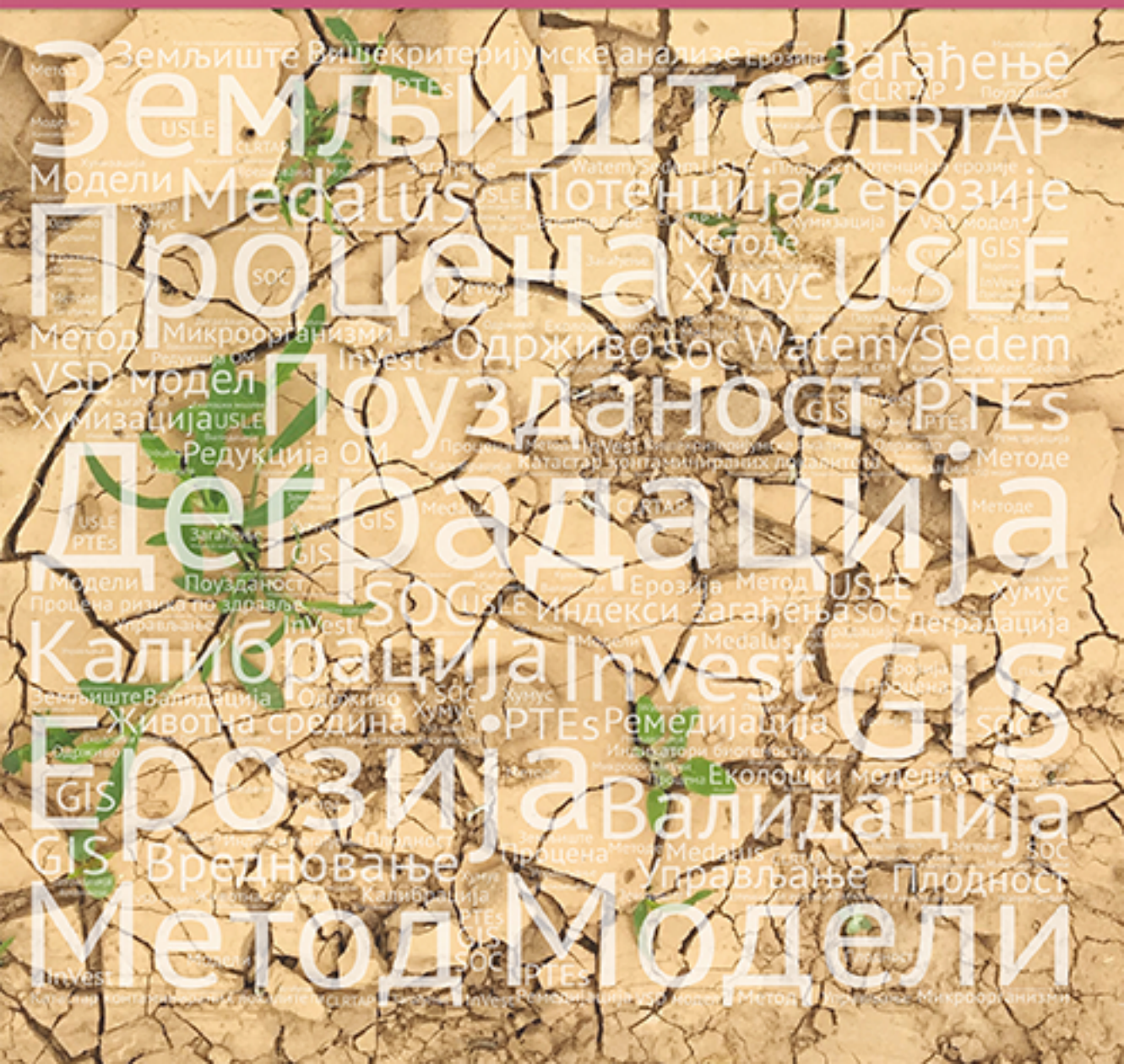
Универзитет у Београду – Шумарски факултет
Српско друштво за проучавање земљишта
Комисија за земљиште и животну средину

ПРОЦЕНА ДЕГРАДАЦИЈЕ ЗЕМЉИШТА

методе и модели

Снежана Белановић Симић, уредник



УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ - ШУМАРСКИ ФАКУЛТЕТ
СРПСКО ДРУШТВО ЗА ПРОУЧАВАЊЕ ЗЕМЉИШТА
Комисија за земљиште и животну средину

ПРОЦЕНА ДЕГРАДАЦИЈЕ ЗЕМЉИШТА – МЕТОДЕ И МОДЕЛИ

Снежана Белановић Симић, уредник

БЕОГРАД, 2022.

ПРОЦЕНА ДЕГРАДАЦИЈЕ ЗЕМЉИШТА – МЕТОДЕ И МОДЕЛИ
Тематски зборник водећег националног значаја

Издавачи:

Универзитет у Београду - Шумарски факултет, Кнеза Вишеслава 1, Београд
Српско друштво за проучавање земљишта, Немањина 6, Земун

За издавача:

Др Бранко Стајић, ред. проф., декан
Др Бошко Гајић, ред. проф., председник

Уредник:

Др Снежана Белановић Симић, ред. проф.

Рецезенти:

Др Станимир Костадинов, ред. проф. у пензији Универзитета у Београду
- Шумарског факултета
Др Ивица Кисић, ред. проф. Свеучилишта у Загребу
- Агрономског факултета
Др Бранислав Бајат, ред. проф. Универзитета у Београду
- Грађевинског факултета

Лектор:

Проф. Споменка Марковић

Технички уредник:

Бојана Савић

Дизајн корица:

Др Борис Радић и др Јелена Белоица
Фотографија на насловној страни: др Предраг Миљковић

Тираж:

300 примерака

Штампа:

„Планета принт“, Београд

ISBN 978-86-7299-345-5

Публикација Процена деградације земљишта – методе и модели одобрена је од стране Наставно-научног већа Универзитета у Београду – Шумарског факултета одлуком бр. 01-2/32 од 02.03.2022. године и одлуком Управног одбора Српског друштва за проучавање земљишта одлуком бр. 4/2022 од 28.04.2022.године.

Сва права копирања, прештампавања и умножавања задржава издавач.

Захваљујемо нашим професорима на пренетом знању, као и будућим генерацијама које ће наставити путем науке о земљишту.

ПРЕДГОВОР

Мисао да деградација земљишта представља критичан и нарастајући глобални проблем изговорена је или написана много пута од стране аутора ове публикације, али и других који разумеју значај земљишта и земљишног простора. Решење глобалне друштвене кризе, сада наглашене пандемијом, налази се у очувању и обнављању функција земљишта, са акцентом на холистичком приступу, ради бољег разумевања везе између друштва и основних функција земљишта.

Идеја за уређивање ове публикације произашла је као резултат дискусија у вези са деградацијом и заштитом земљишта, пре свега са колегиницом др Јорданом Нинков, као и са другим члановима Српског друштва за проучавање земљишта, где председавам Комисији за земљиште и животну средину. Имали смо жељу да се објединьено прикажу методе и модели за процену деградације земљишта који су најшире примењени у региону и на подручју Републике Србије.

Публикација „Процена деградације земљишта – методе и модели“ намењена је широј научној заједници, како студентима тако и свима који се сусрећу са изналажењем решења за различите облике деградације земљишта. Кроз пет тематских области обрађено је 18 поглавља, а свака тематска област почиње синопсисом, у коме је приказан преглед поглавља која следе. Екосистемски сервиси које земљиште пружа, као и облици деградације, приказани су у првој тематској области, заједно са неким методама вишекритеријумских анализа и основама примене даљинске детекције. Потом, у оквиру друге тематске целине, кроз поглавља су анализиране водна и еолска ерозија, са објашњењима за примену појединих, надасве широко примењених модела. Методе за процену хемијске деградације земљишта (услед ацидификације и од загађења) приказане су у оквиру треће тематске области. Стање органске материје у земљишту и диверзитет микроорганизама и методе анализе стања приказане су у четвртој тематској целини. Перспективе очувања земљишта у овом веку разматране су у оквиру пете области, где је приказано и техничко решење, у којем се на интегрисан начин оцењује квалитет земљишта.

Моје је велико задовољство ако читајући ову књигу нађете одговоре на изазове због којих сте приступили читању. Сугестије, мишљења читалаца, као и питања можете слати ауторима поглавља или мени на e-mail: snezana.belanovic@sfb.bg.ac.rs.

Имам посебно задовољство да се најсрдачније захвалим свим ауторима поглавља, који су са великим ентузијазмом, озбиљно и са пуно труда свеобухватно обрадили тематска поглавља. Овом приликом желим да изразим посебну захвалност драгом пријатељу проф. др Ратку Кадовићу за иницијативу да

се приреди поглавље Контаминација земљишта осиромашеним уранијумом као последица ратних дејстава, као и др Мирјани Стојановић, која је прихватила да дâ драгоцен допринос. Велику захвалност изражавам цењеним рецензентима: др Ивици Кисићу, редовном професору Свеучилишта у Загребу – Агрономског факултета, др Бранislаву Бајату, редовном професору Универзитета у Београду – Грађевинског факултета и др Станимиру Костадинову, редовном професору у пензији Универзитета у Београду – Шумарског факултета на бројним веома корисним саветима, сугестијама и подршци, а чиме су значајно допринели побољшању квалитета текста.

Захваљујем и свима вама који сте у овој публикацији нашли неке одговоре и прихватили мисију очувања, а не искључиво коришћења земљишта.

УРЕДНИК

Проф. др Снежана Белановић Симић*

* https://orcid.org/0000-0003-0962-5595

У анализи и писању појединих поглавља учествовали су:

Универзитет у Београду – Шумарски факултет:

Баумгертел Александар – поглавље 6
Белановић Симић Снежана – поглавља 2, 13, уводни делови I, II, III, IV и V
Белоица Јелена – поглавље 12
Вулевић Тијана – поглавље 4
Драговић Нада – поглавље 4
Кадовић Ратко – поглавља 2, 3, 11, уводни део V
Кнежевић Милан – поглавље 1
Кошанин Оливера – поглавље 1
Лазаревић Катарина – поглавље 10
Лукић Сара – поглавље 6
Љубичић Јанко – поглавље 1
Малушевић Иван – поглавље 7
Милчановић Вукашин – поглавље 7
Милетић Стефан – поглавље 11
Миљковић Предраг – поглавља 8, 9, 13
Нешковић Петар – поглавље 7
Новаковић Ангелина – поглавље 12
Половина Синиша – поглавље 7
Радић Борис – поглавље 7
Ристић Ратко – поглавље 7
Тодосијевић Мирјана – поглавље 10
Цаковић Милица – поглавље 12

Универзитет у Београду – Пољопривредни факултет:

Антић Младеновић Светлана – поглавље 13

Универзитет у Београду – Институт за биолошка истраживања „Синиша Станковић“:

Павловић Драгана – поглавље 14
Павловић Марија – поглавље 14
Перовић Вељко – поглавља 8, 9, 11
Чакмак Драган – поглавља 12, 13, 14

Универзитет у Новом Саду – Пољопривредни факултет:

Војнов Бојан – поглавље 16
Ћирић Владимир – поглавље 16
Шеремешић Срђан – поглавље 16

Институт за шумарство:

Момировић Наталија – поглавље 10

Институт за земљиште:

Бунтић Анета – поглавље 17
Делић Душица – поглавље 17
Јарамаз Дарко – поглавље 5
Кнежевић Магдалена – поглавље 17
Мрвић Весна – поглавље 5
Пивић Радмила – поглавље 17
Расулић Наташа – поглавље 17
Сањников Елмира - поглавље 16
Стајковић-Србиновић Оливера – поглавље 17
Тошић Соња – поглавље 5
Угреновић Владан – поглавље 17

Институт за ратарство и повртарство:

Васин Јовица – поглавља 15, 18
Живанов Милорад – поглавља 15, 18
Јакшић Снежана – поглавље 18
Маринковић Јелена – поглавље 18
Милић Станко – поглавља 5, 15, 18
Миљаковић Драгана – поглавље 18
Нинков Јордана – поглавља 15, 18
Рајковић Милош – поглавље 5
Ранђеловић Предраг – поглавље 5

Институт за технологију нуклеарних и других минералних сировина:

Стојановић Мирјана - поглавље 3

Агенција за заштиту животне средине – СЕПА

Видојевић Драгана – поглавља – 13, 15

Генерал у пензији, специјалност Атомско-биолошко-хемијска одбрана:

Слободан Петковић – поглавље 3

САДРЖАЈ

Предговор 5

I Основни приступи проучавања деградације земљишта.....13
Снежана Белановић Симић

1. Земљиште – основни ресурс 14
Оливера Кошанин, Милан Кнежевић, Јанко Љубичић
2. Процеси и облици деградације земљишта 39
Ратко Кадовић, Снежана Белановић Симић
3. Контаминација земљишта Србије осиромашеним уранијумом као последица ратних дејстава.....94
Мирјана Стојановић, Слободан Петковић, Ратко Кадовић
4. Примена метода вишекритеријумског одлучивања у процени деградације земљишта 116
Тијана Вулевић, Нада Драговић
5. Примена даљинске детекције у класификацији земљишних својстава и покривача.....145
Дарко Јарамаз, Станко Милић, Предраг Ранђеловић, Соња Тошић, Милош Рајковић, Весна Мрвић

II Процена физичке деградације - ерозија 173
Снежана Белановић Симић

6. Процена деградације земљишта услед еолске ерозије 174
Сара Лукић, Александар Баумгертел
7. Савремен и традиционалан приступ моделирању процеса деградације земљишта услед деловања водне ерозије 209
Ратко Ристић, Борис Радић, Синиша Половина, Петар Нешковић, Иван Малушевић, Вукашин Милчановић
8. Примена USLE модела: Ограничења, предности и будући изазови ...237
Вељко Перовић, Предраг Миљковић
9. Квалитативна и квантитативна процена губитака земљишта применом WaTEM/SEDEM модела 272
Предраг Миљковић, Вељко Перовић
10. Вредновање услуга земљишних екосистема применом InVEST модела.....304
Мирјана Тодосијевић, Катарина Лазаревић, Наталија Момировић
11. Анализа осетљивости земљишног простора на деградацију применом MEDALUS модела.....328
Стефан Милетић, Ратко Кадовић, Вељко Перовић

III Процена хемијске деградације – ацидификација, загађивање 351
Снежана Белановић Симић

12. Методе и модели за процену осетљивости земљишта на процес ацидификације 352
Јелена Белоица, Драган Чакмак, Милица Цаковић, Ангелина Новаковић, Ана Стојкановић

13. Процена деградације земљишта услед загађења потенцијално токсичним елементима (PTEs) 381
Снежана Белановић Симић, Драган Чакмак, Драгана Видојевић, Предраг Миљковић, Светлана Антић Младеновић

14. Процена штетног утицаја потенцијално токсичних елемената (ПТЕ) из земљишта на здравље људи.....420
Драган Чакмак, Драгана Павловић, Марија Матић

IV Процена биолошке деградације земљишта – стање органске материје и биодиверзитет.....441
Снежана Белановић Симић

15. Резерве и редукција органске материје у земљишту 442
Јовица Васин, Јордана Нинков, Драгана Видојевић, Станко Милић, Милорад Живанов

16. Процена деградације земљишта и лабилна фракција угљеника у земљишту 458
Срђан Шеремешић, Владимир Ћирић, Елмира Саљников, Бојан Војнов

17. Микроорганизми као биоиндикатори деградације земљишта 478
Душица Делић, Владан Угреновић, Наташа Расулић, Анета Бунтић, Магдалена Кнежевић, Радмила Пивић, Оливера Стајковић-Србиновић

V Перспективе очувања земљишта у 21. веку 537
Ратко Кадовић, Снежана Белановић Симић

18. Управљање подацима о плодности земљишта на примеру техничког решења „СКУП“ 544
Јордана Нинков, Јовица Васин, Станко Милић, Јелена Маринковић, Снежана Јакшић, Милорад Живанов, Драгана Миљаковић

Златибор, фото др С. Белановић Симић, 2018.

Околина Вршца, фото др С. Лукић, 2022.

Слив реке Расине, фото др П. Миљковић, 2018.

Слив Калиманске реке - Грделичка клисура, фото др С. Лукић, 2009.

I Основни приступи проучавања деградације земљишта

Снежана Белановић Симић

„*Нема ствари која би била тако вредна проучавања као природа*"
Никола Тесла

Проучавања земљишта усмерена су на унапређења услуга које пружа екосистемима са једне стране, док се са друге земљишта сагледавају као екосистем. Екосистем земљишта има значајну улогу у циклусима кружења материје и енергије, и тако учествује у бројним процесима којима се обезбеђује мултифункционалност земљишта. Међутим, антропогене активности константно представљају претње за развијање различитих облика деградације изазваних променом начина коришћења, загађењем и другим мерама управљања земљишним простором. Деградација земљишта нарушава његов квалитет, односно утиче на једну или више његових функција.

Полазећи од наведеног, прва тематска област ове публикације обухвата следећих пет поглавља: Земљиште - основни природни ресурс, Облици деградације земљишта, Контаминација земљишта осиромашеним уранијумом као последица ратних дејстава, Примена метода вишекритеријумског одлучивања у процени деградације земљишта и Примена даљинске детекције у процени деградације земљишта. Циљ је да се детаљно прикаже значај земљишта као необновљивог ресурса (Поглавље 1) за опстанак наше цивилизације, а који је угрожен различитим облицима деградације (Поглавља 2 и 3).

За потребе квантитативног описа физичких, хемијских и биолошких процеса у земљишту и њихових интеракција, у науку о земљишту уводе се различити нумерички и аналитички модели, још половином прошлог века. У почетку су модели, углавном, представљали аналитичка решења парцијалних диференцијалних једначина, или концептуалне моделе за аналогне, или дигиталне рачунаре. Касније се развијају динамички модели, али који теже употреби поједностављених модела. Ово произилази, пре свега услед недостатака у подацима, као и изражене хетерогености земљишта. Употреба метода географског информационог система омогућило је просторно мапирање типова земљишта, као и облика деградације. Поред метода ГИС-а, велики значај у припреми података за коришћење појединих динамичких модела имају и методе даљинске детекције (Поглавље 5), као и методе вишекритеријумске анализе (Поглавље 4).

