџмента заштите животне средине (Behzadian и сар., 2010). Решавањем проблема загађења земљишта применом PROMETHEE методе су се у

новије време бавили Linkov и сарадници (2006), Mostert и сарадници (2010) и Николић и сарадници (2011).

5.2.4.1. Процедура примене PROMETHEE методе

Основни принцип процеса рангирања PROMETHEE методе састоји се у поређењу упарених алтернатива што заправо представља девијацију, односно одступање између оцене две опције унутар сваког дефинисаног критеријума. Што је веће одступање, то је већа вредност преференције.

Математички посматрано, то се може формулисати на следећи начин:

Ако је са A обележен коначан скуп свих расположивих акција (алтернатива) које је потребно рангирати, а са $k_1, k_2, \dots, k_p$, p критеријума који су претходно изабрани, онда је за општи проблем вишекритеријумског одлучивања потребно наћи:

$$\text{Max } \{k_1(a), k_2(a), \dots, k_p(a) \mid a \in A\} \quad (5.1)$$

За проблем дефинисан претходним изразом, потребни подаци се уобичајено приказују табеларно, тзв. „евалуационом табелом“ (Чупић и Сукновић, 2010), односно матрицом перформансе (Brans и сар., 1986):

Табела 5.3. Евалуациона табела

	$k_1(\cdot)$	$k_2(\cdot)$	...	$k_j(\cdot)$	...	$k_p(\cdot)$
a_1	$k_1(a_1)$	$k_2(a_1)$		$k_j(a_1)$		$k_p(a_1)$
a_2	$k_1(a_2)$	$k_2(a_2)$		$k_j(a_2)$		$k_p(a_2)$
...	...	...	...	...	...	...
a_i	$k_1(a_i)$	$k_2(a_i)$		$k_j(a_i)$		$k_p(a_i)$
...	...	...	...	...	...	...
a_n	$k_1(a_n)$	$k_2(a_n)$		$k_j(a_n)$		$k_p(a_n)$

Примена PROMETHEE методе (PROMETHEE I за делимично и PROMETHEE II за потпуно рангирање алтернатива) за решавање проблема дефинисаног изразом (5.1), подразумева три основна корака (Чупић и сар., 2010; Тадић и сар., 2005):

- проширење структуре преференција и увођење општег критеријума,

- обогаћење графа доминације и конструкцију процењеног графа вишег ранга и
- коришћење релација вишег ранга као помоћ у одлучивању.

Ако постоји само један критеријум $k(a)$ који треба максимизирати при упоређивању две алтернативе a и b (где $a, b \in A$), онда важе следеће законитости:

$$\begin{aligned} \text{ако је: } k(a) > k(b) &\Rightarrow (\text{тада је}) \mathbf{a P b} \text{ (} a \text{ је пожељније од } b \text{) и} \\ \text{ако је: } k(a) = k(b) &\Rightarrow (\text{тада је}) \mathbf{a I b} \text{ (} a \text{ је индиферентно са } b \text{)} \end{aligned} \quad (5.2)$$

Корак 1: Проширење структуре преференција и увођење општег критеријума

У случају постојања већег броја критеријума уводи се нови приступ обухватања појма критеријума тако што се дефинишу функције преференције доносиоца одлука за алтернативе $\mathbf{a}$ и $\mathbf{b}$, при чему се разматрају сви парови постојећих алтернатива за сваки критеријум понаособ, односно $P(a,b)$ што представља преференцију алтернативе $\mathbf{a}$ у односу на $\mathbf{b}$.

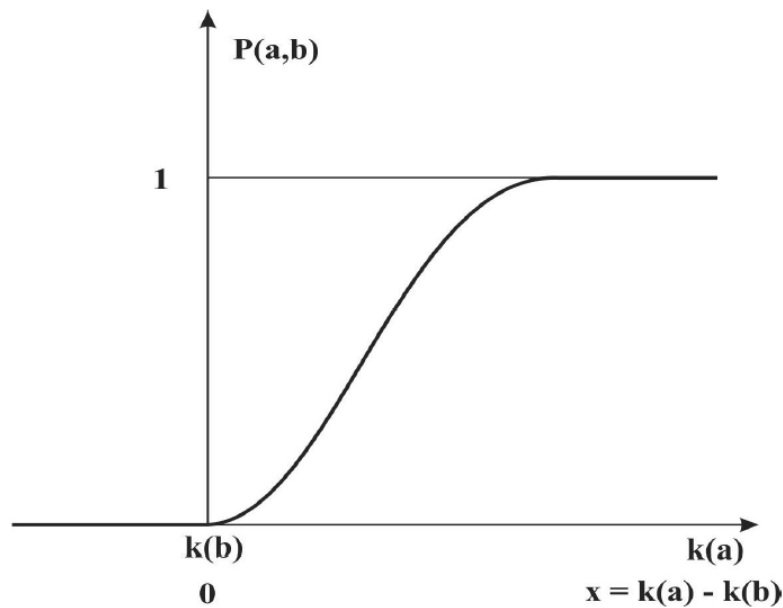
Вредност функције преференције креће се у интервалу $[0, 1]$, односно већа преференција се изражава већом вредношћу функције и обрнуто, а потенцијалне комбинације односа је могуће приказати следећим релацијама:

- $P(a,b) = 0$ нема преференције, индиференција
- $P(a,b) \sim 0$ слаба преференција, $k(a) > k(b)$
- $P(a,b) \sim 1$ јака преференција, $k(a) \gg k(b)$
- $P(a,b) = 1$ строга преференција, $k(a) \gg \gg k(b)$

након чега се закључује да постоје следеће особине функције преференције:

- $0 \leq P(a,b) \leq 1$,
- $P(a,b) \neq P(b,a)$.

Графички представљено, то изгледа као на слици 5.2.



Слика 5.2. Функција преференције

Према ауторима методе постоји још један „реалан и разуман“ приступ, а то је увођење променљиве x на следећи начин:

$$x = k(a) - k(b)$$

$$P(x) = \begin{cases} P(a, b), & x \geq 0 \\ P(b, a), & x \leq 0 \end{cases} \quad (5.3)$$

На основу претходног израза је могуће дефинисати општи критеријум који се односи на $k(a)$ као:

$$k(a) = \begin{cases} k(a), & P(a, b) \\ k(a), & P(x) \end{cases} \quad (5.4)$$

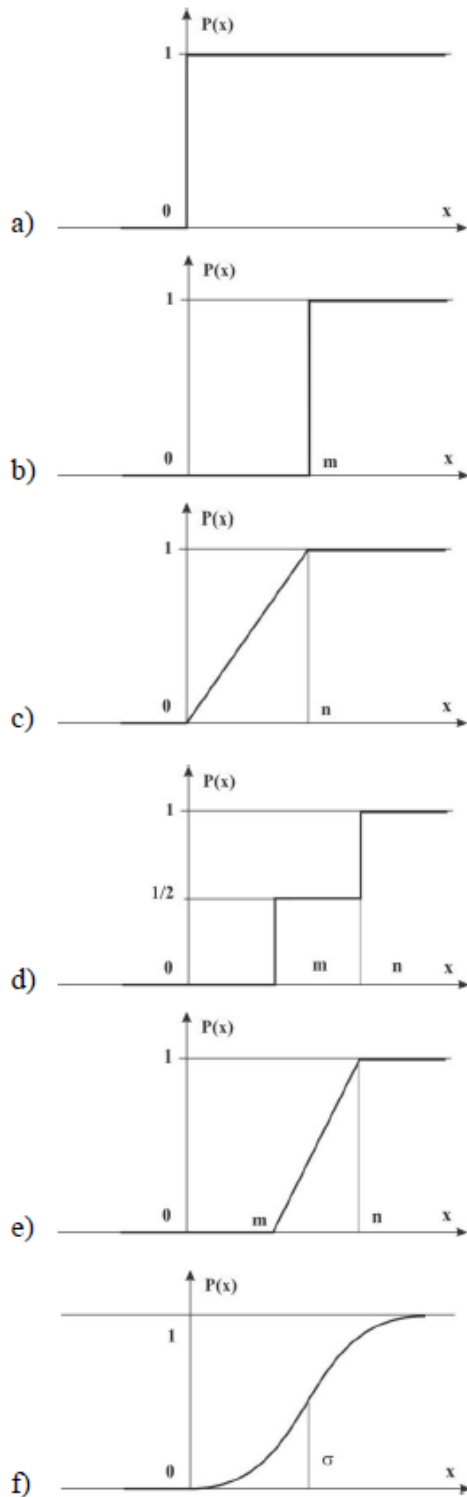
Vincke и Brans (1985) наводе шест врста општих, генерализованих критеријума са одговарајућим функцијама преференције, $P(x)$ за решавање већине реалних проблема вишекритеријског одлучивања, а указали су и на број и врсту параметара које је потребно дефинисати у конкретној примени.

Функција преференције дефинише како се разлике парова критеријума преводе на степене преференције (Brans и сар., 1986). Оне су од кључног значаја

јер дефинишу колико је једна алтернатива у предности у односу на друге (Keller и сар., 1991).

Врсте критеријумских функција (слика 5.3) су:

1. основна, обична функција (тип I) – не садржи параметре и ретко се користи;
2. функција U – облика (тип II) – садржи само праг индиферентности и чешће се користи код оцено алтернатива квалитативних критеријума;
3. функција V – облика (тип III) – садржи само праг значаја преференце n , чешће се користи код оцено алтернатива квалитативних критеријума али, за разлику од претходне функције, $P(x)$ је пропорционална одступању алтернатива у опсегу вредности од 0 до n ;
4. степенаста (ниво) функција (тип IV) – садржи праг индиферентности m и праг значаја преференце n , степенастог је облика и најчешће се користи при оцени алтернатива квалитативних критеријума;
5. линеарна функција (тип V) – садржи праг индиферентности m и праг значаја преференце n , $P(x)$ је пропорционална одступању алтернатива у опсегу од $(-n-m)$ до $(+n+m)$ и најчешће се користи при оцени алтернатива квантитативних критеријума.
6. Гаусова функција (тип VI) – садржи само Гаусов праг значаја σ и ређе се користи од претходних функција преференци.



Тип I: Обичан критеријум

$$P(x) = \begin{cases} 0, & x \leq 0 \\ 1, & x > 0 \end{cases}$$

Тип II: Квази критеријум

$$P(x) = \begin{cases} 0, & x \leq m \\ 1, & x > m \end{cases}$$

Тип III: Критеријум са
линеарном преференцијом

$$P(x) = \begin{cases} 0, & x < 0 \\ x/n, & 0 \leq x \leq n \\ 1, & x > n \end{cases}$$

Тип IV: Ниво критеријум

$$P(x) = \begin{cases} 0, & x \leq m \\ 1/2, & m < x < n \\ 1, & x \geq n \end{cases}$$

Тип V: Критеријум линеарне преференције
са подручјем индиферентности

$$P(x) = \begin{cases} 0, & x \leq m \\ \frac{x-m}{n-m}, & m < x \leq n \\ 1, & x > n \end{cases}$$

Тип VI: Gaussov критеријум

$$P(x) = 1 - e^{-x^2/2\sigma^2}$$

Слика 5.3. Врсте критеријумских функција

Једна од предности методе PROMETHEE се огледа у њеној прилагодљивости у смислу могућих модификација методе са променљивим праговима код коришћених функција и са увођењем потпуно нових функција (Чупић и Сукновић, 2010).

Корак 2: Конструкција процењеног графа вишег ранга

Након што је за сваки критеријум дефинисано ком типу припада, у следећем кораку је потребно одредити вредност преференције алтернативе a у односу на b за сваки критеријум и израчунати такозвани индекс преференције (IP) алтернативе a у односу на b узимајући у обзир сваки пар алтернатива из скупа A .

Индекс преференције за све критеријуме се може дефинисати као:

$$\forall a, b \in A : IP(a, b) = \sum_{j=1}^p t_j P_j(a, b) \quad \left(\sum_{j=1}^p t_j = 1 \right) \quad (5.5)$$

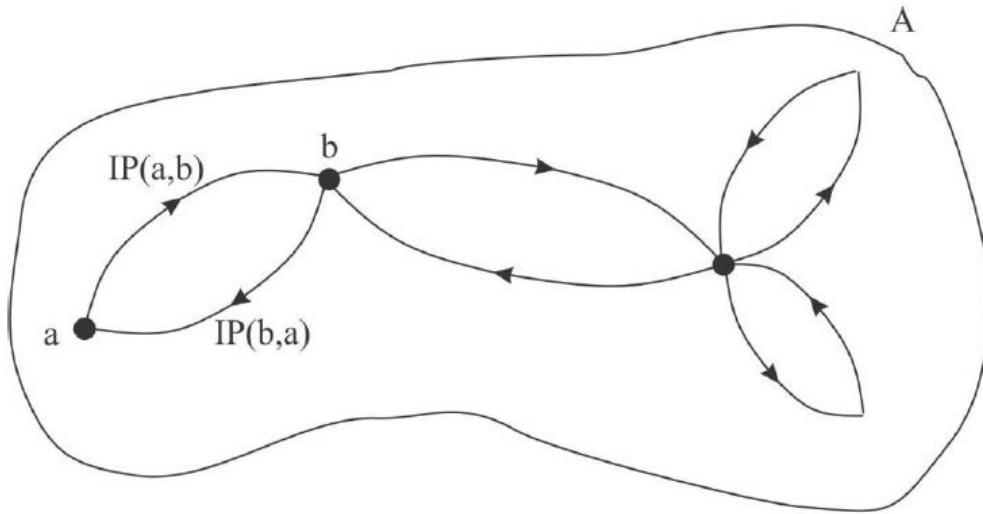
Уколико сви критеријуми имају исту тежину: $t_j = 1/p$ тада је:

$$IP(a, b) = 1/p \sum_{j=1}^p P_j(a, b) \quad (5.6)$$

Особине индекса преференције су следеће:

- $0 \leq IP(a, b) \leq 1$; $IP(a, a) = 0$
- $IP(a, b) \sim 0$ слаба преференца a у односу на b за све критеријуме.
- $IP(a, b) \sim 1$ строга преференца a у односу на b за све критеријуме.
- $IP(a, b) \neq IP(b, a)$

Процењени граф вишег ранга (слика 5.4) представља граф чија су језгра допустиве алтернативе и за сваки пар алтернатива a и b одговарајући лук (a, b) има вредност њиховог индекса преференција $IP(a, b)$.



Слика 5.4. Процењени граф вишег ранга

Корак 3: Коришћење релација вишег ранга као помоћ у одлучивању

У процењеном графу вишег ранга одређују се улазни и излазни ток за свако језгро (или у апсолутном или у просечном износу), разматрајући при томе индексе преференција језгра **a** са осталим језгрима **x**:

Позитивни ток вишег реда (излазни ток) се израчунава:

$$T^+(a) = \sum_{x \in A} IP(a, x) \text{ или } T^+(a) = \frac{1}{p-1} \sum_{x \in A} IP(a, x) \quad (5.7)$$

Негативни ток вишег реда (улазни ток) се израчунава:

$$T^-(a) = \sum_{x \in A} IP(x, a) \text{ или } T^-(a) = \frac{1}{p-1} \sum_{x \in A} IP(x, a) \quad (5.8)$$

Овако дефинисане токове треба тумачити на следећи начин: Што је већи излазни ток, то алтернатива **a** више доминира над осталим алтернативама, а што је мањи улазни ток, то мањи број осталих алтернатива доминира над алтернативом **a**.

Дефинисањем два потпуна поретка (предефинисаности и индиферентности) $[P^+, \Gamma^+]$ и $[P^-, \Gamma^-]$:

$$\begin{aligned} a P^+ b & \text{ ако и само ако је } T^+(a) > T^+(b) \\ a \Gamma^+ b & \text{ ако и само ако је } T^+(a) = T^+(b) \end{aligned} \quad (5.9)$$

и

$$\begin{aligned} a P^- b & \text{ ако и само ако је } T^-(a) < T^-(b) \\ a \Gamma^- b & \text{ ако и само ако је } T^-(a) = T^-(b) \end{aligned} \quad (5.10)$$

и разматрањем пресека ова два поретка, могуће је, према методи PROMETHEE I, дефинисати парцијални поредак (P^I, Γ^I, R) :

$$\begin{aligned} a P^I b & \text{ ако и само ако је } \begin{cases} a P^+ b \text{ и } a P^- b \\ a P^+ b \text{ и } a \Gamma^- b \\ a \Gamma^+ b \text{ и } a P^- b \end{cases} \\ a \Gamma^I b & \text{ ако и само ако је } a \Gamma^+ b \text{ и } a \Gamma^- b \\ a R b & \text{ у осталим случајевима} \end{aligned} \quad (5.11)$$

Овим путем је применом методе PROMETHEE I дефинисана делимична релација односно релација делимичних поредака (израз 5.11) која доносиоцу одлуке даје граф у коме је неке алтернативе могуће упоређивати, а неке не. Да би се елиминисали недостаци приступа делимичних релација, развијена је нова верзија методе, PROMETHEE II, која тај проблем решава на адекватан начин.

На основу израза за токове вишег ранга (5.7) и (5.8) може се дефинисати чисти ток, односно баланс тока („*Net flow*“, Φ) као разлика позитивног и негативног тока $T(a) = T^+(a) - T^-(a)$ који се може једноставно употребити при рангирању алтернатива:

$$\begin{aligned} a P^{II} b & \text{ ако и само ако је } T(a) > T(b) \\ a \Gamma^{II} b & \text{ ако и само ако је } T(a) = T(b) \end{aligned} \quad (5.12)$$

Применом методе PROMETHEE II добија се потпуна релација код које су све алтернативе из **A** потпуно рангиране јер се при разматрању сваког пара алтернатива **(a,b)** може десити само једна од две могућности наведене изразом (5.12).

Примена PROMETHEE II методе укратко подразумева дефинисање одговарајуће функције преференције и додељивање релативног значаја (тежинског коефицијента) сваком појединачном критеријуму. Одређивање релативног значаја је веома важан корак у свим вишекритеријумским методама, па тако и у методи PROMETHEE II где доносилац одлуке мора да буде довољно информисан и објективан како би на адекватан начин доделио тежине сваком критеријуму (Macharis и сар., 2004).

5.2.4.2. Одређивање тежина критеријума

Одређивање тежина критеријума један је од кључних проблема који се јавља у моделима вишекритеријумске анализе (Милићевић и Жупац, 2012; Срђевић и сар., 2006). Значај тежина критеријума огледа се у чињеници да тежине критеријума могу утицати на коначно решење конкретног вишекритеријумског проблема, односно поредак алтернатива (Милићевић и Жупац, 2012).

Поред чињенице да не постоји јединствено одређење појма тежине критеријума, проблем одређивања тежина критеријума додатно усложњава недовољно познавање могућих метода одређивања тежина критеријума у конкретној ситуацији одлучивања. Узимајући у обзир чињеницу да тежине критеријума могу значајно утицати на резултат процеса одлучивања, јасно је да се посебна пажња мора посветити објективности тежина критеријума што, нажалост, није увек присутно приликом решавања практичних проблема. Познавање правог значења критеријума има суштинску важност за правилну примену метода и модела.

У основи, већина приступа одређивању тежина критеријума може се поделити на субјективне и објективне. Субјективни приступи су засновани на одређивању тежина критеријума на основу информације добијене од доносиоца одлуке (ДО) или од експерата укључених у процес одлучивања. Субјективни

приступи одражавају субјективно мишљење и интуицију доносиоца одлуке и тиме доносилац одлуке утиче на резултат процеса одлучивања.

Ако се претпостави да доносилац одлуке вреднује критеријуме објективно – дакле, у складу са својим најбољим знањима и намерама (експертско познавање проблема, елиминација политичких и других утицаја) – и даље остаје отворено питање да ли је у стању да очува потребни степен конзистентности (Срђевић и сар., 2006).

Објективни приступи су засновани на одређивању тежина критеријума на основу информације садржане у матрици одлучивања применом одређених математичких модела. Објективни приступи занемарују мишљење доносиоца одлуке. Једна од најпознатијих објективних техника која се уједно и највише примењује у литератури је техника Ентропије. Поред ње се често користе CRITIC (*CRiteria Importance Through Intercriteria Correlation*) и FANMA.

Срђевић и сарадници (2006) наводе да без обзира да ли је метод вредновања критеријума вербалан, графички или нумерички, ако је број критеријума већи од 7, а при томе су неки критеријуми конфликтни (на пример min/max), или са малим контрастом важности, постоји објективна тешкоћа градације њиховог значаја за коначну одлуку.

Једна од широко примењиваних техника за додељивање тежина критеријумима је поређење парова критеријума, и за њу постоји неколико метода. Најистакнутије међу њима су Фулеров троугао и Аналитички хијерархијски процес (Agarski и сар., 2012). За потребе одређивања тежина критеријума у овој докторској дисертацији, одабране су објективна метода Ентропије и поменута субјективна метода Аналитички хијерархијски процес (АХП).

У литератури су веома чести случајеви комбиновања објективних техника за додељивање тежина критеријумима и вишекритеријумских метода одлучивања за различите проблеме. Behzadian и сарадници (2009) у свом прегледном раду о примени PROMETHEE методе наводе да је са становишта практичне примене, развијање хибридних метода, у овом случају комбиновање PROMETHEE са другим методама вишекритеријумске анализе, довело до доношења реалнијих и перспективнијих одлука односно решења од самосталне примене PROMETHEE методе.

Бројни су радови у којима се комбинују PROMETHEE и АХП тако да је коначно рангирање алтернатива извршено коришћењем PROMETHEE методе, док је додељивање тежина критеријума извршено помоћу методе АХП (Babic и Plazibat, 1998; Wang и сар., 2006; Bilsel и сар., 2006; Wang и Yang, 2007; Dagdeviren, 2008; Macharis и сар., 2004). Са друге стране, Safari и сарадници (2012); Hu и Jiang, (2012); Bakhshi и сар., (2011); Zhang (2010) и Liu и Guan (2008) су на сличан начин комбиновали PROMETHEE методу са техником Ентропије.

5.2.4.1.1. Метода аналитичких хијерархијских процеса

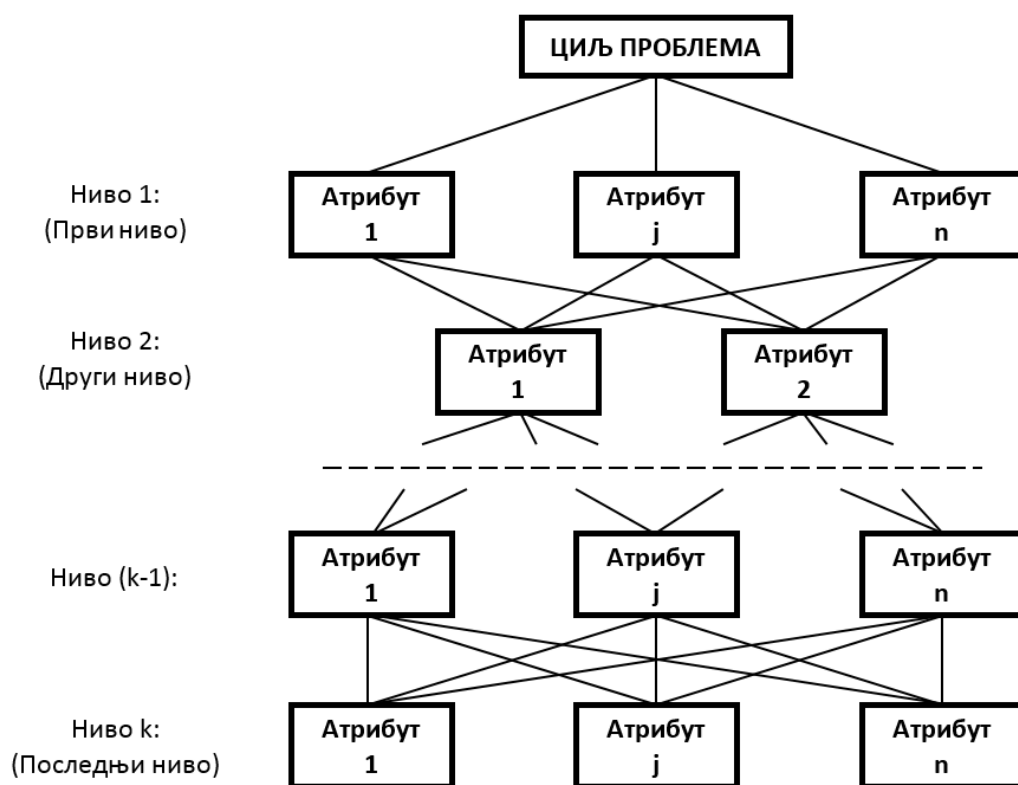
АХП методу, односно Аналитички хијерархијски процес, је почетком седамдесетих година XX века развио Tomas Saaty (1980). Метода омогућава класификацију параметара односно критеријума у хијерархијске нивое и користи финију скалу за поређење њихових значаја. Креирана је као још један у низу алата у анализи одлучивања у циљу пружања помоћи при решавању сложених проблема одлучивања са којима се сусрећу доносиоци одлука (Чупић и Сукновић, 2010; Тадић и сар., 2005; Agarski и сар., 2012).

Аналитички хијерархијски процес се заснива на концепту баланса који се користи за одређивање свеукупне релативне значајности скупа атрибута, алтернатива или критеријума, а односи се на анализирани проблем одлучивања. Сложени проблеми одлучивања, који укључују више особа (доносилаца одлука), више критеријума и више периода, структурирају се у већи број хијерархијских нивоа, додељивањем тежина у облику серије матрица поређења парова, након чега им се одреде нормализоване тежине на сваком нивоу. Ово се може постићи и коришћењем система за подршку одлучивању у виду софтвера *Expert Choice*. Тежине се користе за евалуацију атрибута на најнижем нивоу целокупне хијерархије. При томе су евидентне четири фазе примене методе:

1. структурирање проблема,
2. прикупљање података,
3. оцењивање релативних тежина и
4. одређивање решења проблема.

Примена АХП методе, односно мулти-хијерархијских критеријума, посебно је погодна у случајевима са више критеријума који се могу груписати у неколико функционалних целина (Нерман и сар., 2007) што је управо случај у овој дисертацији. Ипак, за потребе решавања проблема дефинисаног овом дисертацијом, АХП метода ће се искористити искључиво за додељивање релативних тежина критеријумима које ће касније послужити за PROMETHEE рангирање. АХП методу су искључиво у циљу дефинисања тежина критеријума користили Yilmaz и Harmancioglu (2010).

Прва фаза (структурирање проблема) се састоји од декомпоновања сложеног проблема одлучивања у низ хијерархија, где сваки ниво представља мањи број управљаних атрибута. Они се затим декомпонују у други сет елемената који одговара следећем нивоу итд. (слика 5.5).



Слика 5.5. Нивои методе АХП

Прикупљањем података и њиховим мерењем отпочиње друга фаза методе. Доносилац одлуке додељује релативне оцене у паровима атрибута истог хијерархијског нивоа, и тако редом за све нивое хијерархије. За ту сврху се

користи најпознатија скала „девет тачака“ (табела 5.4). Тежине указују на то колико је један пар атрибута значајнији од другог. Ако постоје објективни подаци, онда се они могу користити при додељивању тежина. У супротном, могу се користити сопствена веровања, процене или информације. По завршетку овог процеса, за сваки хијерархијски ниво се добија одговарајућа матрица упоређивања по паровима.

Табела 5.4. Скала девет тачака

Скала	Објашњење/Рангирање
9	Апсолутно најзначајније / најпожељније
8	Веома снажно ка апсолутно најзначајнијем / најпожељнијем
7	Веома снажно ка веома значајном / пожељном
6	Снажно ка веома снажном
5	Снажније више значајно / пожељно
4	Слабије ка више снажнијем
3	Слабије више значајно / пожељније
2	Подједнако ка слабијем више
1	Подједнако значајно / пожељно
0,5	Подједнако ка слабијем мањем
0,33	Слабије мање значајно / пожељно
0,25	Слабије ка снажно мањем
0,2	Снажно мање значајно / пожељно
0,17	Снажно ка веома снажно / мањем
0,14	Изузетно снажно мање значајно / пожељно
0,13	Веома снажно ка апсолутно мањем
0,11	Апсолутно најмање значајно / пожељно

Трећа фаза методе АХП је процена релативних тежина. Матрица поређења ће се по паровима „превести“ у проблеме одређивања сопствених вредности ради добијања нормализованих и јединствених сопствених вектора тежина за све атрибуте, на сваком нивоу хијерархије. Претпоставимо да дати ниво хијерархије има n атрибута $A_1, A_2, \dots, A_n$ са вектором тежина $\mathbf{t} = (t_1, t_2, \dots, t_n)$.

Потребно је наћи $\mathbf{t}$ у циљу одређивања релативног значаја за $A_1, A_2, \dots, A_n$. Уколико онај ко оцењује тежине упоређује сваки пар A_i и A_j свих атрибута, као степен којим A_i доминира над A_j односно, t_i / t_j , тада се може формирати матрица упоређивања парова као:

$$A = (a_{ij}) = \begin{bmatrix} A_1 & A_2 & \dots & A_j & \dots & A_n \\ t_1/t_1 & t_1/t_2 & \dots & t_1/t_j & \dots & t_1/t_n \\ t_2/t_1 & t_2/t_2 & \dots & t_2/t_j & \dots & t_2/t_n \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ t_i/t_1 & t_i/t_2 & \dots & t_i/t_j & \dots & t_i/t_n \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ t_n/t_1 & t_n/t_2 & \dots & t_n/t_j & \dots & t_n/t_n \end{bmatrix}$$

Након тога се нормализовани вектор тежина, $\mathbf{t}$, може наћи решавањем одговарајућег проблема највеће сопствене вредности:

$$A\mathbf{t} = n\mathbf{t} \quad (5.13)$$

где је A реципрочна матрица са особином $a_{ji} = 1/a_{ij}$ и $a_{ii} = 1$ за свако $i, j = 1, \dots, n$.