Поглавље 1

Земљиште – основни ресурс

Аутори:
Др Оливера Кошанин*,
Др Милан Кнежевић,
MSc Јанко Љубичић

Садржај:

1. Увод
2. Кратак преглед развоја науке о земљишту
3. Земљиште као екосистем
4. Функције земљишта
5. Закључна разматрања
Литература

Soil – the basic resource

Abstract – Throughout most of the history of use, soil has been treated as a means of production, as evidenced by numerous definitions in which soil is defined in terms of providing the necessary nutrients and water, as well as meeting all other conditions for optimal nutrition and thus high yields. At the same time, man most often treated soil as a renewable resource, as long as it was enough to satisfy his needs primarily for food. Food production is the oldest function of soil. The moment man realized that he was losing huge areas of soil through various types of degradation, the attitude towards soil changed. We are becoming aware that soil is a non-renewable, and for now, irreplaceable resource without which there is no realization of even its first- production function. Soil research in the last twenty years has led to changes in the basic approach- that soil is not only a component of ecosystems, but also an ecosystem built of material and living parts, which are intertwined in numerous interactions. What is more, more and more people are writing about the existence of a larger number of ecosystems within the soil itself. All this has led to the emphasis on other soil functions that were previously invisible due to priority production. There are a number of definitions and approaches in the division of soil functions, as well as attempts to „measure“ individual soil functions in monetary terms. The value of soil expressed in money has not been determined yet, because soil with all its functions and ecosystem services has no price!

Keywords: soil, food production, ecosystem, ecosystem services, soil functions.

1. Увод

Постоји велики број различитих *дефиниција земљишта*, које одражавају разлике у погледу на земљиште представника различитих струка (агронома, шумара, геолога, биолога, итд.). Најстарију дефиницију дали су корисници који најдуже експлоатишу земљиште - агрономи и шумари, по којој земљиште представља површински растресити слој земљине коре, биолошки активан, у којем су укорењене биљке (Knežević et al., 2019a).

* e-mail: olivera.košanin@sfb.bg.ac.rs

Европска комисија је 2006. године земљиште дефинисала као горњи слој земљине коре, образован од минералних честица, органских материја, воде, ваздуха и живих организама. Према United States Department of Agriculture (2021a), земљиште је природно тело које се састоји од чврстих супстанци (минералних и органских материја), течности и гасова, које се јавља на површини копна, заузимајући простор, и које карактеришу једно или оба од следећег: хоризонти или слојеви који се разликују од иницијалног материјала, а настају у резултату додавања, губитака, преноса и трансформације енергије и материје, и/или способности да подржи укорењивање биљке у природном окружењу.

Земљиште, као површински слој Земљине коре, обухвата целокупан континентални део литосфере, са око 150 милиона квадратних километара, или 1/3 површине Планете. Такође је и полидисперзна средина и порозни систем, испуњен водом, ваздухом и живим организмима, између којих се врши непрекидно кретање материје и протицање енергије. Земљиште је материјални супстрат у сложеним биогенетским циклусима стварања и одржавања свих сегмената биосфере.

Једна од најчешће коришћених дефиниција земљишта је да земљиште представља природно-историјско тело, површински растресити слој земљине коре настао у резултату заједничког утицаја педогенетских чинилаца: геолошке подлоге, климе, рељефа, органског света и времена. Такође, то је и тродимензионално тело са препознатљивим границама по површини, дубини земљишта и бочно. Земљиште представља *полифазни* систем, који је изграђен од чврсте, течне, гасовите и живе фазе. Динамичан је систем, јер подлеже непрестаним променама, које могу бити *несистематске - повремене* (промене стања влажности и топлоте), *периодичне - цикличне* (условљене сезонским варирањем активности живе фазе) и *умерене промене*.

Земљиште је и *природни ресурс* - национално благо, које је према неким старијим мишљењима сврставано у групу „обновљивих ресурса“. Обновљивост овог ресурса почивала је на активности живе фазе земљишта и динамици органске материје (минерализација, хумификација). Међутим, савремена пракса употребе земљишта је показала да претераним и неодговорним коришћењем земљишта долази не само до снижавања његове плодности, већ и угрожавања биолошких процеса и самог опстанка живих бића, која представљају главни фактор „оживљавања“ стерилне стенске подлоге. Према новијим изворима, земљиште се посматра као необновљив ресурс са могућом високом стопом деградације и изузетно ниском стопом регенерације, чији је значај у пољопривреди и шумарству изражаван преко плодности, односно снабдевања биљака потребним материјама (Kadović et al., 2016; Belanović Simić et al., 2016). Разни видови деградације земљишта најчешће представљају, по својој природи, једносмерне процесе, без реалне могућности за враћање у првобитно стање.

2. Кратак преглед развоја науке о земљишту

Многа открића и практична сазнања о земљишту веома су стара и датирају из времена најстаријих људских култура. Потреба за храном и осигурање прехране одувек су представљали најважније чиниоце преживљавања људске врсте. Сматра се да људи већ око 10.000–15.000 година узгајају биљке ради остваривања својих потреба за храном (Košanin и Knežević, 2017). Први људи на нашој планети били су сакупљачи, који су за своју исхрану користили само продукте које су налазили у природи (плодови, семење, кртоле, луковице, ризоми, црве, ларве, пужеве, шкољке, гљиве и друго).

Оног момента када је човек са сакупљачке и ловне привреде прешао на следећу привредну фазу - земљорадњу, пре око 11.000 година (McNeill и Winiwarter, 2004), започиње период емпиријске педологије. Човек је најпре спонтано, а затим све више осмишљено почео да гаји биљке и обрађује земљиште. Непресушна потреба човека да обезбеди довољно хране за себе, своју породицу, племе или народ била је покретачка снага за даље упознавање са биоеколошким карактеристикама гајених биљака и сагледавање и унапређивање својстава земљишта као хранљивог супстрата. Многи древни народи су искуствено знали да се додавањем одређених материјала (пепела, стајског ђубрива, креча, заоравањем одређених врста зелених биљка, ротацијом усева и слично) могу поправити особине земљишта и повећати његова плодност. Пропаст многих древних цивилизација објашњава се уништавањем и деградацијом земљишта, до чега је долазило услед уклањања заштитног биљног покривача.

Земљиште се први пут помиње у природно-научном раду *Papyrus Ebers*, који датира из XVI века пре Христа (Kisić, 2012). У делима чувених грчких и римских филозофа (Аристотел, Теофраст, Колумбела и др.) све поделе и објашњења односе се превасходно на плодност и класификације земљишта. Кроз цео стари и средњи век, проучавања земљишта нису заснована на егзактним знањима, већ на искуству - емпирији и као таква преносе се са генерације на генерацију.

Током XVIII и почетком XIX века појављује се у Западној Европи читава плејада научника који земљиште посматрају искључиво као извор хранљивих материја за биљке (Nicolas–Théodore de Saussureu, Jean–Baptiste Boussingault, Carl S. Sprengel, Justus von Liebig и др.). Велики помак у развоју науке о земљишту имао је развој хемије и физике, а прво научно дело о земљишту *Bodenkunde - order die Lehre vam Boden* написао је немачки агрохемичар Carl S. Sprengel, 1837. године (Kisić, 2012).

У другој половини XVIII века, развојем хемије и првим педолошким истраживањима Tomasa Roberta Maltusa (1766–1834), долази до значајнијег напретка у области науке о земљишту. Maltus је поставио теорију да се свака животињска врста, укључујући и човека, размножава геометријском прогресијом, док се с друге стране, средства за живот, посебно храна, повећавају аритметичком прогресијом. Да би опстала људска врста, неизбежни су ратови као и

природне катастрофе, како би дошло до успостављања одговарајуће равнотеже. Управо је Maltusova теорија у први план ставила продуктивну способност земљишта и потребу за њено истраживање. Неопходност детаљног проучавања плодности земљишта као интегралног својства свих физичких, хемијских и биолошких карактеристика, постаје предуслов максималног искоришћења потенцијала земљишта и постизања високих приноса.

Dokuchaev (1883), оснивач модерне генетичке педологије, у свом делу *Руски чернозем* даје прву научну дефиницију земљишта као специфичне природне творевине која је толико другачија од других, да је треба проучавати у оквиру посебне научне дисциплине. Такође, по истом аутору, земљиште настаје у резултату заједничког деловања геолошке подлоге, климе и живих бића - биосфере. Jenny (1941), у свом делу *Factors of soil formation*, додаје рељеф и време међу педогенетске факторе. У првој половини XX века међу педогенетске факторе додате су површинске и плитке подземне воде и на крају човек. Докучајев и његови следбеници, захваљујући стотинама милиона хектара нетакнутог природног земљишта, углавном се фокусирају на изучавање природних закона о генези и еволуцији земљишта.

С друге стране, истовремено, у САД-у и земљама западне Европе појављује се велики број истраживача, који земљиште првенствено третирају као **производно средство**. Буран индустријски напредак на „Западу“ доводи до развоја пољопривреде уз интензивну обраду земљишта и употребу ђубрива, што је довело до нестанка великих површина природних (нетакнутих) земљишта.

Прва педолошка проучавања у Србији, у периоду до Првог светског рата, спроводе се на просторима Војводине (тадашња Аустроугарска монархија). У периоду између Првог и Другог светског рата на развој педологије у Србији доминантан утицај има руска генетичка школа, за шта су заслужни руски емигранти, који су на ове просторе стизали за време и после Октобарске револуције. Наиме, под њиховим вођством долази до првих педолошких проучавања на просторима Централне Србије. Од шездесетих година XX века на развој педологије у Србији све већи утицај имају и педолошке школе Западне Европе и САД-а.

Дуги низ година, почевши од првих радова Докучајева, а затим и читаве плејаде педолога - поборника *генетичке педологије* па до данас, земљиште се третира као природно-историјско тело, настало у току историјског процеса развоја природе, под утицајем одређених педогенетских фактора и процеса, тело које има свој живот и еволуцију, координате у времену и простору, и представља део целокупне природе (Knežević и Košanin, 2019b). У последњој декади XX века земљиште, као део биогеосфере, постаје предмет интересовања педогео-био научника (Belanović Simić et al., 2016), при чему се на првом месту према значају налазе еколошки сервиси.

У природи се педогенетски фактори јављају у многобројним комбинацијама и широкој скали квантитативних вредности. Еколошке карактеристике зем-

љишта зависе од констелације педогенетских фактора (Knežević et al., 2016). У различитим констелацијама педогенетских фактора јављају се разноврсне форме земљишта, које се разликују према начину коришћења, као и спектру еколошких функција које обезбеђују. Према начину коришћења разликују се следеће категорије земљишта: пољопривредно, шумско, грађевинско и урбано. *Шумска земљишта* представљају најбоље очуване природне земљишне творевине. Под шумским земљиштем се подразумева земљиште шумских екосистема и необраслих површина које нису погодне за пољопривредну производњу, већ искључиво за подизање шума (Knežević et al., 2016). Полазећи од принципа генетичке педологије, где земљиште настаје као продукт деловања педогенетских фактора и процеса, проучавањем еколошких карактеристика шумских земљишта код нас бавио се велики број педолога почевши од шездесетих година прошлог века. Велики број радова бави се генезом, еволуцијом и класификацијом шумских земљишта (Antić i Avdalović, 1963, 1966; Antić et al., 1965; Avdalović 1972; Knežević i Košanin, 2005; Košanin, 2002 итд.). Такође, дуги низ година земљиште се проучава као компонента шумских екосистема у циљу издвајања еколошко-вегетацијских јединица, производним дефинисањем и издвајањем типова шума (Knežević и Košanin, 2010a; 2010b; Košanin и Knežević, 2006; Tepavac et al., 2019, итд.). Међутим, како је све мање природних земљишних творевина ненарушених еколошких карактеристика, последњих двадесетак година све је више радова који се баве проблематиком еколошког квалитета и производног потенцијала шумских земљишта (Belanović et al., 2000, 2005; Kadović et al., 2004; Knežević и Košanin, 2002; Košanin et al., 2012).

Земљиште представља тешко обновљив природни ресурс који се веома лако и брзо може деградирати или потпуно уништити неодговорним коришћењем. Треба имати у виду да је за образовање 1 cm слоја земљишта у природним условима потребно 100–300 година, у зависности од услова средине. Према резултатима истраживања Ćirića и Senića (1985), цитирано по Protić (1990), утврђено је да је за формирање 20 cm минералног земљишта на кречњаку (који садржи 0,3% нерастворног остатка) неопходно између 1,5 до 2,5 милиона година.

3. Земљиште као екосистем и његове функције

У новије време све се чешће поставља питање да ли се земљиште може сматрати само компонентом природних и агроекосистема, или је већ само по себи екосистем (Ponge, 2015; Белановић Симић, 2017). За давање одговора на постављено питање неопходно је кренути од дефиниције екосистема. Појам екосистема се на веома различите начине дефинише у публикацијама, уџбеницима, научним радовима и другом. Међутим, у свакој од тих различитих дефиниција истиче се нераскидиво јединство живе и неживе природе. Екосистем представља посебан високоинтегрисан простор и функционални систем у коме живе живи организми (Lakušić et al., 2015).

Свако животно станиште, за опстанак живих организама, треба да обезбеди минимум услова, односно да располаже са довољно: топлотне енергије, воде, неорганске материје и хране. Да би увек било довољно хране, она мора константно да се производи и да се троши, што значи да у земљишту енергија, материја и жива бића морају бити функционално повезана у динамичан систем који егзистира на принципима производње и разградње хране, тј. на односима исхране, из којих се развијају процеси кружења материје, биогеохемијских циклуса и протока и трансформације енергије. Педосфера, с обзиром да настаје на контакту атмосфере, хидросфере, биосфере и литосфере, има улогу пријемника, сакупљача и размењивача различитих материја са осталим сферама.

Чврста, течна и гасовита компонента земљишта представљају простор, материју и хранљиву средину за живот едафона. По многим научницима земљиште би било исправније посматрати као *четворофазни систем*, где би материјалном делу чврсте, течне и гасовите фазе била додата жива фаза (едафон), као сложена формација различитих и бројних животних заједница земљишне флоре и фауне.

Животно станиште, као просторно ограничена јединица, одликује се специфичним комплексом еколошких фактора. Један од најсложенијих копнених екосистема - шумски екосистем састоји се од животног станишта и животне заједнице. „*Неживи*“ део шумског екосистема обухвата све елементе и начине деловања квалитативно различитих фактора: климатских (светлост, температура, влажност, ветар, и др.), едафских (физичке и хемијске особине земљишта) и орографских (надморска висина, нагиб, експозиција, облици рељефа). „*Живи*“ део шумског екосистема представља високоинтегрисану заједницу већег броја различитих биљних и животињских врста, гљива и микроорганизама.

Последњих десетак година све је већи број радова у којима се користи термин *екосистем земљишта*. Концепт екосистема земљишта није нов и први пут се помиње у раду Auerbach, 1958, који је објављен у престижном часопису *Ecology*, чији је издавач Америчко еколошко друштво. Разноврсношћу његових биотичких и абиотичких компонената, гасовитом и воденом фазом, функцијама које обезбеђује различитим интеракцијама (трофичност, распадање минерала, минерализација, хумификација) и видљивом горњом и доњом границом (од површине земљишта до матичне стене), земљиште представља екосистем који припада универзалној категорији отворених система (Ashby, 1956).

По карактеристикама својих животних заједница и услугама које пружа, појам екосистема земљишта је у потпуности у складу са првим дефиницијама појма екосистема (Gobalt et al., 2010 и Lavelle et al., 2006). Земљишни екосистем одликује се одређеним водним, ваздушним и топлотним особинама. Од боје, покривености, хомогености површине земљишта и стања влажности зависи загревање површинског слоја земљишта. Од количине и односа појединих форми воде у земљишту зависи однос између укупне количине биљкама приступачне и неприступачне воде. Земљиште, слично Земљиној атмосфери, поседује

сопствену атмосферу, где се непрекидно одвија борба између аеробних и анаеробних услова, као концентрације O_2 и CO_2. Земљиште представља супстрат - хранљиву средину из које биљке усвајају воду и у њој растворене хранљиве материје.

Структура и функционисање земљишног екосистема одраз је интеракције бројних абиотичких и биотичких фактора у земљишту, а када се говори о агроекосистемима, велики утицај имају примењене агротехничке мере.

Екосистеми су врло сложени и динамични системи. Јединство екосистема почива на многобројним и разноврсним интеракцијама живих бића и неживе околине, коју чине: земљиште, вода, ваздух, температура и влажност. Земљиште је веома сложен и динамичан екосистем у коме се одвија велики број физичких, хемијских и биолошких процеса. Већина биолошких процеса у земљишту (80–90%) се одвија захваљујући ензимској активности микроорганизама. Микроорганизми чине од 0,1–3% целокупне органске материје земљишта, а њихова биомаса у просеку износи од 1 до 5 тона по хектару. Међу земљишним микроорганизмима најбројније су бактерије (10^8–10^9 g^{-1} земљишта), актиномицете (10^7–10^8 g^{-1} земљишта) и гљиве (10^5-10^6 g^{-1} земљишта).

Наиме, чак постоје мишљења о постојању екосистема који су уграђени у само земљиште (Six et al., 2004; Bonkowski 2004; Gobalt et al., 2010). Тако Bonkowski (2004) наводи да су врхови корена у расту седиште бројних интеракција (микробна петља) између биљака (излучујући органска једињења), микроба (који из биљке добијају енергију и угљеник, минерализујући хумус) и животиња (хране се микробима и минерализујући микробну биомасу), омогућавајући биљци да врло ефикасно узима и асимилише хранљиве материје. Six et al., (2004) наводе да агрегати земљишта који потичу из фауне, корена и микроба представљају седиште секвестрације угљеника и као резултат тога биљна производња је способна да издржи глобалне промене. Gobalt et al., (2010) говоре о постојању бројних екосистема унутар екосистема земљишта и истиче да се термин „*екосистем*“ уопште не користи, или се ретко користи за њихово означавање.

Сваки екосистем представља јединство биоценозе - животне заједнице и биотопа - животног станишта. Да ли се земљиште може назвати екосистемом? Имајући у виду да свака животна заједница заузима одређени простор, у којем увек мора бити неорганске и органске материје, енергије и других организама - дефинитивно да јесте.

Према Felleru et al. (2010, цит. Белановић Симић, 2017), у последњих 200 година мењао се однос човека према земљишту . Од оснивања педологије као научне дисциплине, у другој половини XIX века па до пред крај XX века у фокусу интересовања, претежно агронома, налази се плодност земљишта и обезбеђивање његове *производне функције*. Тек се деведесетих година XX века појављују радови који се баве проблематиком унапређења и очувања бројних функција земљишта.

Научно-истраживачка заједница бави се разумевањем система земљишта више од 100 година (Hartemink, 2015), а уско повезани концепти, попут показатеља квалитета земљишта, здравља и заштите земљишта развијени су тек пре неколико деценија (Doran, 2002; Karlen et al., 2003, Белановић Симић, 2017). Такође, и у нашој земљи све већи број радова бави се проблемима угрожавања и деградације шумских земљишта (Knežević i Kadović, 1994; Knežević et al., 2000; Beloica et al., 2013, итд.). Dugalić и Gajić, (2012), наводе да је земљиште тродимензионално тело које врши широк спектар друштвено-економских и еколошких функција у екосистему, односно у природној средини живљења човека. Такође, исти аутори сматрају да измене у земљишним процесима доводе до измена у функционисању екосистема и многих еколошких проблема, који временом постају видљиви и у другим срединама.

У данашње време, убрзањем технолошког напретка, брзим порастом броја становништва и повећаном потрошњом, свет је суочен са ограничењима у погледу стања глобалне животне средине, а самим тим и земљишта. Степен угрожености земљишта деградацијом у државама Европске уније је значајан. Ерозија земљишта водом и ветром погађа приближно 22% европског копна. Готово половина (45%) минералних земљишта има низак или врло низак садржај органског угљеника. Контаминацијом је погођено до три милиона локација и процењује се да је 32–36% европских земљишта класификовано као високо или врло високо подложно сабијању (Jones et al., 2011). Према подацима Европске агенције за животну средину (EEA, 2015b) дошло је до пораста заузећа површине земљишта због изградње и развоја инфраструктуре. Такође, интензивна индустријализација и урбанизација у току прошлог века резултирале су повећаним антропогеним притисцима на земљиште, укључујући хемијску и биолошку контаминацију (Abrahams, 2002; Kurbatova et al., 2004), који у крајњем билансу доводе до губитка биодиверзитета земљишта.

Због убрзавања покретача који стоје иза деградације, попут повећане урбанизације, индустријализација и интензивирања пољопривредне производње, процеси деградације земљишта настављају да подривају функције земљишта и испоруке услуга екосистема (Frelih-Larsen et al., 2016). Убрзани процеси деградације природних ресурса Планете Земље и система који одржавају живот могу постати иреверзибилни на нивоу процеса и изазвати штете које нису видљиве одмах, већ могу постати видљиве тек после више година или деценија. Јасно је да се свет данас суочава са „модерном“ кризом земљишта, која превазилази било коју у историјском смислу и да се сви глобални проблеми стања животне средине такође преламају преко земљишта (Kadović et al., 2016).

Глобални еколошки проблеми, укључујући климатске промене, дезертификацију, деградацију земљишта и исцрпљивање биодиверзитета, појавили су се у научним и политичким програмима последњих деценија (Kazeev et al., 2003), услед чега се појављују нови ставови према функцијама земљишта и његовој улози у глобалним биогеохемијским процесима и обезбеђивању услуга, попут секвестрације угљеника или генетског резервоара (Janzen, 2004; Blum, 2005).

Земљиште је носилац бројних функција неопходних за живот на нашој планети. Човек је најпре спознао да без земљишта нема производње хране, биомасе, бројних сировина. Међутим данас, када је све мање плодног, здравог и неизмењеног земљишта, јер је толико угрожено човековим активностима, постајемо свесни многобројних функција које је земљиште обављало кроз целокупну историју људског друштва. Земљиште све више добија на значају како га мање има, како је све лошијег квалитета и како све више има интересената за храну која је резултат постојања земљишта (Lješević, 2003).

Научници су много раније, у односу на земљиште, стекли спознају о улози и значају воде и ваздуха за живот људи, тако да су радови о стању ових ресурса и њиховој незаменљивости старијег датума. Амерички аутори Haberti i Flok (1967), између осталих ресурса, воду, ваздух и земљиште издвајају као ресурсе неопходне за људску егзистенцију. Сагледавајући значај земљишта као критичне компоненте екосистема, тек 2002. године, IUSS организација (*International Union of Soil Science*) декларише 5. децембар као Светски дан земљишта.

Не постоји јединствена дефиниција функција земљишта. У резимеу из Светске мреже информација о земљишту (2021b) наведено је следеће: „*Земљиште је наш систем за одржавање живота. Земљишта пружају сидриште за корење, задржавају воду и хранљиве састојке. Земљишта су дом безбројним микроорганизмима који фиксирају азот и разлажу органске материје, као и војске микроскопских организама, глиста и термита*“. Досадашњи приступ категоријама функција земљишта захтева знатно озбиљнију и детаљнију разраду, како би се могла сагледати и у потпуности разумети сложена улога функција земљишта.

У концепцији Миленијумске екосистемске процене (MEE, 2005) земљиште и земљишни простор сагледавају се из угла услуга, односно подршке коју земљиште пружа екосистему. Квалитет земљишта је, због тога, био везан за његове *функције*, а не за појединачне особине. Услуге земљишног екосистема су кључне за задовољавање друштвених потреба, као што су снабдевање храном и енергијом, и за превазилажење друштвених изазова попут ублажавања климатских промена и прилагођавања.

Екосистемске услуге се деле на четири типа: услуге снабдевања (нпр. храна, гориво, генетички ресурси, питка вода, лековите биљке), услуге подршке (саморегулаторни процеси у екосистему), регулаторне услуге (регулација квалитета ваздуха, регулација климе, регулација водног режима, пречишћавање воде итд.) и културне услуге (духовне вредности, когнитивни развој, рекреација итд).

Ризици и трошкови текуће деградације екосистема и њихових услуга нису правилно интегрисани у наше економске и социјалне системе нити у наше процесе одлучивања. То може довести до значајне штете и губитка економске и друштвене користи (Evropska agencija za životnu sredinu, 2015a). Одржива употреба земљишта доводи до стварања вредности. Половином XX века постојало

је уверење да погоршање животне средине, нпр. губитак станишта и биолошких врста, као и исцрпљивање природних ресурса, проистиче из чињенице да, у великој мери, услуге које пружају природни системи нису имале лако препознатљиву новчану вредност и због тога су у потпуности занемарене у економским и финансијским трансакцијама (Baveye et al., 2016). Након периода ентузијазма шездесетих и раних седамдесетих, током којег су се истраживачи и практичари суочавали и углавном нису могли да реше низ практичних изазова, исказивање у новчаном износу природних услуга углавном је нестало из видокруга научне јавности, све до средине деведесетих, када га је повољна политичка клима у Сједињеним Америчким Државама вратила у центар пажње под термином „услуге екосистема“ (Baveye et al., 2016).

Генерално, после овог периода, мали број чланака се бавио *ценом* било које услуге земљишта (Robinson et al., 2014), па чак доминирају приступи и методе које у потпуности избегавају директно вредновање услуга земљишта (Teshome et al., 2014). Међутим, идентификовање и рангирање ових услуга, процене њихових вредности и превођења у новчане износе, које би на крају финансијски сектор могао користити за успостављање начина плаћања или надокнада (Boeraeve et al., 2015; Helm, 2015), постају приоритетни задаци. Medvedeva (2012) истиче три главна проблема процене земљишта, која је у практичне сврхе доношења одређених одлука потребно решити: процена земљишта као природног ресурса и националног блага представља макро ниво одлучивања; процена земљишта као робе за одређене трансакције је на микро нивоу доношење одлука, и процена земљишта за државне потребе је макро и микро ниво доношење одлука у зависности од конкретне сврхе процене. Исти аутор наводи да је сада проблем процене земљишта добио другу нијансу. Методе његовог решавања нису познате проценитељима, јер их не развија теорија оцењивања, већ нова економска наука - *еколошка економија*.

4. Функције земљишта

Научници су седамдесетих и осамдесетих година прошлог века описивали неколико традиционалних функција земљишта (Vittoria и Goldberg, 1975; Schroeder и Lamp, 1976; Warkentin и Fletcher, 1977). Према наводима Kovde (1981), термин *функције земљишта,* или тачније *еколошке функције земљишта* уведен је у истраживања и политичке дебате 1970-тих, с циљем да се нагласи допринос земљишта животној средини и биосфери. Традиционалне функције земљишта биле су прилично опште и односиле су се углавном на глобалне размере, као на пример подршка животу на Земљи, веза између биолошких и геолошких циклуса и друго (Kovda и Rozanov, 1988). Предлог прве класификације функција земљишта дао је Brümmer (1978), а неколико година касније и Várallyay (1989), при чему појам „*функције*“ земљишта није прецизно дефинисан. Резултати праћења и процене функција земљишта доступни у литератури обично узимају у обзир ограничени број појединачних функција, уместо

интегралну процену функционисања земљишта (Ananyeva et al., 2008; Smagin, 2012), и генерално, иако је класификација и дијагностика функција земљишта детаљно проучена, много се мање зна о методологијама и параметрима за квантификовање функција земљишта, што ограничава примену концепта у пракси (Brown, 2003; Vrscaj et al., 2008; Vasenev et al., 2012). Углавном се под појмом функција подразумевају користи које произилазе из земљишта, не само за људску популацију, већ и за биљке и животиње, при чему ниједан од поменутих аутора не даје „формалну" дефиницију земљишних функција. Способност земљишта да изврши било коју од његових бројних функција зависи од његових физичких, биолошких и хемијских својстава (Töth et al., 2007; Белановић Симић, 2017).

Почетком XXI века дошло је до пораста интересовања за наведену проблематику, што је резултирало већим бројем конкретнијих дефиниција и детаљнијим класификацијама. У Русији се функције посматрају кроз призму улоге земљишта и земљишних процеса у очувању и еволуцији (Dobrovolskii и Nikitin, 2012). С друге стране, у земљама Сједињених Америчких Држава и Европске уније прихваћен је супротан приступ, где се функције земљишта посматрају са аспекта утицаја на животну средину и добробит људи (Nortcliff, 2002). Сврхе примене функција земљишта такође се разликују међу земљама и истраживачким школама (Vasenev et al., 2017).

Руска класификација укључује глобалне и биогеоценолошке функције (Dobrovolskii и Nikitin, 2012) и фокусира се на интеракције између земљишта и околине на више нивоа. Различите европске и америчке класификације предлажу функције, обично подељене на еколошке и нееколошке (Blum, 2005), или природне и корисне за човека (BbodSchG, 1998), са посебном пажњом на интеракцију земљиште–човек. Различите класификације (Vasenev et al., 2017) обично су у доброј кохеренцији у погледу главних истакнутих функција, међутим постоје и одређене разлике (Табела 1). У графикону су дати упоредни прикази земљишних фракција према различитим класификацијама.

Опис најважнијих еколошких функција земљишта дат је и у радовима познатих руских научника (Fridland, 1976; Добровольский и Никитин, 2006; Smagin, 2005; Kazzev et al., 2003; Shoba, 2002. итд.). Еколошко стање земљишта представља степен у којем оно одговара природним и климатским условима образовања земљишта и погодности за постојање природних и антропогених екосистема. Добровольский et al. (2012) под еколошким функцијама земљишта подразумевају сва она својства која утичу на услове живота на Земљи у свој својој разноликости. Било које „здраво" земљиште, без обзира на његов тип, може да обавља бројне еколошке функције.

Многобројне функције земљишта Добровольский и Никитин (1990) деле у две групе - *глобалне (биосферне)* и *екосистемске*. Земљиште има ширу *глобалну - биосферну функцију*, делујући као филтер који пречишћава воду и ваздух размењујући гасове са атмосфером и тако утиче на глобалну климу (Gajić

et al., 2006). *Биосферна* улога земљишта остварује се кроз функцију повезивања геосфере, хидросфере и атмосфере. Глобалне функције земљишног покривача деле се на: атмосферне, хидросферне, литосферне, опште биосферне и етносферне.

Blum (2005)	Nortcliff (2002)	Ritz et al. (2009)	BBodSchG (1998)	Andrews et al (2004)	Dobrovolskii i Nikitin (2012)
• продукција биомасе; • учешће у биогеохемијским циклусима укључујући измену гасова између земљишта и атмосфере; • извор сировина.	• обезбеђивање физичких, хемијских и биолошких услова за живе организме; • подршка биолошкој активности и диверзитету за раст биљака; • филтрирање, баферовање, деградација органских и неорганских супстанци.	• продукција хране; • интеракција са окружењем, укључујући задржавање орг. С; • подршка станишту и биодиверзитету.	• учешће у кружењу хранива и воде; • декомпозиција; • основа за живот људи, биљака, животиња и земљишних организама; • земљишта за пољопривреду и шумарство; • архива природне и културне историје.	• кружење хранива; • биодиверзитет и станиште; • отпор и еластичност.	• утицај на садржај гасова; • складиште хранива; • станиште за копнене организме; • извор минералних и фосилних формација; • трансформација и трансфер сунчеве енергије у унутрашњости земље; • складиште историјских артефаката.

Табела 1. Упоредни приказ класификација функција земљишта

Земљиште је саставни и најконзервативнији део екосистема, који осигурава постојање живота на Земљи и представља станиште, уточиште и дом. Без обзира на тип ланца исхране, он започиње и завршава се у земљишту. Такође, 90% виталне активности живих организама повезано је са земљиштем. *Екосистемске функције* (биогеоценолошке) земљишта можемо поделити на: *физичке, хемијске, биохемијске, физичко-хемијске, информационе и интегралне*. Функције земљишта које су повезане, углавном, са његовим *физичким, хемијским, биохемијским* и *физичко-хемијским* особинама, обезбеђују обављање следећег: резервоар су влаге, хранљивих састојака и енергије; сорпцију супстанци које долазе из атмосфере и из подземних вода; сорпцију микроорганизама; стимулацију и инхибицију биохемијских и других процеса.

Свеукупност екосистемских и биосферних функција земљишта обезбеђује незаменљиву еколошку улогу у очувању репродукције живота на планети Земљи. Еколошке функције земљишта се налазе у функцији од његових еколошких карактеристика, које су условљене констелацијом педогенетских фактора (Knežević et al. 2016). Обављање екосистемских функција зависи од својстава земљишта, као што су: садржај и резерве хумуса и минералних хранљивих састојака, капацитета влаге, алкално-киселих и редокс услова, активности ензима итд. До промене ових својстава долази услед антропогеног утицаја на земљиште. Већина процеса разградње доводи до смањења садржаја резерви хумуса у земљишту. Могуће су и промене у његовом квалитативном саставу. Погоршавањем својстава земљишта, по правилу, инхибирани су процеси фиксирања азота, амонификације, нитрификације и минерализације. Слично се дешава и у анаеробним и редукционим условима са неким другим хранљивим

елементима (сумпор, гвожђе, манган и други). То доводи до смањења садржаја у земљишту доступних облика азота, фосфора, сумпора, гвожђа и других елемената исхране. Генерално долази до погоршања хранидбеног режима земљишта. Реакција средине (pH вредност) врло често се мења и најчешће је праћена повећавањем киселост земљишта услед секундарног закисељавања, а неретка је и појава алкализације. Промена редокс потенцијала земљишта углавном зависи од степена промене алкално-киселих услова. Деградација земљишта готово увек доводи до смањења његове ензимске активности. Земљиште има своју *атмосферу,* која је смештена у порозном систему и представља мешавину гасова и водене паре. Површина земљишта апсорбује и рефлектује сунчеву енергију и утиче на температуру земљишта. Такође, регулише размену влаге и гасова земљишне атмосфере са атмосферским ваздухом (аерација). Аерацијом (дисањем земљишта и дифузијом) обавља се размена гасова и регулише се садржај појединих гасова у земљишту, посебно кисеоника и угљен-диоксида. Такође, земљиште редистрибуира површинске воде и обавља *хидролошку функцију* - део се трансформише у подземне воде, а део се спушта низ падину и учествује у формирању речног тока. Хранљиве материје се испирају, а затим, ношене водом која отиче по површини земљишта и речним отицањем, улазе у мора и океане. *Енергетска* функција се у земљишту остварује кроз непрекидну размену енергије. Кроз земљиште пролазе сви енергетски токови, јер адсорбује готово сву топлоту коју сунце шаље нашој планети. Биљна биомаса служи као извор енергије за биљоједе. У земљиште се насељавају микроби, инсекти, глодари - све ово је храна, а самим тим и извор енергије.

Земљиште није само најконзервативнији елемент екосистема, његов темељ, већ и *банка информација* о еволуцији екосистема. Информације се бележе у генетским хоризонтима, неоплазмама и инклузијама. Земљиште регулише сезонске процесе, број и структуру биоценоза (Kolesnikov et al., 2001). *Информациона* група функција земљишта је сигнал за низ сезонских и других биолошких процеса: регулисање броја, састава и структуре биоценоза; покретачки је механизам за неке сукцесије; „сећање“ на биогеоценозу. Земљиште поседује способност „памћења“, односно чувања дугорочних информација о еколошком стању територије. Ово је веома важно за праћење и геоеколошко предвиђање. У поређењу са материјалним и енергетским аспектима природних процеса и појава, информациони аспект је проучаван релативно мало.