Такође је познато да, ако су дијагонални елементи матрице A једнаки 1 ($a_{ii} = 1$) и ако је A регуларна матрица ($\det A \neq 0$), тада мале промене у вредностима за a_{ij} задржавају највећу сопствену вредност на, рецимо, $\lambda_{\max}$, а остале сопствене вредности су приближно једнаке нули. На тај начин је налажење вредности вектора $\mathbf{t}$ решавањем претходног израза, еквивалентно налажењу $\mathbf{t}$ решавањем следеће једначине:

$$A\mathbf{t} = \lambda_{\max}\mathbf{t} \quad (5.14)$$

Уопштено, вектор $\mathbf{t}$ који се добија решавањем претходног израза није нормализовани вектор. Дефинишући $\alpha = \sum \mathbf{t}_i$, и замењујући $\mathbf{t}$ са $\mathbf{t}/\alpha$, може се добити нормализовани вектор за одређивање релативних значајности атрибута $A_1, A_2, \dots, A_n$ (Saaty и Vargas, 2000).

Индекс конзистентности (ИК), као мера конзистентности одступања n од $\lambda_{\max}$, може се израчунати на основу следећег израза:

$$IK = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \quad (5.15)$$

За вредност ИК мању од 0,10 сматра се да представља задовољавајућу меру која индицира да су процене (за a_{ij}), конзистентне и да је због тога одређена вредност за $\lambda_{\max}$ „блиска“ идеалној вредности која се жели проценити.

Последња фаза методе АХП подразумева налажење композитног нормализованог вектора. Пошто се одреди вектор редоследа активности критеријума у моделу, у наредном кругу је потребно одредити у оквиру сваког посматраног критеријума редослед важности алтернатива у моделу. Свеукупна синтеза проблема се на крају изводи на следећи начин:

Учешће сваке алтернативе множи се са тежином посматраног критеријума и потом се те вредности саберу за сваку алтернативу посебно. Добијени податак представља тежину посматране алтернативе у моделу. На исти начин се одређује и за све остале алтернативе, после чега се може одредити свеукупни поредак алтернатива у моделу.

5.2.4.1.2. Метода Ентропије

Одређивање објективних тежина критеријума према методи ентропије се заснива на мерењу неодређености информације коју садржи матрица одлучивања и директно генерише скуп тежинских вредности критеријума на основу међусобног контраста појединачних критеријумских вредности варијанти за сваки критеријум и затим истовремено за све критеријум.

За примену методе ентропије потребно је формирати матрицу одлучивања, односно одредити скуп варијанти, скуп критеријума по којима се оцењују варијанте и одредити критеријумске вредности варијанти.

Нека је дата матрица одлучивања:

$$R = \begin{matrix} & \begin{matrix} C_1 & C_2 & \dots & C_m \\ w_1 & w_2 & \dots & w_m \end{matrix} \\ \begin{matrix} A_1 \\ A_2 \\ \dots \\ A_n \end{matrix} & \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1m} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2m} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{n1} & a_{n2} & \dots & a_{nm} \end{bmatrix} \end{matrix}$$

у којој су познате:

- варијанте $A_i, i = 1, 2, \dots, n$,
- критеријуми $C_j, j = 1, 2, \dots, m$ и
- критеријумске вредности варијанти a_{ij} .

Одређивање тежина критеријума w_j проводи се кроз три корака. У првом кораку врши се нормализација критеријумских вредности варијанти a_{ij} применом обрасца:

$$r_{ij} = \frac{a_{ij}}{\sum_{i=0} a_{ij}} \quad (5.16)$$

На тај начин добија се нормализована матрица одлучивања:

$$R = \begin{matrix} & \begin{matrix} C_1 & C_2 & \dots & C_m \\ w_1 & w_2 & \dots & w_m \end{matrix} \\ \begin{matrix} A_1 \\ A_2 \\ \dots \\ A_n \end{matrix} & \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \dots & r_{1m} \\ r_{21} & r_{22} & \dots & r_{2m} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ r_{n1} & r_{n2} & \dots & r_{nm} \end{bmatrix} \end{matrix}$$

Количина информације садржана у нормализованој матрици одлучивања и емитована од сваког критеријума C_j може бити мерена као вредност ентропије e_j :

$$e_j = -k \sum_{i=1}^n r_{ij} \ln r_{ij} \quad j = 1, 2, \dots, m \quad (5.17)$$

Увођењем константе $k = 1/\ln n$, обезбеђено је да се све вредности e_j налазе у интервалу $[0, 1]$.

У другом кораку одређује се степен дивергенције d_j (који представља својствен интензитет контраста критеријума C_j) у односу на просечну количину информације садржану у сваком критеријуму:

$$d_j = 1 - e_j \quad j = 1, 2, \dots, m \quad (5.18)$$

Што је већа дивергенција почетних критеријумских вредности a_{ij} варијанти A_i за дати критеријум C_j , вредност d_j за дати критеријум је већа, па се закључује да је важност критеријума C_j за дати проблем одлучивања већа. Ако све варијанте имају сличне вредности степена дивергенције за одређени критеријум, онда је тај критеријум мање важан за дати проблем одлучивања. Такође, ако су све вредности степена дивергенције варијанти за одређени критеријум исте, дати критеријум може бити изостављен јер он не доноси нову информацију доносиоцу одлуке.

Будући да вредност d_j представља специфичну меру интензитета контраста критеријума C_j , коначна релативна тежина критеријума у трећем кораку методе може да се добије једноставном адитивном нормализацијом:

$$w_j = \frac{d_j}{\sum_{j=1}^m d_j} \quad (5.19)$$

Метода се може сматрати објективном јер генерише тежинске вредности критеријума директно из критеријумских вредности варијанти и елиминише проблем субјективности, некомпетентности или одсуства доносиоца одлуке. Такође, нису битни ни природа и тип критеријума.

5.2.4.3. GAIA равни

GAIA (*Geometrical Analysis For Interactive Assistance*) равни омогућавају графичку интерпретацију PROMETHEE методе. На тај начин стиче се јаснија слика проблема одлучивања кроз праћење PROMETHEE рангирања. Моделирање помоћу GAIA визуализације пружа доносиоцу одлуке потребне информације о конфликтним карактерима критеријума и њиховом тежинском утицају на коначни резултат. GAIA раван је дефинисана векторима који произилазе из матрице коваријанси, формиране преко анализе главних компонената (PCA анализа). Коришћењем PCA анализе могуће је формирати раван, при чему се одређени проценат информација губи пројектовањем (Brans и Mareschal, 1994; Visual PROMETHEE 1.3 Manual, 2013). Мера количине информација које су сачуване

датим моделом обележава се са Δ . У пракси, вредност Δ се креће изнад 60%, а у многим случајевима и изнад 80% (Brans и Mareschal, 1994).

GAIA раван представља пројекцију сета n алтернатива које могу бити представљене као n тачака у k – димензионалном простору, где n представља број алтернатива, а k број критеријума. На основу позиције критеријума у GAIA равни (обележавају се квадратима) може се утврдити сагласност или конфликтност између појединих критеријума. Такође, и позиција алтернатива (које се најчешће представљају троугловима) одређује јачину или слабост особине акције у односу на критеријуме, тако да што је алтернатива (квадрат) ближа оси одређеног критеријума, то је, са аспекта тог критеријума, повољнија. Генерално гледано, најповољнију алтернативу представља она која је најближа оси одлучивања (p_i) која је представљена црвеном линијом.

5.2.5. Кластер анализа

Кластер анализа је назив за групу мултиваријационих техника чија је примарна сврха груписање објеката базирана на карактеристикама које поседују. Термин кластер долази од енглеске речи *cluster* (скупина „истоврсних ствари“; грозд; скупити у хрпу).

Ова техника је превасходно развијена од стране биолога у сврси одређивања сличности између организама али се данас користи у многим дисциплинама и примењује на различите проблеме (Brereton, 2003). Кластер анализа се у великој мери примењује у истраживањима која су у вези са загађењем земљишта (Mostert и сарадници, 2010).

Опште питање са којим се суочавају истраживачи у многим областима истраживања јесте како организовати посматране податаке у смисаоне структуре, односно како развити таксономије. Истраживачи траже природну структуру између опсервација засновану на вишеструким критеријума. Другим речима, кластер анализа је истраживачка техника за анализу података која има за циљ да сортира различите објекте у групе тако да је степен удруживања између два објекта максималан ако припадају истој групи и минималан ако припадају различитој (511140 – TEMPUS – JPCR, LLL – seminari).

Кластер анализа класификује објекте тако да је сваки објекат веома сличан другима у кластеру уз поштовање неког унапред одређеног критеријума селекције. Настале групе објеката би требало да покажу високи интерни хомогенитет (сличност) унутар кластера и високу екстерну (између кластера) различитост. Кластер анализа настоји да максимизира интерну хомогеност и екстерну хетерогеност кластера. У већини метода кластер анализе крајњи резултат је једна партиција (подела) скупа таксономских јединица.

Мере сличности и различитости су међусобно повезане тако што се од сваке мере сличности на одговарајући начин може добити једна мера различитости, и обратно. Постоји више различитих начина за одређивање мере сличности. Већина њих узима вредност из интервала $[0,1]$. Мера различитости је нумеричка вредност која показује колико су посматрани објекти различити и код већине мера различитости минимална вредност је 0 и она показује да не постоји различитост између посматраних објеката.

Не постоји опште правило за одлучивање која од метода за рачунање мере сличности, односно различитости, је најбоља за примену у конкретном случају. Избор методе је веома важан зато што често различите методе дају и различите резултате.

Методе кластер анализе у математичкој таксономији могу се поделити у две основне групе:

- агломеративне методе – методе које групишу таксономске јединице у групе (кластере) по сродним особинама;
- дивизивне методе – методе које разбијају скуп таксономских јединица на више група (кластера);

Методе кластер анализе се још могу поделити и на:

- хијерархијске – методе које дају низ сукцесивних партиција скупа – подела на кластере;
- нехијерархијске – методе које дају само једну, оптималну поделу на кластере, чији број може или не мора бити унапред задат.

Хијерархијски метод као крајњи резултат има дендрограм. То је графички приказ кластера (група) у облику стабла повезивања. Прво се врше израчунавања

удаљености свих јединица међусобно, а затим се групе формирају путем техника спајања или раздвајања.

Нехијерархијски метод врши рашчлањивање тако да јединице могу да се крећу из једне у другу групу у различитим фазама анализе. Постоји много варијација у примени ове технике али суштина је у томе да се прво пронађе тачка груписања око које се налазе јединице, на више или мање произвољан начин, а затим се израчунавају нове тачке груписања на основу просечне вредности јединица. Јединица посматрања се тада помера из једне у другу групу уколико је ближа новоизрачунатој тачки груписања. Процес се одвија итеративно, све до постизања стабилности.

Кластер анализа ће за потребе овог истраживања бити изведена коришћењем софтвера SPSS 20,0 (Pallant, 2011). Биће примењена агломеративна хијерархијска кластер анализа са методом простог повезивања и Еуклидовим растојањем као мером удаљености. Резултати ће бити приказани и графички путем дендрограма на ком су, иначе, представљени кораци груписања и вредности растојања између кластера.

5.2.5.1. Процедура примене кластер анализе

Оригинални подаци на основу којих се врши кластер анализа обично представљају распоред m јединца посматрања у односу на n варијабли. Пример оригиналних (улазних) података за кластер анализу је приказан у табели 5.5.

Табела 5.5. Улазни подаци за кластер анализу

Варијабле Јединице посматрања	A	B	C	D	E
1	0.9	0.5	0.2	1.6	1.5
2	0.3	0.2	0.6	0.7	0.1
3	0.7	0.2	0.1	0.9	0.1
4	0.1	0.4	1.1	1.3	0.2
5	1.0	0.7	2.0	2.2	0.4
6	0.3	0.1	0.3	0.5	0.1

Процедура примене агломеративних хијерархијских метода је таква да се на почетку претпоставља да свака таксономска јединица представља кластер за

себе. Први корак је груписање две таксономске јединице са највећим коефицијентом сличности (најмањим коефицијентом растојања). Ако има више парова таксономских јединица са истим, највећим коефицијентом сличности, тада се произвољно изабере један пар таксономских јединица који се прво повезује. Даље се рачуна коефицијент сличности (растојања) између добијених група таксономских јединица.

За израчунавање удаљености јединица посматрања обично се користи Еуклидова функција:

$$d_{ij} = \sqrt{\sum_{k=1}^p x_{ik} - x_{jk}} \quad (5.20)$$

где је x_{ik} вредност јединице посматрања x_i за варијаблу x_k , а x_{jk} вредност јединице посматрања x_j за варијаблу x_k .

Варијабле су обично стандардизоване пре израчунавања удаљености да би свих p варијабли било у једнаком положају. То значи да ће аритметичка средина за сваку варијаблу бити једнака нули, а стандардна девијација јединици. На жалост, стандардизација има и један негативан ефекат а то је што се на тај начини минимизирају разлике између кластера.

Након ових корака се приступа изради дендрограма који представља графички приказ резултата кластер анализе. Објекти посматрања су постављени у редове, на основу сличности: вертикална оса најчешће представља меру сличности на основу које се сваки следећи објект посматрања придружује групи (може бити и обрнуто).

6. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

У табелама 6.1, 6.7 и 6.16 приказане су вредности анализираних елемената у узорцима земљишта са локација наведених у табели 5.1. Поред добијених вредности, приказане су и основне мере дескриптивне статистике.

Будући да на територији града Чачка раније нису предузимана слична истраживања што се тиче присуства радионуклида и опасних и штетних материја у земљишту, резултати мерења биће упоређени са резултатима сличних испитивања разних анализа из окружења, као и са извештајем Агенције за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије из 2010. године, односно извештајима Агенције за заштиту животне средине о стању земљишта у Републици Србији за 2012., 2011. и период од 2006. до 2008. године.

6.1. Резултати плодности земљишта

У табели 6.1 су приказане вредности елемената који се анализирају приликом основних хемијских анализа земљишта у циљу утврђивања његове плодности и примене агро-техничких мера за гајење различитих биљних култура.

Табела 6.1. Резултати основних хемијских анализа по локацијама

Локације	pH	Хумус (%)	Азот (N%)	Фосфор (P ₂ O ₅ mg/100g)	Калијум (K ₂ O mg/100g)
1, Парменац	6,20	2,21	0,11	3,48	16,8
2, Паковраће	5,55	3,03	0,15	9,81	28,74
3, Риђаге	5,43	3,80	0,19	13,22	27,02
4, Бељина	6,22	3,21	0,16	2,81	22,56
5, Љубић Кеј	6,17	2,93	0,15	1,88	22,86
6, Пријевор А	5,38	3,60	0,18	1,92	26,35
7, Пријевор Б	5,67	4,22	0,21	3,60	17,43
8, Пријевор Ц	5,90	4,27	0,21	11,63	22,29
9, Пријевор Д	5,45	4,10	0,21	19,63	32,23
10, Суви Брег	6,40	3,80	0,19	2,86	16,65
11, Станчићи	6,48	4,63	0,23	22,05	38,00

12, Мојсиње	6,60	5,67	0,28	14,81	28,63
13, Доња Горевница	5,70	4,72	0,24	11,24	30,66
14, Мрчајевци А	6,93	5,68	0,28	3,47	24,65
15, Мрчајевци Б	6,63	3,28	0,16	6,61	17,87
16, Кукићи	6,33	3,71	0,19	4,41	18,82
17, Мршинци	4,89	2,78	0,14	0,17	20,81
18, Заблаће	6,21	4,51	0,23	12,50	26,77
19, Вапа	6,50	3,90	0,20	17,63	26,68
20, Трнавска Балуга	7,11	2,62	0,13	4,44	27,63
21, Трнава	6,43	3,67	0,16	11,64	17,43
22, Атеница	5,93	1,94	0,10	4,61	11,89
23, Коњевићи А	5,58	3,67	0,18	11,44	19,63
24, Коњевићи Б	4,96	3,12	0,16	0,88	21,95
25, Коњевићи Ц	6,39	2,21	0,11	16,33	24,84
26, Коњевићи Д	5,96	2,82	0,14	1,86	17,83
27, Љубић Поље А	7,25	3,18	0,16	12,14	23,67
28, Љубић Поље Б	5,48	3,33	0,17	11,12	19,87
29, Прелјинска Балуга А	6,54	4,23	0,21	1,26	12,97
30, Прелјинска Балуга Б	6,55	2,36	0,12	17,33	28,48
Минимум	4,89	1,94	0,10	0,17	11,89
Максимум	7,25	5,68	0,28	22,05	38,00
Просечна вредност	6,10	3,57	0,18	8,56	23,07
Стандардна девијација	0,59	0,93	0,47	6,34	5,90
Асиметрија	-0,165	0,431	0,484	0,431	0,289
Спљоштеност	-0,450	0,090	0,083	-0,998	0,073

Киселост земљишта, односно рН вредност се кретала у границама од 4,89 до 7,25, што одражава свеукупно стање за овај део Србије приказано у Извештају о стању земљишта из 2009. године. Садржај хумуса је варирао између 1,94 и 5,68%. Међутим, највећи број узорак је добро обезбеђен хумусом (преко 3%) што је такође у сагласности са резултатима за централну Србију. Садржај азота је варирао од 0,10 до 0,28 што значи да земљиште на свим локацијама има средњи односно висок садржај овог биогеног елемента. Обезбеђеност земљишта фосфором у централној Србији је генерално ниска (61% узорак ≤ 6 mg/100g; 13% $\leq 6-10$ mg/100g) за разлику од Чачка где су вредности за фосфор на 14 од 30 локација више од 10 mg/100g са просечном вредношћу од 8,56 mg/100g. Што се тиче калијума, сви узорци имају средњи односно висок садржај овог елемента (просечна вредност 23,07 mg/100g); што је у сагласности са садржајем калијума у земљишту на већини локација у Србији приказаним у Извештају (2009).

Генерално се може закључити да је земљиште чачанске котлине благо киселе реакције, средње обезбеђено хумусом, средње обезбеђено азотом и фосфором али је добро обезбеђено калијумом.

Митровић и сарадници (2004) су спровели слично истраживање на седам локација у централној Србији (Ариље, Пожега, Ужице, Косјерић, Драгачево, Краљево и Брус). Резултати су били веома слични резултатима из овог истраживања. Само је један узорак узет у региону Ариља имао вишу рН вредност (7,26), са садржајем CaCO_3 од 6,46%.

Истраживање Дугалића и сарадника (2010), у којем је анализирано 60 узорака земљишта са подручја западне Србије, показало је да је земљиште чачанске котлине квалитетније са аспекта основних параметара плодности. Свих елемената, осим фосфора (просек 9,35 mg/100g у западној Србији), има у просеку више у Чачку. Резултати за азот су потпуно исти (0,18).

Резултати Извештаја о стању земљишта у 2012. години, у коме су такође приказани основни параметри плодности у пољопривредном земљишту централне Србије и то на територији Златиборског, Моравичког и мањим делом Рашког округа, доста су лошији у односу на резултате овог истраживања, као и резултате Извештаја из 2009. године. Наиме, према овим резултатима само 11% узорака има неутралну и слабо алкалну реакцију у односу на 18% из периода од 2006. до 2009. године, док се проценат узорака са киселом и слабо киселом реакцијом попео са 52 на 59%. Снабдевеност земљишта приступачним фосфором је на већем делу подручја слаба (72% узорака има мање од 5 mg/100g) у односу на извештај из 2009. када је 61% узорака имало мање од 6 mg/100g.

Према наведеним резултатима, може се рећи да је хипотеза X_5 (Просечне вредности основних параметара плодности у земљишту чачанске котлине су више у односу на просеке централне Србије) потврђена.

6.1.1. Корелације основних параметара плодности у земљишту

Према резултатима Shapiro-Wilk's теста (табела 6.2) показало се да рН, хумус, азот и калијум прате нормалну дистрибуцију концентрација, док са фосфором то није случај.

Табела 6.2. Shapiro-Wilk's тест нормалности расподеле основних параметара плодности

Елемент	pH	Хумус	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Sig.	0,632	0,510	0, 510	0,022	0,846

С обзиром на нормалност расподеле елемената, помоћу Пирсоновог теста су израчунате њихове корелације. Према резултатима Пирсоновог теста корелације примењеног на вредности основних параметара плодности у земљишта (табела 6.3), постоји статистички значајна позитивна корелација између калијума и хумуса, односно калијума и азота ($p < 0,05$), као и калијума и фосфора ($p < 0,01$). Као што је очекивано, корелација између хумуса и азота је једнака јединици јер садржај азота у земљишту директно зависи од садржаја хумуса.

Табела 6.3. Пирсонова корелациона матрица основних параметара плодности

	pH	Хумус	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
pH	1	0,112	0,112	0,168	0,030
Хумус		1	1,000**	0,230	0,363*
N			1	0,230	0,363*
P ₂ O ₅				1	0,660**
K ₂ O					1

*. Корелација је значајна на нивоу 0,05

**. Корелација је значајна на нивоу 0,01

Дакле, садржај калијума расте и опада са растом, односно опадањем садржаја хумуса, азота и фосфора.

6.1.2. Резултати рангирања локација према плодности земљишта

У табели 6.4 су приказане вредности основних параметара плодности на наведеним локацијама. С обзиром на то да висок ниво хумуса, азота, фосфора и калијума доприноси већој плодности земљишта, ови критеријуми су дефинисани као пожељни (max). Земљишта овог дела Србије су генерално кисела па је из тог разлога за потребе овог истраживања хемијска реакција земљишта (pH) такође дефинисана као пожељна (max) јер је pH на ком успевају готово све биљне културе у распону од 6,3 до 7,3.

С обзиром на то да немају сви критеријуми подједнак утицај на плодност земљишта, дефинисани су њихови релативни значаји. Они су одређени на бази

субјективних процена експерата. Тако се рН и садржај хумуса (релативни значаји 0,30 и 0,25, респективно) сматрају значајнијим у односу на азот, фосфор и калијум (релативни значај по 0,15).

На основу података су дефинисане и преференцијске функције. За све критеријуме су одабране линеарне функције због њихове квантитативне природе, а за прагове индиференције и преференције (Q и P) су узете вредности од 0,05 и 6,00; 2,00 и 4,30; 0,04 и 0,09; 0,05 и 0,30; 0,05 и 0,30, респективно.

Табела 6.4 Евалуациона табела за основне параметре плодности

Алтернатива	Критеријум				
	рН	Хумус	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
max/min	max	max	max	max	max
Тежина	0,30	0,25	0,15	0,15	0,15
Функција	линеарна	линеарна	линеарна	линеарна	линеарна
Q:	0,05	2,00	0,04	0,05	0,05
P:	6,00	4,30	0,09	0,30	0,30
Јединица	–	(%)	(%)	mg/100g	mg/100g
1. Парменац	6,20	2,21	0,11	3,48	16,8
2. Паковраће	5,55	3,03	0,15	9,81	28,74
3. Риђаге	5,43	3,80	0,19	13,22	27,02
4. Бељина	6,22	3,21	0,16	2,81	22,56
5. Љубић Кеј	6,17	2,93	0,15	1,88	22,86
6. Пријевор А	5,38	3,60	0,18	1,92	26,35
7. Пријевор Б	5,67	4,22	0,21	3,60	17,43
8. Пријевор Ц	5,90	4,27	0,21	11,63	22,29
9. Пријевор Д	5,45	4,10	0,21	19,63	32,23
10. Суви Брег	6,40	3,80	0,19	2,86	16,65
11. Станчићи	6,48	4,63	0,23	22,05	38,00
12. Мојсиње	6,60	5,67	0,28	14,81	28,63
13. Доња Горевница	5,70	4,72	0,24	11,24	30,66
14. Мрчајевци А	6,93	5,68	0,28	3,47	24,65
15. Мрчајевци Б	6,63	3,28	0,16	6,61	17,87
16. Кукићи	6,33	3,71	0,19	4,41	18,82
17. Мршинци	4,89	2,78	0,14	0,17	20,81
18. Заблаће	6,21	4,51	0,23	12,50	26,77
19. Вапа	6,50	3,90	0,20	17,63	26,68
20. Трнавска Балуга	7,11	2,62	0,13	4,44	27,63
21. Трнава	6,43	3,12	0,16	11,64	17,43
22. Атеница	5,93	1,94	0,10	4,61	11,89
23. Коњевићи А	5,58	3,67	0,18	11,44	19,63
24. Коњевићи Б	4,96	3,12	0,16	0,88	21,95
25. Коњевићи Ц	6,39	2,21	0,11	16,33	24,84
26. Коњевићи Д	5,96	2,82	0,14	1,86	17,83
27. Љубић Поље А	7,25	3,18	0,16	12,14	23,67

28. Љубић Поље Б	5,48	3,33	0,17	11,12	19,87
29. Прељинска Балуга А	6,54	4,23	0,21	1,26	12,97
30. Прељинска Балуга Б	6,55	2,36	0,12	17,33	28,48

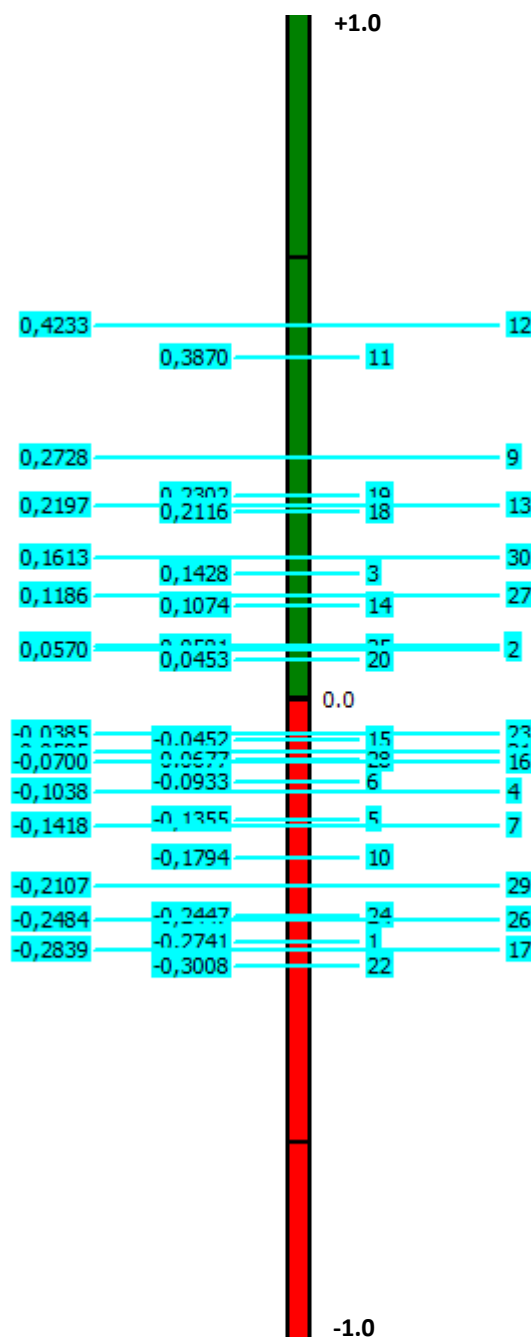
У табели 6.5 су приказане вредности позитивних (Φ^+) и негативних (Φ^-) токова преференција добијене на основу података у табели 6.4. Што је већи позитиван ток, алтернатива је значајнија, док за негативни ток важи обротно. Дакле, да би алтернатива била значајнија са аспекта негативног тока, он би требало да буде што мањи.

Табела 6.5 Токови преференција

Локација	Φ^+	Φ^-	Φ
1. Парменац	0,0678	0,3419	-0,2741
2. Паковраће	0,2116	0,1546	0,0570
3. Риђаге	0,2518	0,1090	0,1428
4. Бељина	0,1225	0,2263	-0,1038
5. Љубић Кеј	0,1083	0,2438	-0,1355
6. Пријевор А	0,1305	0,2238	-0,0933
7. Пријевор Б	0,1112	0,2530	-0,1418
8. Пријевор Ц	0,2136	0,1514	0,0622
9. Пријевор Д	0,3226	0,0497	0,2728
10. Суви Брег	0,0828	0,2623	-0,1794
11. Станчићи	0,3942	0,0072	0,3870
12. Мојсиње	0,4687	0,0454	0,4233
13. Доња Горевница	0,3168	0,0971	0,2197
14. Мрчајевци А	0,2722	0,1648	0,1074
15. Мрчајевци Б	0,1602	0,2054	-0,0452
16. Кукићи	0,1376	0,2077	-0,0700
17. Мршинци	0,0587	0,3426	-0,2839
18. Заблаће	0,3016	0,0900	0,2116
19. Вапа	0,2892	0,0590	0,2302
20. Трнавска Балуга	0,2261	0,1808	0,0453
21. Трнава	0,1427	0,2022	-0,0595
22. Атеница	0,0707	0,3715	-0,3008
23. Коњевићи А	0,1555	0,1939	-0,0385
24. Коњевићи Б	0,0725	0,3172	-0,2447
25. Коњевићи Ц	0,2395	0,1814	0,0581
26. Коњевићи Д	0,0555	0,3039	-0,2484
27. Љубић Поље А	0,2538	0,1352	0,1186
28. Љубић Поље Б	0,1447	0,2124	-0,0677
29. Прељинска Балуга А	0,0822	0,2929	-0,2107
30. Прељинска Балуга Б	0,2835	0,1221	0,1613

Комплетно рангирање алтернатива (локација) постиже се рачунањем чистог тока (Φ) који представља разлику између позитивног и негативног тока.

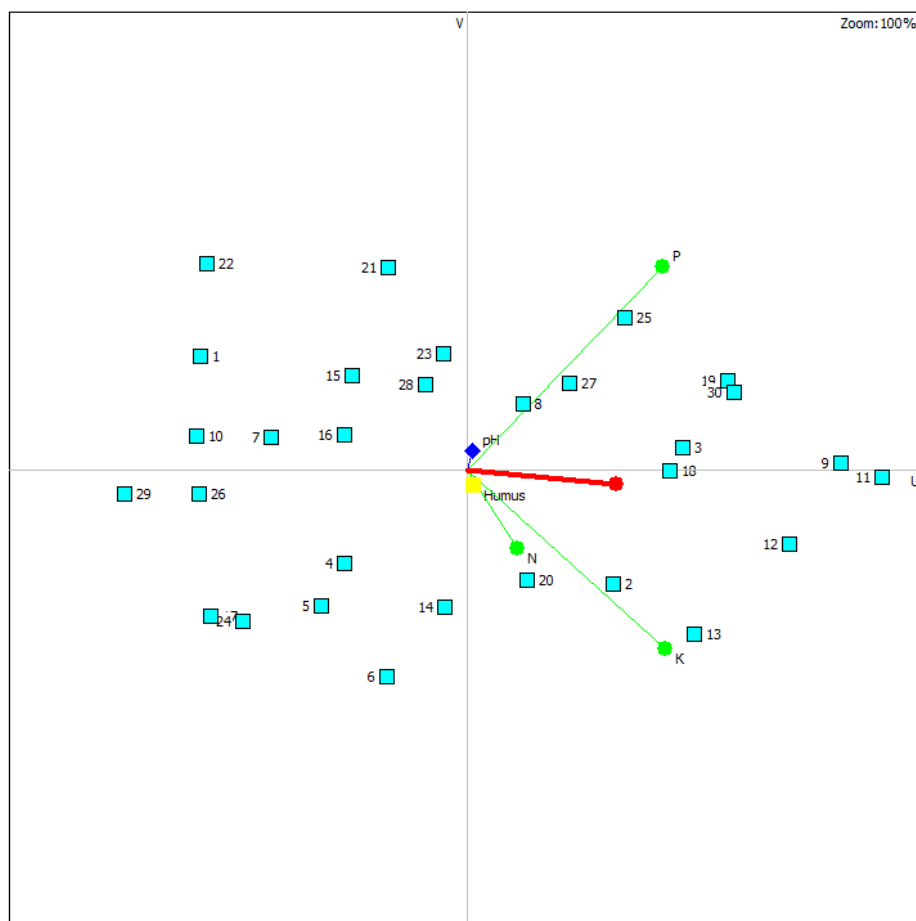
Према томе, у овом случају су локације рангиране од локације са најплоднијим земљиштем до оне са земљиштем најмање плодности. Локације су рангиране одозго на доле што је приказано на слици 6.1. Овај начин приказивања PROMETHEE II комплетног рангирања је новина *Visual Promethee* софтвера верзије 1.3.



Слика 6.1. Комплетно рангирање локација према плодности земљишта

Комплетно рангирање алтернатива је показало да је локација са најплоднијим земљиштем локација бр. 12 (Мојсиње), док је локација са земљиштем најмање плодности локација бр. 22 (Атеница) са одговарајућим нето токовима преференције (Φ) од 0,4233 и -0,3008, респективно.

GAIA равни пружају графички приказ резултата којим се може добити јаснији увид резултате. На слици 6.2 је дат графички приказ локација и критеријума преко GAIA равни са вредношћу за Δ од 87%. Ово значи да је само 13% укупних информација изгубљено у пројекцији. С обзиром на то да је примена оваквог начина приказивања оправдана када је вредност Δ већа од 60%, а у великом броју случајева и од 80%, валидност примене приказаних резултата у овом истраживању је потврђена. У дводимензионалном приказу GAIA равни може се догодити да се резултати не могу најпрецизније протумачити: међутим, ово се може предупредити користећи 3D опцију у самом софтверу помоћу које се резултати могу детаљно сагледати.



Слика 6.2. GAIA раван за дефинисани сценарио (основни параметри плодности)

Што је алтернатива, односно локација (квадрат) ближа оси одређеног критеријума, то је, са аспекта тог критеријума, повољнија. Генерално гледано, најповољнију алтернативу представља она која је најближа оси одлучивања (p_i) која је представљена црвеном линијом. У овом случају то је локација бр. 12 – Мојсиње.

6.1.3. Резултати кластер анализе у односу на основне параметре плодности

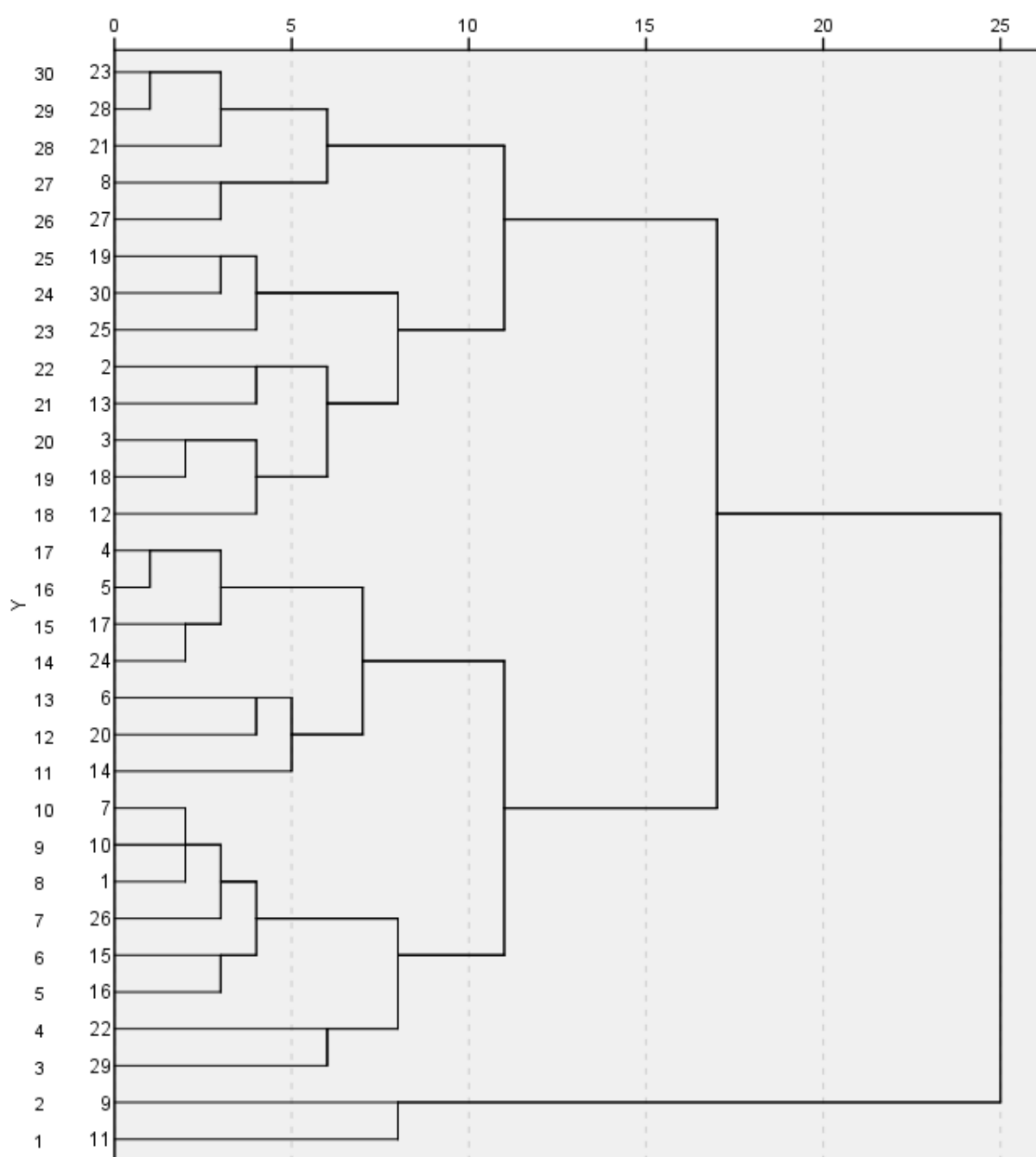
У табели 6.6 је приказан распоред агломерације кластер анализе заснован на Пирсоновим корелацијама као правилу амалгамације и квадратном Еуклидовом растојању као мери близине између узорака.

Табела 6.6 Распоред агломерације кластер анализе заснован на коефицијентима корелације

Фаза	Комбиновани кластери		Коефицијенти	Фаза у којој се кластер први пут појављује		Наредна фаза
	Кластер 1	Кластер 2		Кластер 1	Кластер 2	
1	23	28	0,535	0	0	11
2	4	5	1,018	0	0	12
3	3	18	1,302	0	0	14
4	7	10	1,366	0	0	6
5	17	24	1,387	0	0	12
6	1	7	1,952	0	4	7
7	1	26	2,067	6	0	15
8	8	27	2,276	0	0	20
9	19	30	2,390	0	0	16
10	15	16	2,453	0	0	15
11	21	23	2,554	0	1	20
12	4	17	2,659	2	5	22
13	2	13	2,935	0	0	21
14	3	12	3,185	3	0	21
15	1	15	3,213	7	10	23
16	19	25	3,300	9	0	24
17	6	20	3,456	0	0	18
18	6	14	3,928	17	0	22
19	22	29	4,245	0	0	23
20	8	21	4,257	8	11	27
21	2	3	4,342	13	14	24
22	4	6	5,223	12	18	26
23	1	22	5,830	15	19	26

24	2	19	5,915	21	16	27
25	9	11	6,363	0	0	29
26	1	4	8,225	23	22	28
27	2	8	8,297	24	20	28
28	1	2	12,814	26	27	29
29	1	9	18,933	28	25	0

Добијени резултати су приказани путем дендрограма где оса растојања представља степен повезаности група варијабли. Што је нижа вредност на оси, то је значајнија повезаност (слика 6.3).



Слика 6.3. Дендрограм садржаја основних параметара плодности у узорцима

Кластер анализом (СА), која је коришћена за груписање сличних локација у односу на садржај основних параметара плодности, добијено је пет међусобно различитих кластера:

- кластер бр. 1 обухвата локације бр. 1, 7, 10, 15, 16, 22, 26 и 29;
- кластер бр. 2 обухвата локације бр. 2, 3, 12, 13, 18, 19, 25 и 30;
- кластер бр. 3 обухвата локације бр. 4, 5, 6, 14, 17, 20 и 24;
- кластер бр. 4 обухвата локације бр. 8, 21, 23, 27 и 28; док
- кластер бр. 5 обухвата локације бр. 9 и 11.

Резултати кластер анализе били би од користи у случају евентуалне примене агро техничких мера јер би се унапред могли утврдити сетови истих где би се сваки применио на одговарајући кластер.

6.2. Резултати радиоактивности земљишта

У табели 6.7 су приказане измерене вредности за активности радионуклида на наведеним локацијама, а на основу тога и апсорбоване, односно ефективне дозе зрачења.

Табела 6.7 Активности радионуклида по локацијама

Локације	Радионуклиди [Bq/kg]					Дозе зрачења	
	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	D [nGy/h]	E [μSv]
1, Парменац	42±5	24,0±0,9	27,9±1,2	351±11	5,6±0,3	50,89	62,41
2, Паковраће	55±10	22,3±1,1	38,3±1,9	483±24	30,9±0,9	68,68	84,23
3, Риђаге	36±5	25,9±1,0	33,8±1,4	417±13	33,9±0,9	54,44	66,76
4, Бељина	37±7	19,6±1,0	24,8±1,3	353±18	19,0±0,7	46,79	57,39
5, Љубић Кеј	43±5	22,4±1,0	25,8±1,2	317±11	17,4±0,6	48,67	59,69
6, Пријевор А	32±5	19,4±1,1	25,1±1,4	320±17	156,2±2,6	43,29	53,09
7, Пријевор Б	60	20±2	34±4	410±30	28,1±2,4	65,35	80,15
8, Пријевор Ц	44±8	37,0±2,3	45±4	430±30	56±4	65,44	80,25
9, Пријевор Д	41±10	20±2	16,1±2,0	282±23	48,9±2,5	40,43	49,58
10, Суви Брег	28±7	21,5±1,5	20,4±2,1	296±17	21,6±1,1	37,60	46,11
11, Станчићи	42±5	26,5±2,3	38±4	502±23	61,7±2,6	63,29	77,62
12, Мојсиње	43±10	22,5±2,7	39,9±2,8	500±30	62,0±2,4	64,82	79,49
13, Доња Горевница	53±9	31,2±1,4	44,2±2,0	520±26	30,3±0,9	72,87	89,36
14, Мрчајевци А	48±6	22,7±1,7	35,7±2,1	446±14	34,2±1,0	62,34	76,45
15, Мрчајевци Б	56±6	26,4±1,5	40±5	597±26	46,5±2,1	74,93	91,89
16, Кукићи	44±9	35,7±1,5	50,7±2,3	416±22	28,2±0,9	68,30	83,76

17, Мршинци	63±7	37,4±1,4	46,6±1,9	401±13	34,8±1,0	73,97	90,72
18, Заблаће	60±6	35,7±1,2	44,7±1,8	285±10	5,2±0,3	66,60	81,68
19, Вапа	48±8	27,9±1,2	39,8±1,8	452±23	23,8±0,7	65,06	79,79
20, Трнавска Балуга	64±7	34,6±1,3	46,6±1,9	585±19	73,3±1,8	82,11	100,70
21, Трнава	51±8	33,7±1,4	43,4±2,1	610±30	64,5±1,4	75,21	92,24
22, Атеница	58±6	35,4±1,3	43,6±1,9	652±21	54,4±1,4	80,32	98,50
23, Коњевићи А	60±6	25,0±1,2	33,4±1,7	538±27	54,8±1,3	70,33	86,25
24, Коњевићи Б	45±8	26,6±1,2	32,2±1,6	378±19	37,7±1,0	56,00	68,68
25, Коњевићи Ц	47±5	24,7±0,9	31,1±1,9	414±13	33,6±0,9	57,76	70,84
26, Коњевићи Д	36±4	24,0±1,2	28,6±1,3	328±11	38,4±1,0	47,58	58,36
27, Љубић Поље А	20±5	16,2±0,8	19,0±1,1	281±14	21,5±0,7	32,43	39,78
28, Љубић Поље Б	60±5	24,1±1,0	27,8±2,2	356±18	34,0±0,9	59,36	72,79
29, Прелјинска Балуга А	49±5	27,1±1,4	34,2±2,2	435±12	52,4±1,3	61,43	75,34
30, Прелјинска Балуга Б	48±4	33,7±1,4	41±4	658±23	76,7±2,2	74,38	91,22
Минимум	20±5	16,2±0,8	16,1±2,0	281±14	5,2±0,3	32,43	39,78
Максимум	64±7	37,4±1,4	50,7±2,3	658±23	156,2±2,6	82,11	100,70
Просечна вредност	47,1±6	26,77±1,4	35,06±2,2	433,77±19,6	42,84±1,4	61,02	74,84
Стандардна девијација	10,74	6,08	9,01	111,28	28,26	-	-
Асиметрија	-0,435	0,403	-0,339	0,494	2,257	-	-
Сплjoштeнoст	0,017	-0,997	-0,684	-0,639	8,184	-	-

Вредности за ^{238}U су се кретале у интервалу од 20 ± 5 до 64 ± 7 Bq/kg што је у сагласности са резултатима за шест мерних места (градова) обухваћених извештајем о нивоу излагања становништва јонизујућим зрачењима из животне средине у Републици Србији у 2010. години. Просечне вредности осталих примордијалних радионуклида у земљишту ($26,77\pm1,4$ Bq/kg за ^{226}Ra , $35,06\pm2,2$ Bq/kg за ^{232}Th и $433,77\pm19,6$ Bq/kg за ^{40}K) су такође приближне просечним вредностима на нивоу Србије приказаним у Извештају и истраживању које су спровели Пантелић и сарадници (2009): $42,6\pm4,9$ Bq/kg за ^{238}U , $27,0\pm6,6$ Bq/kg за ^{226}Ra , $29,7\pm9,4$ Bq/kg за ^{232}Th и 457 ± 192 Bq/kg за ^{40}K .

Вредна помена је и чињеница да вредности за примордијалне радионуклиде, одређене у овом раду, не одступају значајно од вредности које су регистроване у Војводини (51 ± 9 Bq/kg за ^{238}U , $38\pm2,3$ Bq/kg за ^{226}Ra , 53 ± 8 Bq/kg за ^{232}Th и 554 ± 92 Bq/kg за ^{40}K), Словенији (34 ± 19 Bq/kg за ^{238}U , 63 ± 44 Bq/kg за ^{226}Ra , 77 ± 33 Bq/kg за ^{232}Th и 800 ± 520 Bq/kg за ^{40}K) и Мојковцу у Црној Гори ($28,6$ Bq/kg за ^{226}Ra , $43,1$ Bq/kg за ^{232}Th и $620,08$ Bq/kg за ^{40}K), а објављене у радовима (Бикит и сар., 2005, Kovacs и сар., 2013 Антовић и сар., 2012), респективно.

Вредности за ^{137}Cs су се кретале у границама од $5,2\pm0,3$ до $156,2\pm2,6$ Bq/kg са просеком од $42,84\pm1,4$ Bq/kg што у великој мери надмашује измерене

вредности за готово сва мерна места у Србији приказана у Извештају осим за Златибор за који се зна да је након чернобиљске катастрофе попримио највеће количине овог антропогеног радионуклида у том периоду.

Ниво поменутог ^{137}Cs и примордијалних радионуклида ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K су управо на Златибору мерили Драговић и сарадници (2008). Добијене су вредности од 27,1 Bq/kg за ^{238}U ; 17,9 Bq/kg за ^{232}Th ; 142 Bq/kg за ^{40}K и 232 Bq/kg за ^{137}Cs . Вредности примордијалних радионуклида су готово двоструко веће у Чачку него на Златибору али је ипак активност ^{137}Cs пет пута мања. Ова разлика у активностима ^{137}Cs се може приписати већој надморској висини Златибора јер је познато да депозиција ^{137}Cs варира са надморском висином и количином падавина (Јанковић-Мандић и сар., 2014).

Вредности примордијалних радионуклида и антропогеног ^{137}Cs су на територији Београда одређивали Грдовић и сарадници (2010). Вредности измерених радионуклида су за обрадиво земљиште у просеку нешто веће за ^{226}Ra (51 ± 5 Bq/kg), ^{232}Th (50 ± 4 Bq/kg) и ^{40}K (608 ± 15 Bq/kg). Просек за ^{238}U (47 ± 7 Bq/kg) је готово идентичан, док је за ^{137}Cs приметно мањи у односу на ово истраживање (25 ± 2 Bq/kg).

Ипак, према резултатима које су приказали Пантелић и сарадници (2009), разлика у количинама ^{137}Cs у земљишту централне (62 ± 77 Bq/kg), а поготову западне Србије (114 ± 49 Bq/kg) у односу на остале регионе у Србији је евидентна па се може закључити да Чачак са вредностима ^{137}Cs измереним у овом истраживању не одступа од региона централне Србије у коме се налази.

Просечна вредност ^{137}Cs у западној Србији коју су приказали Дугалић и сарадници (2010) износи $36,4\pm 23,3$ Bq/kg што је, ако се узме у обзир стандардно одступање, такође сагласно резултатима добијеним у овом истраживању. И просечне вредности примордијалних радионуклида у обрадивом земљишту западне Србије ($60,4\pm 26,2$ Bq/kg за ^{238}U , $33,2\pm 13,4$ Bq/kg за ^{226}Ra , $49,1\pm 18,5$ Bq/kg за ^{232}Th и 379 ± 108 Bq/kg за ^{40}K) се поклапају са просецима добијеним у овом истраживању.

Специфичне активности ^{137}Cs у необрадивом земљишту сакупљеном у периоду од 2006. до 2010. године са 70 локација града Београда су варирале у

опсегу од 3 Bq/kg (Сењак) до 87 Bq/kg (Космај), са средњом вредношћу од 23 Bq/kg (Јанковић-Мандић и сар., 2014).

С обзиром на то да је узорковање спроведено на местима са истим типом земљишта и истим биљним покривачем, односно гајеном културом, на готово истим надморским висинама, изражена варијабилност специфичних активности ^{137}Cs може бити приписана једино нехомогеној површинској контаминацији земљишта након чернобиљског акцидента и, у мањој мери, топографским разликама. Како наводе Бикит и сарадници (2008), велика стандардна девијација и велика разлика између минималне и максималне вредности специфичних активности ^{137}Cs , што потврђују и резултати у овом истраживању, типичне су за загађујуће супстанције антропогеног порекла.

Имајући у виду резултате овог истраживања, као и претходно наведено, може се тврдити да је хипотеза X_3 (Измерене активности радионуклида у узорцима узетим на територији чачанске котлине су у складу са приказаним количинама за овај део Србије) потврђена.

У табели 6.8 су приказане средње и граничне вредности за активности анализираних радионуклида (Bq/kg) у овом истраживању и вредности из поменутих извора са којима је извршено поређење.

Табела 6.8 Средње и граничне вредности активности радионуклида (Bq/kg) из овог и истраживања са којима је извршено поређење

Извор	Мера	Активности радионуклида [Bq/kg]				
		^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
Ово истраживање	Мин.	20±5	16,2±0,8	16,1±2,0	281±14	5,2±0,3
	Макс.	64±7	37,4±1,4	50,7±2,3	658±23	156,2±2,6
	Просек	47,1±6	26,77±1,4	35,06±2,2	433,77±19,6	42,84±1,4
Пантелић и сар. (2009)	Мин.	37,9	20,2	17,6	179	11,9
	Макс.	48	34,3	40	606	176,4
	Просек	42,6±4,9	27,0±6,6	29,7±9,4	457±192	62±77
Бикит и сар. (2005)	Мин.	24±9	19,7±1,0	22,0±1,5	238±13	5,7±0,9
	Макс.	72±21	50,9±1,8	64±4	730±40	55±3
	Просек	51±9	38±2,3	53±8	554±92	11,7±1,1
Kovacs и сар. (2013)	Мин.	11	12	9	98	-
	Макс.	90	270	170	2600	-
	Просек	34±19	63±44	77±33	800±520	-
Антовић и сар. (2012)	Мин.	-	20,49±0,74	31,24±1,22	515,61±17,8	1,26±0,35
	Макс.	-	38,26±1,36	56,33±2,52	753,41±25,6	84,20±3,01
	Просек	-	28,6	43,1	620,08	55

Драговић и сар. (2008)	Мин.	8,31	-	9,34	68	81,4
	Макс.	71,6	-	33,1	240	410
	Просек	27,1	-	17,9	142	232
Грдовић и сар. (2010)	Мин.	-	-	-	-	-
	Макс.	-	-	-	-	-
	Просек	47±7	51±5	50±4	608±15	25±2
Дугалић и сар. (2010)	Мин.	-	-	-	-	-
	Макс.	-	-	-	-	-
	Просек	60,4±26,2	33,2±13,4	49,1±18,5	379±108	36,4±23,3
Јанковић и сар. (2008)	Мин.	6,5±4,2	5,1±0,5	6,8±0,8	60±6	2,1±0,2
	Макс.	228±53	128±12	72±7	821±82	68±6
	Просек	64	47	41	536	26

Средње и граничне вредности природних радионуклида у обрадивом земљишту на територији града Чачка нису значајно одступале у односу на активности приказане у референтним радовима. На три локације (6, 20 и 30) је измерена повишена активност ^{137}Cs (156,2±2,6, 73,3±1,8 и 76,7±2,2 Bq/kg); отуда је и његова просечна вредност повишена што мења слику о реалном стању.

Апсорбоване дозе гама зрачења на отвореном и годишњег ефективне дозе су дате у табели 6.7. Апсорбоване дозе (D) израчунате из просечних концентрација радионуклида ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K су износиле 21,76, 21,17 и 18,09 nGy/h, редоследно. Укупна вредност апсорбоване дозе зрачења на висини од 1 m изнад тла је износила 61.02 nGy/h. Просечне вредности апсорбоване дозе у различитим земљама варирају од 24 до 160 nGy/h, при чему је пондерисана средња доза у региону са 3/5 светске популације 57 nGy/h (UNSCEAR, 2000).

Вредност годишње ефективне дозе (E) је израчуната коришћењем конверзионог коефицијента од 0,7 Sv/Gy којим се апсорбована доза у ваздуху конвертује у ефективну дозу у људском телу. Ова калкулација узима у обзир чињеница да људи проводе око 20% свог времена напољу ($p = 0,2$) и да годишње време излагања износи 8.760 часова (образац 2.4). Добијена вредност од 74,84 Sv, је незнатно више од међународног просека који износи 70 Sv (UNSCEAR, 2000).

Према томе, поређењем резултата са сличним истраживањима из окружења може се констатовати да радиоактивност земљишта на територији Чачка, односно на подручју котлине уз ток Западне Мораве, није повишена у односу на регион, те да је оно безбедно за пољопривредну производњу.

6.2.1. Корелације радионуклида у земљишту

Према резултатима Shapiro-Wilk's теста (табела 6.9) показало се да ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K прате нормалну дистрибуцију концентрација, док са ^{226}Ra и ^{137}Cs то није случај.

Табела 6.9. Shapiro-Wilk's тест нормалности расподеле радионуклида

Радионуклид	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
Sig.	0,421	0,036	0,535	0,124	0,000

С обзиром на то да је испуњен услов нормалности расподеле елемената, помоћу Пирсоновог теста су израчунате њихове корелације. Према резултатима Пирсоновог теста корелације за радионуклиде (табела 6.10), сви радионуклиди, осим антропогеног ^{137}Cs , показују статистички значајну позитивну корелацију ($p < 0,01$).

Табела 6.10. Пирсонова корелациона матрица радионуклида

	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
^{238}U	1	0,544**	0,631**	0,515**	-0,044
^{226}Ra		1	0,855**	0,500**	0,044
^{232}Th			1	0,654**	0,067
^{40}K				1	0,322
^{137}Cs					1

**. Корелација је значајна на нивоу 0,01

6.2.2. Разлике између група локација у односу на активности радионуклида

У табели 6.11 је дат компаративни преглед просечних вредности свих радионуклида по зонама.

Табела 6.11. Компаративни преглед просечних вредности свих радионуклида по зонама

Зона	Број локација	Просечна вредност	Стандардна девијација
Сеоска	22	593,4762	137,17196
Индустријска	8	568,8500	155,45381

У табели 6.12 су приказани резултати т-теста у коме су утврђене разлике за две зоне компарације као два независна узорка.

Табела 6.12. Параметарски статистички тест значајности разлике за две зоне компарација као два независна узорка

t - test	df	p	Просечна разлика	95% потврђен интервал просечних вредности	
				Доњи	Горњи
0,417	27	0,680	24,62619	-96,54379	145,79617
0,393	11,417	0,701	24,62619	-112,50872	161,76110

Дакле, хипотеза X_1 (Постоји статистички значајна разлика у измереним активностима радионуклида између локација које се налазе на сеоском и у урбаном делу града) није потврђена. Наиме, према резултатима т-теста нису пронађене статистички значајне разлике између локација која се налазе на сеоском и у градском (индустријском) делу града.

6.2.3. Резултати рангирања локација према активностима радионуклида

У табели 6.13 су приказане вредности радионуклида на наведеним локацијама. С обзиром на то да је присуство радионуклида у земљишту један од видова његовог загађења, те да су они у сваком смислу непожељни, ови критеријуми су тако и дефинисани (min).

Будући да немају сви радионуклиди подједнак утицај на радиоактивност земљишта, дефинисани су њихови релативни значаји, односно тежине. Оне су одређене на бази радиотоксичности сваког од наведених радионуклида према класификацији наведеној у стандарду SRPS ISO 2919:2004. Радиотоксичност представља способност радионуклида да изазове озледе на основу зрачења које емитује и то када се нађе у људском телу (SRPS ISO 2919:2004). Према наведеној класификацији у групу веома високо токсичних елемената спада ^{226}Ra , у групу високо токсичних елемената спада ^{137}Cs ; ^{40}K спада у групу умерено токсичних елемената, док ^{232}Th и ^{238}U припадају групи елемената са ниском радиотоксичношћу. На основу тога су им додељени релативни значаји односно

тежински коефицијенти па тако ^{238}U има тежину од 14,00, ^{226}Ra – 29,00, ^{232}Th – 14,00, ^{40}K – 19,00 и ^{137}Cs – 24,00.

На основу прикупљених података су дефинисане и преференцијске функције. За све критеријуме су одабране линеарне функције због њихове квантитативне природе, а за прагове индиференције и преференције (Q и P) су узете вредности од 8,97 и 21,22; 5,06 и 12,01; 7,30 и 17,74; 91,40 и 219,52; 28,53 и 56,52, редоследно.