Интегралне биогеоценолошке функције земљишта су: акумулација и трансформација супстанци и енергије присутних у биогеоценози, или улазак у њу; санитарна функција; тампон и заштитни био-геоценолошки заслон; услови постојања и еволуције организама. Спровођење ове групе функција земљишта зависи од свих његових својстава. До погоршања интегралних функција земљишта, по правилу, долази истовремено са погоршањем групе хемијских, физичко-хемијских и биохемијских функција земљишта. О антропогеном утицају на групу интегралних биогеоценолошких својстава земљишта може се судити по показатељима фитотоксичности земљишта, приносима и квалитету

усева. Деградирана земљишта карактерише пораст фитотоксичних својстава, смањење приноса и квалитета пољопривредних производа.

Adriano (2001) истиче да мултифункционалност земљишта подразумева и његову способност да прихвати загађење животне средине, као што су киселе депозиције и штетне материје. *Санитарне функције земљишта* су веома разноврсне и имају веома важну улогу у заштити животне средине и очувању здравља живих бића. Земљиште има улогу механичке и сорпционе баријере. Механички задржава чврсте загађиваче и располаже са способношћу сорпционе акумулације, било ког једињења, на површини колоидног комплекса. Вековима задржава загађиваче и ксенобиотике, штитећи околно окружење и биоту од токсиканата. Земљиште је моћан филтер за пречишћавање загађених вода и водених раствора и има високу способност везивања хемијских елемената. Земљиште дуго задржава течне загађиваче помоћу сорпционих баријера и апсорпционог капацитета.

Санитарна функција земљишта заснива се на способности земљишта да адсорбује и трансформише загађиваче (Добровольский, 2006). Земљиште, као и жива бића, поседује четири главна механизма заштите од загађивача: систем баријера, механизме излучивања, ензимске системе и таложење. У земљишту постоји систем баријера које спречавају продор ксенобиотика у унутрашњу средину. Сорпционе баријере карактеристичне су за хумусни и илувијални хоризонт земљишта, као и зоне додира хоризоната различитог гранулометријског састава. Педолози их називају геохемијским баријерама, у којима постоји селективно накупљање неких елемената, а уклањање других. Уклањање загађивача у земљишту се најчешће врши миграцијом елемената: вертикалном и бочном (зависи од расподеле величине честица и режима воде); механичком (под утицајем површинских вода) и биолошком (уз учешће живих организама).

Земљиште представља најбогатију средину у погледу микробног генофонда. На известан начин земљиште штити жива бића од инфекције, јер у „*здравом*“ земљишту патогени не живе дуго, за разлику од поремећених земљишта. За земљиште су посебно важни микроорганизми - произвођачи одређених вредних супстанци: антибиотика витамина ензима и аминокиселина (Звягинцев 1987; Звягинцев et al., 1999). Веома важну улогу у земљишту имају ензимски системи. У живим организмима ови системи претварају токсиканте у мање опасна једињења, која се затим лако уклањају из тела. Такође, ензими катализују прекид хемијске везе у молекулу загађивача, или олакшавају стварање новог једињења. Сличну улогу у земљишту имају микроорганизми, као и читав спектар биоорганских и минералних једињења.

Тренутно, људско друштво препознаје (економски и правно) само две *економске функције земљишта* - плодност и место за смештај стамбених, индустријских и других објеката. Аргументи научника о значају других биосферних и потрошачких функција земљишта за сада су само предмет теоријског истраживања, док се њихова вредност не изрази кроз економску вредност (Dobrovolskii et al., 2012). Коришћењем својства, земљишта не би требало да се погоршавају

и изгубе природну плодност. Дугорочна продуктивност земљишта је индикатор одрживости земљишта (Kadović, 1999).

Blum (1988) је функције земљишта поделио у пет категорија, од којих је две означио *социјално-економским* и *техничко-индустријским*, а преостале три назвао је *еколошким*. *Техничко-индустријске функције* односе се на чињеницу да земљишта служе као структурни носач насеља, саобраћајница, индустријских постројења, депонија и друго. Прва од еколошких функција земљишта односи се на *производњу биомасе* (пољопривреда и шумарство), где земљиште служи као физичка подршка корену и као хранљиви супстрат који снабдева биљке ваздухом, водом и хранљивим материјама. Земљиште је веома важан *филтер* хемијских или биолошких загађивача, физички пуфер у глобалном циклусу воде и супстрат који подстиче биолошке трансформације токсичних органских једињења, што представља другу еколошку функцију. Коначно, трећа еколошка функција укључује *очување генетске разноликости, палеонтолошког и археолошког блага*, који су важни за разумевање историје људског друштва на нашој планети. Последњих година је, међутим, дошло до трансформације културног и историјског аспекта треће еколошке функције у трећу *нееколошку* функцију, названу *геогено и културно наслеђе* (Blum, 2005; Blum et al., 2006). Такође, додата је посебна еколошка функција, која укључује све пресуднију улогу земљишта као резервоара органског угљеника, посебно у односу на глобалне климатске промене.

Постоје бројне поделе функција земљишних ресурса, али свакако једну од најдетаљнијих је дао FAO, 1995 (цитирано по Vukadinović и Vukadinović, 2018), по којој је издвојено десет основних функција земљишних ресурса:

1. *производна* - примарна органска продукција, која служи као извор хране, сировина, горива итд.;

2. *биолошка* - земљиште је темељ биолошке разноврсности, обезбеђује генетску резерву биљака, животиња и микроорганизама (изнад и испод површине земљишта);

3. *регулација климе* - земљиште је извор и филтер за гасове стаклене баште и учествује у регулацији глобалног енергетског биланса кроз процесе адсорпције и трансформације сунчевог зрачења;

4. *хидролошка* - регулише задржавање и проток површинских и подземних вода и утиче на њихов квалитет;

5. *складиштење* - у земљишту се врши складиштење сировина и минерала за људску употребу;

6. *контрола отпада и загађења* - земљиште адсорбује, филтрира, пуферује и врши трансформацију великог броја опасних једињења;

7. *животни простор* - земљиште је физичка основа за људска насеља, пољопривреду, индустрију, транспорт, спорт, рекреацију итд;

8. *историјска баштина* - земљиште чува и штити доказе о културној историји човечанства, извор је информација о климатским условима у прошлости, начинима коришћења земљишта у прошлости;

9. *заједнички простор* - земљиште омогућује хумане комуникације, као што је превоз људи, сировина, производа, али и кретање животиња и биљака између дискретних подручја природних екосистема.

Hannam и Boer (2002) су земљишне функције поделили у три групе: *природне, културне и функције коришћења земљишта*. Основне природне функције земљишта су: земљиште као основа живота и животни простор за жива бића (људе, биљке, животиње и микроорганизме) - земљиште је фундаментални елемент природе и предела; земљиште је део еколошке равнотеже, пре свега у кружењу воде и хранљивих материја; земљиште је филтер, пуфер и трансформатор између атмосфере, подземних вода и биљног покривача, штитећи животну средину, и нарочито људе, преко ланаца исхране и резерви подземних вода; земљиште је основа за биљну производњу биомасе (пољопривреда и шумарство); земљишта су хабитат и резервоар гена, много више у квантитативном и квалитативном смислу него надземна биомаса.

У Бриселу је 2002. године, објављена *Тематска стратегија за заштиту земљишта* (Blum et al., 2004; Rodrigues et al., 2009), која је неколико година касније послужила као основа за израду предлога *Директива о земљишту*. Стратегија заштите земљишта Европске комисије (2021c) представља важну иницијативу, која је концепт функција земљишта представила широј јавности и покренула чак и политичке дебате. Кључни циљ је успостављање заједничког оквира за заштиту земљишта на основу принципа очувања функција земљишта, спречавања деградације земљишта, ублажавања његових ефеката и обнављање деградираног земљишта на нивоу Европске уније. У самој Стратегији дефинисано је седам функција земљишта: производња хране и биомасе, складиштење, филтрирање и трансформација једињења, станишта живих бића и генетских ресурса, физичко и културно окружење, извор сировина, резервоар угљеника и архива геолошког и археолошког наслеђа.

Мултифункционалност земљишта је прогресивно постала кључна карактеристика у доношењу политика планирања коришћења земљишта (Schulte et al., 2014). Reed et al. (2013) истичу да је међузависност кључна особина приликом процењивања и предвиђања компромиса и могућих комплементарности између функција, односно услуга земљишта. Испуњавањем једне функције земљишта, генерално се утиче на опсег испуњавања других функција земљишта. Променом начина коришћења, због постојања сложеног система међузависности функција, долази до читавог низа већих или мањих промена у начину функционисања једног земљишта (Baveye et al., 2016; Renison et al., 2010). Разлог због чега се научна и стручна јавност није раније почела бавити анализирањем бројних функција које земљиште обавља може се наћи у чињеници да све до средине двадесетог века земљишни ресурси нису били угрожени и људском друштву су на располагању биле довољне количине функционалног - здравог и плодног обрадивог земљишта.

Уједињене нације су 2015. године (2021d) покренуле кампању широких размера, која обухвата „*план акције за људе, Планету и просперитет*“, а

има за циљ буђење свести и покретање низа иницијатива за решавање већег броја светских горућих проблема и усвајање повеља везаних за одрживи развој Планете. Том приликом је издвојено 17 циљева, који позивају на помоћ најсиромашнијим и најугроженијим земљама света и на заштиту и очување Планете. Посебно је значајан циљ број 15, у коме се промовише одрживи развој терестричних екосистема - шума, затим заустављање деградације земљишта, заштита и поправка већ измењених и угрожених земљишта, борба против дезертификације, очување биодиверзитета и друго (Košanin и Knežević, 2017). Функције земљишта подржавају пружање услуга екосистема које доприносе постизању вишеструких циљева одрживог развоја.

Графикон 1. Повезаност особина земљишта са функцијама земљишта и екосистемским услугама (Hatfield et al., 2017)

Земљиште је осетљиво на еколошке ризике и претње, као што су ерозија, пад плодности и биодиверзитета, зачепљивање, контаминација и сабијање. Забрињавајућа је чињеница да студије показују да је око трећине земљишта наше планете подложно умереној или озбиљној деградацији, а све већи интензитет коришћења ће даље повећавати деградацију и смањивати биолошку разноврсност (Bai et al., 2008; Stavi и Lal, 2014; Tsiafouli et al., 2015). Такође, кружење угљеника и хранљивих састојака, само две од многих функција земљишта, зависе од биолошке разноликости, а деградација земљишта угрожава његову способност да обавља све функције (Brussaard et al., 2007). Праћење и процена

квалитета земљишта на више нивоа и за различите намене земљишта један је од најважнијих праваца у примењеној науци о земљишту и екологији (Karmanov et al., 2002).

Разумевање везе: својства земљишта ↔ функције земљишта ↔ резултујуће услуге екосистема је непотпуно (Daily et al., 1997; Adhikari, K, Hartemink A.E., 2016). Према Turner i Daily (2008), све већи број међународних организација (UNEP), као и владиних агенција (нпр. DEFRA у Великој Британији и EPA у САД) усвајају *оквир услуга екосистема* као стандардну тачку осматрања, са које се може предвидети очување земљишта и његова одржива употреба.

У сврху укључивања земљишта у везу између хране, енергије и воде морамо проширити постојећи концепт функција, како бисмо се повезали са функцијама екосистема (Графикон 1) (Hatfield et al., 2017). Земљиште је основна компонента проблема одрживости животне средине, која повезује климатске промене, пад биодиверзитета, сигурност воде, енергетску сигурност и сигурност хране (Bouma и McBratney, 2013; McBratney et al., 2014).

Makarov (2003) и Makarov et al. (2008) истичу да човек не може да „направи“ земљиште, стога је у свом изворном облику земљиште *непроцењив ресурс, који нема вредност која се може изразити у новчаном износу*. Bouma (2015) наводи да је развијање свести о разумевању везе између услуга земљишта и екосистема и одрживог развоја и благостања људи кључна за разумевање веза између хране, енергије и воде.

Adhikari и Hartemink (2016) закључују да би се у будућим проценама услуга екосистема требало усредсредити на функције земљишта као основе за одрживост. Педолози често препознају земљиште као кључну компоненту у обезбеђивању квалитетне, здраве хране и другог; међутим, јавност је и даље веома слабо упозната са значајем земљишта као ресурса (Hatfield et al., 2017). Спознајом о улози и значају земљишта умногоме би се променио и побољшао однос и само управљање овим непроцењивим ресурсом. Један од кључних изазова пред којим се налази људско друштво, а од којег, истовремено, зависи и сам опстанак живота на Планети, је очување земљишта и животне средине у целини, уз обезбеђивање довољних количина хране, воде и енергије. Научници препознају ове интеракције, али недостаје веза са политичким одлукама, или спровођењем стратегија за стварање позитивних резултата за побољшање.

6. Закључна разматрања

Узимајући у обзир чињеницу да је земљиште као хранљиви супстрат одговорно за 99% светске производње хране, очигледан је значај овог ресурса. Конвенционална пољопривреда у основи има два циља: максималну продуктивност и максималан профит. И поред великог напретка у области научног и технолошког развоја, човек још увек није успео, и поред хидропонског, аквапонског и сличних заменских начина гајења биљака у контролисаним условима,

нарочито у повртарству (Lazić, 1991; Lazić и Lazić, 2001), да „направи хранљиви супстрат“ који би бар у неком значајнијем проценту заменио земљиште.

Док се не пронађу нови начини производње хране који би заменили или омогућили смањење употребе земљишта као супстрата, принуђени смо да земљиште рационално користимо, чувамо, лечимо и поправљамо. За почетак је довољно да се подизањем друштвене и појединачне свести о великом броју функција које земљиште обавља за човечанство, обезбеђујући му опстанак, сваки пут када од њега нешто узимамо будемо свесни да га је природа стварала хиљадама година. Bouma (2015) је предложио четири области у којима би наука о земљишту требала да буде повезана, како би подстакла повећану свест о еколошким и друштвеним питањима.

Претераним коришћењем, деградацијом и уништавањем земљишта угрожавамо опстанак будућим генерацијама људи на Планети. Не треба заборавити да земљиште, пре свега, представља камен темељац - основни ресурс и капацитет за производњу хране, обезбеђивање воде и производњу енергије из биолошких система, али укључује и многе „невидљиве“ еколошке функције и екосистемске сервисе које захтева човечанство.

Литература

1. Abrahams, P.W. (2002): Soils: their implications to human health. Sci Total Environ 291:1-31.
2. Adhikari, K., Hartemink, A.E. (2016): Linking soils to ecosystem services- A global review. Geoderma, Volume 262, 15 January 2016, Pages 101-111.
3. Adriano, D.C. (2001): Trace Elements in the Terrestrial Environment, Biogeo Chemistry, Bioavailability and Risk of Metals, second edition Springer, New York, Inc. 867, pp ???
4. Ananyeva, N.D., Susyan, E.A., Chernova, V., Wirth, S. (2008): Microbial respiration activities of soils from different climatic regions of European Russia. Eur J Soil Biol 44:147-157.
5. Antić, M., Avdalović, V. (1963): Zemljišni uslovi priobalnog dela poloja reke Tise i Dunava sa stanovišta gajenja topola, Agrohemija br. 5, Beograd.
6. Antić, M., Avdalović, V. (1966): Primarne evoluciono genetičke serije zemljišta na granitu planine Bukulje. Zemljište i biljka, br. 1/66, Beograd, str. 1-9.
7. Antić, M., Avdalović, V., Jović, N. (1965): Karakteristike i osobine evoluciono genetske serije zemljišta na serpentinima meliorativne jedinice planine Goč. Zemljište i biljka, Vol. 14, No1. Beograd, str. 5-23.
8. Ashby, W.R. (1956): An introduction to cybernetics. Chapman and Hall, London.
9. Auerbach, S.I. (1958): The soil ecosystem and radioactive-waste disposal to the ground. Ecology 39:522-529.
10. Avdalović, V. (1972): Geneza i osobine kiselih smeđih zemljišta u SR Srbiji, doktorska disertacija, Glasnik Šumarskog fakulteta, posebna izdanja 47/75, Beograd (85).
11. Bai, Z.G., Dent, D.L., Olsson, L., Schaepman, M.E. (2008): Proxy global assessment of land degradation. Soil Use and Management, 24 (3) (2008), pp. 223-234, 10.1111/j.1475-2743.2008.00169.
12. Baveye, P.C., Baveye, J. and Gowdy, J (2016): Uncertain Ground. Soil Processes, a section of the journal Frontiers in Environmental Science.

13. BBodSchG-Bundes-Bodenschutzgesetz- German Federal soil protection Act, published 17 March 1998.
14. Белановић Симић, С. (2017): Квалитет земљишта - изазови система коришћења, Универзитет у Београду - Шумарски факултет, Београд, CD-ROM, ISBN 978-86-7299-258-8.
15. Belanović Simić, S., Kadović, R., Knežević, M., Beloica, J., Miljković, P., Lukić, S., Čakmak, D. (2016): Kvalitet i zaštita zemljišnih resursa. Degradacija i zaštita zemljišta. Tematski zbornik. Univerzitet u Beogradu Šumarski fakultet. Beograd, 1-198.
16. Belanović, S., Kadović, R., Knežević, M. (2005): Ecological Quality of Forest Soils of Mt. Stara Planina and the Potentional Impact on Water Quality, Proccedings of International Conference on Forest Impact on Hydrological Processes and Soil Erosion, University of Forestry, Yundola, Bulgaria
17. Belanović, S., Knežević, M., Kadović, R. (2000): Indikatorska vrednost pristupačnosti teških metala kao jedan od faktora za procenu stanja kvaliteta šumskih zemljišta, Šumarstvo br. 6, Beograd, str. 29-36.
18. Beloica, J., Kadović, R., Perović, V., Todosijević, M., Čakmak, D., Belanović, S. (2013): Uticaj kiselih depozicija na reakciju zemljišnog rastvora u slivu reke Rasine, Erozija, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet i Udruženje buičara Srbije, 0350-9648=Erozija.
19. Blum, W.E.H. (1988): Problems of soil conservation. in Nature and Environment Series, Vol. 39. Strasbourg: Council of Europe, Steering Committee for theConservation and Management of the Environment and Natural Habitats (CDPE).
20. Blum, W.E.H. (2005). Functions of soil for society and the environment. Rev. Environ. Sci. Biotechnol. 4, 75–-79.
21. Blum, W.E.H., Büsing, J., Montanarella, L. (2004): Research needs in support of the European thematic strategy for soil protection. Trends Anal. Chem. 23, 680-685.
22. Blum, W.E.H., Warkentin, B.P., Frossard, E. (2006): Soil, human society and the environment, in Functions of Soils for Human Societies and the Environment, Vol. 266, eds E. Frossard, W. E. H. Blum, and B. P. Warkentin (London: The Geological Society of London), 1-8.
23. Boeraeve, F., Dendoncker, N., Jacobs, S., Gomez-Baggethun, E., and Dufrene, M. (2015): How (not) to perform ecosystem service valuations: pricing gorillas in the mist. Biodivers. Conserv. 24, 187-197.
24. Bonkowski, M. (2004): Protozoa and plant growth: the microbial loop in soil revisited. New Phytol, 162:617−631
25. Bouma, J. (2015): Engaging soil science in transdisciplinary research facing wicked problems in the information society. Soil Sci. Soc. Am. J. 79:454-458.
26. Bouma, J., McBratney, A.B. (2013): Framing soil as an actor when dealing with wicked environmental problems. Geoderma s 200-201:130-139.
27. Brown, A.L. (2003): Increasing the utility of urban environmental quality information. Landsc Urban Plan 65:85-93.
28. Brümmer, G. (1978): Funktionen des Bodens im Stoffhaushalt der Ökosphäre. Deutscher Rat für Landespflege: Zum ökologischen Landbau, 31, 13-20.
29. Brussaard, L., de De Ruiter, P.C., Brown, G.G. (2007): Soil biodiversity for agricultural sustainability. Agriculture, Ecosystems and Environment, 121, 233-244.
30. Daily, G. C., Matson, P. A., Vitousek, P. M. (1997): Ecosystem services supplied by soil. In Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems, ed G. C. Daily (Washington, DC: Island Press), 113-132.

31. Добровольский, Г.В. (2006): Место и роль почвоведения в решении современных экологических проблем. Вестник Московского ун-та. Сер. Почвоведение, № 2.
32. Добровольский, Г.В., Куст, Г.С., Чернов, И.Ю., Добровольская, Т.Г., Лысак, Л.В., Андреева, О.В., Степанов, А.Л., Ковалева, Н.О., Макеев, А.О., Федотов, Г.Н., Шалаев, В.С., Соколов, М.С., Розов, С.Ю., Смагин, А.В., Ковалев, И.В., Медведева, О.Е., Бессонова, Е.А., Попова, Л.В., Рыхликова, М.Е., Рахлеева, А.А., Мартыненко, И.А. (2012): Почвы в биосфере и жизни человека. Монография. Московский государственный университет леса Москва. 584.
33. Добровольский, Г.В., Никитин, Е.Д. (1990): Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв). Наука. 262.
34. Добровольский, Г.В., Никитин, Е.Д. (2006): Экология почв. Учение об экологических функциях почв: Учебник. -— М.: Изд-во МГУ; Наука, 368 с. -— (Классический университетский учебник).
35. Dobrovolskii, G.V., Nikitin, E.D. (2012): Soil Ecology. Moskow University. Moskow.
36. Dokuchaev, V.V. (1883): Russkij černozem. St. Petesburg.
37. Doran, J.W. (2002): Soil health and global sustainability: translating science into practice. Agric. Ecosyst. Environ. 88:119-127.
38. Dugalić, G., Gajić, B. (2012): Pedologija. Univerzitet u Kragujevcu, Agronomski fakultet u Čačku. Str. 295.
39. Feller, C., Blanchart, E., Bernoux, M., Lal, R., Manlay, R., Olivier, T. (2010): Organic Matter Knowledge and Management in Soils of The Tropics Related to Ecosystem Services, in Food Security and Soil Quality ed. Lal R, Stewart B.A., CRC Press Taylor & Francis Group, 241-275.
40. Frelih-Larsen, A., Bowyer, C. Bowyer, Albrecht, S. Albrecht, Keenleyside, C. Keenleyside, Kemper, M. Kemper, Nanni, S. Nanni, Naumann, S. Naumann, R., Mottershead, D. Mottershead, Landgrebe, R. Landgrebe, Andersen, E. Andersen, Banfi, P. Banfi, Bell, S. Bell, Brémere, I. Brémere, Cools, J. Cools, Herbert, S. Herbert, Iles, A. Iles, Kampa, E. Kampa, Kettunen, M. Kettunen, Lukacova, Z. Lukacova, Moreira, G. Moreira, Kiresiewa, Z. Kiresiewa, Rouillard, J. Rouillard, Okx, J. Okx, Pantzar, M. Pantzar, Paquel, K. Paquel, Pederson, R. Pederson, Peepson, A. Peepson, Pelsy, F. Pelsy, Petrovic, D. Petrovic, Psaila, E. Psaila, Šarapatka, B. Šarapatka, Sobocka, J. Sobocka, Stan, A.-C. Stan, Tarpey, J. Tarpey, Vidaurre, R. Vidaurre, (2016): Updated Inventory and Assessment of Soil Protection Policy Instruments in EU Member States. Final Report to DG Environment. Berlin: Ecologic Institute. http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/Soil_inventory_report.pdf.
41. Fridland, V. M. (1976): Patterns of Soil Cover, translation from Russian 1972, D. H. Yaalon (ed), IPST, Jerusalem and Wiley, Chichester, 291pp.
42. Gajić, B., Sredojević, Z i Dugalić, G. (2006): Zemljišni indikatori u održivoj poljoprivrednoj proizvodnji. Ekonomika poljoprivrede, broj 2. Beograd, 441-450.
43. Gobat, J.M. Aragno, M., Matthey, W. (2010): The living soil: fundamentals of soil science and soil biology. Science Publishing Corporation, Bremen
44. Haberti, R.M., Flok, V.L. (1967): Prirodni izvori „“Prirodni resursi”. Vuk Karadžić. Beograd, 1-389.
45. Hannam, I.D. Boer, B.W. (2002): Legal and Institutional Frameworks for Sustainable Soils: A Preliminary Report, Environmental Law and Policy Paper No 45, IUCN Gland Switzerland and Cambridge, UK, and Bonn, Germany.
46. Hartemink, A.E. (2015): On global soil science and regional solutions. Geod. Reg. 5, 1-3.

47. Hatfield, J.L., Sauer, T.J., Cruse, R.M. (2017): Soil - The forgotten piece of the water, food, energy nexus. Advances in Agronomy. 143. 1-46.
48. Helm, D. (2015): Natural Capital: Valuing the Planet. New Haven, CT: Yale University Press.
49. Janzen, H.H. (2004): Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. Agric Ecosyst Environ 104:399-417.
50. Jenny, H. (1941): Factors of soil formation. A Sistem of Quantitative pedology. Kindle Edition
51. Jones, A., Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dewitte, O., Gardi, C., Erhard, M., Hervás, J., Hiederer, R., Jeffery, S., Lükewille, A., Marmo, L., Montanarella, L., Olazábal, C., Petersen, J.-E., Penizek, V., Strassburger, T., Tóth, G., Van Den Eeckhaut, M., Van Liedekerke, M., Verheijen, F., Viestova, E., Yigini, Y. (2011): The State of Soil in Europe. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
52. Kadović, R. (1999): Protiverozioni agroekosistemi- Konzervacija zemljišta. Šumarski fakultet Univerziteta u Beogradu, 456 str.
53. Kadović, R., Belanović - Simić, S., Perović, V., Beloica, J., Radojičić, D. (2016): Bezbednost zemljišta - odgovor na egzistencijalne izazove životne sredine. Tematski zbornik. Univerzitet u Beogradu Šumarski fakultet. Beograd, 1-198.
54. Kadović, R., Knežević, M., Belanović, S., Košanin O. (2004): Analiza kvaliteta zemljišta u nekim tipovima šuma u NP „Đerdap“, Šumarstvo 1-2, Beograd, str. 1-9.
55. Karlen, D.L., Ditzler, C.A., Andrews, S.S. (2003): Soil quality why and how? Geoderma, 114. str. 145- 156.
56. Karmanov, I.I., Bulgakov, D.S., Karmanova, L.A., Putilin, E.I. (2002): Modern aspects of the assessment of land quality and soil fertility. Eurasian Soil Sci 35:754-760.
57. Kazeev K.Sh., Kolesnicov S.I, Val'kov V.F. (2003): Biological diagnosis and indication of soil: meth-odology and research methods. Rostov-on-Don (in Russian).
58. Kisić, I., (2012): Sanacija onečišćenog tla. Agronomski fakultet Sveučilišta u Zagarebu. Zagreb. Str. 276.
59. Knežević, M, . i Košanin, O. (2005): Zemljišta u bukovim šumama Srbije, Monografija "Bukva u Srbiji", Udruženje šumarskih inženjera i tehničara Srbije, Beograd, Šumarski fakultet Univerziteta u Beogradu, Beograd, str. 94-108.
60. Knežević, M, . i Košanin, O. (2010b): Rendzine u zajednici bukve, jele i smrče sa belim borom u NP „Tara", Glasnik Šumarskog fakulteta, br. 101, Beograd, str. 101-112.
61. Knežević, M., Belanović, S., Košanin, O., Kadović, R. (2000): Content of heavy metals in the forest of beach on the Mt. Crni Vrh and in the forest of sessile oak on the Mt. Fruška Gora, Zemljište i biljka, Vol. 49, No.1, str. 19-28.
62. Knežević, M., Kadović, R. (1994): Sadržaj teških metala u zemljištu sliva Vaona na Goču, Monografija "Aerozagađenja i šumski ekosistemi", Centar za multidisciplinarne studije, Šumarski fakultet, Beograd, str. 117-124.
63. Knežević, M., i Košanin, O. (2002): Edafski potencijali bukovih šuma Brezovice. Glasnik Šumarskog fakulteta, br 86. Beograd, str. 135-145.
64. Knežević, M., i Košanin, O. (2010a): Soils in hygrophilous forests of narrow-leaved ash in Ravni Srem. First Serbian Forestry Congress-Future with forests, Congress ProCeedings, Faculty of Forestry University of Belgrade, Belgrade, page 264-273.
65. Knežević, M., i Košanin, O. (2019b): Praktikum iz pedologije. Univerzitet u Beogradu Šumarski fakultet. Beograd.

66. Knežević, M., Košanin, O., Ljubičić, J. (2019a): Osobine i pogodnost korišćenja neobraslih šumskih i napuštenih poljoprivrednih površina na području Zlatibora i Zlatara. Šumarstvo. Udruženje šumarskih inženjera i tehničara Srbije. Beograd, 75-90.
67. Knežević, M., Košanin, O., Vićentijević, M. (2016): Ekološke karakteristike šumskih zemljišta Srbije. Tematski zbornik. Univerzitet u Beogradu Šumarski fakultet. Beograd, 49-62.
68. Kolesnikov S.I., Kazeev V.Sh., Val'kov V.F. (2001): Biological monitoring and principles of soil pollution standard. Rostov-on-Don [in Russian].
69. Košanin, O., Knežević, M. (2002): Osobine i proizvodni potencijal kambičnih zemljišta na andezitskim stenama u bukovim šumama na Crnom Vrhu kod Bora, Glasnik Šumarskog fakulteta, br. 87, Beograd, str. 151-161
70. Košanin, O., Knežević, M. (2006): Edafski uslovi nekih hrastovih zajednica na silikatnim supstratima Srbije, Šumarstvo, br. 4, Beograd, str. 37-47.
71. Košanin, O., Knežević, M. (2017): Ishrana bilja. Univerzitet u Beogradu Šumarski fakultet. CD izdanje.
72. Košanin, O., Knežević, M., Milošević, R. (2012): Ocena proizvodnog potencijala nekih tipova šuma bukve na ranker i distričnom kambisolu na području Velikog Jastrebca, Šumarstvo, br. 3-4, Beograd, str. 1-15.
73. Kovda, V.A. (1981): Disarmanent and preservation of the biosphere. Environ Conserv 4:258-260.
74. Kovda, V.A., Rozanov, B.G. (1988): Soil science. V. Shkola, Moscow.
75. Kurbatova A.S., Bashkin V.N., Barannikova Y. et al., (2004): Ecological functions of urban soils. Smolensk, Moscow [in Russian].
76. Lakušić, D., Šinžar-Sekulić, J., Rakić, T., Sabovljević, M. (2015): Osnovi ekologije. Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, Beograd. str. 317.
77. Lavelle P., Decaëns T., Aubert M., Barot S., Blouin M., Bureau F., Margerie P., Mora P., Rossi J.P. (2006): Soil invertebrates and ecosystem services. Eur J Soil Biol 42:3−15.
78. Lazić, B. (1991): Iskustva i problemi gajenje eko-povrća. Ekonomika poljoprivrede. Broj (6-7-8); 345-351. Beograd.
79. Lazić, B., Lazić, S. (2001): Korak po korak do ekološke multifunkcionalne poljoprivrede. „"Moj salaš". Zelena mreža Vojvodine. Novi Sad.
80. Lješević, M. (2003): Geografija zemljišta. Univerzitet Crne Gore Filozofski fakultet. Nikšić, 1-220.
81. Makarov, O.A. (2003): Why is necessity of soil assessment? (Soil status/quality: assessment, regula-tion, management, certification). Moscow State University Press, Moscow.
82. Makarov, O.A., Kamanina, I.Z. (2008): Economic evaluation and certification for soils and lands. MAKS Press, Moscow [in Russian]
83. McBratney, A.B., Field, D.J., Koch, A. (2014): The dimensions of soil security. Geoderma, 213, 203-213.
84. McNeill, J.R., Winiwarter, A. (2004): Breaking the sod: humankind, history, and soil. Science 304, 1627-1629. doi: 10.1126/science.1099893,
85. Медведева, О.Е. (2012): Методологические принципы экономической оценки почвенных и земельных ресурсов. Почвы в биосфере и жизни человека. Коллективная монография. Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова Московский государственный университет леса. 489-504.
86. Nortcliff, S. (2002): Standartization of soil quality attributed. Agric Ecosyst Environ 88:161-168

87. Ponge, J. F. (2015): The soil as an ecosystem. Biology and Fertility of Soils, Springer Verlag, 51. (6), pp .645-648.
88. Protić, N. (1990): Paleopojave u zemljištima Srbije. Doktorska disertacija. Univerzitet u Sarajevu Šumarski fakultet. Sarajevo, 1-229.
89. Reed, M. S., Hubacek, K., Bonn, A., Burt, T. P., Holden, J., Stringer, L. C., et al. et al. (2013). Anticipating and managing future trade-offs and complementarities between ecosystem services. Ecol. Soc. 18:5.
90. Renison, D., Hensen, I., Suarez, R., Cingolani, A. M., Marcora, P., Giorgis, M.A. (2010): Soil conservation in Polylepis mountain forests of Central Argentina: is livesotck reducing our natural capital? Aust. Ecol. 35, 435-443.
91. Robinson, D.A., Fraser, I., Dominati, E.J., Davíðsdóttir, B., Jónsson, J.O.G., Jones, L. Jones, S.B., Tuller, M., Lebron, I., Bristow, K.L., Souza, D.M., Banwart, S., Clothier, B.E. (2014). On the value of soil resources in the context of natural capital and ecosystem service delivery. Soil Sci. Soc. Am. J. 78:685-700.
92. Rodrigues, S. M., Pereira, M. E., da Da Silva, E. F., Hursthouse, A. S., Duarte, A.C. (2009): A review of regulatory decisions for environmental protection: part I - challenges in the implementation of national soil policies. Environ. Int. 35, 202-213.
93. Schroeder, D., Lamp, J. (1976): Prinzipein der Aufstellung von Boden klassifikationssystemen (Principles for construction of soil classification systems) Z. Pflanzenernaehrung und Bodenkunde 5, 617-630.
94. Schulte, R.P.O., Creamer, R.E., Donnellan, T., Farrelly, N., Fealy, R., O'Donoghue, C. et al. (2014): Functional land management: a framework for managing soil-based ecosystem services for the sustainable intensification of agriculture. Environ. Sci. Policy 38, 45-58.
95. Shoba, S.A. (2002): Soil Terminology and Correlation, 2nd edition, Centre of the Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, 320 pp.
96. Six J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K. (2004): A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Tillage Res 79:7−31.
97. Smagin A.V. (2005): The gas phase of soils. Moscow State University Press, Moscow, 301p [in Russian].
98. Smagin, A.V. (2012): Theory and practice of soil engeneering. Moscow State University Press, Moscow 544p (in Russian).
99. Stavi, I., Lal, R. (2014): Achieving Zero Net Land Degradation: Challenges and opportunities. Journal of Arid Environments 112.
100. Tepavac, A., Knežević, M., Košanin, O., Cvjetićanin, R. (2019): Variability of Hydromorphic soils in the floodplain of the Sava river in Srbia.Fresenius Environmental Bulletin. Volume 28. - No. 9/2019. by PSP. Freising, Germany. pp 6467-6477.
101. Teshome, A., de De Graaff, J., Stroosnijder, L. (2014): Evaluation of soil and water conservation practices in the north-western Ethiopian highlands using multi-criteria analysis. Front. Environ. Sci. 2:60.
102. Töth, G, Stolbovoy, V., Montanarella, L. (2007): Soil Quality and Sustainability Evolution - An Integradted approach to support soil related policies of the European Union. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg, pp. 40.
103. Tsiafouli, M., Drakou, E., Orgiazzi, A., Hedlund, K. and Ritz, K., Optimizing the delivery of multiple ecosystem goods and services in agricultural systems, Frontiers In in Ecology aAnd Evolution, 2017, ISSN 2296-701X, 5, p. 97, JRC107661.