Табела 6.13. Евалуациона табела за радионуклиде

Алтернатива	Критеријум				
	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
max/min	min	min	min	min	Min
Тежина	14,00	29,00	14,00	19,00	24,00
Функција	линеарна	линеарна	линеарна	линеарна	линеарна
Q:	8,97	5,06	7,30	91,40	28,53
P:	21,22	12,01	17,74	219,52	56,52
Јединица	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
1. Парменац	42±5	24,0±0,9	27,9±1,2	351±11	5,6±0,3
2. Паковраће	55±10	22,3±1,1	38,3±1,9	483±24	30,9±0,9
3. Риђаге	36±5	25,9±1,0	33,8±1,4	417±13	33,9±0,9
4. Бељина	37±7	19,6±1,0	24,8±1,3	353±18	19,0±0,7
5. Љубић Кеј	43±5	22,4±1,0	25,8±1,2	317±11	17,4±0,6
6. Пријевор А	32±5	19,4±1,1	25,1±1,4	320±17	156,2±2,6
7. Пријевор Б	60	20±2	34±4	410±30	28,1±2,4
8. Пријевор Ц	44±8	37,0±2,3	45±4	430±30	56±4
9. Пријевор Д	41±10	20±2	16,1±2,0	282±23	48,9±2,5
10. Суви Брег	28±7	21,5±1,5	20,4±2,1	296±17	21,6±1,1
11. Станчићи	42±5	26,5±2,3	38±4	502±23	61,7±2,6
12. Мојсиње	43±10	22,5±2,7	39,9±2,8	500±30	62,0±2,4
13. Доња Горевница	53±9	31,2±1,4	44,2±2,0	520±26	30,3±0,9
14. Мрчајевци А	48±6	22,7±1,7	35,7±2,1	446±14	34,2±1,0
15. Мрчајевци Б	56±6	26,4±1,5	40±5	597±26	46,5±2,1
16. Кукићи	44±9	35,7±1,5	50,7±2,3	416±22	28,2±0,9
17. Мршинци	63±7	37,4±1,4	46,6±1,9	401±13	34,8±1,0
18. Заблаће	60±6	35,7±1,2	44,7±1,8	285±10	5,2±0,3
19. Вапа	48±8	27,9±1,2	39,8±1,8	452±23	23,8±0,7
20. Трнавска Балуга	64±7	34,6±1,3	46,6±1,9	585±19	73,3±1,8
21. Трнава	51±8	33,7±1,4	43,4±2,1	610±30	64,5±1,4
22. Атеница	58±6	35,4±1,3	43,6±1,9	652±21	54,4±1,4
23. Коњевићи А	60±6	25,0±1,2	33,4±1,7	538±27	54,8±1,3
24. Коњевићи Б	45±8	26,6±1,2	32,2±1,6	378±19	37,7±1,0
25. Коњевићи Ц	47±5	24,7±0,9	31,1±1,9	414±13	33,6±0,9
26. Коњевићи Д	36±4	24,0±1,2	28,6±1,3	328±11	38,4±1,0

27. Љубић Поље А	20±5	16,2±0,8	19,0±1,1	281±14	21,5±0,7
28. Љубић Поље Б	60±5	24,1±1,0	27,8±2,2	356±18	34,0±0,9
29. Прељинска Балуга А	49±5	27,1±1,4	34,2±2,2	435±12	52,4±1,3
30. Прељинска Балуга Б	48±4	33,7±1,4	41±4	658±23	76,7±2,2

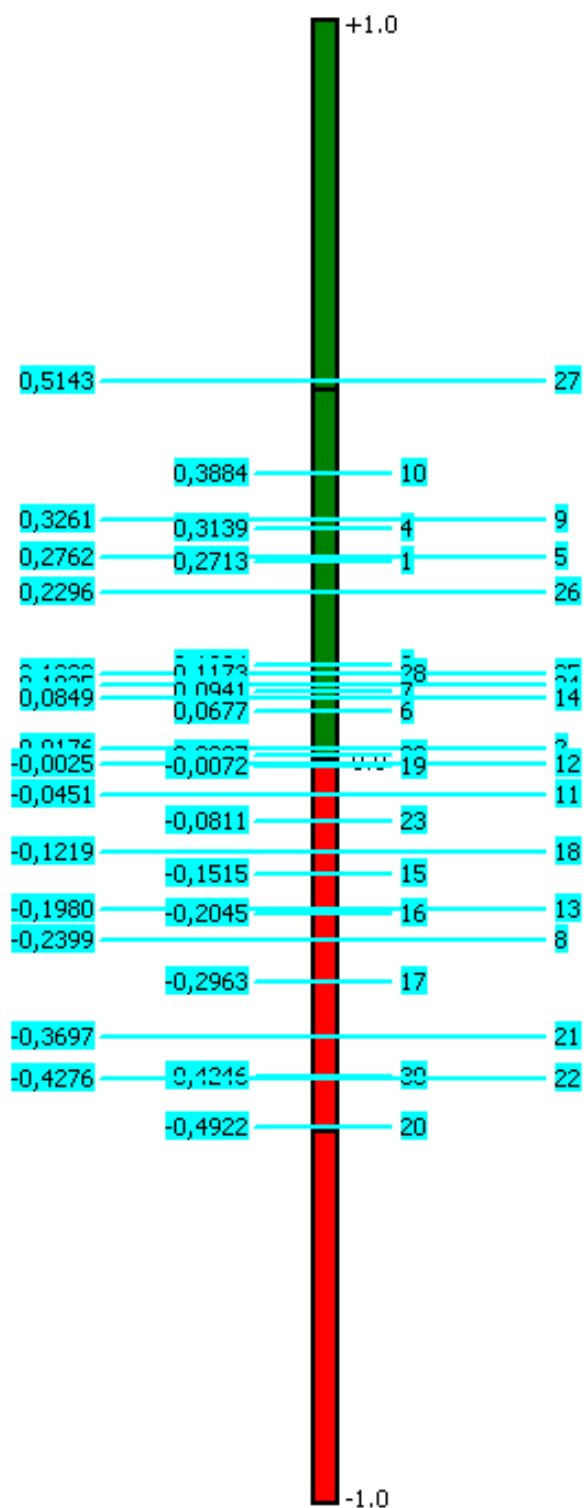
У табели 6.14 су приказане вредности позитивних (Φ^+) и негативних (Φ^-) токова преференција добијене на основу података предочених у табели 6.10.

Табела 6.14. Токови преференција

Локација	Φ^+	Φ^-	Φ
1. Парменац	0,2854	0,0141	0,2713
2. Паковраће	0,1200	0,1024	0,0176
3. Риђаге	0,1669	0,0375	0,1294
4. Бељина	0,3178	0,0038	0,3139
5. Љубић Кеј	0,2869	0,0108	0,2762
6. Пријевор А	0,3096	0,2420	0,0677
7. Пријевор Б	0,1744	0,0804	0,0941
8. Пријевор Ц	0,0572	0,2972	-0,2399
9. Пријевор Д	0,3426	0,0165	0,3261
10. Суви Брег	0,3888	0,0003	0,3884
11. Станчићи	0,0945	0,1396	-0,0451
12. Мојсиње	0,1283	0,1308	-0,0025
13. Доња Горевница	0,0301	0,2281	-0,1980
14. Мрчајевци А	0,1393	0,0545	0,0849
15. Мрчајевци Б	0,0557	0,2072	-0,1515
16. Кукићи	0,0769	0,2814	-0,2045
17. Мршинци	0,0493	0,3456	-0,2963
18. Заблаће	0,1718	0,2937	-0,1219
19. Вапа	0,0931	0,1003	-0,0072
20. Трнавска Балуга	0,0083	0,5005	-0,4922
21. Трнава	0,0111	0,3808	-0,3697
22. Атеница	0,0083	0,4358	-0,4276
23. Коњевићи А	0,0917	0,1728	-0,0811
24. Коњевићи Б	0,1419	0,0394	0,1025
25. Коњевићи Ц	0,1539	0,0338	0,1202
26. Коњевићи Д	0,2428	0,0132	0,2296
27. Љубић Поље А	0,5143	0,0000	0,5143
28. Љубић Поље Б	0,1845	0,0672	0,1173
29. Прељинска Балуга А	0,0928	0,0841	0,0087
30. Прељинска Балуга Б	0,0197	0,4443	-0,4246

Комплетно рангирање алтернатива (локација) постиже се рачунањем чистог тока (Φ) који представља разлику између позитивног и негативног тока. Према томе, у овом случају су локације рангиране од локације са земљиштем

најбољег квалитета до оне са најмање квалитетним земљиштем. Локације су рангиране одозго на доле што је приказано на слици 6.4.

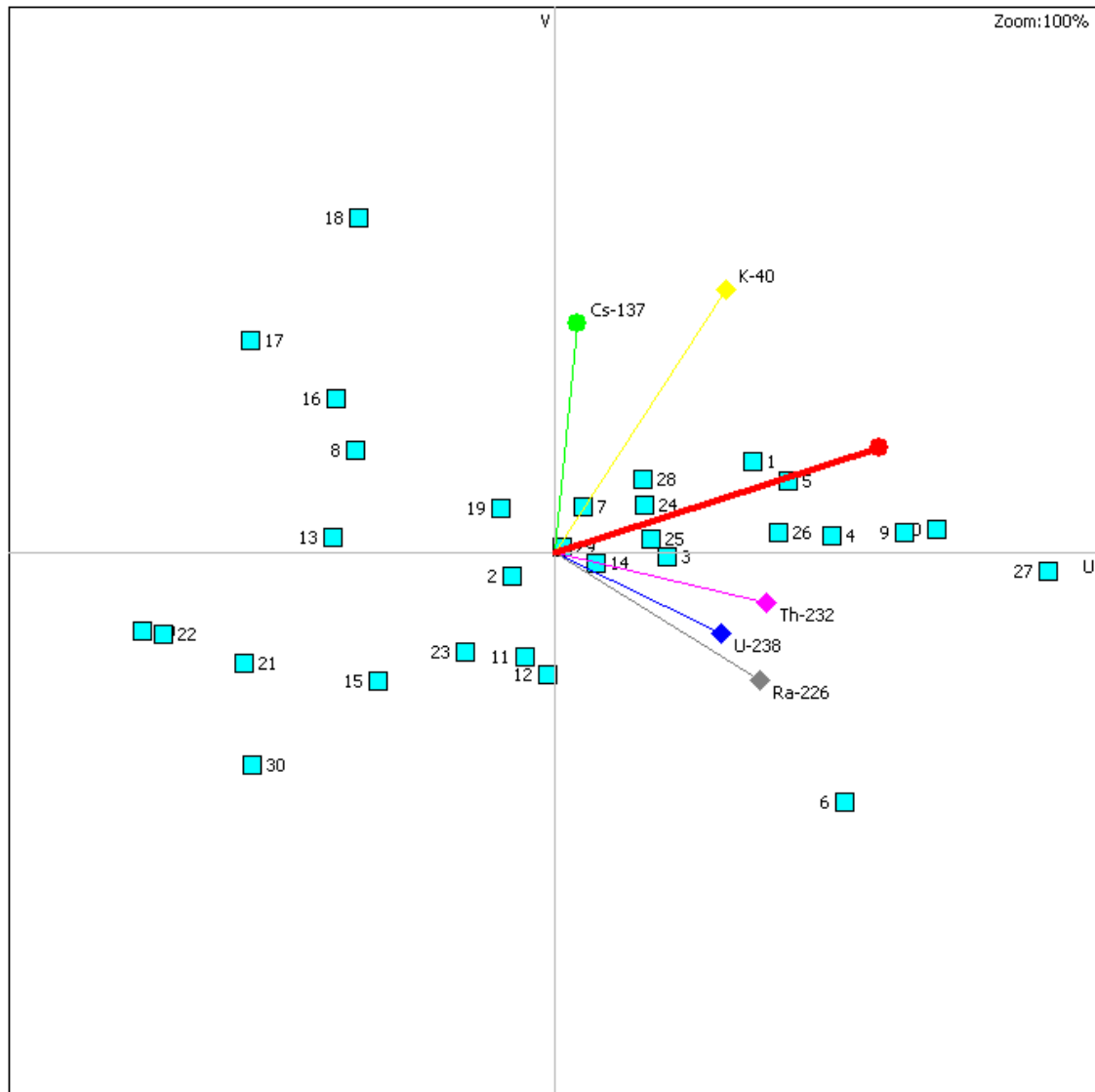


Слика 6.4. Комплетно рангирање локација према радиоактивности земљишта

Комплетно рангирање алтернатива је показало да је локација са земљиштем најмање радиоактивности локација бр. 27 (Љубић Поља А), док је локација са најрадиоактивнијим земљиштем локација бр. 20 (Трнавска Балуга) са одговарајућим нето токовима преференције (Φ) од 0,5143 и -0,4922, редоследно.

Нису забележене значајне разлике у садржају радионуклида у земљишту на локацијама у урбаном, индустријском делу града (локације 22 – 30) у односу на локације које се налазе на руралном, сеоском подручју.

GAIA равни омогућавају графички приказ резултата којим се може стећи јаснији увид у добијене резултате. На слици 6.5 је дат графички приказ локација и критеријума преко GAIA равни са вредношћу за Δ од 94,8%. Ово значи да је само 5,2% укупних информација изгубљено у пројекцији. С обзиром на то да примена оваквог начина приказа има оправдање када је вредност Δ већа од 60%, валидност примене овог поступка и на резултатима мерења радиоактивности земљишта у овом истраживању је потврђена.



Слика 6.5. GAIA раван за дефинисани сценарио (радионуклиди)

Што је алтернатива, односно локација (квадрат) ближа оси одређеног критеријума, то је, са аспекта тог критеријума, повољнија. Генерално гледано, најповољнију алтернативу представља она која је најближа оси одлучивања (р_i) која је представљена црвеном линијом. У дводимензионалном приказу GAIA равни, представљеном на слици 6.5 то се не може најјасније видети; Међутим, по основу коришћења 3D опције у самом софтверу може се јасно видети да је локација под редним бројем 27 (Љубић Поље А) најповољнија алтернатива.

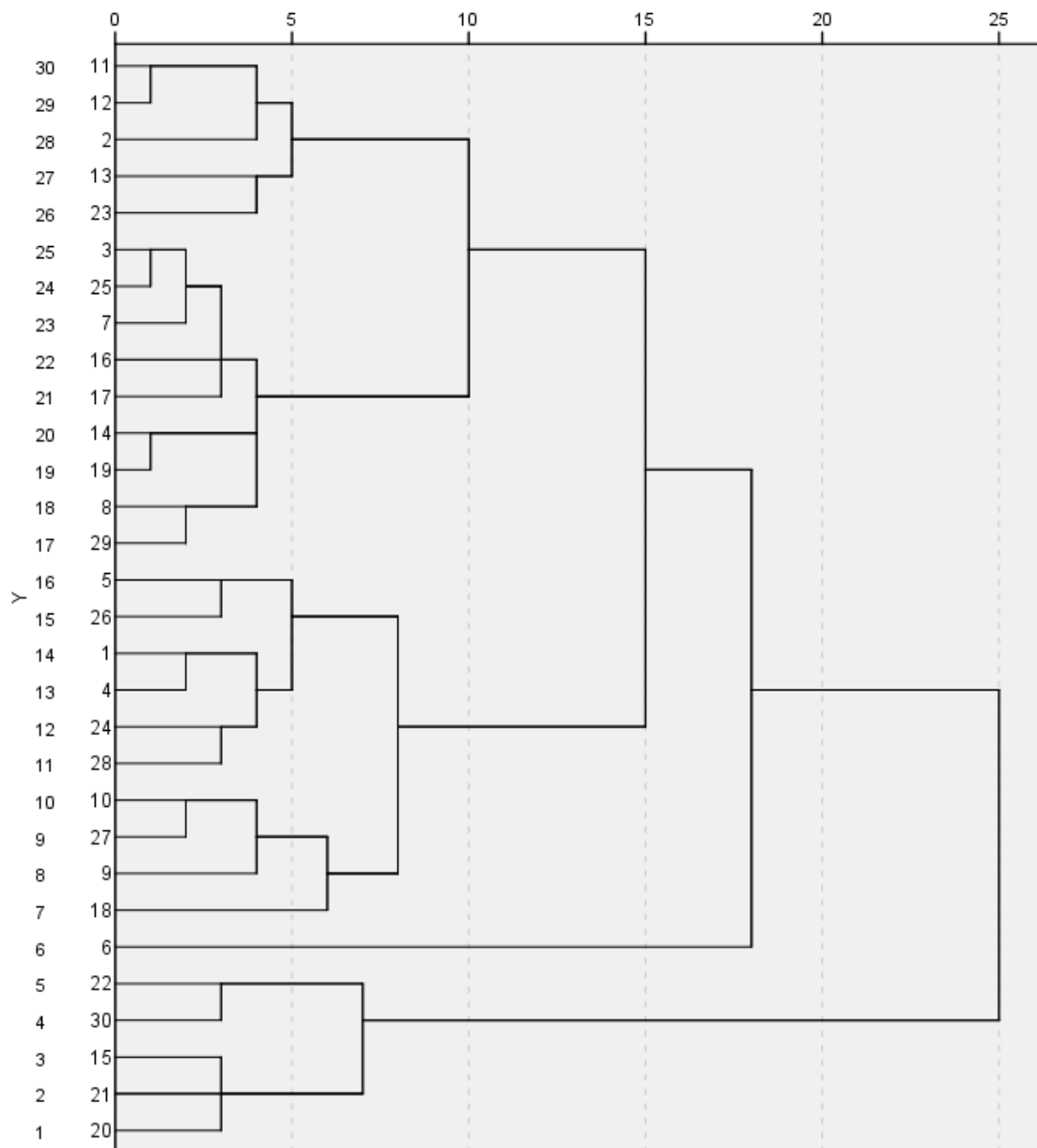
6.2.4. Резултати кластер анализе у односу на радионуклиде

У табели 6.15 је приказан распоред агломерације кластер анализе заснован на Пирсоновим корелацијама као правилу амалгамације и квадратном Еуклидовом растојању као мери близине између узорака.

Табела 6.15. Распоред агломерације кластер анализе заснован на коефицијентима корелације

Фаза	Комбиновани кластери		Коефицијенти	Фаза у којој се кластер први пут појављује		Наредна фаза
	Кластер 1	Кластер 2		Кластер 1	Кластер 2	
1	11	12	4,970	0	0	19
2	3	25	11,782	0	0	7
3	14	19	13,712	0	0	15
4	1	4	15,412	0	0	18
5	8	29	16,662	0	0	15
6	10	27	17,862	0	0	17
7	3	7	21,005	2	0	9
8	15	21	24,142	0	0	14
9	3	16	24,625	7	0	13
10	5	26	24,928	0	0	21
11	22	30	25,356	0	0	24
12	24	28	27,355	0	0	18
13	3	17	28,620	9	0	20
14	15	20	30,955	8	0	24
15	8	14	32,089	5	3	20
16	13	23	33,591	0	0	22
17	9	10	34,248	0	6	23
18	1	24	34,573	4	12	21
19	2	11	38,069	0	1	22
20	3	8	38,165	13	15	26
21	1	5	43,015	18	10	25
22	2	13	43,592	19	16	26
23	9	18	52,952	17	0	25
24	15	22	60,634	14	11	29
25	1	9	68,606	21	23	27
26	2	3	88,141	22	20	27
27	1	2	136,471	25	26	28
28	1	6	163,552	27	0	29
29	1	15	228,204	28	24	0

Добијени резултати су приказани путем дендрограма где оса растојања представља степен повезаности група варијабли. Што је нижа вредност на оси, то је значајнија повезаност (слика 6.6).



Слика 6.6. Дендрограм активности радионуклида у узорцима (на локацијама)

Кластер анализом (СА), која је коришћена за груписање сличних локација у односу на активности радионуклида, добијено је пет међусобно различитих кластера:

- кластер бр. 1 обухвата локације бр. 1, 4, 5, 24, 26 и 28;

- кластер бр. 2 обухвата локације бр. 2, 11, 12, 13 и 23;
- кластер бр. 3 обухвата локације бр. 3, 7, 8, 14, 16, 17, 19, 25 и 29;
- кластер бр. 4 обухвата локације бр. 9, 10, 18 и 27; док
- кластер бр. 5 обухвата локације бр. 15, 20, 21, 22 и 30.

Локација бр. 6 (Пријевор А) значајно одступа од осталих, те из тог разлога није увршћена ни у један кластер; У супротном, кластер анализа не би била репрезентативна. Ово значајно одступање локације бр. 6 у односу на остале је у сагласности са позицијом ове локације у приказу преко GAIA равни (слика 6.5).

Резултати кластер анализе би нам у случају евентуалне примене ремедијационих мера били од користи јер би се унапред могли утврдити сетови истих где би се сваки применио на одговарајући кластер. С обзиром на утврђене вредности активности радионуклида у овом истраживању, за тим, на срећу, нема потребе.

6.3. Резултати присуства опасних и штетних материја у земљишту

У табели 6.16 су приказане вредности опасних и штетних материја у земљишту на наведеним локацијама.

Табела 6.16. Вредности опасних и штетних материја у земљишту по локацијама

Локације	Елементи [mg/kg]									
	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B
1, Парменац	0,21	21,77	0,20	10,30	16,32	49,31	189,34	20,83	61,47	26,77
2, Паковраће	0,18	22,32	0,16	6,67	16,45	23,12	213,43	19,09	67,19	34,01
3, Риђаге	0,25	24,56	0,19	7,89	18,84	33,45	185,42	22,13	63,32	29,09
4, Бељина	0,27	25,89	0,21	9,02	19,47	54,54	201,87	28,78	64,72	30,82
5, Љубић Кеј	0,12	33,02	0,24	10,98	22,32	43,97	217,45	22,13	71,30	31,77
6, Пријевор А	0,31	19,45	0,15	12,36	17,39	29,26	209,31	20,01	72,59	32,45
7, Пријевор Б	0,29	34,56	0,22	14,67	37,32	38,79	194,87	26,24	66,34	27,34
8, Пријевор Ц	0,17	26,78	0,20	11,01	39,72	24,77	190,62	27,99	61,17	26,08
9, Пријевор Д	0,22	20,67	0,16	16,34	17,92	34,56	201,55	28,76	65,99	29,63
10, Суви Брег	0,15	21,02	0,17	15,35	17,30	48,78	205,20	19,90	72,03	30,67
11, Станчићи	0,11	23,34	0,23	5,58	18,78	50,06	191,29	20,13	62,23	34,02
12, Мојсиње	0,34	30,47	0,25	4,47	16,64	38,29	204,38	23,45	61,72	31,99
13, Доња Горевница	0,35	31,90	0,18	9,63	19,39	27,59	210,17	27,80	70,89	30,01
14, Мрчајевци А	0,16	28,87	0,21	7,24	19,69	37,66	193,49	23,78	69,44	27,34
15, Мрчајевци Б	0,28	26,05	0,20	14,76	23,63	40,50	207,83	19,29	67,55	28,37
16, Кукићи	0,26	29,64	0,17	12,23	19,38	39,23	204,13	22,73	68,34	31,32

17, Мршинци	0,33	33,84	0,16	10,94	30,39	48,34	218,33	25,38	64,22	33,92
18, Заблаће	0,19	25,33	0,23	12,18	31,72	31,49	201,11	21,66	61,01	26,12
19, Вапа	0,28	22,13	0,19	9,17	19,92	25,26	193,29	19,63	70,06	28,88
20, Трнавска Балуга	0,21	30,65	0,15	8,61	17,30	50,72	183,81	23,39	63,33	26,40
21, Трнава	0,20	32,18	0,23	7,66	16,98	39,45	189,32	24,98	65,77	30,33
22, Атеница	0,19	29,34	0,21	10,73	16,40	45,69	182,65	26,24	67,32	34,67
23, Коњевићи А	0,23	19,97	0,16	6,39	18,39	41,09	199,30	19,22	66,91	32,38
24, Коњевићи Б	0,27	29,06	0,19	5,59	19,47	42,36	204,39	22,23	71,23	30,49
25, Коњевићи Ц	0,25	31,33	0,15	12,82	22,95	36,14	208,42	26,86	63,14	27,41
26, Коњевићи Д	0,28	23,40	0,20	14,44	29,65	28,34	210,01	24,01	65,85	28,18
27, Љубић Поље А	0,32	26,04	0,25	16,17	35,78	25,45	213,59	27,91	69,01	30,29
28, Љубић Поље Б	0,17	30,08	0,22	5,59	33,98	30,34	216,66	24,31	71,51	29,30
29, Прелинска Балуга А	0,21	25,66	0,18	8,40	27,93	44,92	215,26	22,15	72,66	32,16
30, Прелинска Балуга Б	0,27	22,70	0,16	7,27	26,29	41,95	194,63	27,47	61,13	30,65
Минимум	0,11	19,45	0,15	4,47	16,32	23,12	182,65	19,09	61,01	26,08
Максимум	0,35	34,56	0,25	16,34	39,72	54,54	218,33	28,78	72,66	34,67
Просечна вредност	0,24	26,73	0,19	10,15	22,92	38,18	201,70	23,62	66,65	30,10
Стандардна девијација	0,06	4,46	0,03	3,43	7,04	8,83	10,59	3,15	3,82	2,49
Асиметрија	-0,080	0,054	0,189	0,242	1,097	-0,059	-0,162	0,167	0,037	0,068
Сплjoштеност	-0,764	-1,197	-1,064	-0,969	-0,050	-1,000	-1,076	-1,237	-1,265	-0,866

Вредности за готово све анализиране елементе су се кретале у дозвољеним границама осим за никал за који су на локацијама бр. 4, 11 и 20 (Бељина, Станчићи и Трнавска Балуга) измерене вредности од 54,54; 50,06 и 50,72 mg/kg, редоследно. Ове вредности превазилазе дозвољене оквири за тај елемент прописане „Правилником о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту и води за наводњавање и методама њиховог испитивања“ („Службени гласник РС“, бр. 23/94) од 50 mg/kg земље. Генерално гледано, просечне, а чак ни максималне измерене вредности, нису ни близу онима које се према овом правилнику сматрају штетним, односно опасним.

У прилогу бр. 3, „Уредбе о програму системског праћења квалитета земљишта, индикаторима за оцену ризика од деградације земљишта и методологији за израду ремедијационих програма“, наведене су граничне и ремедијационе вредности концентрација опасних и штетних материја и вредности које могу указати на значајну контаминацију земљишта („Службени гласник РС“, бр. 88/2010). Измерене вредности на 30 локација у овом истраживању не прелазе наведене граничне вредности прописане уредбом, осим за никал чији просек од 38,13 прелази граничну вредност дефинисану овом уредбом од 35 mg/kg апсолутно суве материје.

Анекс А (Annex A) документа *Soil sampling for environmental contaminants*, који је издала Међународна агенција за атомску енергију (IAEA) (2010), садржи податке о критичним границама односно максималним дозвољеним концентрацијама тешких метала у земљишту у неколико земаља Европе. Просечне вредности опасних и штетних материја у земљишту на територији Чачка су у највећем броју случајева мање чак и од дозвољених вредности у развијеним земљама Европе. Граничне вредности за никал у Данској (10 mg/kg), Холандији (35 mg/kg) и Ирској (3 mg/kg) показују контаминацију земљишта Чачка овим елементом. Спорни елемент је још и жива у односу на стандарде у Данској и Немачкој (0,1 mg/kg).

Но, у односу на ригорозне законе у развијеним земљама западне Европе, стање земљишта у Чачку је повољно ако се разматрају граничне вредности у земљама источне Европе, где спадају Русија, Украјина, Молдавија и Белорусија. Тако, просечне вредности у Чачку не прелазе дозвољену вредност ни за један елемент.

Просечне вредности за 7 од 10 опасних и штетних материја анализираних у овом истраживању су на територији западне Србије приказали Дугалић и сарадници (2010). Приказани су просеци за As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb и Zn и они износе 138,39; 0,65; 108,1; 22,72; 229,41; 47,4; и 64,8, редоследно. Наведени резултати су углавном виши у односу на резултате овог истраживања; за неке елементе више за 5 (Cr, Ni), односно 10 пута (As), док су просечне вредности за Cu и Zn у незнатној мери ниже.

Вредности тешких метала у земљишту (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb и Zn) на територији Златибора су мерили Драговић и сарадници (2008). Њихови резултати показују присуство наведених тешких метала у количинама од 1,42; 46,3; 8,64; 953; 320; 41,5 и 21,8 редоследно. Вредности за Cu и Zn су и у овом случају веће у овом у односу на поменуто истраживање Драговића и других, док су за остале елементе у мањој или већој мери мање. Понавља се ситуација за никал кога у просеку има близу десет пута више на Златибору.

Према резултатима Извештаја о стању земљишта у 2012. години, свих 10 елемената је прелазило граничне вредности (ГВ) Уредбе („Службени гласник РС“, бр. 88/2010), односно максималне дозвољене количине (МДК) Правилника

(„Службени гласник РС“, бр. 23/94). Вредности веће од ГВ су утврђене за олово (за 2% узорака), цинк (2%), арсен (3%), живу (5%), бакар (11%), хром (23%), кадмијум (46%) и никал (60%). С друге стране, измерене вредности су прекорачиле МДК код флуора бора (24%) и (80% узорака). Ипак, највећи број узорака у којима је запажено прекорачење је добијен из земљишта са пашњака и ливада.

Очигледно, најизраженији елемент у негативном контексту, који се као такав истакао у овом истраживању је никал. Ипак, просечне вредности овог елемента нису у толикој мери прелазиле границе из Правилника и Уредбе као у случајевима Златибора (Драговић и сар., 2008), западне Србије (Дугалић и сар., 2010) и градова обухваћених извештајима (Београд, Нови Сад, Крагујевац, Ужице, Крушевац, Суботица и Пожаревац).

Претходна истраживања показују да је садржај укупних форми овог елемента на подручју алувијалне равни Западне и Велике Мораве геохемијског порекла и да је мало растворљив. Слабо кисела реакција ових земљишта и теже приступачни облици у којима се никал налази смањују опасност од загађења животне средине овим металом.

У табели 6.17 су приказане средње и граничне вредности садржаја опасних и штетних материја у земљишту (mg/kg) добијене у овом истраживању и вредности из поменутих извора са којима је извршено поређење.