104. Turner, R.K., Daily, G. C. (2008): The ecosystem services framework and natural capital conservation. Environ. Res. Econ. 39, 25-35.
105. Várallyay, G. (1989): Land evaluation in Hungary - Scientific problems, practical applications, in Land Qualities in Space and Time, Symposium Organized by the International Society of Soil Science, eds J. Bouma and A. K. Bregt (Wageningen: Pudoc), 241-252.
106. Vasenev, V.I., Ananyeva, N.D., Makarov, O.A. (2012): Specific features of the ecological functioning of urban soils in Moscow and Moscow oblast. Eurasian Soil Sci 45:194-205.
107. Vasenev, V.I., Smagin A.V., Ananyeva, N.D., Ivashchenko, K.V., Gavrilenko, E.V., Prokofeva, A., Stoorvogel, J.J., Gosse, D.D., Valentini, R. (2017): Urban Soil's Functions: Monitoring, Assessment, and Management. Book: Adaptive Soil Management: From Theory to Practices.
108. Vittoria, L. M., Goldberg, F. (1975): Le funzioni del suolo nella biosfera (The functions of the soil in the biosphere). Rilancio Agricolo Veterinario Zootecnico 7, 22-23.
109. Vrscaj, B., Poggio, L., Marsan, F. (2008): A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas. Landsc Urban Plan 88:81-94.
110. Vukadinović, V., Vukadinović, V. (2018): Zemljišni resursi - vrednovanje poljoprivrednih zemljišnih resursa. Osijek.
111. Звягинцев, Д.Г. (1987): Почва и микроорганизмы. М.: Изд-во МГУ. 256 с.
112. Звягинцев, Д.Г., Добровольская, Т.Г., Бабьева, И.П., Зенов,а Г.М., Лысак, Л.В., Полянская, Л.М., Чернов, И.Ю. (1999): Структурно-функциональная организация микробных сообществ // Экология в России на рубеже XXI века (наземные экосистемы). М.: Научный Мир. С.147-180.
113. Warkentin, B.P., Fletcher, H.F. (1977): Soil quality for intensive agriculture, in International Seminar on Soil Environment and Fertility Management in Intensive Agriculture: Society for Science of Soil and Manure (Tokyo: National Institute of Agricultural Science), 594-598.
114. (2005): MEE - Millenium Ecosystem Assesment Synthesis Report. A Report of the Millenium Ecosystem Assesment (www.unep.org/maweb/en/synthesis.aspx).
115. (2015a): European Environment Agency (EEA) (http://www.eea.europa.eu/soer-2015/europe/naturalcapital-and-ecosystem-services).
116. (2015b): European Environment Agency (EEA). SOER 2015- The European environment- state and outlook 2015 (SoER 2015). (https://www.eea.europa.eu/soer)
117. (2021a) USDA, from: https://www.usda.gov/ (accessed/приступљено 15.2.2021. год.).
118. (2021b) ISRIC- World Soil Information, from: https://www.isric.org/ (accessed/приступљено 20.3.2021. год.).
119. (2021c) from: https://ec.europa.eu/environment/archives/soil/pdf/SEC_2006_620.pdf (accessed/приступљено 23.3.2021. год.).
120. (2021d) from http://www.fao.org/sustainable-development-goals/news/detail-news/ru/c/282837/ (accessed/приступљено 25.3.2021. год.).

Поглавље 2

Процеси и облици деградације земљишта

Аутори:
Др Ратко Кадовић*,
Др Снежана Белановић Симић

Садржај:

1. Увод
2. Узроци деградације земљишта
3. Процеси деградације земљишног простора
4. Процеси деградације земљишта
   4.1. Физичка деградација земљишта
   4.2. Хемијска деградација земљишта
   4.3. Биолошка деградација земљишта
5. Дезертификација
6. Закључна разматрања
   Литература

Processes and forms of soil degradation

Abstract – Soil is one of the most important natural resources that provides us with vital goods and services for maintaining life, i.e. a natural resource which is the basis of all life on land and a crucial factor of our well-being. Since the process of soil formation is extremely slow, soil can be considered a non-renewable resource. Despite the high modern level of knowledge in the field of soil science and threats to this natural creation, the degree of complexity and functioning of soil systems and their interaction with human activities, climate change and ecosystem services is still not fully understood. The existing scientific knowledge on soil and soil degradation, as a global problem that represents one of the key components of the global environmental crisis, is not sufficiently related to bio-physical and socio-economic factors and land management and use systems. Soil degradation as a problem directly compromises food sovereignty, climate change and biodiversity. In fact, soil degradation, biodiversity, food safety and climate change are closely linked and interdependent. In the past two decades, the processes of soil and land degradation, which were long overshadowed by numerous environmental problems that solved at the global level, are given somewhat more serious attention, from the aspect of development and adjustment of sustainability goals, which ultimately results in a sustainable land management strategy. Having in mind the above, as well as the character of this publication, this chapter deals with the definitions and basic causes of soil and land degradation, as well as the definitions, basic processes and types of soil degradation, especially from the aspect of impacts on soil functions. Starting from the division into physical, chemical and biological soil degradation, the following topics were included: water and aeolian erosion, soil compaction, soil sealing, diffuse and point source chemical degradation, salinization and alkalization, impacts of mineral fertilizers, pesticides and heavy metals/trace elements on soil functions and reduction of soil organic matter content in mineral soils (SOM). The problem of desertification and conceptual framework for its solution are also briefly considered.

* e-mail: ratko.kadovic@sfb.bg.ac.rs

Keywords: land degradation, soil degradation, physical degradation, chemical degradation, biological degradation, desertification.

1. Увод

Деградација земљишта (Soil degradation) је растући проблем у целом свету и важна тема савременог доба јер достиже алармантне нивое. Без обзира на чињеницу да директно доводи у питање прехрамбену сувереност, климатске промене и биодиверзитет, процеси деградације земљишта и земљишног простора су дуго остали у сенци њихових индиректних питања. Уствари, деградација земљишта, биодиверзитет, безбедност хране и климатске промене уско су повезани и међузависни.

Деградација земљишта, сем што угрожава сигурност производње хране за растућу популацију са све мање расположивих површина и смањеног квалитета земљишта, доводи до смањења прихода од пољопривреде и економског успоравања. Процеси деградације земљишта повезани су и са проблемима транспорта и акумулације ерозионог наноса, редукцијом функција квалитета воде, емисијама угљен-диоксида, који даље утичу на климатске промене, као и са променама у природним стаништима, што је даље повезано са губитком генетског фонда и биодиверзитета (Scherr, 1999; Jie et al., 2002).

Scherr (1999) наводи процене које је објавио UNEP (1986), према којима је, у последњих 1000 година, 2 милијарде хектара биолошки продуктивног земљишног простора неповратно деградирано. Такође, наводи резултате анализа глобалних промена, које су објавили Rozanov, Targulian и Orlov (1990), а тичу се промена у сфери хумусног слоја - омотача **(humusphere**), према којима су утврдили губитак хумуса реда величине од 25,3 милиона тона просечно годишње од почетака пољопривреде у последњих 10,000 година, који је убрзан до 300 милиона тона годишње у последњих 300 година и 760 милиона тона годишње у последњих 50 година.

Штете од савремених људских активности на земљиштима, посебно западне Европе, значајно су се повећале у другој половини 20. века и довеле до неповратних губитака, који се разликују по значају и интензитету, а укључују готово све економске секторе (EEA, 2000; EEA, 2008).

Према проценама IPBES (2018), годишње се деградацијом изгуби око 12 милиона хектара земљишног простора. Поред штете којом је угрожено најмање 3,2 милијарде људи, деградација земљишног простора наноси штету више од 10% годишњег глобалног БДП у изгубљеним екосистемским сервисима, попут спречавања штетног отицања хранљивих састојака у токове, или смањења ефеката поплава. Заустављање актуелних трендова деградације и обнављање земљишта, могло би генерисати до 1,4 трилиона УСД годишње економске користи и у великој мери помоћи у постизању циљева одрживог развоја.

Због овога, у свету се све више шире иницијативе на различитим нивоима за активности ублажавања процеса деградације и њихових последица, што

представља круцијално питање опстанка наше планете. Судећи бар по новијим приступима, проблеми деградације земљишта и земљишног простора привукли су пажњу међународних институција и њихових агенди (UNCCD, 2012; https://sdgs.un.org/2030agenda; IPBES, 2018; IPCC, 2019).

Како се дефинише деградација земљишта?

Према FAO и ITPS (2015), а на основу редефинисаног текста FAO (2015), деградација земљишта представља опадање (смањење) капацитета земљишта за обезбеђивање добара и сервиса екосистема у складу са жељама заинтересованих страна. Међутим, на порталу FAO за земљишта (FAO Soils Portal) деградација земљишта се дефинише као промена здравственог стања земљишта која резултира смањеним капацитетом екосистема да пружа добра и сервисе за своје кориснике. Деградирано земљиште има такав здравствени статус да не пружа нормална (очекивана, одговарајућа) добра и сервисе одређеног земљишта у његовом екосистему (www.fao.org/soil-portal/soil-degradation-restoration/en/). Jie et al. (2002) деградацију земљишта дефинишу као мерљиви губитак, или смањење тренутне или потенцијалне способности земљишта за биљну производњу жељене количине и квалитета. Једноставније речено, деградација земљишта представља смањење (губитак) квалитета земљишта због било какве неадекватне употребе у пољопривреди, за индустријске или урбане намене. Деградација земљишта, сем што је глобални проблем, представља озбиљан еколошки проблем, јер је земљиште основни природни ресурс, основа целокупног живота на копну и пресудан фактор нашег благостања.

Исто тако, када говоримо о деградацији земљишта, неопходно је да говоримо и о деградацији земљишног простора (Land degradation). Процеси деградације земљишта и деградације земљишног простора међусобно су повезани и често се појављују у истом контексту. Према UNCCD (2011), **земљишни простор** је дефинисан као терестрични биопродуктивни систем који обухвата земљиште, вегетацију, другу биоту, еколошке и хидролошке процесе који делују у оквиру система. Деградација земљишног простора у литератури је дефинисана на више различитих начина, са различитим нагласцима на биодиверзитет, функције екосистема и услуге екосистема. За потребе IPBES извештаја из 2018. год. (Montanarela et. al., 2018) **деградација земљишног простора** дефинисана је као мноштво процеса изазваних од стране човека који воде смањењу или губитку биодиверзитета, функција екосистема или услуга екосистема у било којим терестричним и са њима повезаним акватичним екосистемима. Према порталу FAO за земљишта (www.fao.org/soil-portal/soil-degradation-restoration/en/), наводи се, такође, да деградација земљишног простора представља шири опсег од деградације земљишта, јер покрива све негативне промене у капацитету екосистема за пружање добара и сервиса, посебно оних добара и сервиса повезаних са водом. Montanarela et. al. (2018) даље дефинишу и **деградирани земљишни простор** као стање земљишног простора насталог у току непрестаног опадања, или губитка биодиверзитета и екосистемских функција и услуга

које се не могу потпуно повратити у оквиру деценијских временских периода. **Деградирани земљишни простор** појављује се, према истим ауторима, у више облика, тако да је у неким случајевима неповољно погођен укупан биодиверзитет, функције екосистема и услуге; у другим, негативни утицаји су изражени само на поједине аспекте, док су остали побољшани. Трансформација природних екосистема у хумано-оријентисане производне екосистеме - на пример пољопривреда или газдовање шумама, најчешће друштву обезбеђује животно важне производе, али истовремено могу резултирати губицима биодиверзитета и појединих сервиса екосистема. Вредновање и балансирање ових компромиса представља изазов за друштво у целини. С друге стране, у извештају IPCC (2019) деградација земљишног простора дефинисана је као негативан тренд стања земљишног простора, изазван директним или индиректним антропогеним процесима, укључујући антропогено изазване климатске промене, изражена као дугорочна редукција или губитак најмање једног од следећих својстава: биолошке продуктивности, еколошког интегритета или вредности за људе, тј. услуга и сервиса (Olsson et al., 2019). Ова дефиниција се односи на шумско и нешумско земљиште. Деградација земљишта на овај начин односи се на подскуп процеса деградације земљишног простора који директно утичу на земљиште. Тако нпр., као што је ерозија компонента деградације земљишта, тако је деградација земљишта компонента деградације земљишног простора, због чега представља шири појам.

О последицама деградације земљишта у глобалним размерама, Dumitrescu (2016), наводи важне податке:

- УН процењују да се сваке године због суше и дезертификације изгуби 12 милиона ha обрадивог земљишта, што представља потенцијални губитак 20 милиона тона жита;
- УН предвиђају да ће деградација земљишта и земљишног простора смањити производњу хране у наредних 25 година за 12%, што ће вероватно довести до пораста цена хране за 30%;
- Светски фонд за дивље животиње (The World Wildlife Fund) процењује да је половина површинског слоја земљишта света изгубљена у последњих 150 година;
- Служба за заштиту природних ресурса (NRCS) процењује да САД годишње губи 75 милијарди тона земљишта;
- ELD (The Economics of Land Degradation) процењује да ће деградација земљишта, укључујући деградацију земљишног простора, коштати светску економију 40 милијарди долара годишње.

Имајући наведене податке у виду, али и чињеницу да ће се бројни процеси деградације, без одговарајућих стратегија и конкретних активности наставити, вероватно и убрзавати у односу на узроке деградације земљишта и земљишног простора, тако да се може очекивати да негативни утицаји битно доведу до погоршања квалитета живота, као и на нашу способност да обезбедимо храну, питку воду и друге сервисе екосистема.

2. Узроци деградације земљишта

Израженији и трајнији утицај људи на своје окружење датира већ од неолита, а познат је као неолитска или пољопривредна револуција (неолит траје отприлике у периоду од 10.000. године п.н.е до око 2000. године п.н.е). **Неолитска револуција** је прва пољопривредна револуција и представља прелазак са ловачко-сакупљачког начина живота на бављење пољопривредом и седелачки начин живота. Неолитска револуција укључивала је много више од једноставног усвајања ограниченог скупа техника за производњу хране (Vujatović, 2011).

Мале покретљиве групе ловаца-сакупљача, које су до тада доминирале људском историјом, трансформишу се у седелачка друштва са изграђеним селима, и касније градовима. Примена специјализованих техника за обраду земљишта, култивисање усева (нпр. система за наводњавање), фертилизацију и складиштење, радикално је променило њихову природну средину и омогућило производњу вишка хране. Како истиче Zerzan (2004), земљорадња подстиче све снажнију поделу рада, успоставља материјалне темеље друштвене хијерархије и покреће разарање окружења.

Vujatović (2011) наводи да је појам **неолитска револуција** у науку увео британски историчар Gordon Childe, да је то прва револуција у историји човечанства која има друштвено-економски карактер, да чини најзначајнији и највећи заокрет, који је проузроковао најбитнији напредак у људској историји. Тада смо се опростили од наших предака који су живели полуживотињским начином живота, тј. то је био тренутак рађања цивилизације. Исти аутор наводи, такође, да постоји страна овог „најзначајнијег заокрета у људској историји" која није у толикој мери изложена као уврежено мишљење о најбитнијем преображају људи од дивљака ка цивилизованим бићима и да је то цена коју смо платили и коју још увек плаћамо како бисмо били „цивилизовани", а то значи да још увек вршимо пресудан утицај на своје окружење (животну средину).

У периоду просветитељства (или **добу разума**), који датира, према већини научника, од 1650-их до 1780-их, када су интелектуалне и културалне снаге у Европи давале нагласак разуму, анализи и индивидуализму, насупрот традиционалним линијама ауторитета, тако да је човечанство дефинитивно постављено у средиште позорнице планете. Али, како наводе Eggel и Galvin (2019), усвојен је радикално инструментални и утилитаристички приступ животној средини, који је заснован на телеолошком тумачењу историјског напретка. Индустријском револуцијом утицај човечанства на биосферу пресудно је интензивиран, јер је сагоревање фосилних горива и откриће електричне енергије условило масовно крчење шума, а интензивирањем пољопривреде, кроз механизацију пољопривреде и рударства, довело је до наглог ширења процеса деградације земљишта.

Међутим, тек у двадесетом веку „велики скок напред" отворио је пут масовном погоршању деградације земљишта кроз убрзани раст становништва, велику индустријализацију и интензивну пољопривреду, коју карактеришу високи приноси, ширење урбаних средина и инфраструктуре. Конверзија при-

родне вегетације у пољопривредне обрадиве површине и пашњаке, како би се задовољила све већа глобална потражња за храном, генерисала је прекомерно уништавање вегетације и прекомерну испашу. Масовна употреба хемикалија, пестицида и ђубрива довела је до прекомерне изложености земљишта разним загађивањима, тешким металима и нитратима. Употреба тешке механизације у пољопривреди допринела је збијању (компакцији) и ерозији земљишта, док су рударске активности погоршавале контаминацију земљишта и вода на глобалном нивоу емитовањем високо токсичних супстанци као што су цијанид, хром, жива и др. (Eggel и Galvin, 2019).

Наглим ширењем глобализације почетком 21. века смањена је доступност јефтиних природних ресурса, а земљиште и земљишни простор су доведени до тога да су постали ограничен ресурс и дефицитарна „роба“ (Acuña et al., 2015). Притисци на земљиште су широко распрострањени и разнолики, а изазови настали све већим захтевима манифестују се опадањем или умањењем способности да обезбеди економска добра и услуге екосистема (Lal, 2010), тако да то представља глобални феномен са више аспеката, што доводи у питање наше способности за обезбеђење довољно ресурса за растућу светску популацију. Штетне последице укључују претње пољопривредној производњи и безбедности хране, ретенцији квалитетне воде и заштити биодиверзитета, ублажавању климатских промена, а све су повезане са функцијама земљишта. Нови век, сем тога, покреће супериндустријску еру, еру високе технологије, због чега Rolston (2007) наводи да „живимо на крају природе, у тренутку када се есенцијални карактер света мења“, јер је техносфера изграђена унутар биосфере, а у будућности техносфера би могла да надмаши биосферу.