Табела 6.17. Средње и граничне вредности садржаја опасних и штетних материја у земљишту (mg/kg) из овог и истраживања са којима је извршено поређење

Елемент	Мера	Ово истраживање	Вредности из различитих извора								
			Grzebis z и сар. (2002)	Aydinal p и Marinov a (2003)	Buszew ski и сар. (2000)	Дугалић и сар. (2010)	Драговић и сар. (2008)	Guo и сар. (2013)	Bekteshi и Bara (2013)	Radules cu и сар. (2013)	Stihi и сар. (2011)
Cd	Мин.	0,11	0,01	0,1	0,11	0,01	0,20	-	-	2.85	-
	Макс.	0,35	9,95	8,7	7,42	3,60	1,09	-	-	5.03	-
	Просек	0,24	0,755	2	0,65	1,42	0,51	0,37	-	4.02	4.49
Pb	Мин.	19,45	5,4	33,4	27,7	1,20	0,50	-	156	6.44	-
	Макс.	34,56	280	163,3	65,81	71,5	15,45	-	363,6	19.35	-
	Просек	26,73	30,6	80,9	47,41	41,5	13,70	83,84	222,5	11.34	5.23
Hg	Мин.	0,15	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Макс.	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Просек	0,19	-	-	-	-	-	0,29	-	-	-

As	Мин.	4,47	-	-	8,52	-	-	-	-	-	-
	Макс.	16,34	-	-	2474,7	-	-	-	-	-	-
	Просек	10,15	-	-	138,39	-	-	24,01	-	-	-
Cr	Мин.	16,32	-	42,0	35,69	0,01	-	-	-	-	-
	Макс.	39,72	-	329,2	910,53	260	-	-	-	-	-
	Просек	22,92	-	124,5	108,1	46,3	-	-	-	-	11.78
Ni	Мин.	23,12	-	54,6	29,84	3,40	-	-	145	5.59	-
	Макс.	54,54	-	378,0	3356,9	771	-	-	250	16.79	-
	Просек	38,18	-	157,8	229,41	320	-	-	188	10.54	8.75
Cu	Мин.	19,09	3,1	14,2	10,67	4,30	3,75	-	9,6	261.35	-
	Макс.	28,78	120	68,9	91,81	13,4	37,15	-	72,1	706.64	-
	Просек	23,62	16,41	40	22,72	8,64	5,03	45,72	34,6	469.28	21.40
Zn	Мин.	61,01	9,0	187,9	46,4	6,60	71,25	-	132,7	242.75	-
	Макс.	72,66	400	1087,0	85,78	40,3	375,00	-	452	368.8	-
	Просек	66,65	72,98	476,7	64,8	21,8	13,52	164,98	259,1	310.28	72.90

Вредности концентрација опасних и штетних материја у земљишту добијене у овом истраживању се налазе у уским интервалима. Просечне вредности опасних и штетних материја су у највећем броју случајева ниже од референтних вредности које су приказали аутори из региона и земаља у окружењу (Grzebisz и сар. (2002), Aydinalp и Marinova (2003), Buszewski и сар. (2000), Дугалић и сар. (2010), Драговић и сар. (2008), Guo и сар. (2013), и Bekteshi и Bara (2013), Radulescu и сар. (2013), Stihl и сар. (2011)).

На основу компаративне анализе резултата, може се рећи да је земљиште чачанске котлине, са аспекта садржаја опасних и штетних материја у земљишту, безбедно за пољопривредну производњу. Генерално, може се констатовати да алувијално земљиште на подручју чачанске општине није загађено опасним и штетним материјама; те да је ситуација повољнија у односу на друге делове Србије. Незнатно повишене вредности концентрација никла, због своје природе, не представљају ризик по земљиште овог дела Србије. Овим је потврђена хипотеза H_4 (Измерени садржаји опасних и штетних материја у узорцима узетим на територији чачанске котлине су у оквиру законски дозвољених вредности, односно у складу са приказаним количинама за овај део Србије).

6.3.1. Корелације опасних и штетних материја у земљишту

Према резултатима Shapiro-Wilk's теста (табела 6.18) показало се да сви елементи осим хрома прате нормалну дистрибуцију концентрација.

Табела 6.18. Shapiro-Wilk's тест нормалности расподеле опасних и штетних материја

Елемент	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B
Sig.	0,716	0,238	0,104	0,288	0,000	0,410	0,259	0,067	0,075	0,390

С обзиром на то да је задовољен услов нормалности расподеле елемената, помоћу Пирсоновог теста су израчунате њихове корелације. На основу резултата Пирсоновог теста корелације за тешке метале (табела 6.19) може се констатовати да постоји статистички значајна позитивна корелација између олова и бакра, хрома и бакра ($p < 0,05$), те између флуора и цинка ($p < 0,01$).

Табела 6.19. Пирсонова корелациона матрица опасних и штетних материја

	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B
Cd	1	0,132	-0,148	0,174	0,097	-0,225	0,240	0,271	0,007	0,014
Pb		1	0,310	-0,085	0,256	0,150	0,104	0,409*	0,005	-0,082
Hg			1	-0,089	0,278	-0,033	-0,044	0,099	-0,079	-0,066
As				1	0,313	-0,150	0,193	0,228	0,108	-0,283
Cr					1	-0,337	0,277	0,379*	-0,094	-0,355
Ni						1	-0,228	-0,053	-0,156	0,216
F							1	-0,037	0,490**	0,288
Cu								1	-0,235	-0,176
Zn									1	0,285
B										1

*, Корелација је значајна на нивоу 0,05

**, Корелација је значајна на нивоу 0,01

6.3.2. Разлике између група локација у односу на опасне и штетне материје

У табели 6.20 је дат компаративни преглед просечних вредности свих опасних и штетних материја у земљишту по зонама.

Табела 6.20. Компаративни преглед просечних вредности свих опасних и штетних материја по зонама

Зона	Број локација	Просечна вредност	Стандардна девијација
Сеоска	22	417,5614	20,23704
Индустријска	8	427,2900	15,77419

У табели 6.21 су приказани резултати т-теста у коме су утврђене разлике за две зоне компарације као два независна узорка.

Табела 6.21. Параметарски статистички тест значајности разлике за две зоне компарација као два независна узорка

t - test	df	p	Просечна разлика	95% потврђен интервал просечних вредности	
				Доњи	Горњи
-1,281	28	0,211	-9,72857	-25,29073	5,83358
-1,417	19,405	0,172	-9,72857	-24,08010	4,62295

Дакле, хипотеза H_2 (Постоји статистички значајна разлика у садржајима опасних и штетних материја у земљишту између локација које се налазе на сеоском и у градском (индустријском) делу града) није потврђена јер према резултатима т-теста нису пронађене статистички значајне разлике између локација која се налазе на сеоском и у индустријском делу града, те се може рећи да привредни субјекти који се налазе у индустријској зони града, и чија је делатност таква да се у њиховој близини могу очекивати повишене вредности одређених опасних и штетних материја, не представљају опасност по животну средину, односно земљиште, чији се квалитет сагледава у овом раду.

6.3.3. Резултати рангирања локација према садржају опасних и штетних материја у земљишту

У табели 6.24 су приказане вредности опасних и штетних материја у земљишту на наведеним локацијама. С обзиром на то да је њихово присуство у земљишту један од видова његовог загађења, а да се Република Србија приближава европским оквирима у вези са максималним дозвољеним количинама истих, ови критеријуми су дефинисани као непожељни (min).

Пошто анализиране опасне и штетне материје не испољавају подједнак утицај на загађење земљишта, дефинисани су њихови релативни значаји. Они су одређени објективном методом ентропије према следећем сценарију:

Корак 1: Применом обрасца (5.13) извршена је нормализација вредности почетне матрице одлучивања. Нормализована матрица одлучивања R дата је у табели 6.22.

Табела 6.22. Нормализована матрица одлучивања R

	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B
Локација 1	0,030	0,027	0,034	0,034	0,024	0,043	0,031	0,029	0,031	0,030
Локација 2	0,025	0,028	0,027	0,022	0,024	0,020	0,035	0,027	0,034	0,038
Локација 3	0,035	0,031	0,033	0,026	0,027	0,029	0,031	0,031	0,032	0,032
Локација 4	0,038	0,032	0,036	0,030	0,028	0,048	0,033	0,041	0,032	0,034
Локација 5	0,017	0,041	0,041	0,036	0,032	0,038	0,036	0,031	0,036	0,035
Локација 6	0,044	0,024	0,026	0,041	0,025	0,026	0,035	0,028	0,036	0,036
Локација 7	0,041	0,043	0,038	0,048	0,054	0,034	0,032	0,037	0,033	0,030
Локација 8	0,024	0,033	0,034	0,036	0,058	0,022	0,032	0,040	0,031	0,029
Локација 9	0,031	0,026	0,027	0,054	0,026	0,030	0,033	0,041	0,033	0,033
Локација 10	0,021	0,026	0,029	0,050	0,025	0,043	0,034	0,028	0,036	0,034
Локација 11	0,016	0,029	0,040	0,018	0,027	0,044	0,032	0,028	0,031	0,038
Локација 12	0,048	0,038	0,043	0,015	0,024	0,033	0,034	0,033	0,031	0,035
Локација 13	0,050	0,040	0,031	0,032	0,028	0,024	0,035	0,039	0,035	0,033
Локација 14	0,023	0,036	0,036	0,024	0,029	0,033	0,032	0,034	0,035	0,030
Локација 15	0,040	0,032	0,034	0,048	0,034	0,035	0,034	0,027	0,034	0,031
Локација 16	0,037	0,037	0,029	0,040	0,028	0,034	0,034	0,032	0,034	0,035
Локација 17	0,047	0,042	0,027	0,036	0,044	0,042	0,036	0,036	0,032	0,038
Локација 18	0,027	0,032	0,040	0,040	0,046	0,027	0,033	0,031	0,031	0,029
Локација 19	0,040	0,028	0,033	0,030	0,029	0,022	0,032	0,028	0,035	0,032
Локација 20	0,030	0,038	0,026	0,028	0,025	0,044	0,030	0,033	0,032	0,029
Локација 21	0,028	0,040	0,040	0,025	0,025	0,034	0,031	0,035	0,033	0,034
Локација 22	0,027	0,037	0,036	0,035	0,024	0,040	0,030	0,037	0,034	0,038
Локација 23	0,033	0,025	0,027	0,021	0,027	0,036	0,033	0,027	0,033	0,036
Локација 24	0,038	0,036	0,033	0,018	0,028	0,037	0,034	0,031	0,036	0,034
Локација 25	0,035	0,039	0,026	0,042	0,033	0,032	0,034	0,038	0,032	0,030
Локација 26	0,040	0,029	0,034	0,047	0,043	0,025	0,035	0,034	0,033	0,031
Локација 27	0,045	0,032	0,043	0,053	0,052	0,022	0,035	0,039	0,035	0,034
Локација 28	0,024	0,038	0,038	0,018	0,049	0,026	0,036	0,034	0,036	0,032
Локација 29	0,030	0,032	0,031	0,028	0,041	0,039	0,036	0,031	0,036	0,036
Локација 30	0,038	0,028	0,027	0,024	0,038	0,037	0,032	0,039	0,031	0,034

Применом израза (5.14) за $k = 0,294$ су добијене вредности ентропије, $e_j = 0,989; 0,996; 0,996; 0,984; 0,988; 0,992; 1,000; 0,997; 1,000; 0,999$.

Корак 2: Вредности степена дивергенције, d_j одређене су на основу израза (5.15), односно $d_j = 0,011; 0,004; 0,004; 0,016; 0,012; 0,008; 0,000; 0,003; 0,000; 0,001$.

Корак 3: Адитивном нормализацијом степена дивергенције (5.16) добијене су вредности тежина критеријума (табела 6.23):

Табела 6.23. Тежине опасних и штетних материја

Критеријум	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B
w_j	0,185	0,067	0,060	0,276	0,209	0,130	0,007	0,042	0,008	0,016

На основу података су дефинисане и преференцијске функције. За све критеријуме су одабране линеарне функције због њихове квантитативне природе а за прагове индиференције и преференције (Q и P) су узете вредности од 0,05 и 0,13; 3,55 и 8,76; 0,02 и 0,06; 2,75 и 6,75; 6,49 и 14,04; 7,04 и 17,35; 8,45 и 20,81; 2,51 и 6,19; 3,04 и 7,50; 2,00 и 4,9, редоследно за анализиране опасне и штетне материје.

Табела 6.24. Евалуациона табела за опасне и штетне материје

Алтернатива	Критеријум									
	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B
max/min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min
Тежина	0,185	0,067	0,060	0,276	0,209	0,130	0,007	0,042	0,008	0,016
Функција	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.
Q:	0,05	3,55	0,02	2,75	6,49	7,04	8,45	2,51	3,04	2,00
P:	0,13	8,76	0,06	6,75	14,04	17,35	20,81	6,19	7,50	4,90
Јединица	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1. Парменац	0,21	21,77	0,20	10,30	16,32	49,31	189,34	20,83	61,47	26,77
2. Паковраће	0,18	22,32	0,16	6,67	16,45	23,12	213,43	19,09	67,19	34,01
3. Риђаге	0,25	24,56	0,19	7,89	18,84	33,45	185,42	22,13	63,32	29,09
4. Бељина	0,27	25,89	0,21	9,02	19,47	54,54	201,87	28,78	64,72	30,82
5. Љубић Кеј	0,12	33,02	0,24	10,98	22,32	43,97	217,45	22,13	71,30	31,77
6. Пријевор А	0,31	19,45	0,15	12,36	17,39	29,26	209,31	20,01	72,59	32,45
7. Пријевор Б	0,29	34,56	0,22	14,67	37,32	38,79	194,87	26,24	66,34	27,34
8. Пријевор Ц	0,17	26,78	0,20	11,01	39,72	24,77	190,62	27,99	61,17	26,08
9. Пријевор Д	0,22	20,67	0,16	16,34	17,92	34,56	201,55	28,76	65,99	29,63
10. Суви Брег	0,15	21,02	0,17	15,35	17,30	48,78	205,20	19,90	72,03	30,67
11. Станчићи	0,11	23,34	0,23	5,58	18,78	50,06	191,29	20,13	62,23	34,02
12. Мојсиње	0,34	30,47	0,25	4,47	16,64	38,29	204,38	23,45	61,72	31,99
13. Доња Горевница	0,35	31,90	0,18	9,63	19,39	27,59	210,17	27,80	70,89	30,01
14. Мрчајевци А	0,16	28,87	0,21	7,24	19,69	37,66	193,49	23,78	69,44	27,34

15. Мрчајевци Б	0,28	26,05	0,20	14,76	23,63	40,50	207,83	19,29	67,55	28,37
16. Кукићи	0,26	29,64	0,17	12,23	19,38	39,23	204,13	22,73	68,34	31,32
17. Мршинци	0,33	33,84	0,16	10,94	30,39	48,34	218,33	25,38	64,22	33,92
18. Заблаће	0,19	25,33	0,23	12,18	31,72	31,49	201,11	21,66	61,01	26,12
19. Вапа	0,28	22,13	0,19	9,17	19,92	25,26	193,29	19,63	70,06	28,88
20. Трнавска Балуга	0,21	30,65	0,15	8,61	17,30	50,72	183,81	23,39	63,33	26,40
21. Трнава	0,20	32,18	0,23	7,66	16,98	39,45	189,32	24,98	65,77	30,33
22. Атеница	0,19	29,34	0,21	10,73	16,40	45,69	182,65	26,24	67,32	34,67
23. Коњевићи А	0,23	19,97	0,16	6,39	18,39	41,09	199,30	19,22	66,91	32,38
24. Коњевићи Б	0,27	29,06	0,19	5,59	19,47	42,36	204,39	22,23	71,23	30,49
25. Коњевићи Ц	0,25	31,33	0,15	12,82	22,95	36,14	208,42	26,86	63,14	27,41
26. Коњевићи Д	0,28	23,40	0,20	14,44	29,65	28,34	210,01	24,01	65,85	28,18
27. Љубић Поље А	0,32	26,04	0,25	16,17	35,78	25,45	213,59	27,91	69,01	30,29
28. Љубић Поље Б	0,17	30,08	0,22	5,59	33,98	30,34	216,66	24,31	71,51	29,30
29. Прељинска Балуга А	0,21	25,66	0,18	8,40	27,93	44,92	215,26	22,15	72,66	32,16
30. Прељинска Балуга Б	0,27	22,70	0,16	7,27	26,29	41,95	194,63	27,47	61,13	30,65

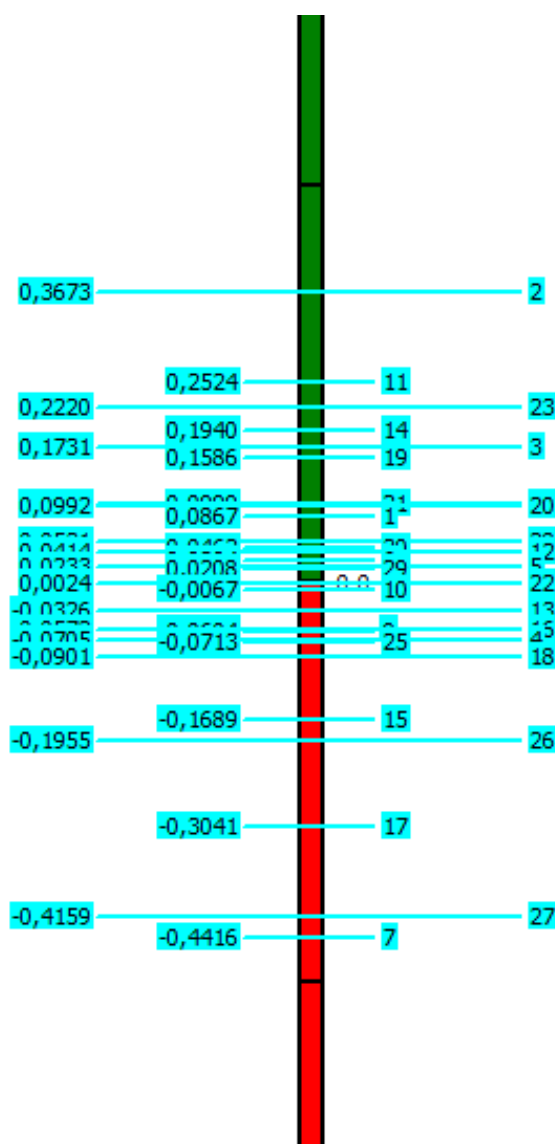
У табели 6.25 су приказане вредности позитивних (Φ^+) и негативних (Φ^-) токова преференција добијене на основу података предочених у табели 6.19.

Табела 6.25. Токови преференција

Локација	Φ^+	Φ^-	Φ
1. Парменац	0,1925	0,1059	0,0867
2. Паковраће	0,3831	0,0157	0,3673
3. Риђаге	0,2137	0,0406	0,1731
4. Бељина	0,1195	0,1900	-0,0705
5. Љубић Кеј	0,1860	0,1627	0,0233
6. Пријевор А	0,2020	0,1726	0,0294
7. Пријевор Б	0,0233	0,4649	-0,4416
8. Пријевор Ц	0,1995	0,2556	-0,0561
9. Пријевор Д	0,1714	0,2318	-0,0604
10. Суви Брег	0,2204	0,2272	-0,0067
11. Станчићи	0,3541	0,1017	0,2524
12. Мојсиње	0,2419	0,2005	0,0414
13. Доња Горевница	0,1648	0,1974	-0,0326
14. Мрчајевци А	0,2481	0,0540	0,1940
15. Мрчајевци Б	0,0752	0,2441	-0,1689
16. Кукићи	0,1012	0,1584	-0,0572
17. Мршинци	0,0559	0,3600	-0,3041
18. Заблаће	0,1442	0,2343	-0,0901
19. Вапа	0,2310	0,0724	0,1586
20. Трнавска Балуга	0,2080	0,1088	0,0992
21. Трнава	0,1995	0,0995	0,0999
22. Атеница	0,1491	0,1468	0,0024
23. Коњевићи А	0,2715	0,0495	0,2220
24. Коњевићи Б	0,2064	0,1054	0,1010
25. Коњевићи Ц	0,1063	0,1776	-0,0713

26. Коњевићи Д	0,1020	0,2974	-0,1955
27. Љубић Поље А	0,0835	0,4994	-0,4159
28. Љубић Поље Б	0,2578	0,2048	0,0531
29. Прељинска Балуга А	0,1484	0,1276	0,0208
30. Прељинска Балуга Б	0,1717	0,1255	0,0462

Комплетно рангирање алтернатива (локација) постиже се рачунањем чистог тока (Φ) који представља разлику између позитивног и негативног тока. Према томе, у овом случају су локације рангиране од локације са најмање загађеним земљиштем до оне са највише загађеним земљиштем према садржају опасних и штетних материја. Локације су рангиране одозго на доле што је приказано на слици 6.7.



Слика 6.7. Комплетно рангирање локација према садржају опасних и штетних материја

Комплетно рангирање алтернатива је показало да је локација са најмање загађеним земљиштем опасним и штетним материјама локација бр. 2 (Паковраће), док је локација са најзагађенијим земљиштем локација бр. 7 (Пријевор Б) са одговарајућим нето токовима преференције (Φ) од 0,3673 и -0,4416, редоследно.

Графички приказ локација и критеријума преко GAIA равни је за овакав сценарио имао вредност Δ од 41,5%. Ово значи да се више од пола укупних информација губи у пројекцији. С обзиром на то да је примена оваквог начина приказа оправдана када је вредност Δ већа од најмање 60%, приказивање резултата преко GAIA равни у овом случају не би било валидно.

6.3.4. Резултати кластер анализе у односу на опасне и штетне материје у земљишту

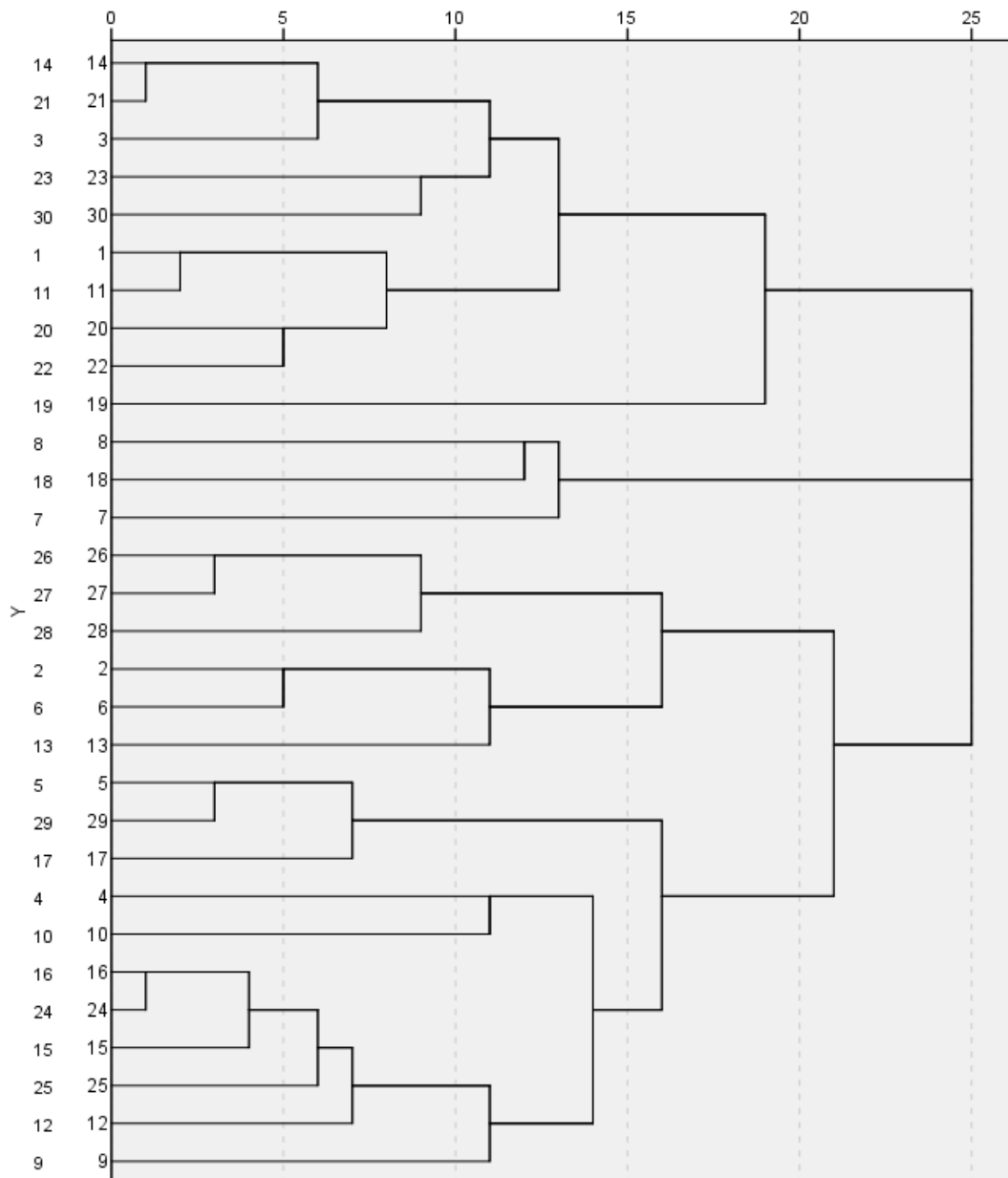
У табели 6.26 је приказан распоред агломерације кластер анализе заснован на Пирсоновим корелацијама као правилу амалгамације и квадратном Еуклидовом растојању као мери близине између узорака.

Табела 6.26. Распоред агломерације кластер анализе заснован на коефицијентима корелације

Фаза	Комбиновани кластери		Коефицијенти	Фаза у којој се кластер први пут појављује		Наредна фаза
	Кластер 1	Кластер 2		Кластер 1	Кластер 2	
1	14	21	7,932	0	0	9
2	16	24	7,974	0	0	6
3	1	11	9,423	0	0	13
4	26	27	9,918	0	0	15
5	5	29	10,001	0	0	12
6	15	16	10,469	0	2	10
7	20	22	11,230	0	0	13
8	2	6	11,341	0	0	17
9	3	14	11,705	0	1	16
10	15	25	12,129	6	0	11
11	12	15	12,648	0	10	19
12	5	17	12,951	5	0	25
13	1	20	13,894	3	7	21
14	23	30	14,059	0	0	16
15	26	28	14,273	4	0	24
16	3	23	15,560	9	14	21

17	2	13	15,570	8	0	24
18	4	10	15,655	0	0	23
19	9	12	15,787	0	11	23
20	8	18	16,210	0	0	22
21	1	3	16,930	13	16	26
22	7	8	17,176	0	20	28
23	4	9	18,177	18	19	25
24	2	26	19,757	17	15	27
25	4	5	19,831	23	12	27
26	1	19	21,862	21	0	28
27	2	4	22,957	24	25	29
28	1	7	26,147	26	22	29
29	1	2	26,643	28	27	0

Добијени резултати су приказани путем дендрограма где оса растојања представља степен повезаности група варијабли. Што је нижа вредност на оси, то је значајнија повезаност (слика 6.8).



Слика 6.8. Дендрограм садржаја опасних и штетних материја у узорцима (на локацијама)

Кластер анализом (СА), која је коришћена за груписање сличних локација у односу на садржај опасних и штетних материја у земљишту, добијена су четири међусобно различита кластера:

- кластер бр. 1 обухвата локације бр. 1, 3, 11, 14, 19, 20, 21, 22, 23 и 30;
- кластер бр. 2 обухвата локације бр. 2, 6, 13, 26, 27 и 28;
- кластер бр. 3 обухвата локације бр. 4, 5, 9, 10, 12, 15, 16, 17, 24, 25 и 29; а
- кластер бр. 4 обухвата локације бр. 7, 8 и 18.

Локација бр. 19 (Вапа) одступа од осталих али је ипак увршћена у први кластер чиме није нарушена репрезентативност кластеровања.

Примена кластер анализе би била корисна у случају потребе за ремедијационим мерама где би се унапред дефинисани сетови таквих мера могли применити на одговарајуће кластере. Ипак, према измереним садржајима опасних и штетних материја у земљишту, нема потребе за таквим мерама ни на једној локацији па самим тим ни у једном кластеру.

6.4. Корелације свих елемената

У табели 6.27 су приказане корелације између парова свих анализираних компонената земљишта. Поред установљених корелација елемената по категоријама, установљене су статистички значајне позитивне корелације ($p < 0,05$) између ^{238}U и Pb , ^{232}Th и Pb , док су статистички значајне негативне корелације ($p < 0,05$) установљене између ^{40}K и As , ^{40}K и F , P_2O_5 и Zn . Дакле, садржај уранијума и торијума у земљишту опада и расте са садржајем олова, док садржај радиоактивног калијума и фосфора опада са растом, односно расте са смањењем садржаја флуора и цинка, респективно.