Поред свега наведеног, мора се нагласити да је и развој пољопривреде битно утицао на процесе деградације земљишта кроз начине на које производимо и конзумирамо храну, чиме откривамо комплексност и блискост људских односа са земљишним простором и земљиштем и разарањем животне средине (Eggel и Galvin, 2019). Исти аутори наводе да је у циљу превазилажења тзв. пољопривредног табуа међународна заједница постепено постала свесна негативног утицаја пољопривреде на животну средину, тако да се односу према земљишту посвећује све већа пажња, истичући да се, заиста, пољопривреда предуго третирала као „света крава“, а земљиште као квази-неисцрпан ресурс. Питање деградације земљишног простора и земљишта се због тога нашло као једно од кључних у извештају Међувладиног панела за климатске промене (IPCC, 2019), наглашавајући хитност одрживог управљања земљиштем ради ублажавања глобалног загревања и прехране човечанства. Проблем деградације земљишта и земљишног простора у неколико претходних извештаја IPCC третиран је, углавном, као збирни концепт повезан са емисијама GHG (greenhouse gases – гасови стаклене баште), или као проблем који се може решити мерама адаптације или ублажавања климатских промена. Битно је, такође, да је у септембру 2015. године Генерална скупштина УН усвојила Агенду за одрживи развој (Agenda

for Sustainable Development) која укључује 17 циљева одрживог развоја, а који ће се заједнички достићи до 2030. године (https://sdgs.un.org/goals). У оквиру циља 15, који је дефинисан као: Заштита, обнављање и промовисање, одрживо коришћење терестричних екосистема, одрживо газдовање шумама, борба против дезертификације и заустављање деградације земљишног простора и његово обнављање и заустављање губитка биодиверзитета, дефинисан је и однос према земљишту и земљишном простору, тј. „до 2030. предстоје активности за борбу против дезертификације, за обнављање деградираног земљишног простора и земљишта, укључујући земљишни простор погођен дезертификацијом, сушом и поплавама, и за тежњу ка постизању неутралног света деградације земљишног простора".

Paul Crutzen и Eugene Stoermer (Crutzen и Stoermer, 2000), предложили су иновативно тумачење нашег геолошког времена кроз израз **АНТРОПОЦЕН,** који је скован да би објаснио нову геолошку еру која је наследила **ХОЛОЦЕН**. Почевши од другог дела 18. века најистакнутија карактеристика ове нове ере је **признање човечанства као геолошке силе**. Велико повећање људске популације, велика урбанизација, истребљење врста услед крчења шума и загађења и, директније, у сврху расправа о климатским променама, невиђена емисија гасова са ефектом стаклене баште (пре свега CO_2), који су подстакли индустријску револуцију, елементи су који су утицали на животну средину у тако великим размерама, да антропогене активности мењају и да ће наставити да мењају климу током наредних миленијума**.** Наглашавамо да концепт Антропоцена, у овом смислу, има изричито етичку и историјску димензију.

Дакле, од неолитске револуције, тј. од „најзначајнијег заокрета у људској историји", човечанство је доведено до нове геолошке ере, ере Антропоцена, која нас је увела у еру глобалне еколошке кризе. Пошто се готово сви проблеми глобалне еколошке кризе „преламају" преко земљишта (Kadović, 2018), јасно је, такође, да је свет данас суочен са „модерном" кризом земљишта.

Од успона цивилизације, према Moore (2016), људи су извршили трансформацију свог окружења (животне средине) у епохалним размерама, што вероватно и није била изражена тежња. С друге стране, економисти су тражили нешто што личи на модерна тржишта и институционалне механизме који фаворизују „модерну економију", а што је превидело нешто веома важно: нови образац стварања животне средине. Другим речима, услов успона капитализма био је стварање јефтине природе, али јефтино не значи и бесплатно. Под „јефтино" овде су се подразумевали рад/енергија и биофизичке користи (бенефити) до којих се дошло уз минимум радне снаге и директно су повезане са производњом и разменом робе. Чак и уколико прихватимо конвенционални приступ у историји животне средине, наратив о фосилном капиталу игнорише епохалну револуцију у променама предела, која се догодила између 1450. и 1750. године (добрим делом у периоду просветитељства), када је, уствари, био постављен фундаментално нови закон формирања животне средине. Испоставило се да

је капиталистички „закон вредности“ био закон јефтине природе, у одређеном смислу, распоређујући капацитете капитала, владавину капитала и науке тако да присвоје неплаћени рад/енергију свих глобалних природних добара, да буду на дохват руке капиталистичке моћи (Moore, 2016). Другим речима, укупни научно-технолошки развој довео је до критичних промена у људским ставовима према природи: целокупна природа је посматрана, а самим тим и дефинисана, искључиво као ресурс за људску употребу (Martin-Schramm et al., 2015). Унутар тог односа човек је постављен, односно сам се поставио, као слободни, самосвесни субјект, а природа је квантитативно одређена као пуки објекат, предмет, подручје његове делатности (Jurić, 2015). Овако постављен однос човека према природи представља узрок растућих еколошких, економских, друштвених и других проблема који захватају модерно друштво.

3. Процеси деградације земљишног простора

Деградација земљишног простора, која представља релативно нов додатак у научном вокабулару, условљена је читавим низом интерактивних физичких, хемијских, биолошких и антропогених (људских) процеса (Johnson и Lewis, 2007). Биолошка продуктивност, еколошки интегритет (који обухвата функционалне и структурне атрибуте екосистема), или вредности које су створене људским активностима (које укључују све бенефите које људи остварују са неког сегмента земљишног простора) у оквиру дате територије, могу се погоршати као резултат процеса који су покренути обрадом (водна ерозија) до нивоа предела (нпр. заслањивањем услед подизања подземних вода под утицајем наводњавања). Иако се притисци који доводе до деградације земљишног простора у почетном стању врше на одређене компоненте система (земљиште, воду, биоту), даљим развојем се преносе на друге компоненте и тако се шире преко каскадних и интерактивних ефеката (Olsson et al., 2019).

Исто тако, различити притисци и процеси деградације могу имати узајамно повезане ефекте: прекомерна испаша, на пример, доводи до убрзане еолске ерозије; конверзија слатководних мочвара у пољопривредно земљиште, што је у прошлости био уобичајени начин повећања површина обрадивог земљишта и одводњавање земљишта, доводе до губитка мочвара; слатководне мочваре пружају веома велики број услуга екосистема (Reis et al., 2017), као што су обнављање подземних вода, заштита од поплава и ретенција хранљивих састојака, а такође су и значајни центри биодиверзитета (Darrah et al., 2019); одводњавање земљишта и исушивање слатководних мочвара, сем што може погоршати ток климатскх промена, с једне стране, битно умањује способност управљања влажним подручјима (Finlayson et al., 2017) и адаптације у условима трансформисане климе (Colloff et al., 2016), а с друге стране, повећање температуре ваздуха доводи до појачаног загревања, које затим условљава чешћу појаву пожара.

Наведени процеси независно доводе до смањења резерви земљишне органске материје, тако што пораст температура стимулише нето губитак земљишног

угљеника и његово емитовање у атмосферу кроз повратну спрегу којом се убрзавају климатске промене, тако да смањивање резерви земљишне органске материје, у овом случају, представља процес првог реда, јер је покренут директно ефектима пораста температуре (Crowther et al. 2016), као и променама других климатских елемената у оквиру промене климе, пре свега променама режима падавина (Viscarra Rossel et al. 2014). Дакле, поред сложености ових процеса, јасно је да су повезани и са процесима деградације земљишног простора, а њихова процена помаже у откривању и категоризацији вишеструких путева у којима климатске промене изазивају притисак на деградацију.

Процеси деградације земљишног простора утичу на компоненте земљишта, воду или компоненте биоте, али и на реакције између њих. Током процеса деградације земљишног простора посебно се истичу они који директно утичу на земљиште, јер прате развој пољопривреде од њених почетака и још увек су доминантни, због чега ће о облицима и типовима деградације бити речи у наредним одељцима.

4. Процеси деградације земљишта

Деградација земљишта, у основи, описана је као природни процес, али који може бити појачан или контролисан људским деловањем. Снаге које покрећу деградацију земљишта обухватају три аспекта: осетљивост земљишта према деградацији, физичке промене у оквиру животне средине (земљишног простора) и људске активности. Осетљивост земљишта према деградацији углавном зависи од стања земљишта у посматраном тренутку, а тиче се педогенетских карактеристика, брзине процеса формирања земљишта и релативне старости. Хемијске, физичке, минералошке и биолошке промене које се јављају у солуму током времена чине осетљивост земљишта променљивом, а не константном. Примера ради, геолошки млада земљишта, развијена у умереним пределима, плоднија су и релативно отпорнија на деградацију од неких тропских земљишта у високим пределима која су настала таложењем вулканског материјала из старих ерупција, испирањем растворљивих нутријената из горњих слојева и процесима ацидификације (Scherr, 1999). На Слици 1, приказани су основни типови деградације земљишта. При изради овог шематског приказа, нису посебно истицани утицаји различитих социо-економских фактора или климатских промена, чији су ефекти неспорни, а у будућности ће постати још јачи генератор процеса деградације земљишта и земљишног простора и, коначно, склоности процесу дезертификације.

Поред примера осетљивости који су везани за процесе педогенезе, карактеритичан је и процес ерозије земљишта. Ерозија земљишта је геолошки процес који се константно одвија, без обзира на израженост рељефа, све док се не постигне тзв. ерозиона база, тако да представља природни процес, слично процесу формирања земљишта. Физичко одношење (еродирање) земљишног материјала било водом, ветром и гравитацијом стално је у току, чак и без укљу-

чивања човекових активности. Различите промене у животној средини (окружењу), укључујући глобално загревање, промене нивоа мора, суше, процесе геоморфолошке еволуције, вулканске активности, природно испирање земљишта, такође могу бити узрочни фактори деградације. Природни хазарди као што су поплаве, олује, земљотреси, пожари итд. могу иницирати или убрзати деградацију земљишта. Антропогено изазвана деградација земљишта, или како се углавном назива: убрзана ерозија, настаје нерационалном употребом, или чак злоупотребом ресурса земљишта (Oldeman et al., 1991).

Слика 1. Основни облици деградације земљишта

Деградација земљишта се, према наведеном, односи на физички, хемијски и биолошки губитак квалитета земљишта. Деградација земљишта укључује све процесе, као што су ерозија (водна и еолска), губитке органске материје из земљишта, губитак – опадање плодности земљишта, компакција (деградација структуре земљишта), заптивање (sealing), ацидификација, алкализација, салинизација (укључује салинизацију сушних – аридних подручја, наводњавање минерализованим водама и салинизацију у урбаним условима), биолошку деградацију, загађивање и контаминација земљишта (ефекти токсичних хемикалија, загађивача и радиоактивне контаминације). Сви наведени процеси значајно резултирају смањењем квалитета земљишта или производних капацитета у смислу количине, квалитета, добара и других сервиса (Blum, 1997; Scherr, 1999).

Према GLASOD методологији (Oldeman et al., 1991), издвојени су основни деградациони процеси: водна ерозија, еолска ерозија, хемијска деградација и физичка деградација. Сваки од дефинисаних деградационих процеса има известан број параметара који га дефинишу у квантитативном и квалитативном смислу. Наводе, такође, да су главни разлози за ерозију земљишта и хемијску деградацију земљишта, лоше управљање пољопривредом, прекомерна испаша и крчење шума. С друге стране, према Esser (1999; cit. Jie et al., 2002), деградација земљишта може се поделити на четири главна аспекта: ерозија (уклањање материјала из земљишта), исцрпљивање (губитак компоненти плодности), акумулација штетних хемијских компоненти и компакција (излагање механичком стресу).

Из опште перспективе, Tóth et al. (2008) проблеме деградације земљишта класификују у четири основне групе: хемијска, физичка и биолошка деградација (укључујући смањење органске материје у земљишту) и губитак земљишта, а промене у коришћењу земљишта сматрају заједничким фактором.

Lal (2015) наводи да, концептуално, постоје четири типа деградације земљишта: (а) физичка; (б) хемијска; (в) биолошка; и (г) еколошка деградација. **Физичка деградација земљишта**, генерално, резултира смањењем структурних својстава, укључујући геометрију пора и њихов континуитет, чиме се стварају услови за стварање покорице, компакцију, смањену инфилтрацију воде, повећано површинско отицање, водну и еолску ерозију, веће колебање температуре земљишта и повећану склоност ка дезертификацији. **Хемијску деградацију земљишта** карактеришу ацидификација, салинизација и алкализација, исцрпљивање нутријената, редуковани капацитет размене катјона (CEC), повећана токсичност Al или Mn, недостаци Ca или Mg, испирање NO_3-N или других есенцијалних биљних хранива и загађивање индустријским отпадом или споредним (нус) производима. **Биолошка деградација земљишта** рефлектује се на исцрпљивање резерви (залиха) земљишног органског угљеника (SOC), на губитак у биодиверзитета земљишта, смањење капацитета понирања (sink capacity) C и повећане емисије гасова са ефектом стаклене баште (GHG) из земљишта у атмосферу. Једна од најтежих последица биолошке деградације земљишта је да земљиште постаје нето извор емисија GHG (тј. CO_2 и CH_4), а не резервоар; **Еколошка деградација земљишта** одражава комбинацију претходна три типа и доводи до поремећаја у функцијама екосистема као што су кружење елемената, инфилтрација и пречишћавање воде, поремећаји хидролошког циклуса и пад нето продуктивности биома.

4.1. Физичка деградација земљишта

4.1.1. Типови физичке деградације земљишта

Водна ерозија. Ерозија земљишта водом дефинисана је као трофазни процес, који се састоји од: одвајања, транспорта и таложења честица земљишта,

и геолошке подлоге деловањем воде, као основног ерозионог агенса (Morgan, 2005; Đorović, 2005). У процесу водне ерозије почетна фаза се састоји од непосредног удара кишних капи на земљиште, којим се разбијају земљишне честице и земљишни агрегати, одваја их и премешта, највећим делом, у правцу нагиба терена. Ова фаза је позната под именом плувијална ерозија, или ерозија кишних капи. Друга фаза представља формирање површинског отицања по нагибу, када текућа вода спира и односи, не само продукте ерозије кишних капи, већ и честице земљишта, које енергијом течења даље откида (одваја) од подлоге, транспортује и таложи, а пошто је у функцији падавина, временски је ограничена (Đorović, 2005).

Генерално, водна ерозија је класификована на следећи начин: **плувијална ерозија** (ерозија изазвана падавинама), **бујична ерозија** (ерозија бујичних сливова) и **флувијална ерозија** (Đorović, 2005).

У литератури постоје мишљења да је плувијална ерозија само процес познат као ерозија кишних капи, а формирањем отицања настаје флувијална ерозија. Међутим, флувијална ерозија означава речну ерозију (lat. *fluvius* – река), тако да се овај облик ерозије односи само на ерозију сталних токова. С друге стране, плувијалну ерозију карактеришу две фазе: ерозија кишних капи и површинско отицање који доводи до карактеристичних ерозионих облика и они су резултат само повременог течења, тј. док трају падавине и њене последице (отицање). За време интензивних падавина и топљења снега овај облик ерозије може да доведе великих поплава и да проузрокује велике штете и разарања имовине.

Плувијална ерозија је према облицима подељена на више начина, који су мање-више слични. Према класичној подели, на основу ерозионих облика, подељена је на: површинску, браздасту и јаружасту ерозију. Прва је резултат површинских ерозионих процеса, а остала два облика су резултат дубинских процеса ерозије. Đorović (2005) је предложио следећу поделу плувијалне ерозије на бази ерозионих облика:

1. површинска ерозија (енг. „surface erosion”):
   а) ерозија кишних капи (енг. *splash erosion* или *raindrop erosion*);
   б) површинско спирање (енг. *sheet erosion*);
2. дубинска ерозија (енг. *deep seated erosion* или *linear erosion*):
   а) браздаста ерозија (енг. *rill erosion*);
   б) јаружаста ерозија (енг. *gully erosion*);
   в) комбинована (мешовита, мултиформна, полиморфна, енг. *polymorphic erosion*).

Међутим, како је наведено, у процесу плувјалне ерозије јасно се издвајају две ерозионе фазе: фаза ерозије кишних капи и фаза површинског отицања, и извршена је и подела према ерозионим фазама и њеним припадајућим облицима (Đorović, 2005):

I фаза – ерозија кишних капи;

II фаза – површинско отицање:
1. површинско спирање;
2. браздаста ерозија;
3. јаружаста ерозија;
4. мешовита (комбинована или мултиформна) ерозија.

Бујична ерозија је, према Gavriloviću (1972), најтежа, завршна или „крајња" фаза развоја ерозионих процеса у једном сливу, чији је резултат формирање бујичних водотока различитих размера. Тако формиран бујични ток има своје сливно подручје, корито и своју хидрографску мрежу, али и специфичне хидрографске карактеристике, које се првенствено одликују повременим и наглим концентрацијама воде и наноса велике разорне снаге.

Слика 2. Ерозиони процеси на подручју Косанице (Пљевља, Црна Гора) (фото Р. Кадовић)

На развој процеса водне ерозије, поред наведеног фактора падавина (на основу којег су разрађене поделе), утичу еродибилност земљишта, нагиб и дужина падине, и начин коришћења земљишта/вегетациони покривач.