Табела 6.27. Пирсонова корелациона матрица свих анализираних компонената земљишта

	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	pH	Хумус	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Cd	1	0,132	-0,148	0,174	0,097	-0,225	0,240	0,271	0,007	0,014	-0,080	-0,061	0,079	0,026	0,150	-0,151	0,005	0,005	-0,061	0,025
Pb		1	0,310	-0,085	0,256	0,150	0,104	0,409*	0,005	-0,082	0,418*	0,308	0,402*	0,182	-0,216	0,008	-0,001	-0,001	-0,244	-0,186
Hg			1	-0,089	0,278	-0,033	-0,044	0,099	-0,079	-0,066	-0,161	-0,178	-0,070	-0,118	-0,326	0,307	0,303	0,303	0,087	-0,065
As				1	0,313	-0,150	0,193	0,228	0,108	-0,283	-0,319	-0,190	-0,354	-0,449*	-0,149	0,080	-0,182	-0,182	-0,173	-0,243
Cr					1	-0,337	0,277	0,379*	-0,094	-0,355	0,083	0,091	0,009	-0,284	-0,196	-0,033	0,045	0,045	-0,031	-0,199
Ni						1	-0,228	-0,053	-0,156	0,216	0,126	0,107	0,015	0,195	-0,041	0,146	-0,231	-0,231	-0,339	-0,233
F							1	-0,037	0,490**	0,288	-0,116	-0,324	-0,314	-0,458*	-0,117	-0,221	0,002	0,002	-0,245	-0,065
Cu								1	-0,235	-0,176	-0,066	0,102	-0,057	-0,012	-0,074	0,011	-0,087	-0,087	0,133	0,042
Zn									1	0,285	-0,157	-0,347	-0,338	-0,231	0,065	-0,131	0,082	0,082	-0,418*	-0,298
B										1	-0,046	-0,043	0,007	0,204	0,277	-0,270	-0,091	-0,091	-0,046	0,022
²³⁸ U											1	0,544**	0,631**	0,515**	-0,044	-0,206	-0,073	-0,073	-0,035	-0,113
²²⁶ Ra												1	0,855**	0,500**	0,044	-0,038	-0,152	-0,152	0,030	-0,095
²³² Th													1	0,654**	0,067	0,070	0,083	0,083	0,053	0,018
⁴⁰ K														1	0,322	0,221	-0,132	-0,132	0,209	-0,012
¹³⁷ Cs															1	-0,080	0,011	0,011	0,044	0,182
pH																1	0,112	0,112	0,168	0,030
Хумус																	1	1,000**	0,230	0,363*
N																		1	0,230	0,363*
P ₂ O ₅																			1	0,660**
K ₂ O																				1

*. Корелација је значајна на нивоу 0,05

**. Корелација је значајна на нивоу 0,01

6.5. Резултати укупног рангирања

За потребе укупног рангирања, релативни значаји, односно тежине критеријума су одређене АХП методом према сценарију који следи.

Прва фаза (структурирање проблема) се састоји од дефинисања хијерархијског модела и његових елемената (стабла одлучивања), с циљем на врху, критеријумима и подкритеријумима као следећим нивоима, те алтернативама на крају. Структурирање проблема ове докторске дисертације је, у виду стабла одлучивања, приказано на слици 6.9.



Слика 6.9. АХП стабло одлучивања

У табели 6.28 је дата матрица упоређивања за први хијерархијски ниво проблема приказаног на слици 6.9.

Табела 6.28. Матрица упоређивања за II ниво

	Основни параметри плодности	Радионуклиди	Опасне и штетне материје
Основни параметри плодности	1	0,5	3
Радионуклиди	2	1	5
Опасне и штетне материје	0,33	0,2	1

Преведена матрица је приказана у табели 6.29. Вредности су сабране по редовима и приказане у колони Σ , а затим су дељењем са бројем колона (у овом случају 3) добијене просечне вредности, односно тежине за дате групе параметара.

Табела 6.29. Преведена матрица упоређивања за II ниво

	Основни параметри плодности	Радионуклиди	Опасне и штетне материје	Σ	Тежина
Основни параметри плодности	0,300	0,294	0,333	0,927	0,309
Радионуклиди	0,600	0,588	0,556	1,744	0,581
Опасне и штетне материје	0,100	0,118	0,111	0,329	0,110

По истом сценарију су дефинисане матрице упоређивања за други хијерархијски ниво (табеле 6.30а, 6.31а и 6.32а) и извршено њихово превођење и рачунање тежина на основу добијених преведених вредности (табеле 6.30б, 6.31б и 6.32б).

Табела 6.30а. Матрица упоређивања за III ниво – основни параметри плодности

	pH	Хумус	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
pH	1	2,00	5,00	5,00	5,00
Хумус	0,50	1	4,00	4,00	4,00
N	0,20	0,25	1	2,00	2,00
P ₂ O ₅	0,20	0,25	0,50	1	1,00
K ₂ O	0,20	0,25	0,50	1,00	1

Табела 6.30б. Преведена матрица упоређивања за основне параметре плодности

	pH	Хумус	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ранг	Тежина
pH	0,476	0,533	0,455	0,385	0,385	0,447	0,138085
Хумус	0,238	0,267	0,364	0,308	0,308	0,297	0,091742
N	0,095	0,067	0,091	0,154	0,154	0,112	0,034656
P ₂ O ₅	0,095	0,067	0,045	0,077	0,077	0,072	0,022333
K ₂ O	0,095	0,067	0,045	0,077	0,077	0,072	0,022333

Табела 6.31а. Матрица упоређивања за III ниво – радионуклиди

	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs
²³⁸ U	1	0,17	2,00	0,33	0,20
²²⁶ Ra	6,00	1	7,00	5,00	3,00
²³² Th	0,50	0,14	1	0,33	0,25
⁴⁰ K	3,00	0,20	3,00	1	0,33
¹³⁷ Cs	5,00	0,33	4,00	3,00	1

Табела 6.31б. Преведена матрица упоређивања за радионуклиде

	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	Ранг	Тежина
²³⁸ U	0,065	0,090	0,118	0,034	0,042	0,070	0,04056
²²⁶ Ra	0,387	0,543	0,412	0,517	0,627	0,497	0,288995
²³² Th	0,032	0,078	0,059	0,034	0,052	0,051	0,029685
⁴⁰ K	0,194	0,109	0,176	0,103	0,070	0,130	0,07576
¹³⁷ Cs	0,323	0,181	0,235	0,310	0,209	0,252	0,146264

Табела 6.32а. Матрица упоређивања за III ниво – опасне и штетне материје

	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B
Cd	1	2,00	4,00	1,00	5,00	2,00	3,00	7,00	9,00	8,00
Pb	0,50	1	3,00	1,00	4,00	1,00	3,00	6,00	8,00	7,00
Hg	0,25	0,33	1	0,20	2,00	0,25	0,50	4,00	6,00	5,00
As	1,00	1,00	5,00	1	5,00	2,00	3,00	7,00	9,00	8,00
Cr	0,20	0,25	0,50	0,20	1	0,20	0,50	3,00	5,00	4,00
Ni	0,50	1,00	4,00	0,50	5,00	1	4,00	6,00	8,00	7,00
F	0,33	0,33	2,00	0,33	2,00	0,25	1	4,00	6,00	5,00
Cu	0,14	0,17	0,25	0,14	0,33	0,17	0,25	1	3,00	2,00
Zn	0,11	0,13	0,17	0,11	0,20	0,13	0,17	0,33	1	0,50
B	0,13	0,14	0,20	0,13	0,25	0,14	0,20	0,50	2,00	1

Табела 6.32б. Преведена матрица упоређивања за опасне и штетне материје

	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B	Ранг	Тежина
Cd	0,240	0,315	0,199	0,217	0,202	0,280	0,192	0,180	0,158	0,168	0,235	0,025699
Pb	0,120	0,157	0,149	0,217	0,161	0,140	0,192	0,155	0,140	0,147	0,161	0,017642
Hg	0,060	0,052	0,050	0,043	0,081	0,035	0,032	0,103	0,105	0,105	0,057	0,006275
As	0,240	0,157	0,249	0,217	0,202	0,280	0,192	0,180	0,158	0,168	0,213	0,023338
Cr	0,048	0,039	0,025	0,043	0,040	0,028	0,032	0,077	0,088	0,084	0,039	0,004295
Ni	0,120	0,157	0,199	0,108	0,202	0,140	0,256	0,155	0,140	0,147	0,157	0,017239
F	0,080	0,052	0,099	0,072	0,081	0,035	0,064	0,103	0,105	0,105	0,077	0,008437
Cu	0,034	0,026	0,012	0,031	0,013	0,023	0,016	0,026	0,053	0,042	0,023	0,002573
Zn	0,027	0,020	0,008	0,024	0,008	0,018	0,011	0,009	0,018	0,011	0,017	0,001903
B	0,030	0,022	0,010	0,027	0,010	0,020	0,013	0,013	0,035	0,021	0,020	0,002184

Тежине за сваки појединачни критеријум постављеног проблема одлучивања, које су добијене множењем са тежинама са групу параметара којој припадају, приказане су у табели 6.33.

Табела 6.33. Тежине сваког од критеријума

Критеријум	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B
w_j	0,025	0,017	0,006	0,023	0,004	0,017	0,008	0,002	0,001	0,002

Критеријум	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	pH	Хумус	N	P₂O₅	K₂O
w_j	0,040	0,288	0,029	0,075	0,146	0,138	0,091	0,034	0,022	0,022

Преференцијске функције и прагови индиференције и преференције (Q и P) су такође већ одређени у претходним рангирањима по категоријама елемената.

У табели 6.34 су приказане вредности свих мерених елемената на наведеним локацијама. Као што је већ наведено у рангирањима елемената по категоријама, радионуклиди и опасне и штетне материје су дефинисани као непожељни (min) критеријуми, док су основни параметри плодности дефинисане као пожељни (max) критеријуми.

Табела 6.34. Евалуациона табела за све анализиране елементе

Алтернатива	Критеријум																			
	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	pH	Хумус	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
max/min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	max	max	max	max	max
тежина	0,025	0,017	0,006	0,023	0,004	0,017	0,008	0,002	0,001	0,002	0,040	0,288	0,029	0,075	0,146	0,138	0,091	0,034	0,022	0,022
Функција	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.
Q:	0,05	3,55	0,02	2,75	6,49	7,04	8,45	2,51	3,04	2,00	8,97	5,06	7,30	91,40	28,53	0,05	2,00	0,04	0,05	0,05
P:	0,13	8,76	0,06	6,75	14,04	17,35	20,81	6,19	7,50	4,90	21,22	12,01	17,74	219,52	56,52	6,00	4,30	0,09	0,30	0,30
Јединица	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	–	(%)	(%)	mg/100g	mg/100g
1. Парменац	0,21	21,77	0,20	10,30	16,32	49,31	189,34	20,83	61,47	26,77	42	24,0	27,9	351	5,6	6,20	2,21	0,11	3,48	16,8
2. Паковраће	0,18	22,32	0,16	6,67	16,45	23,12	213,43	19,09	67,19	34,01	55	22,3	38,3	483	30,9	5,55	3,03	0,15	9,81	28,74
3. Риђаге	0,25	24,56	0,19	7,89	18,84	33,45	185,42	22,13	63,32	29,09	36	25,9	33,8	417	33,9	5,43	3,80	0,19	13,22	27,02
4. Бељина	0,27	25,89	0,21	9,02	19,47	54,54	201,87	28,78	64,72	30,82	37	19,6	24,8	353	19,0	6,22	3,21	0,16	2,81	22,56
5. Љубић Кеј	0,12	33,02	0,24	10,98	22,32	43,97	217,45	22,13	71,30	31,77	43	22,4	25,8	317	17,4	6,17	2,93	0,15	1,88	22,86
6. Пријевор А	0,31	19,45	0,15	12,36	17,39	29,26	209,31	20,01	72,59	32,45	32	19,4	25,1	320	156,2	5,38	3,60	0,18	1,92	26,35
7. Пријевор Б	0,29	34,56	0,22	14,67	37,32	38,79	194,87	26,24	66,34	27,34	60	20	34	410	28,1	5,67	4,22	0,21	3,60	17,43
8. Пријевор Ц	0,17	26,78	0,20	11,01	39,72	24,77	190,62	27,99	61,17	26,08	44	37,0	45	430	56	5,90	4,27	0,21	11,63	22,29
9. Пријевор Д	0,22	20,67	0,16	16,34	17,92	34,56	201,55	28,76	65,99	29,63	41	20	16,1	282	48,9	5,45	4,10	0,21	19,63	32,23
10. Суви Брег	0,15	21,02	0,17	15,35	17,30	48,78	205,20	19,90	72,03	30,67	28	21,5	20,4	296	21,6	6,40	3,80	0,19	2,86	16,65
11. Станчићи	0,11	23,34	0,23	5,58	18,78	50,06	191,29	20,13	62,23	34,02	42	26,5	38	502	61,7	6,48	4,63	0,23	22,05	38,00
12. Мојсиње	0,34	30,47	0,25	4,47	16,64	38,29	204,38	23,45	61,72	31,99	43	22,5	39,9	500	62,0	6,60	5,67	0,28	14,81	28,63
13. Доња Горевница	0,35	31,90	0,18	9,63	19,39	27,59	210,17	27,80	70,89	30,01	53	31,2	44,2	520	30,3	5,70	4,72	0,24	11,24	30,66
14. Мрчајевци А	0,16	28,87	0,21	7,24	19,69	37,66	193,49	23,78	69,44	27,34	48	22,7	35,7	446	34,2	6,93	5,68	0,28	3,47	24,65
15. Мрчајевци Б	0,28	26,05	0,20	14,76	23,63	40,50	207,83	19,29	67,55	28,37	56	26,4	40	597	46,5	6,63	3,28	0,16	6,61	17,87
16. Кукићи	0,26	29,64	0,17	12,23	19,38	39,23	204,13	22,73	68,34	31,32	44	35,7	50,7	416	28,2	6,33	3,71	0,19	4,41	18,82
17. Мршинци	0,33	33,84	0,16	10,94	30,39	48,34	218,33	25,38	64,22	33,92	63	37,4	46,6	401	34,8	4,89	2,78	0,14	0,17	20,81
18. Заблаће	0,19	25,33	0,23	12,18	31,72	31,49	201,11	21,66	61,01	26,12	60	35,7	44,7	285	5,2	6,21	4,51	0,23	12,50	26,77

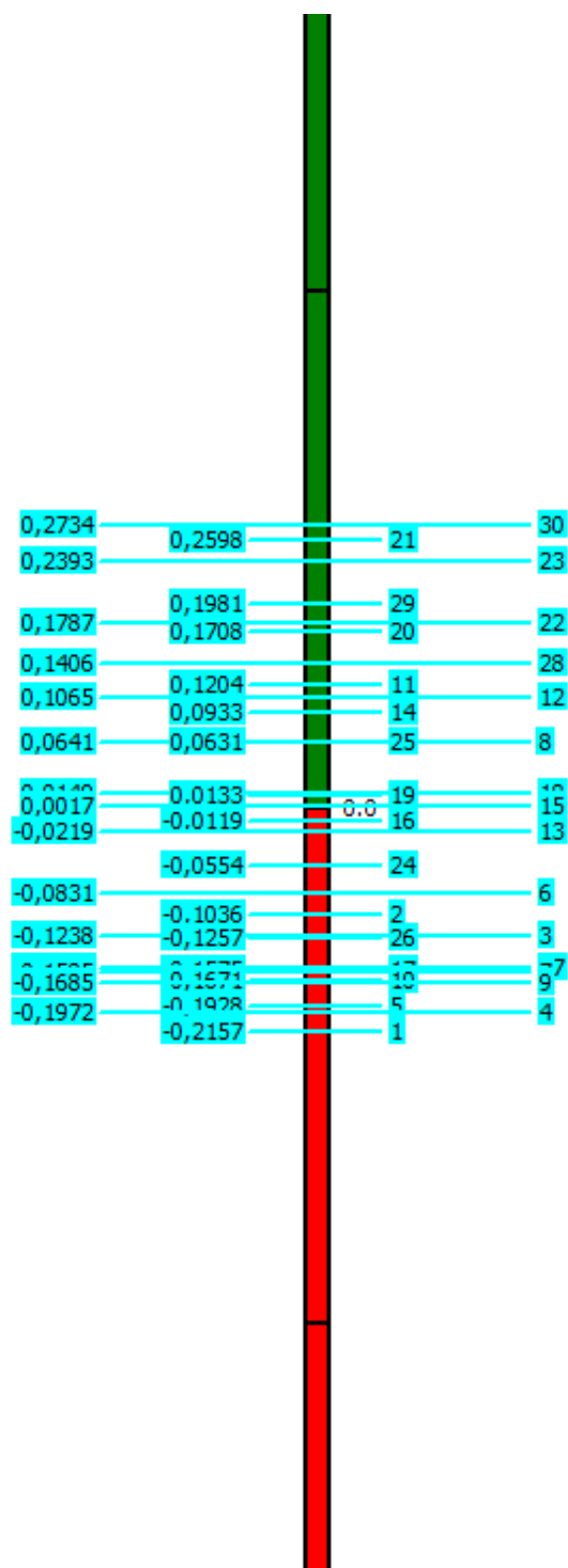
Алтернатива	Критеријум																			
	Cd	Pb	Hg	As	Cr	Ni	F	Cu	Zn	B	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	pH	Хумус	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
max/min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	min	max	max	max	max	max
тежина	0,025	0,017	0,006	0,023	0,004	0,017	0,008	0,002	0,001	0,002	0,040	0,288	0,029	0,075	0,146	0,138	0,091	0,034	0,022	0,022
Функција	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.	лин.
Q:	0,05	3,55	0,02	2,75	6,49	7,04	8,45	2,51	3,04	2,00	8,97	5,06	7,30	91,40	28,53	0,05	2,00	0,04	0,05	0,05
P:	0,13	8,76	0,06	6,75	14,04	17,35	20,81	6,19	7,50	4,90	21,22	12,01	17,74	219,52	56,52	6,00	4,30	0,09	0,30	0,30
Јединица	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	–	(%)	(%)	mg/100g	mg/100g
19. Вапа	0,28	22,13	0,19	9,17	19,92	25,26	193,29	19,63	70,06	28,88	48	27,9	39,8	452	23,8	6,50	3,90	0,20	17,63	26,68
20. Трнавска Балуга	0,21	30,65	0,15	8,61	17,30	50,72	183,81	23,39	63,33	26,40	64	34,6	46,6	585	73,3	7,11	2,62	0,13	4,44	27,63
21. Трнава	0,20	32,18	0,23	7,66	16,98	39,45	189,32	24,98	65,77	30,33	51	33,7	43,4	610	64,5	6,43	3,12	0,16	11,64	17,43
22. Атеница	0,19	29,34	0,21	10,73	16,40	45,69	182,65	26,24	67,32	34,67	58	35,4	43,6	652	54,4	5,93	1,94	0,10	4,61	11,89
23. Коњевићи А	0,23	19,97	0,16	6,39	18,39	41,09	199,30	19,22	66,91	32,38	60	25,0	33,4	538	54,8	5,58	3,67	0,18	11,44	19,63
24. Коњевићи Б	0,27	29,06	0,19	5,59	19,47	42,36	204,39	22,23	71,23	30,49	45	26,6	32,2	378	37,7	4,96	3,12	0,16	0,88	21,95
25. Коњевићи Ц	0,25	31,33	0,15	12,82	22,95	36,14	208,42	26,86	63,14	27,41	47	24,7	31,1	414	33,6	6,39	2,21	0,11	16,33	24,84
26. Коњевићи Д	0,28	23,40	0,20	14,44	29,65	28,34	210,01	24,01	65,85	28,18	36	24,0	28,6	328	38,4	5,96	2,82	0,14	1,86	17,83
27. Љубић Поље А	0,32	26,04	0,25	16,17	35,78	25,45	213,59	27,91	69,01	30,29	20	16,2	19,0	281	21,5	7,25	3,18	0,16	12,14	23,67
28. Љубић Поље Б	0,17	30,08	0,22	5,59	33,98	30,34	216,66	24,31	71,51	29,30	60	24,1	27,8	356	34,0	5,48	3,33	0,17	11,12	19,87
29. Прелинска Балуга А	0,21	25,66	0,18	8,40	27,93	44,92	215,26	22,15	72,66	32,16	49	27,1	34,2	435	52,4	6,54	4,23	0,21	1,26	12,97
30. Прелинска Балуга Б	0,27	22,70	0,16	7,27	26,29	41,95	194,63	27,47	61,13	30,65	48	33,7	41	658	76,7	6,55	2,36	0,12	17,33	28,48

У табели 6.35 су приказане вредности позитивних (Φ^+) и негативних (Φ^-) токова преференција добијене на основу података у табели 6.34.

Табела 6.35. Токови преференција

Локација	Φ^+	Φ^-	Φ
1. Парменац	0,0460	0,2617	-0,2157
2. Паковраће	0,0862	0,1898	-0,1036
3. Риђаге	0,0626	0,1864	-0,1238
4. Бељина	0,0377	0,2349	-0,1972
5. Љубић Кеј	0,0430	0,2358	-0,1928
6. Пријевор А	0,1864	0,2695	-0,0831
7. Пријевор Б	0,0680	0,2265	-0,1585
8. Пријевор Ц	0,1498	0,0857	0,0641
9. Пријевор Д	0,0862	0,2548	-0,1685
10. Суви Брег	0,0745	0,2416	-0,1671
11. Станчићи	0,2206	0,1003	0,1204
12. Мојсиње	0,2405	0,1340	0,1065
13. Доња Горевница	0,1319	0,1539	-0,0219
14. Мрчајевци А	0,2185	0,1252	0,0933
15. Мрчајевци Б	0,1291	0,1274	0,0017
16. Кукићи	0,0996	0,1115	-0,0119
17. Мршинци	0,0833	0,2408	-0,1575
18. Заблаће	0,1577	0,1428	0,0149
19. Вапа	0,1263	0,1130	0,0133
20. Трнавска Балуга	0,2789	0,1081	0,1708
21. Трнава	0,3157	0,0559	0,2598
22. Атеница	0,3185	0,1398	0,1787
23. Коњевићи А	0,3254	0,0860	0,2393
24. Коњевићи Б	0,1389	0,1944	-0,0554
25. Коњевићи Ц	0,1947	0,1316	0,0631
26. Коњевићи Д	0,0532	0,1789	-0,1257
27. Љубић Поље А	0,1220	0,2772	-0,1552
28. Љубић Поље Б	0,2752	0,1346	0,1406
29. Прељинска Балуга А	0,2652	0,0671	0,1981
30. Прељинска Балуга Б	0,3542	0,0808	0,2734

Комплетно рангирање алтернатива (локација) је приказано на слици 6.10.



Слика 6.10. Комплетно рангирање локација према квалитету земљишта

Комплетно рангирање алтернатива је показало да је локација са најквалитетнијим земљиштем локација бр. 30 (Прељинска Балуга Б), док је

локација са земљиштем најслабијег квалитета локација бр. 1 (Парменац) са одговарајућим нето токовима преференције $\Phi = 0,2734$ и $\Phi = -0,2157$, редоследно.

Графички приказ локација и критеријума преко GAIA равни је за овакав сценарио имао вредност Δ од 30,8% што говори да приказивање резултата преко GAIA равни у овом случају не би било оправдано.

6.5.1. Кластер анализа локација у односу на садржај свих анализираних компонената земљишта

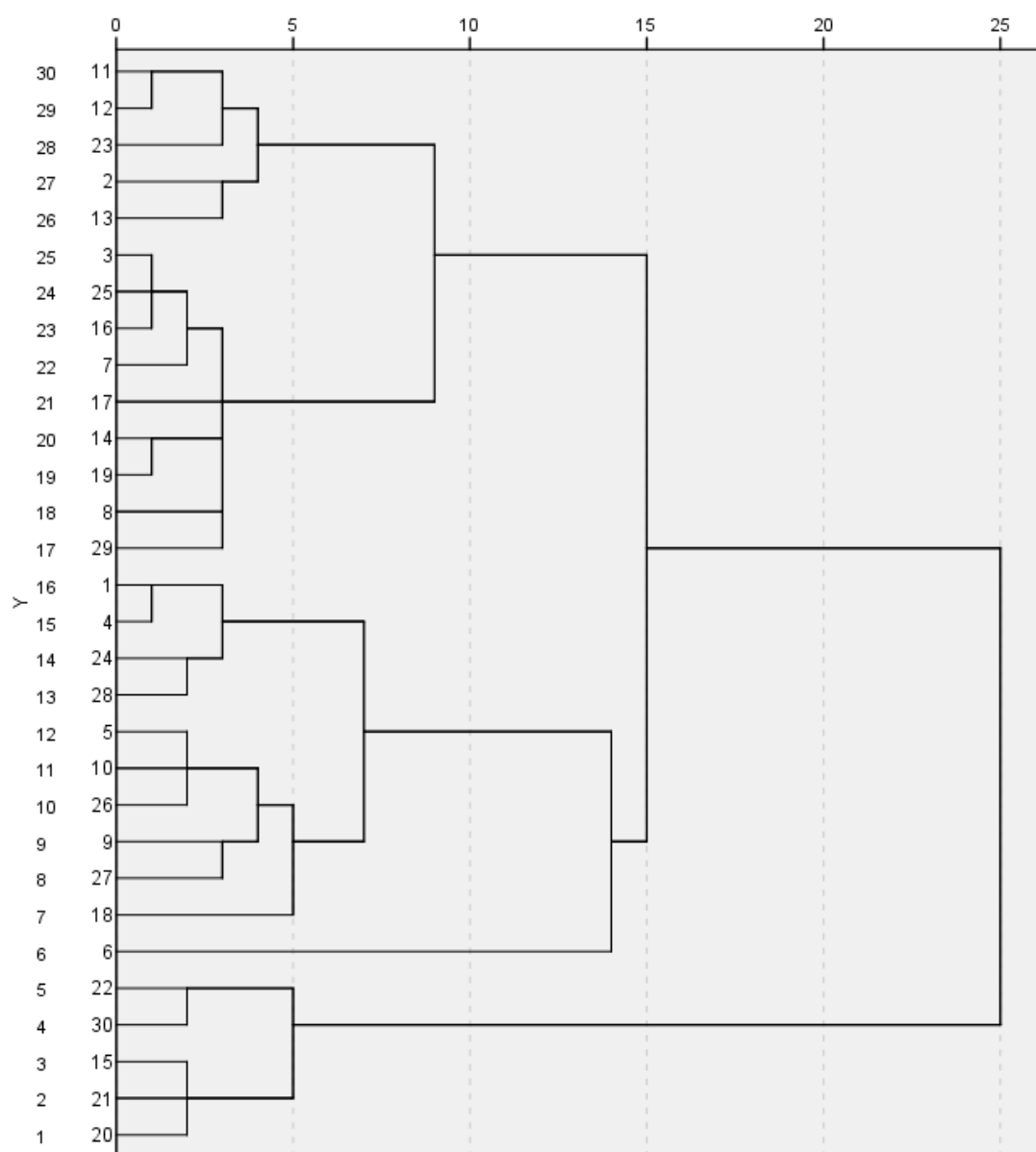
У табели 6.36 је приказан распоред агломерације кластер анализе заснован на Пирсоновим корелацијама као правилу амалгамације и квадратном Еуклидовом растојању као мери близине између узорака.

Табела 6.36. Распоред агломерације кластер анализе заснован на коефицијентима корелације

Фаза	Комбиновани кластери		Коефицијенти	Фаза у којој се кластер први пут појављује		Наредна фаза
	Кластер 1	Кластер 2		Кластер 1	Кластер 2	
1	11	12	23,409	0	0	20
2	1	4	23,984	0	0	18
3	14	19	24,880	0	0	17
4	3	25	28,376	0	0	5
5	3	16	30,875	4	0	8
6	5	10	33,499	0	0	12
7	15	21	33,522	0	0	11
8	3	7	34,878	5	0	13
9	24	28	37,017	0	0	18
10	22	30	38,051	0	0	24
11	15	20	39,608	7	0	24
12	5	26	39,921	6	0	22
13	3	17	41,076	8	0	19
14	2	13	41,730	0	0	21
15	8	29	42,846	0	0	17
16	9	27	43,991	0	0	22
17	8	14	44,081	15	3	19
18	1	24	45,863	2	9	25
19	3	8	46,643	13	17	26
20	11	23	47,166	1	0	21
21	2	11	50,328	14	20	26
22	5	9	51,014	12	16	23

23	5	18	58,538	22	0	25
24	15	22	64,588	11	10	29
25	1	5	73,394	18	23	27
26	2	3	93,000	21	19	28
27	1	6	139,042	25	0	28
28	1	2	143,723	27	26	29
29	1	15	230,212	28	24	0

Добијени резултати су приказани путем дендрограма где оса растојања представља степен повезаности група варијабли. Што је нижа вредност на оси, то је значајнија повезаност (слика 6.11).



Слика 6.11. Дендрограм садржаја свих анализираних елемената у узорцима

Кластер анализом (СА), која је коришћена за груписање сличних локација у односу на садржај свих анализираних компонената земљишта у овом истраживању (основних параметара плодности, радионуклида и опасних и штетних материја), добијено је пет међусобно различитих кластера:

- кластер бр. 1 обухвата локације бр. 1, 4, 24 и 28;
- кластер бр. 2 обухвата локације бр. 2, 11, 12, 13 и 23;
- кластер бр. 3 обухвата локације бр. 3, 7, 8, 14, 16, 17, 19, 25 и 29;
- кластер бр. 4 обухвата локације бр. 5, 9, 10, 18, 26 и 27; док
- кластер бр. 5 обухвата локације бр. 15, 20, 21, 22 и 30.

Локација бр. 6 (Пријевор А) значајно одступа од осталих те из тог разлога није уврштена ни у један кластер; у противном, анализа ове врсте не би била репрезентативна.

7. ЗАКЉУЧАК

Савремени свет је већ увелико суочен са заједничком одговорношћу и нужношћу да свој развој усклади с потребама људи и природе и са свешћу да се Земља мора сачувати како за садашњу генерацију тако и за будуће генерације људи. Садашња генерација има право на ресурсе и здраву животну средину, али не сме угрозити исто такво право наредним генерацијама (Национална Стратегија одрживог развоја Републике Србије, „Службени гласник РС“, бр. 57/08). Све је јефтиније од скупе цене враћања природе у њено првобитно стање, поготово болести које се појављују у све специфичнијим облицима, а који су резултат различитих загађења насталих активностима човека.

Имајући у виду значај који очување животне средине има на друштво као целину, па и на сваког појединца, посебно у предстојећем процесу придруживања ЕУ где је ова област високог приоритета, потребно је уложити још више напора на свим нивоима друштвене заједнице да би се достигли потребни циљеви (Извештај о стању земљишта у Републици Србији за 2012. годину).

Оваква истраживања представљају референтну базу података за процену било каквих промена у нивоима садржаја основних параметара плодности, радионуклида и опасних и штетних материја у земљишту и као таква могу допринети горе наведеним циљевима.

Поређењем резултата са сличним истраживањима из окружења може се закључити да радиоактивност земљишта на територији града Чачка није повишена у односу на регион и да је оно безбедно за пољопривредну производњу. Овим је потврђена хипотеза H_3 (Измерене активности радионуклида у узорцима узетим на територији чачанске котлине су у складу са приказаним количинама за овај део Србије).

Што се тиче садржаја опасних и штетних материја у земљишту, генерално се може закључити да алувијално земљиште на подручју чачанске општине није загађено овим елементима; да је ситуација повољнија у односу на друге делове

Србије, а да незнатно повећане вредности никла, због своје природе не представљају ризик по квалитет земљишта овог дела Србије. Овим је потврђена хипотеза X_4 (Измерени садржаји опасних и штетних материја у узорцима узетим на територији чачанске котлине су у оквиру законски дозвољених вредности односно у складу са приказаним количинама за овај део Србије).

Хипотеза X_5 је такође потврђена јер просечне вредности основних параметара плодности у земљишту чачанске котлине јесу више у односу на просеке централне Србије. Генерално се може закључити да се применом метода вишекритеријумске анализе може извршити свеобухватна оцена квалитета земљишта и да се квалитет у том смислу може исказати путем квантитативних показатеља, па је тако и основна хипотеза овог истраживања X_0 потврђена.

Из непотврђених хипотеза, X_1 и X_2 , које претпостављају статистички значајну разлику у активностима радионуклида односно садржајима опасних и штетних материја у земљишту, може се закључити да је град Чачак хомогена средина што се тиче пољопривредног земљишта у урбаном у односу на рурални део града.

Применом Пирсоновог теста линеарне корелације на добијене вредности радионуклида, опасних и штетних материја и основних параметара плодности, пронађене су статистичке значајне позитивне корелације, за следеће анализиране категорије:

- Радионуклиди: сви радионуклиди, осим антропогеног ^{137}Cs , показују статистички значајну позитивну корелацију ($p < 0,01$);
- Опасне и штетне материје: корелације са прагом значајности од 0,05 ($p < 0,05$) између олова и бакра, и између хрома и бакра; као и корелација са прагом значајности од 0,01 између флуора и цинка ($p < 0,01$);
- Основни параметри плодности: корелација са прагом значајности од 0,05 ($p < 0,05$) између калијума и хумуса односно калијума и азота; као и корелација са прагом значајности од 0,01 ($p < 0,01$) између калијума и фосфора. Као што је очекивано, корелација између хумуса и азота је једнака јединици јер садржај азота у земљишту директно зависи од садржаја хумуса.

Поред установљених корелација елемената по категоријама, установљене су статистички значајне позитивне корелације ($p < 0,05$) између ^{238}U и Pb , ^{232}Th и Pb , док су статистички значајне негативне корелације ($p < 0,05$) установљене између ^{40}K и As , ^{40}K и F , те између P_2O_5 и Zn .

Комплетно рангирање алтернатива, извршено коришћењем PROMETHEE II методе вишекритеријумске анализе, при чему су релативни значаји критеријума утврђени коришћењем АХП технике, показало је да је локација са најквалитетнијим земљиштем локација бр. 30 (Прељинска Балуга Б), док је локација са земљиштем најлошијег квалитета локација бр. 1 (Парменац) са одговарајућим нето токовима преференције $\Phi = 0,2734$ и $\Phi = -0,2157$, редоследно.

На основу изложених резултата кластер анализе, примењене појединачно на садржаје основних параметара плодности, радионуклида и опасних и штетних материја у земљишту на наведеним локацијама, идентификовано је 5, 5 и 4 кластера редоследно. Резултати кластер анализе би у случају евентуалне примене ремедијационих односно агротехничких мера били од користи јер би се унапред могли утврдити сетови истих где би се сваки применио на одговарајући кластер. С обзиром на вредности радионуклида и опасних и штетних материја у земљишту добијене у овом истраживању, на срећу нема потребе за ремедијационим мерама.

Резултати до којих се дошло у овој дисертацији на основу обраде добијених примарних података су практични и применљиви и могуће је кроз будући рад на овој проблематици извршити њихову верификацију проширењем испитивања у смислу сагледавања проблема из других углова употребом додатних метода, те њиховом применом на већем узорку. Дефинисани модели имају општи карактер и могу бити примењени на било којој локацији.

У циљу смањења неизвесности у идентификацији и дискриминацији извора контаминаната, могле би се извршити детаљније анализе земљишта које би укључиле додатне факторе на које би требало обратити пажњу. Неки од ових фактора су: обрасци вертикалне дистрибуције, дистрибуција елемената са различитим еколошким и геохемијских карактеристикама, однос између просторне дистрибуције и педолошких карактеристика, као и коришћење података о основним концентрацијама елемената у матичном супстрату у циљу утврђивања фактора обогаћења односно извођења *Enrichment Factor* анализе. На

тај начин би се могло утврдити и литогено, односно антропогено порекло елемената што би било од посебног значаја у процени ризика када је неопходно донети одлуку о евентуалној ремедијацији, односно ограничењима у коришћењу контаминираног земљишта.

Правци даљег деловања би се односили и на мерење концентрација опасних и штетних материја и одређених радионуклида у карактеристичних биљним културама, те да се уз познате трансфер фактора наведених елемената из земљишта у биљке, сагледа евентуални утицај на здравље људи. Такође, требало би истражити и вертикалну дистрибуцију испитиваних елемената на најмање две дубине профила.

ЛИТЕРАТУРА

- [1] Abubakr M. Idris (2008). Combining multivariate analysis and geochemical approaches for assessing heavy metal level in sediments from Sudanese harbors along the Red Sea coast, *Microchemical Journal*, 90: 159-163.
- [2] Agapkina G.I., Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I., et al. (1995). Association of Chernobyl-derived $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{90}Sr , and ^{137}Cs with organic matter in the soil solution. *J. Environ. Radioact.* 29: 57-269.
- [3] Agarski, B., Budak, I., Kosec, B., Hodolic, J. (2012). An Approach to Multi-criteria Environmental Evaluation with Multiple Weight Assignment, *Environmental Modeling and Assessment*, 17: 255-266.
- [4] Akcioni plan za sprovođenje Strategije održivog razvoja („Službeni glasnik RS“, br. 22/09)
- [5] Al-Hamarneh, I.F., Awadallah, M.I. (2009). Soil radioactivity levels and radiation hazard assessment in the highlands of northern Jordan, *Radiation Measurements*, 44: 102-110.
- [6] Al-Shiekh Khalila, W., Goonetilleke, A., Kokot, S., Carroll, S. (2004). Use of chemometrics methods and multicriteria decision-making for site selection for sustainable on-site sewage effluent disposal, *Analytica Chimica Acta*, 506: 41-56.
- [7] Alvarez-Guerra, M., Viguri, J. R., & Voulvoulis, N. (2009). A multicriteria-based methodology for site prioritisation in sediment management, *Environment International*, 35(6): 920-930.
- [8] Amaya Franco-Uría, Cristina López-Mateo, Enrique Roca, Maria Luisa Fernández-Marcos (2009). Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain, *Journal of Hazardous Materials*, 165: 1008-1015.

- [9] Antović, N., Bošković, D., Svrkota, N., Antović, I. (2012). Radioactivity in soil from Mojkovac, Montenegro, and assessment of radiological and cancer risk, *Nuclear Technology & Radiation Protection*, 27(1): 57-63.
- [10] Antonović G., Mrvić V., Saljnikov E., Perović V., Nikoloski M., Jaramaz D. (2011). Proposal for the new Serbian soil classification, *Zemljište i biljka*, 60(3): 132-140.
- [11] Antonović G., Mrvić V., Saljnikov E., Perović V., Kostić-Kravljanac Lj., Nikoloski M., Jaramaz D. (2010). Pedological cartographie and soil classification in Serbia, *Zemljište i biljka*, 59(3): 139-157.
- [12] Arapis G., Petrayev E., Shagalova E., et al. (1997). Effective migration velocity of ^{137}Cs and ^{90}Sr as a function of the type of soils in Belarus. *J. Environ. Radioact.* 34: 171-185.
- [13] Arshad, M.A., Martin, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88: 153-160.
- [14] ASTM C 1402 – 04 Standard Guide for High Resolution Gamma Ray Spectrometry of Soil Samples
- [15] Aydinalp, C., Marinova, S. (2003). Distribution and Forms of Heavy Metals in Some Agricultural Soils, *Polish J. Environ. Stud.* 12(5): 629-633.
- [16] Aydinalp, C., Cresser, M. S. (2009). Distribution of Heavy Metals in Irrigated Vertisol Profiles in Semiarid Region of Turkey, *Polish J. of Environ. Stud.* 18(4): 539-545.
- [17] Babic, Z., Plazibat, N. (1998). Ranking of enterprises based on multicriterial analysis, *International Journal of Production Economics* 56-57: 29-35.
- [18] Bakhshi, M.R., Panahi, R., Mollaei, Z., Kazemi, H., Mohammadi, D. (2011). Evaluation of Innovation in South West Asia Countries and Determine of Iran's Position: Application of Promethee, *Journal of Science and Technology Policy*, 3(3): 31-19.
- [19] Behzadian, M., Kazemzadeh, R.B., Albadvi, A., Aghdasi, M., (2010). PROMETHEE: A Comprehensive Literature Review on Methodologies and Applications, *European Journal of Operational Research*, 200(1): 198-215.

- [20] Bekteshi, A., Bara, G. (2013). Uptake of Heavy Metals from *Plantago major* in the Region of Durres, Albania, *Polish J. of Environ. Stud.* 22(6): 1881-1885.
- [21] Berger K. C. and Truog E. (1944). Boron test and determination for soils and plants, *Soil Sci*, 57: 25-36.
- [22] Bikit, I., Slivka, J., Vesković, M., Krmar, M., Todorović, N., Mrđa, D., Prodanović, T., Forkapić, S., Šoti, G., Jovančević, N., Hansman, J., Nenin, M. (2008). Određivanje koncentracije aktivnosti radionuklida u poljoprivrednom i nepoljoprivrednom zemljištu na teritoriji grada Novog Sada u 2008. godini, Izveštaj za gradsku upravu za zaštitu životne sredine grada Novog Sada za 2008. godinu, Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad, pp. 21.
- [23] Bikit, I., Vesković, M., Slivka, J., Krmar, M., Čonkić, Lj., Ćurčić, S. (2001). The radioactivity of Vojvodina agricultural soil, *Arch. Oncol.* 9(4): 261-262.
- [24] Bikit, I., Slivka, J., Čonkić, Lj., Krmar, M., Vesković, M., Zikić-Todorović, N., Varga, E., Ćurčić, S., Mrđa, D. (2005). Radioactivity of the soil in Vojvodina (northern province of Serbia and Montenegro), *Journal of Environmental Radioactivity*, 78(1): 11-19.
- [25] Bikit, I., Todorović, N., Mrđa, D., Forkapić, S., Jovančević, N., Nikolov, J., Hansman, J. (2010). Merenje radioaktivnosti zemljišta na teritoriji AP Vojvodine u 2010. godini, Završni izveštaj o realizaciji predmeta ugovora, Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno – matematički fakultet, Departman za fiziku, Katedra za nuklearnu fiziku
- [26] Bilsel, R.U., Buyukozkan, G., Ruan, D. (2006). A Fuzzy Preference-Ranking Model for a Quality Evaluation of Hospital Web Sites, *International Journal of Intelligent Systems* 21: 1181-1197.
- [27] Blagojević, S., Jakovljević, M., Radulović, M. (2002). Content of fluorine in soils in the vicinity of aluminium plant in Podgorica, *Journal of Agricultural Sciences*, 47(1): 1-8.
- [28] Bogdanović, D., Ubavić, M., Hadžić, V. (1997). Teški metali u zemljištu – poglavlje u knjizi *Teški metali u životnoj sredini* (urednik: Kastori, R.), Naučni institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad

- [29] Boukhenfouf, W., Boucenna, A. (2011). The radioactivity measurements in soils and fertilizers using gamma spectrometry technique, *Journal of Environmental Radioactivity*, 102(4): 336-339.
- [30] Brans J.P., Vincke, Ph. (1985). A preference ranking organisation method: The PROMETHEE method for MCDM, *Management Science*, 31(6): 647–656.
- [31] Brans, J.P., Vincke, Ph., Mareschal, B. (1986). How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method, *European Journal of Operational Research* 24: 228-238.
- [32] Brans, J.P., Mareschal, B. (1994). The PROMCALC & GAIA decision support system for multicriteria decision aid, *Decision Support Systems*, 12: 297-310.
- [33] Brans, J.P., Mareschal, B. (1994). The PROMETHEE-GAIA decision support system for multicriteria investigations, *Investigation Operativa*, 4(2): 107-117.
- [34] Brereton G. Richard (2003). *Chemometrics: Data Analysis for the Laboratory and Chemical Plant*, John Wiley & Sons, Ltd.
- [35] Briggs, Th., Kunsch, P.L., Mareschal, B. (1990). Nuclear waste management: An application of the multicriteria PROMETHEE methods, *European Journal of Operational Research* 44: 1-10.
- [36] Brzóska, M.M., Moniuszko-Jakoniuk, J. (2001). Interactions between cadmium and zinc in the organism, *Food and Chemical Toxicology*, 39: 967-980.
- [37] Buszewski, B., Jastrzębska, A., Kowalkowski, T., Górna-Binkul A. (2000). Monitoring of Selected Heavy Metals Uptake by Plants and Soils in the Area of Toruń, Poland, *Polish Journal of Environmental Studies*, 9(6): 511-515.
- [38] Chambal, S., Shoviak, M., & Thal, A. (2003). Decision analysis methodology to evaluate integrated solid waste management alternatives, *Environmental Modeling and Assessment*, 8(1): 25-34.
- [39] Čupić, M., Suknović, M., *Odlučivanje*, Fakultet organizacionih nauka, Beograd, 2010.
- [40] Čupić, M., Rao Tummala V.M., Suknović, M., (2001). *Odlučivanje: Formalni pristup*, Fakultet organizacionih nauka, Beograd.
- [41] Dagdeviren, M. (2008). Decision making in equipment selection: An integrated approach with AHP and PROMETHEE. *Journal of Intelligent Manufacturing*, 19: 397-406.

- [42] Daskalakis K. D., O'Connor, T. P. (1995). Normalization and elemental sediment contamination in the coastal United States, *Environ. Sci. Technol.* 29: 470-477.
- [43] De Miguel, E., Iribarren, I., Chacon, E., Ordonez, A., Charlesworth, S. (2006). Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain) *Chemosphere*, 66: 505-513.
- [44] Degerlier, M., Karahan, G., Ozger, G. (2008). Radioactivity concentrations and dose assessment for soil samples around Adana, Turkey, *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(7): 1018-1025.
- [45] Doran, J.W., Parkin, T.B., (1994). Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B. A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, Madison, WI. Soil Sci. Soc. Am. 35, 3-21 (special publication)
- [46] Dozet, D., Nešić, Lj., 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.
- [47] Dragović, S., Mihailović, N., Gajić, B. (2008). Heavy metals in soils: Distribution, relationship with soil characteristics and radionuclides and multivariate assessment of contamination sources, *Chemosphere*, 72(3): 491-495.
- [48] Dragović, S., Janković, Lj., Onjia, A., Bačić, G. (2006). Distribution of primordial radionuclides in surface soils from Serbia and Montenegro, *Radiation Measurements*, 41: 611-616.
- [49] Dube, A., Zbytniewski, R., Kowalkowski, T., Cukrowska, E., Buszewski, B. (2001). Adsorption and Migration of Heavy Metals in Soil, *Polish J. Environ. Stud.* 10(1): 1-10.
- [50] Dugalić, G., Gajić, B. *Pedologija*, Agronomski fakultet, Čačak, 2012.
- [51] Dugalić, G., Gajić, B. *Pedologija – Praktikum*, Agronomski fakultet, Čačak, 2005.
- [52] Dugalić, G., Krstić, D., Jelić, M., Nikezić, D., Milenković, B., Pucarević, M., Zeremski-Škorić, T. (2010). Heavy metals, organics and radioactivity in soil of western Serbia, *Journal of Hazardous Materials*, 177: 697–702.

-
- [53] EEA, 2007. Progress in management of contaminated sites (CSI 015). European Environment Agency.
- [54] Egner, H., Riehm, H., Domingo, W.R. (1960). Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden II, Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. Kungl. Lantbrukshögskolans Annaler 26: 45–61.
- [55] Ele Abiama, P., Owono Ateba, P., Ben-Bolie, G.H., Ekobena, F.H.P., El Khoukhi, T. (2010). High background radiation investigated by gamma spectrometry of the soil in the southwestern region of Cameroon, Journal of Environmental Radioactivity, 101(9): 739-743.
- [56] European Commission (EC). Communication from the commission to the council, the European parliament, the European economic and social committee and the committee of the regions, Towards a Thematic Strategy for Soil Protection COM(2002)179, Brussels, Belgium: European Union, 2002.
- [57] European Commission (EC). Communication from the commission to the council, the European parliament, the European economic and social committee and the committee of the regions, Thematic Strategy for Soil Protection COM(2006)231, Brussels, Belgium: European Union, 2006.
- [58] European Commission (EC). Communication from the commission to the council, the European parliament, the European economic and social committee and the committee of the regions, Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC, COM(2006)232 final, Brussels, Belgium: European Union, 2006.
- [59] FAO Statistical Yearbook, World Food and Agriculture, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2013.
- [60] Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L. (2001). Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils, Environmental Pollution, 114(3): 313-324.

- [61] Gilliams, S., Raymaekers, D., Muys, B., Van Orshoven, J. (2005). Comparing multiple criteria decision methods to extend a geographical information system on afforestation, *Computers and Electronics in Agriculture* 49: 142-158.
- [62] Godišnji izveštaj o izlaganju stanovništva jonizujućem zračenju u 2011. god., Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije, Beograd, 2012.
- [63] Grdović, S., Vitorović, G., Mitrović, B., Andrić, V., Petrujkić, B., Obradović, M. (2010). Natural and anthropogenic radioactivity of feedstuffs, mosses and soil in the Belgrade environment, Serbia, *Archives of Biological Sciences*, 62(2): 301-307.
- [64] Grigalavičienė, I., Rutkoviėnė, V., Marozas, V. (2005). The Accumulation of Heavy Metals Pb, Cu and Cd at Roadside Forest Soil, *Polish J. Environ. Stud.* 14(1): 109-115.
- [65] Grin, N., Stammers, D., Guillou, Ph., and Genet, M., (1999). Mobility of ^{137}Cs and ^{90}Sr related to speciation studies in contaminated soils of the Chernobyl area, *Proc. 5th Int. Conf. Biogeochem. Trace Elements*, Vienna, July 11–15, 50
- [66] Grzebisz, W., Cieřła, L., Komisarek, J., Potarzycki, J. (2002). Geochemical Assessment of Heavy Metals Pollution of Urban Soils, *Polish J. Environ. Stud.* 11(5): 493-499.
- [67] Guitao Shi, Zhenlou Chen, Shiyuan Xu, Ju Zhang, Li Wang, Chunjuan Bi, Jiyan Teng, (2008). Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China, *Environmental Pollution*, 156: 251-260.
- [68] Gunawardena, J., Egodawatta, P., Ayoko, G.A., Goonetilleke, A., (2012). Role of traffic in atmospheric accumulation of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Atmospheric Environment*, 54: 502-510.
- [69] Guo, Y.B, Feng, H., Chen, C., Jia, C.J., Xiong, F., Lu, Y. (2013). Heavy Metal Concentrations in Soil and Agricultural Products Near an Industrial District, *Polish Journal of Environmental Studies* 22(5): 1357-1362.
- [70] Džamić, R., Stevanović, D., Jakovljević, M., *Praktikum iz agrohemije*, Poljoprivredni fakultet, Beograd, 1996.
- [71] Hadžić, V., Nešić, Lj., Belić, M., Furman, T., Savin, L. (2002). Zemljišni potencijal Srbije, *Tractors and Power Machines*, 7(4): 43-51.

- [72] Hanesch, M., Scholger, R., Dekkers, M.J. (2001). The application of fuzzy C-means cluster analysis and non-linear mapping to a soil data set for the detection of polluted sites, *Phys. Chem. Earth (A)*, 26(11-12): 885-891.
- [73] Hermann, B. G., Kroeze, C., & Jawjit, W. (2007). Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, multi-criteria analysis and environmental performance indicators. *Journal of Cleaner Production*, 15(18): 1787-1796.
- [74] Herngrena, L., Goonetilleke, A., Ayoko, G. (2006). Analysis of heavy metals in road-deposited sediments, *Analytica Chimica Acta*, 571: 270-278.
- [75] Hu Jun, Jiang Yan (2012). PROMETHEE Method Applied in the Evaluation of Urban Air Environmental Quality, *Journal of University of Shanghai for Science and Technology*, 4: 318-322.
- [76] Huremović, J., Horvat, M., Ruždić, E., Jaćimović, R. (2009). Istraživanje radiokontaminacije grada Sarajeva i njegove okolice s obzirom na radionuklide, *Kemija u Industriji*, 58(4): 165-170.
- [77] Đalović, I., Jocković, Đ., Dugalić, G., Bekavac, G., Pupar, B., Šeremešić, S., Jocković, M. (2012). Soil acidity and mobile aluminum status in pseudogley soils in the Cacak–Kraljevo Basin, *Journal of Serbian Chemical Society*, 77: 833-843.
- [78] IAEA-TECDOC-1415, Soil sampling for environmental contaminants, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria, 2004.
- [79] IUSS Working group WRB (2006): World reference base for soil resources 2006, World Soil Resources report No.103, FAO, Rome.
- [80] Ilić, I., Bogdanović, D., Živković, D., Milošević, N., Todorović, B., (2011). Optimization of heavy metals total emission, case study: Bor (Serbia). *Atmospheric Research*, 101(1-2): 450-459.
- [81] Islam, M.A., Ayoko, G.A., Brown, R., Stuart, D., Magnusson, M., Heimann, K. (2013). Influence of fatty acid structure on fuel properties of algae derived biodiesel, *Procedia Engineering* 56: 591-596.
- [82] Izveštaj o nivou izlaganja stanovništva jonizujućim zračenjima iz životne sredine u republici srbiji u 2010. godini, Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije, Beograd, 2011.

- [83] Izveštaj o izlaganju stanovništva jonizujućem zračenju u 2012. god., Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije, Beograd, 2013.
- [84] Izveštaj o izlaganju stanovništva jonizujućem zračenju u 2013. god., Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije, Beograd, 2014.
- [85] Izveštaj o stanju zemljišta u Republici Srbiji u periodu 2006-2008, Ministarstvo životne sredine i prostornog planiranja, Agencija za zaštitu životne sredine, Beograd, 2009.
- [86] Izveštaj o stanju zemljišta u Republici Srbiji za 2011. godinu, Ministarstvo energetike, razvoja i zaštite životne sredine, Agencija za zaštitu životne sredine, Beograd, 2012.
- [87] Izveštaj o stanju zemljišta u Republici Srbiji za 2012. godinu, Ministarstvo energetike, razvoja i zaštite životne sredine, Agencija za zaštitu životne sredine, Beograd, 2013.
- [88] Janković-Mandić, Lj., Dragović, R., Đorđević, M., Đolić, M., Onjia, A., Dragović, S., Bačić, G. (2014). Prostorna varijabilnost ^{137}Cs u zemljištu Beograda (Srbija), Hemijska Industrija, OnLine-First (00):69-69, DOI:10.2298/HEMIND130124069J
- [89] Janković, M., Todorović, D., Savanović, M. (2008). Radioactivity measurements in soil samples collected in the Republic of Srpska, Radiation Measurements, 43: 1448-1452.
- [90] Jinling Li, Ming He, Wei Han, Yifan Gu, (2009). Analysis and assessment on heavy metal sources in the coastal soils developed from alluvial deposits using multivariate statistical methods, Journal of Hazardous Materials 164: 976-981.
- [91] Jakšić, S., Vučković, S., Vasiljević, S., Grahovac, N., Popović, V., Šunjka, D., Dozet, G. (2013). Accumulation of heavy metals in *Medicago sativa* L. and *Trifolium pratense* L. at the contaminated fluvisol, Hem. Ind. 67(1): 95-101.
- [92] Jelić, M., Golubović, S., Praktikum iz agrohemije, Poljoprivredni fakultet, Zubin Potok, 2006.
- [93] Jelić, M., Milivojević, J., Trifunović, S., Đalović, I., Milošev, D., Šeremešić, S. (2011). Distribution and forms of iron in the vertisols of Serbia, J. Serb. Chem. Soc. 76(5): 781-794.

- [94] JDPZ (1966) Priručnik za ispitivanje zemljišta – mikrobiološke metode za ispitivanje zemljišta i voda. Beograd: Jugoslovensko društvo za proučavanje zemljišta
- [95] Kabata-Pendias A, (2011): Trace Elements in Soils and Plants. Fourth Edition. CRC Press, Taylor & Francis Group, USA
- [96] Kaplan D.I., Gergely V., Dernovics M., Fodor P. (2005). Cesium-137 partitioning to wetland sediments and uptake by plants. J. Radioanal. Nucl. Chem. 264: 393-399.
- [97] Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Kline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., (1997). Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. Soil Sci. Soc. Am. J. 61: 4–10.
- [98] Kaufman, L., Rousseeuw, P.J. (2005). Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis, (Wiley Series in Probability and Statistics), John Wiley & Sons
- [99] Keller, H.R., Massart, D.L., Brans, J.P. (1991). Multicriteria decision making: A case study, Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 11: 175-189.
- [100] Kolomejceva-Jovanović, L. (2010). Hemija i zaštita životne sredine – Ekološka hemija, Savez Inženjera i Tehničara Srbije, Beograd
- [101] Korobova E., Chizhikova N. (2006). Concentration levels, distribution and mobility of the Chernobyl ^{137}Cs in the alluvial soil profiles in relation to physical and chemical properties of the soil horizons (a case study). Geophys. Res. Abstr. 8: 91-96.
- [102] Kovacs, T., Szeiler, G., Fabian, F., Kardos, R., Gregoric, A., Vaupotic, J. (2013). Systematic survey of natural radioactivity of soil in Slovenia, Journal of Environmental Radioactivity, 122: 70-78.
- [103] Kurnaz, A., Kucukomeroglu, B., Keser, R., Okumusoglu, N.T., Korkmaz, F., Karahan, G., Cevik, U. (2007). Determination of radioactivity levels and hazards of soil and sediment samples in Firtina Valley (Rize, Turkey), Applied Radiation and Isotopes, 65: 1281-1289.
- [104] Lazarević, V., Đukić, M. (2010). Inženjerska matematika, Tehnički fakultet, Čačak

- [105] Linkov, L., Satterstrom, F.K., Kiker, G., Seager, T.P., Bridges, T., Gardner, K.H., Rogers, S.H., Belluck, D.A., Meyer, A. (2006a). Multicriteria Decision Analysis: A comprehensive Decision Approach for Management of Contaminated Sediments, *Risk Analysis* 26(1): 61-78.
- [106] Limei Cai, Zhencheng Xu, Mingzhong Ren, Qingwei Guo, Xibang Hu, Guocheng Hu, Hongfu Wan, Pingan Peng, (2012). Source identification of eight hazardous heavy metals in agricultural soils of Huizhou, Guangdong Province, China, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78: 2–8.
- [107] Life Long Learning programs in applied statistics, Seminari u okviru TEMPUS projekta 511140 – TEMPUS – JPCR, Master programme in Applied Statistics – MAS
- [108] Liu, Pei-de, Guan, Zhong-liang (2008). Research on Vendor Selection Based on Entropy Weight and PROMETHEE-II Method, *Journal of Beijing Jiaotong University*, 2: 33-37
- [109] Lokalni Ekološki Akcioni Plan opštine Čačak – LEAP, Opština Čačak, (2005).
- [110] Loska, K., Cebula, J., Pelczar, J., Wiechula, D., Kwapilinski, 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 Soil Poll.* 93 346-365.
- [111] Macharis, C., Springael, J., De Brucker K., Verbeke A. (2004). PROMETHEE and AHP: The design of operational synergies in multicriteria analysis. Strengthening PROMETHEE with ideas of AHP. *European Journal of Operational Research*, 153: 307-317.
- [112] Mariagrazia D’Emilio, Rosa Caggiano, Maria Macchiato, Maria Ragosta, Serena Sabia (2013). Soil heavy metal contamination in an industrial area: analysis of the data collected during a decade, *Environ. Monit. Assess.* 185: 5951-5964.
- [113] Markoski, M., Mitkova, T., Pelivanoska, V., Jordanoska, B., Prentović, T. (2011). Investigation of the content of heavy metals in agricultural soils in the reon of Struga, *Proc 1stInternational Scientific Conference „Land, usage and protection”, Andrevlje*, 49-54.

- [114] Mc Quaker, N.R. and Gurney, M. (1977). Determination of total fluoride in soil and vegetation using an alkali fusion-selective ion electrode technique. *Anal. Chem.*, 49: 53-56.
- [115] Milićević, M., Župac, G. (2012). Objektivni pristup određivanju težina kriterijuma, *Vojnotehnički glasnik/Military technical courier*, LX(1): 39-56.
- [116] Mitrović, O., Gavrilović-Damnjanović, J., Blagojević, M. (2004). Hemijske osobine zemljišta u proizvodnim zasadima maline, *Jugoslovensko voćarstvo* 38: 171-175.
- [117] Mico, C., Recatala, L., Peris, M., Sanchez, J. (2006). Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis, *Chemosphere* 65: 863-872.
- [118] Momčilović, M., Dragović, S. (2009). Koncentracije primordijarnih radionuklida i njihovi međusobni odnosi u zemljištu stare planine, *Ekološka istina – EKOIST 2009, Zbornik radova*, 310-313.
- [119] Mostert, M., Ayoko, G., Kokot, S. (2010). Application of chemometrics to analysis of soil pollutants, *Trends in Analytical Chemistry*, 29: 430-445.
- [120] Mostert, M., Ayoko, G., Kokot, S., (2012). Multi-criteria ranking and source identification of metals in public playgrounds in Queensland, Australia. *Geoderma*, 173-174: 173-183.
- [121] Mohanty, A.K., Sengupta, D., Das, S.K., Vijayan, V., Saha, S.K., (2004). Natural radioactivity in the newly discovered high background radiation area on the eastern coast of Orissa, India, *Radiation Measurements*, 38(2): 153-165.
- [122] Mrvić, V., Antonović, G., Nikoloski, M., Jaramaz, D., Maksimović, S., Saljnikov E., Perović V. (2012). Soil classification of the neighboring countries and relations with the WRB classification, *Acta biologica Iugoslavica - serija A: Zemljište i biljka*, 61(3): 129-136.
- [123] Munda, G., Nijkamp, P., Rietveld, P. (1995). Application of chemometrics to analysis of soil pollutants. *European Journal of Operational Research*, 82(1): 79-97.
- [124] Municipalities of serbia, Statistical office of Republic of Serbia, Republic of Serbia, Belgrade, 2007.
- [125] Mückenhausena, E. (1974). *Bodenkunde*, DLG-Verlag, Frankfurt am Main

- [126] Nacionalna Strategija održivog razvoja Republike Srbije („Službeni glasnik Republike Srbije“ br. 57/08)
- [127] Nacionalni program zaštite životne sredine Republike Srbije („Službeni glasnik RS“, br. 12/10)
- [128] Namieśnik, J. (2001). Modern Trends in Monitoring and Analysis of Environmental Pollutants, Polish J. Environ. Stud. 10(3): 127-140.
- [129] Niencheski, L. F. H., Baraj, B., Franca, R.G., Mirlean, N., (2002). Lithium as a normalizer for assessment of anthropogenic metal contamination of sediments of the southern area of Patos Lagoon, Aquat. Ecosyst. Health 5: 473-483.
- [130] Nikolić, Đ., Milošević, N., Živković, Ž., Mihajlović, I., Kovačević, R., Petrović, N. (2011). Multi-criteria analysis of soil pollution by heavy metals in the vicinity of the Copper Smelting Plant in Bor (Serbia), Journal of Serbian Chemical Society, 76: 625-641.
- [131] Nikolić, I., Borović, S. (1996). Višekriterijumska optimizacija – metode, primena u logistici, softver, Beograd: Centar vojnih škola Vojske Jugoslavije
- [132] Opricović, S. (1986). Višekriterijumska optimizacija, Naučna knjiga, Beograd
- [133] Pallant, Julie, (2011). SPSS: priručnik za preživljavanje, prevod 4. izdanja, Mikro knjiga, Beograd
- [134] Pantelić, G., Vuletić, V., Eremić – Savković, M., Javorina, Lj., Tanasković, I. (2009). Radioecological monitoring in Serbia, Arhiv veterinarske medicine, 2(2): 59-69.
- [135] Pantelić, M., Stefanović, S., Golubović, D. (2010). Environmental problems in environmental protection, Technical faculty, Cacak,
- [136] Papaefthymiou, H., Athanasopoulos, D., Papatheodorou, G., Iatrou, M., Geraga, M., Christodoulou, D., Kordella, S., Fakiris, E., Tsikouras, B. (2013). Uranium and other natural radionuclides in the sediments of a Mediterranean fjord-like embayment, Amvrakikos Gulf (Ionian Sea), Greece, Journal of Environmental Radioactivity, 122: 43-54.
- [137] Parr, J.F., Papendick, R.I., Hornick, S.B., Meyer, R.E., (1992). Soil quality: attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. Am. J. Alternative Agric. 7, 5-11.

- [138] Paunović, A., Mandić, M., Stevović, V., Mandić, L. (2005). Mogućnosti proizvodnje organskog ratarstva na teritoriji opštine Čačak, *Tractors and Power Machines*, 10: 484-493.
- [139] Pekey, H. (2006). Heavy metal pollution assessment in sediments of the Izmit Bay, Turkey, *Environmental Monitoring and Assessment* 123: 219–231.
- [140] Persson, Jan-Åke, Wennerholm, M., O'Halloran, S. (2008). Handbook for Kjeldahl digestion, FOSS, DK-3400 Hilleroed, Denmark
- [141] Petrović – Gegić, A., Vojinović – Miloradov, M., Sabo – Cehmajster, K., Ileš, F. (2007). Absorption of essential and toxic elements in various fruit and vegetable sorts in the flooded area of the Tisa river, *Hem. Ind.* 61(5a): 321-325.
- [142] Popis stanovništva, domaćinstava i stanova 2011. u Republici Srbiji, Stanovništvo, Nacionalna pripadnost – podaci po opštinama i gradovima, ISBN 978-86-6161-023-3, Republički zavod za statistiku, Beograd, 2012, str. 47
- [143] Popović, D., Spasić-Jokić, V. (2006). Posledice nuklearne nesreće u Černobilju, na teritoriji Republike Srbije, *Vojnosanitetski pregled* 63: 481-487.
- [144] Pravilnik o dozvoljenim količinama opasnih i štetnih materija u zemljištu i vodi za navodnjavanje i metodama njihovog ispitivanja, („Službeni glasnik RS“, br. 23/94)
- [145] Pravilnik o utvrđivanju programa sistematskog ispitivanja radioaktivnosti u životnoj sredini, Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije, („Službeni glasnik Republike Srbije“ br. 100/2010)
- [146] Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet, Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije, („Službeni glasnik Republike Srbije“ br. 86/2011)
- [147] Pravilnik o monitoringu radioaktivnosti, Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije, („Službeni glasnik Republike Srbije“ br. 97/2011)
- [148] Pravilnik o granicama radioaktivne kontaminacije lica, radne i životne sredine i načinu sprovođenja dekontaminacije, Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije, („Službeni glasnik Republike Srbije“ br. 38/11)

- [149] Predić, T. (2011). Agrohemijska i ishrana biljaka – praktikum, Banjaluka: Poljoprivredni fakultet
- [150] PROMETHEE methods (2013). Visual PROMETHEE 1.3 Manual
- [151] Radojičić, M., Žižović, M. (1998). Primena metoda višekriterijumske analize u poslvonom odlučivanju, Tehnički fakultet, Čačak
- [152] Radulescu, C., Stih, C., Popescu, I.V., Dulama, I.D., Chelarescu, E.D., Chilian, A. (2013). Heavy Metal Accumulation and Translocation in Different Parts of Brassica Oleracea L, Rom. Journ. Phys. 58(9–10): 1337-1354.
- [153] Ramola, R.C., Gusain, G.S., Manjari, B., Yogesh, P., Ganesh, P., Ramachandran, T.V. (2008). ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K contents in soil samples from Garhwal Himalaya, India, and its radiological implications, Journal of Radiological Protection, 28: 379-386.
- [154] Rodale Institute, 1991. In: Proceedings of the International Conference on the Assessment and Monitoring of Soil Quality. Conference Report and Abstracts. Rodale Press, Emmaus, PA, USA.
- [155] Saaty, T. L. (1980). The Analytic Hierarchy Process. New York: McGraw-Hill.
- [156] Saaty, T.L., Vargas, L.G. (1991). Prediction, Projection and Forecasting, Kluwer Academic, Boston.
- [157] Saaty, T.L., Vargas, L.G. (2000). Models, Methods, Concepts and Applications of the Analytic Hierarchy Process, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- [158] Saaty, T.L. (2005). Theory and Applications of the Analytic Network Process, RWS Publications, Pittsburgh, PA.
- [159] Saaty, T.L., Vargas, L.G. (2006). Decision Making with the Analytic Network Process: Economic, Political, Social and Technological Applications with Benefits, Opportunities, Costs and Risks, Springer, New York.
- [160] Saaty, T.L. (2008). Decision making with the analytic hierarchy process. Int. J. Services Sciences, 1(1): 83-98.
- [161] Safari, H., Fagheyi, M. S., Ahangari, A. A., Fathi, M. R. (2012). Applying PROMETHEE Method based on Entropy Weight for Supplier Selection, Business management and strategy, 3 (1): 97-106.
- [162] Sahoo, S. K., Fujimoto, K., Celikovic, I., Ujic, P., Zunic, Z. (2004). Distribution of uranium, thorium, and isotopic composition of uranium in soil samples of

- south Serbia: evidence of depleted uranium, Nuclear Technology & Radiation Protection, 19 (1): 26-30.
- [163] Savić, R., Belić, A., Pantelić, S. (2013). Comparative Review of Sediment Properties from Drainage Canals, Pol. J. Environ. Stud. 22(3): 849-859.
- [164] Schmoldt, D., Kangas, J., Mendoza, G., Pesonen, M. (2001). The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making, Vol. 3 in the series Managing Forest Ecosystems, Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers.
- [165] Science Communication Unit, University of the West of England, Bristol (2013). Science for Environment Policy In-depth Report: Soil Contamination: Impacts on Human Health. Report produced for the European Commission DG Environment
- [166] Sollitto, D., Romic, M., Castrignanò, A., Romic, D., Bakic, H. (2010). Assessing heavy metal contamination in soils of the Zagreb region (Northwest Croatia) using multivariate geostatistics, Catena, 80: 182-194.
- [167] Srđević, B., Medeiros Y.D.P., Faria, A.S., Schaer, M. (2003). Objective Evaluation of Performance Criteria for a Reservoir System, Vodoprivreda, 35, 203-204, 163-176
- [168] SRPS ISO 11074:2013
- [169] SRPS ISO 2919:2004, Zaštita od zračenja – Zatvoreni izvori radioaktivnosti – Opšti zahtevi i klasifikacija
- [170] Strategija održivog razvoja grada Čačka (2011). Grad Čačak
- [171] Stih, C., Radulescu, C., Busuioc, G., Popescu, I.V., Gheboianu, A., Ene A. (2011). Studies on Accumulation of Heavy Metals From Substrate to Edible Wild Mushrooms, Rom. Journ. Phys. 56(1–2): 257-264.
- [172] Sutherland, R. A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii, Environ. Geol. 39: 611-627.
- [173] Škorić, A., Filipovski, G., Ćirić, M. (1985). Klasifikacija zemljišta Jugoslavije, Sarajevo: Akademija nauka i umjetnosti Bosne i Hercegovine, Posebna izdanja, Knjiga LXXVIII
- [174] Tadić, D., Suknović, M., Radojević, G., Jovanović, V. (2005). Operaciona istraživanja, Kruševac: Fakultet za industrijski menadžment – ICIM plus

- [175] Tepavčević, A., Lužanin, Z. (2006). Matematičke metode u taksonomiji, Prirodno – matematički fakultet, Departman za matematiku i informatiku
- [176] Theocharopoulos, S.P., Wagner, G., Sprengart, J., Mohr, M-E., Desaulles, A., Muntau, H., Christou, M., Quevauviller, P. (2001). European soil sampling guidelines for soil pollution studies, *The Science of the Total Environment*, 264: 51-62.
- [177] The European environment – State and Outlook 2010 – Soil (SOER 2010), EEA and JRC, Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010
- [178] The State of Soil in Europe – a contribution of the JRC to the European Environment Agency’s Environment State and Outlook Report – SOER 2010, Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2012
- [179] Tiwari, M., Misra, B. (2011). Application of Cluster Analysis in Agriculture – A Review Article, *International Journal of Computer Applications*, 36(4): 43-47.
- [180] Tsukada H., Takeda A., Hisamatsu S., Inaba J. (2008). Concentration and specific activity of fallout Cs-137 inextracted and particle-size fraction of cultivated soils. *J. Environ. Radioact.* 99: 875-881.
- [181] Ubavić, M., Bogdanović, D. (1995). *Agrohemiја*, Poljoprivredni Fakultet, Novi Sad
- [182] UKEA; 2009. Human health toxicological assessment of contaminants in soil, Science Report SC050021/SR2. United Kingdom Environment Agency, Bristol, United Kingdom
- [183] UNEP (2013). Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. Geneva: United Nations Environment Programme. *dostupno na:*
<http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>
- [184] UNSCEAR United Nation Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, Source and effects of ionizing radiations. Report to General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York, 2000.
- [185] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radioation, (2010). Sources and Effects of Ionizing Radiation, UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, Volume 1, New York, United Nations

- [186] Uredba o programu sistemskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa, („Službeni glasnik RS“, br. 88/2010)
- [187] Uredba o sadržini i načinu vođenja informacionog sistema zaštite životne sredine, metodologiji, strukturi, zajedničkim osnovama, kategorijama i nivoima sakupljanja podataka, kao i o sadržini informacija o kojima se redovno i obavezno obaveštava javnost, („Službeni glasnik RS“, br. 112/2009)
- [188] Vego, G., Kučar-Dragičević, S., Koprivanac, N. (2008). Application of multi-criteria decision-making on strategic municipal solid waste management in Dalmatia, Croatia, *Waste Management*, 28: 2192-2201.
- [189] Vidaković, A. (1997). *Medicina rada II*, KCS – Institut za medicinu rada i radiološku zaštitu „Dr Dragomir Karajović“ Beograd, Udruženje za medicinu rada Jugoslavije
- [190] Vukadinović, S. (1981). *Elementi teorije verovatnoće i matematičke statistike*, Privredni pregled, Beograd
- [191] Wang, J.J., Yang, D.L. (2007). Using a hybrid multi-criteria decision aid method for information systems outsourcing, *Computers & Operations Research* 34: 3691-3700.
- [192] Wang, J.J., Wei, C.M., Yang, D. (2006). Decision method for vendor selection based on AHP/PROMETHEE/GAIA, *Dalian Ligong Daxue Xuebao/Journal of Dalian University of Technology* 46(6): 926-931.
- [193] WHO (2013). Ten chemicals of major health concern, *dostupno na:* http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/chemicals_phc/en/
- [194] Yilmaz, B., Harmancioglu, N. (2010). Multi-criteria decision making for water resource management: a case study of the Gediz River Basin, Turkey, *Water SA*, 36(5), 563-576.
- [195] Yisa, J. (2010). Heavy Metals Contamination of Road-Deposited Sediments, *American Journal of Applied Sciences*, 7(9): 1231-1236.
- [196] Zacccone C., Cocozza C., Cheburkin A.K., et al. (2007). Highly organic soils as „witnesses” of anthropogenic Pb, Cu, Zn, and Cs-137 inputs during centuries. *Water Air Soil Pollut.* 186: 263-271.

- [197] Zakon o zaštiti od jonizujućih zračenja i o nuklearnoj sigurnosti, Službeni glasnik Republike Srbije, br. 36/09
- [198] Zakon o zaštiti životne sredine, („Službeni glasnik RS“, br. 135/04)
- [199] Zakon o poljoprivrednom zemljištu, („Službeni glasnik RS“, br. 62/06)
- [200] Zhang, Qingwei (2010). The Research on Project Selection of Electric Distribution Network Based on Entropy/ PROMETHEE, International Conference on Industry Engineering and Management, Proceedings, pp: 304-308
- [201] Zhu, Y.G. Shaw, G. (2000). Soil contamination with radionuclides and potential remediation, Chemosphere, 41(1-2): 121-128.
- [202] <http://www.cacak.org.rs/Zemljiste-139-1> посећено 28.11.2013.
- [203] http://www.sepa.gov.rs/index.php?menu=204&id=201&akcija=showXlinked_nopagenum посећено 28.11.2013.
- [204] <http://www.sepa.gov.rs/index.php?menu=204&id=5001&akcija=showXlinked> посећено 28.11.2013.
- [205] <http://www.promethee-gaia.net/software.html> посећено 1.12.2013.
- [206] <http://www.promethee-gaia.net/methods.html> посећено 1.12.2013.
- [207] <http://www.eea.europa.eu/themes/soil> посећено 2.1.2013.
- [208] Soil Science Society of America речник појмова, доступно на: <https://www.soils.org/publications/soils-glossary#> посећено 20.1.2014.
- [209] http://www.unija-cacak2000.co.rs/unija_cacak_2000_clanice.php посећено 5.3.2014.
- [210] Национално тржиште роба и услуга Србије <http://trzistesrbije.com/preduzeca.php?stranica=1> посећено 5.3.2014.

БИОГРАФИЈА



Милош Папић је рођен 20. јуна 1986. године у Чачку где је завршио Основну школу „Вук Караџић“ 2001. године, а потом и чачанску Гимназију 2005. године. Факултет техничких наука, Универзитета у Крагујевцу, завршава 2009. године са просечном оценом 8.50, на смеру Индустијски менаџмент и тиме стиче звање: дипломирани инжењер индустијског менаџмента за производно информатички менаџмент. Дипломски рад под називом „Базе података као подршка индустијском менаџменту“ је одбранио 7. јула 2009. године са оценом 10.

Након завршених основних студија уписује мастер академске студије на истом факултету, на смеру Техника и информатика. Завршни мастер рад, под називом „Примена тестова знања у предмету Рачунарство и информатика“, одбранио је 27. септембра 2010. године са оценом 10 (просечна оцена у току студија 9,43), чиме стиче звање: мастер професор технике и информатике.

Од школске 2010/2011. године је студент докторских академских студија на Техничком факултету у Бору, Универзитета у Београду.

Запослен је на Факултету техничких наука у Чачку, Универзитета у Крагујевцу у звању асистента.

Аутор је неколико радова објављених у међународним часописима са SCI-JCR листе, од којих су два директно проистекла из дисертације. Такође, има и већи број радова саопштених на међународним и националним скуповима, као и часописима националног значаја.

СПИСАК САОПШТЕНИХ И ОБЈАВЉЕНИХ РАДОВА

Радови у међународним часописима

(категорисани према SCI листи)

(M23)

1. Станковић, Н., Бешић, Ц., **Папић, М.**, Алексић, В., The evaluation of using mind maps in teaching, TTEM – Technics Technology Education Management, (2011), Volume 6, Number 2, стр. 337-343, ISBN: 1840-1503, DRUNPP, Сарајево, IF (2010): 0,256
2. Вуловић, Р., Папић, Ж., Станковић, Н., **Папић, М.** Ergonomics and health issues caused by working with computer, Metalurgia International Vol. XVII (2012), No. 7, pg. 155-160, ISSN 1582-2214, IF (2011): 0,084
3. Папић, Ж., **Папић, М.**, Станковић, Н. The knowledge test for evaluation of the achievement in the subject of computing and informatics, Metalurgia International Vol. XVII (2012), No. 7, pg. 170-175, ISSN 1582-2214, IF (2011): 0,084
4. **Папић, М.**, Вуковић, М., Бикит, И., Мрђа, Д., Форкапић, С., Бикит, К., Николић, Ђ. Multi-criteria analysis of soil radioactivity in Čačak basin, Serbia, Romanian Journal of Physics, Vol 59, No 7-8, 2014, pp. 846-861. ISSN: 1221-146X, IF (2013): 0.745
5. **Папић, М.**, Вуковић, М. Multivariate analysis of contamination of alluvial soils with heavy metals in municipality of Čačak, Serbia, Romanian Journal of Physics, Vol xx, No x, 201x, pp. xxx-xxx. ISSN: 1221-146X, IF: 0.745 (**прихваћен за објављивање** http://www.nipne.ro/rjp/accepted_papers.html)

Радови у часописима националног значаја

(M51)

1. **Папић, М.**, Станковић, Н., Вуловић, Р., Примјена тестова знања у мјерењу постигнућа ученика из предмета Рачунарство и информатика, Васпитање и образовање – часопис за педагошку теорију и праксу, (2011), Број 2, стр. 113 – 126, YU ISSN: 0350-1094, Завод за уџбенике и наставна средства, Подгорица

2. **Папић, М.**, Вуковић, М., Дугалић, Г., Радојичић, М., Митровић, О. Multi-criteria analysis of soil fertility on the territory of municipality of Čačak, Земљиште и биљка, Vol. 62, Br. 3, 2013., pp. 113-125. ISSN: 0514-6658, Унија биолошких научних друштава Југославије

**Саопштења на међународним скуповима
(штампано у целини)**

(МЗЗ)

1. Вуловић, Р., **Папић, М.**, Југовић, Д., Information System for collection of waste in the city of Valjevo, Еколошка истина – ЕКОИСТ 2011, Зборник радова, стр. 110-119, ISBN: 978-86-80987-84-2, 1 – 4. јун 2011., Бор
2. Вуловић, Р., **Папић, М.**, Југовић, Д., Contribution of information technology in improving of the educational process, Информационе технологије и развој образовања – ITRO 2011, Зборник радова, стр. 190-195, ISBN: 978-86-7672-134-4, 1. јул 2011., Зрењанин
3. Гавриловић, Б., **Папић, М.**, Југовић, З., Вуловић, Р., Information Technologies in Timber Processing, Trends in the development of machinery and associated technology – TMT 2011, Proceedings, pg. 813-816, ISSN: 1840-4944, 12 – 18 September 2011., Prague, Czech Republic
4. **Папић, М.**, Вељовић, А., QMS processes mapping using IDEF0 methodology in high education institutions, Research and Development in Mechanical Industry – RaDMI 2012, 14 – 17. септембар 2012., Врњачка Бања
5. Југовић, З., Јордовић, Б., Пецарски, Д., Вукадиновић, Р., **Папић, М.** Improving quality of environment in Serbia, Trends in the development of machinery and associated technology – TMT 2014, Proceedings, pg. 413-416, ISSN: 1840-4944, 10 – 12 September 2014., Budapest, Hungary
6. **Папић, М.**, Вуковић, М. Analysis of Fertility as an Aspect of Sustainable Development of Soil in Čačak Basin, Environmental Management and Material Flow Management – EMFM 2014, 31.10. – 2.11. 2014., Bor, Srbija

Саопштења на скуповима националног значаја
(штампано у целини)

(M63)

1. Вуловић, Р., **Папић, М.**, Дамњановић, А., Пословне апликације и услови пословања у светлу савремених информационих технологија, Техника и информатика у образовању, 3. Интернационална Конференција, Зборник радова, стр. 600-607, UDK: 316.776:004.3, ISBN: 978-86-7776-105-9, 8 - 10. мај 2010., Технички факултет Чачак
2. Вуловић, Р., Станковић, Н., **Папић, М.**, Информациони систем спортске организације, Информационе технологије – ИТ 2011, Зборник радова стр. 162-166, ISBN: 978-86-7664-097-3, 22 - 26. фебруар 2011., Жабљак
3. Папић, Ж., Вуловић, Р., Алексић, В., **Папић, М.**, Моделирање и симулација робота у настави ТИО, Информационе технологије – ИТ 2011, Зборник радова, стр. 182-186, ISBN: 978-86-7664-097-3, 22 - 26. фебруар 2011., Жабљак
4. Вуловић, Р., **Папић, М.**, Југовић, Д., Интеракција човек рачунар и ергономски проблеми, Технологија, информатика и образовање за друштво учења и знања – ТИО6, Зборник радова 2, стр. 704-7011, UDK: 004.9, ISBN: 978-86-7776-127-1, 3 – 5. јун 2011., Чачак
5. Станковић, Н., **Папић, М.**, Вуловић, Р., Студентска процена предмета из области информационих технологија, Технологија, информатика и образовање за друштво учења и знања – ТИО6, Зборник радова 2, стр. 619-625, UDK: 004.9, ISBN: 978-86-7776-127-1, 3 – 5. јун 2011., Чачак
6. **Папић, М.**, Вуловић, Р., Драговић, Н., Станковић, Н., E-learning – савремене методе комуникације, Технологија, информатика и образовање за друштво учења и знања – ТИО6, Зборник радова 1, стр. 472-483, UDK: 37.018.43, ISBN: 978-86-7776-122-6, 3 – 5. јун 2011., Чачак
7. **Папић, М.**, Каранац, Р., Ризнић, Д., Цвијовић, Н., Маркетинг у високом образовању, Реинжењеринг пословних процеса у образовању – RPP011, Зборник радова, стр. 480-486, UDK: 659.4:378.1, ISBN: 978-86-7776-128-8, 23 – 25. септембар 2011., Чачак
8. **Папић, М.**, Вуловић, Р., Станковић, Н., Примена алата менаџмента знањем у анализи података студентске службе, Реинжењеринг пословних процеса у

- образовању – RPRO11, Зборник радова, стр. 179-186, UDK: 005:371.212, ISBN: 978-86-7776-128-8, 23 – 25. септембар 2011., Чачак
9. Миладиновић, М., Вељовић, А., **Папић, М.**, Герасимовић, М., Функционални модел процеса образовно – васпитног рада основних и средњих школа, Реинжењеринг пословних процеса у образовању – RPRO11, Зборник радова, стр. 44-52, UDK: 004:005]:37, ISBN: 978-86-7776-128-8, 23 – 25. септембар 2011., Чачак
 10. Вељовић, А., Цвијовић, Н., Пауновић, Л., **Папић, М.**, Функционално и информатичко моделирање података потребних за дефинисање развојне политике, Симпозијум о операционим истраживањима – SYMOPIS 2012, Зборник радова, стр. 271-273, ISBN: 978-86-7488-086-9, 25 – 28. септембар 2012., Тара
 11. Раденовић, Д., Вељовић, А., **Папић, М.** Информациони систем као део стратегије унапређења еколошких навика, YU INFO 2013, Зборник радова, стр. 128 – 133, ISBN: 978-86-85525-11-7, 3 – 6. Март 2013. Копаоник
 12. Гојгић, Н., Јовановић, В., Вељовић, А., **Папић, М.**, Информациони подсистем за управљање интерним проверама QMS-а на високошколским установама, XIX Скуп Трендови развоја: „Универзитет на тржишту“ – ТРЕНД 2013, Зборник радова, стр. , ISBN: 978-86-7892-485-9, 18 – 21. Фебруар 2013., Марибор, Похорје, Словенија
 13. **Папић, М.**, Папић, М. Ж. Примена метода вишекритеријумске анализе у образовним процесима, Реинжењеринг пословних процеса у образовању – RPRO13, Зборник радова, стр. 261-267, UDK: 519.8:005:37, ISBN: 978 – 86 – 7776 – 143 – 1, 20 – 22. септембар 2013., Чачак
 14. **Папић, М.**, Станковић, Н., Пауновић, В. Компаративна анализа студентских процена предмета из области информационах технологија, Техника и информатика у образовању, Зборник радова, стр. 275-280, UDK: 005.6:004.9, ISBN: 978-86-7776-164-6, 30 - 31. мај 2014., Факултет техничких наука у Чачку

(штампано у изводу)

(M64)

1. Вуловић, Р., **Папић, М.**, Пауновић, Ј., Примена CISCO Packet Tracer 4.1 на симулацији реалне рачунарске мреже, Међународна научно – стручна конференција "На путу ка добу знања", Електронски зборник радова: <http://www.famns.edu.rs/skup1/radovi.html>, 24 – 26. септембар 2010., Сремски Карловци
2. Вуловић, Р., **Папић, М.**, Иновативна организација у новом времену са новим решењима, Међународна научно – стручна конференција "На путу ка добу знања", 24 – 26. септембар 2010., Сремски Карловци, Електронски зборник радова: <http://www.famns.edu.rs/skup1/radovi.html>

Семинари:

1. **Папић, М.**, Станковић, Н., Алексић, В., Хипермедија у настави, КАТАЛОГ програма сталног стручног усавршавања наставника, васпитача, стручних сарадника и директора за школску 2011/2012. годину, страна 98., ИСБН: 978-86-87137-46-2, Завод за унапређивање образовања и васпитања, Београд, 2011.

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписани-а Милош Папић

број индекса 5/2010

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

Вишекритеријумска анализа квалитета земљишта чачанске котлине

- резултат сопственог истраживачког рада,
- да предложена дисертација у целини ни у деловима није била предложена за добијање било које дипломе према студијским програмима других високошколских установа,
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио интелектуалну својину других лица.

Потпис докторанда

У Београду, _____

M. Papic

Прилог 2.

**Изјава о истоветности штампане и електронске
верзије докторског рада**

Име и презиме аутора Милош Папић

Број индекса 5/2010

Студијски програм Инжењерски менаџмент

Наслов рада Вишекритеријумска анализа квалитета земљишта чачанске
котлине

Ментор Др Милован Вуковић, ред. проф.

Потписани/а Милош Папић

Изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла за објављивање на порталу **Дигиталног репозиторијума Универзитета у Београду**.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског звања 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 докторанда

У Београду, _____

M. Papic

Прилог 3.

Изјава о коришћењу

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

Вишекритеријумска анализа земљишта чачанске котлине

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство

② Ауторство – некомерцијално

3. Ауторство – некомерцијално – без прераде

4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима

5. Ауторство – без прераде

6. Ауторство – делити под истим условима

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци, кратак опис лиценци дат је на полеђини листа).

Потпис докторанда

У Београду, _____



1. Ауторство – Дозвољавање 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. Дозвољавање 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 прераде. Дозвољавање 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. Дозвољавање 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 прераде. Дозвољавање 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. Дозвољавање 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.