Падавине. Утицај падавина се огледа, како је већ наведено, преко удара кишних капи на површину земљишта. Ударима, кишних капи разбијају се земљишни агрегати, а агрегатни материјал даље диспергује преко површине земљишта. Ерозивност падавина, према наведеном, условљена је делимично ударом кишних капи (плувијална ерозија) и делом површинским отицањем, изазваним падавинама (површинска ерозија). Могућност кише да изазове ерозију земљишта приписује се брзини и величини дистрибуције кишних капи, тј. енергији коју производе. Најпогоднији израз ерозивности падавина је индекс који се заснива на кинетичкој енергији кише. Тако је ерозивност пљуска функција интензитета и трајања, као и масе, пречника и брзине кишних капи. Финије

честице земљишта (према механичком саставу) или агрегатни материјал, попут врло ситног песка, праха, честица глине и органских материјала, може се лагано транспортовати под утицајем енергије кишних капи (силе гравитације) и површинским отицањем. За премештање (транспортовање) крупнијих честица песка и шљунка потребно је више енергије кишних капи, или количине површинског отицања. До отицања може доћи када на падини има вишка воде коју земљиште не може да упије (инфилтрира), или се не задржи у микродепресијама на површини. Количина површинског отицања може се повећати при редукованој инфилтрацији, због компакције земљишта, стварања покорице, или замрзавања.

Еродибилност земљишта. Еродибилност је дефинисана као отпорност земљишта на одвајање (откидање) и даљи транспорт честица. Мада отпорност земљишта на ерозију делом зависи од топографске позиције, величине нагиба и антропогеног утицаја (на нпр. у условима обраде земљишта), еродибилност у највећој мери детерминишу својства земљишта. Еродибилност варира у зависности од текстуре земљишта, стабилности структурних агрегата, инфилтрационог капацитета, силе смицања, садржаја органских материја и хемијског састава земљишта. Наведене карактеристике земљишта су динамичко својство. Могу се мењати током времена и у условима различитог коришћења и система газдовања земљиштем. Према томе, и еродибилност земљишта се мења током времена. Значајне промене карактеристика еродибилности јављају се за време јаких киша, због тога што је површина земљишта изложена затварању пора услед промене распореда положаја земљишних честица.

Нагиб и дужина падине. Нормално се може очекивати да се ерозија повећава са повећањем нагиба и дужине падине као резултат повећања брзине и запремине површинског отицања, а тиме је већа могућност губитака земљишта услед водне ерозије. Док на равној површини кишне капи распрше честице земљишта у свим правцима, на нагнутом терену распршене честице земљишта су више орјентисане низ падину и тај однос расте са повећањем величине нагиба.

Начин коришћења земљишта/вегетациони поривач. Значај биљног покривача на смањење ерозије земљишта је изражен резултатима бројних истраживања у свету. Главна улога вегетације је интерцепција кишних капи, тако да се њихова кинетичка енергија расипа на биљкама пре него што се пренесе на земљиште. Ефективност биљног покривача на смањење ерозије зависи од висине и континуитета склопа, густине покривености земљишта и густине (развијености) кореновог система. Висина склопа је важна, зато што се капи које падају интерцептирају на крунама дрвећа, могу се сједињавати на листовима и поново формирати крупније капљице, које имају веће ерозионо дејство. Овакви утицаји до сада су проучавани, углавном, у шумским састојинама. Утицај биљног покривача мање висине, ратарских усева, на пример, није био предмет обимнијих истраживања. Биљни покривач може имати важну

улогу у смањењу ерозије, под условом да захвата довољан проценат површине земљишта. Генерално, шуме су најефективније, мада густ травни покривач може бити исто толико ефикасан. Ефективност пољопривредних усева варира зависно од фазе развоја и од површине голог земљишта које се излаже ерозији у време сазревања и жетве усева. Према резултатима истраживањима, да би заштита била адекватна, најмање 70% површине земљишта мора бити покривено, мада неки други резултати указују да се разумна заштита може постићи са већ 40% покривености. Међутим, утицај биљног покривача није директан, јер у извесним условима биљни покривач може стимулисати ерозију.

Овај концептуални оквир уско је повезан са Универзалном једначином губитка земљиишта (USLE), коју су урадили Vischmeier и Smith (1978), којом се процењују годишњи ерозиони губици земљишта са парцела, поља и различитих површина на нагибима, као производ четири горе поменута (квантитативно изражена) фактора.

Процена ризика, генерално, укључује идентификацију ризика и квантификацију изложености том ризику (Jones et al., 2004; Belanović et al., 2013). Ризик од водне ерозије процењује се, на европском нивоу, применом различитих модела и приступа заснованих на експертским базама података. Основни приступ моделирању процеса водне ерозије представљен је улогом површинског отицања на експлицитан начин, предвиђајући формирање површинског отицања, као и капацитет одвајања и/или транспортовања еродираног земљишног материјала (Поглавља 7 до 10). Основу за овакав приступ разрадили су Meyer и Wischmeier (1969), који је касније представљен у полуемпиријском моделу, а касније и у већини модела заснованих на физичким законитостима: MMF, CREAMS, VEPP, EUROSEM, PESERA, WaTEM/SEDEM, MESALES, G2 и читав низ других модела развијених у различитим деловима света.

Ефекти водне ерозије на водне ресурсе и земљишне функције. Водна ерозија има значајан утицај на водне ресурсе, ризике од поплава, губитак вода и деградацију предела (деградацију земљишног простора), процес дезертификације, смањење садржаја органске материје у земљишту и смањење биодиверзитета земљишта:

- Сем утицаја на квалитет вода услед механичког и хемијског загађивања воде, јер ерозиони нанос може садржати загађиваче (пољопривредне или друге) који узрокују контаминацију низводно, у деловима (подручјима) у којима се таложи, водна ерозија земљишта може, такође, да повећа ризик од поплава, директно и индиректно. Исто површинско отицање које узрокује ерозију земљишта обично представља значајну компоненту хидролошког одговора слива током поплавних догађаја и утиче на деградацију земљишног простора. Водна ерозија се често сматра једним од најинтензивнијих и најраспрострањенијих процеса дезертификације, што је довело до примене различитих индикатора дезертификације, који су повезани са ерозијом земљишта (Vanmaercke et al., 2011).

- Под утицајем водне ерозије могу се, директно или индиректно, смањити земљишне залихе растворених органских једињења, а нарочито у облику честица, агрегираних у минералне честице земљишта. Овај ефекат може бити посебно релевантан у подручјима у којима су се дешавали пожари, због слоја пепела који је настао сагоревањем слоја простирке, за разлику од надземне биомасе. У случају минералних земљишта, смањење резерви SOM се додатно погоршава када је изражена ерозија између бразда (inter-rill erosion) доминантан процес, јер се садржај органске материје смањује са дубином земљишта. Индиректни ефекат водне ерозије резултира откривањем доњег слоја земљишта и излагањем SOM на већим дубинама земљишта условима повољним за декомпозицију. Водна ерозија може резултирати директним губицима биодиверзитета земљишта уклањањем флоре, фауне и микроорганизама површинским отицањем, а такође, може индиректно да доведе до губитака биодиверзитета променом еколошких услова хабитата земљишта (Keizer et al., 2016).
- Водна ерозија може директно и индиректно да утиче на производну функцију земљишта, у смислу производње хране, али и производње других облика биомасе. Могући директни ефекти се односе на одношење семена површинским отицањем, као и на оштећење надземних и подземних биљних органа. Могући индиректни ефекти могу се повезати са самим растом биљака, као што је смањење простора за за развој корена, редукцијом приступачне воде у земљишту и смањеним залихама хранива у земљишту, или операцијама управљања земљиштем. Водна ерозија може имати негативне последице на капацитет земљишта за складиштење, филтрирање, пуферовање и трансформацију (Keizer et al., 2016).
- Може се очекивати, такође, да водна ерозија има важне импликације на функцију биолошког хабитата земљишта, а можда и на генски фонд, ако је уклањање организма површинским отицањем значајно у погледу његове постојеће популације. Водна ерозија, а посебно јаружаста, може снажно да утиче на функцију земљишта као природног наслеђа резултирајућим променама у пределу, а такође може утицати на функцију културног наслеђа, уклањањем и редепозицијом археолошких артефаката, као и затрпавањем археолошких артефаката ерозионим наносом (Keizer et al., 2016).

Еолска ерозија. Према Bagnoldu (1941), до покретања честица земљишта долази када сила којом делује ветар савладава гравитационе и кохезионе силе честица земљишта на површини која је, углавном, без вегетације, стеновитог материјала или снега.

Еолска ерозија (lat. *aeol* – ветар), или ерозија ветром се јавља у случајевима када је: земљиште растресито, фино уситњено и суво, огољено и изложено јаком ветру. Ови услови су, најчешће, испуњени у аридним подручјима, али нису ограничени само на њих (Borrelli et al., 2016). Еолска ерозија је увек настајала

као резултат природног процеса формирања земљишта (Skidmore, 1994; Haase et al., 2007), међутим, у данашње време овај процес се локално убрзава непримереним управљањем земљиштем (Leys, 1999), било да се обрадива земљишта у дужем временском периоду остављају у екстензивном стању, прекомерном испашом на травњацима и, у мањој мери, прекомерном употребом вегетације.

У пољопривредним подручјима ерозија ветром, углавном, резултира одношењем најфинијег и биолошки најактивнијег дела земљишта, најбогатијег органским материјама и нутријентима (Funk и Reuter, 2006), а стално излагање земљишта овом процесу може имати трајне ефекте на деградацију пољопривредног земљишта, што отежава дугорочно одржавање повољних услова земљишта (Jönsson, 1994, Baumgertel et al., 2019).

Дефинисани су различити покретачи који узрокују промене услова који утичу на еолску ерозију (Shao и Leslie, 1997; Fryrear et al., 2000; Đorović, 2005), а најважнији су: услови климе и њене промене, који имају директан утицај на овај процес, јер утичу и на друге факторе који су релевантни на ерозију ветром (нпр. утиче на биљни покривач, влажност земљишта, снежни покривач и вегетациони период); људске активности, посебно систем коришћења и управљања земљиштем (величина поља, ниво примене механизације, интензитет обраде, присуство или одсуство препрека које успоравају ветар, као што су појасеви дрвећа), јер условљавају стање земљишног покривача, а тиме и могуће промене својстава земљишта (структуру, садржај органске материје, агрегатну стабилност и кохезију) (Kadović et al., 2014). На систем коришћења и управљања земљиштем, такође, утичу социјално-економски и политички фактори, који су веома бројни (Hessel et al., 2011).

Слика 3. Специфични облици рељефа настала еолском ерозијом на локалитету Загајичка брда (Делиблатска пешчара) (фото: С. Лукић)

Премештање честица земљишта струјањем ваздуха зависи од режима ветра (ерозивност) и стања површине земљишта (еродибилност). Имајући ово у виду, на процес еолске ерозије пресудно утичу следећи фактори: услови климе, еродибилност земљишта, рапавост површине земљишта и вегетациони покривач, што је детаљно описано у Поглављу 6. Такође, у оквиру Поглавља 6 објашњено је да се процене у области еолске ерозије могу вршити мерењем/мониторингом и моделирањем. Развијен је велики број модела, а овде је фокус усмерен на WEQ (Wind Erosion Equation), RWEQ (Revised Wind Erosion Equation), затим TEAM (Texas Tech Erosion Analysis Model) и WEELS (Wind Erosion on European Light Soils). Међу најновијим моделима за процену еолске ерозије у Европи ILSWE (Index of Land Susceptibility to Wind Erosion) је модел који су развили Borrelli et al (2014). Заснован је на комбинацији најутицајнијих параметара, тј. климе (ветар, падавине, евапорација), карактеристика земљишта (фракције песка, праха, глине, $CaCO_3$, органска материја, ретенциони капацитет земљишта, влажност земљишта и система коришћења земљишта (проценат вегетационог покривача, рапавост површине).

Неповољан утицај еолске ерозије може да се одрази на неколико аспеката у односу на земљиште, а ефекти на функције земљишта могу бити директни и индиректни. Овај утицај резултира, пре свега, смањењем садржаја органске материје, капацитета ретенције воде, хемијске плодности земљишта и биолошке активности (De Vries и Brouver, 2006). Веза са губитком органске материје огледа се у томе што се еродирање горњег дела земљишта, који карактерише највећи садржај органске материје, одражава и на структуру земљишта. Са овим процесом деградације земљишта повезан је и процес дезертификације. Аридна и семиаридна подручја суштински су подложна еолској ерозији, јер је биљни покривач иначе оскудан, а ветрови могу бити врло јаки. Овакво стање може резултирати губитком продуктивности, или чак потпуним губитком горњег слоја земљишта. Наведени токови се одражавају и на биолошку активност у земљишту, јер је та активност концентрисана, углавном, у горњем делу земљишта. Генерално, ефекти еолске ерозије на функције земљишта могу бити директни и индиректни. Ветар, који својом брзином, односно кинетичком енергијом, откида честице земљишта, преноси их на мању или већу удаљеност и таложи. Сем причињених штета земљишту и пољопривредним усевима, наноси озбиљне штете инфраструктурним објектима и насељима, чиме угрожава целокупну животну средину.

Компакција земљишта. Компакција земљишта је дефинисана према Van den Akker (2008) као „згушњавање (сабијање) и дисторзија (деформација) земљишта, чиме се смањује укупна порозност и ваздушни капацитет, узрокујући погоршање или губитак једне или више функција земљишта“. Термин компактност понекад се користи за резултујуће стање густине земљишта које прати компакцију. Компакција се одвија када су земљишта изложена напрезањима која премашују његову чврстоћу.

У оквиру пољопривреде компакција земљишта се изазива радом пољопривредне механизације, или гажењем животиња, што утиче на готово све функције земљишта. У изотропном пољу напрезања компакција земљишта примарно редукује величину и запремину пора, док на њихов континуитет и вијугавост не утиче. Међутим, било која тачка у земљишту испод оптерећене површине подложна је сложеном пољу напона. То може изазвати (дисторзију - деформације) изобличење земљишних пора, што може имати значајан утицај на функције земљишта (Berisso et al., 2013). Често се, међутим, у моделима развијеним за практичну примену узимају у обзир само компоненте вертикалног напрезања и вертикалне деформације.

За земљишта која се користе у пољопривреди подслојеви су дефинисани као слојеви испод дубине обраде земљишта, што за земљишта која се ору (ploughed soils) износи, најчешће, приближно 0,25 m (Schjønning et al., 2016). Компакција подораничног слоја земљишта је посебан, прикривен проблем, јер је невидљив, кумулативан и сталан (Håkansson and Reeder, 1994; Horn et al., 1995; cit. Schjønning et al., 2016). Опције одрживог управљања земљишним простором (SLM) које не узимају у обзир проблем компакције подораничних слојева, чине крупну грешку, у смислу њихове пресудне улоге за обезбеђивање континуираних сервиса екосистема земљишта за будуће генерације. Нетранспарентност природе штета услед компакције подораничних слојева подразумева да пољопривредници нису увек потпуно свесни ове претње земљишту. Као одговор на изазов, овај проблем захтева комбинацију научних знања и искуства заинтересованих страна, у смислу идентификације квалитетних механизама за одрживо управљање земљишним простором (SLM).

У горњем, ораничном слоју, услед сталних промена: обраде земљишта, сушења, влажења, замрзавања, одмрзавања, и деловања земљишне биоте, у великој мери се ублажавају последице компакције на оштећења, а с друге стране, имају велики утицај на принос усева. Резидуални ефекти могу трајати неколико година, посебно на глиновитим земљиштима. Компакција подораничног слоја, међутим, показала се перзистентном у односу на горњи, оранични слој. Трајна природа компакције подораничног слоја захтева друштвену забринутост и потребу да се овом питању посвети потребна пажња. За земљишта која нису изложена орању, укључујући и шумско земљиште, подслој се може дефинисати као земљиште које није значајно угрожено наведеним процесом (Schjønning et al., 2016).

Квантификација физичких својстава земљишта у условима компакције је сложен, мукотрпан задатак, посебно за подораничне слојеве. Због тога и недостаје темељна база података која је заснована на мереним индикаторима, а постојеће базе се односе, искључиво, на регионална подручја. У глобалном контексту, тек су Oldeman et al. (1991) истакли значај компакције земљишта, а према новијим подацима (Schjønning et al., 2016), процене које су тада изнете вишеструко су увећане. У појединим државама Европе износе се врло драматич-

ни подаци у погледу заступљености овог типа деградације земљишта, а перзистентност компакције подораничног слоја класификују као једну од најважнијих претњи квалитету земљишта.

База података SPADE1 покренута је 1992. godine (Breuning-Madsen и Jones, 1995; cit. Schjønning et al., 2016), а даљи развој је приказан у SPADE8 (Koue et al., 2008). База података SPADE је направљена да подржи мапу ЕУ земљишта у размери 1: 1.000.000, са аналитичким подацима о земљишту за потребе моделирања. База података SPADE8 укључује низ својстава земљишта за приближно 900 земљишних профила (~3500 хоризоната земљишта) у 28 европских земаља. Експерти за земљиште (педолози), одређују структуру земљишта, саржај органске материје, запреминску густину, садржај фракције глине и друга карактеристична својства земљишта у појединим земљама, на основу којих су урађене бројне анализе (Schjønning et al., 2016).

Покретачка снага проблема компакције су, пре свега, економски интереси, како би пољопривреда остала економски одржива, имајући у виду редукцију радне снаге која је укључена у пољопривреду и масовног померања од пољопривреде. Такво стање је условило, као замену, развој и примену ефикасније, јаче, тешке механизације, а тиме и исплативије, тако да се услед повећане употребе механизације притисци на систем земљишта стално повећавају. У развијеним и индустријализованим земљама модерну пољопривреду карактерише интензивна механизација, која омогућава производњу хране по приступачним ценама. Да би одржали приход који је упоредив са остатком прихода у друштву пољопривредници су присиљени да сваки део производње учине што ефикаснијим и исплативијим. Кључни покретач механизације је обавеза исплате зарада упоредивих са онима у другим друштвеним секторима. Отуда, појава већих и технолошки напреднијих машина за теренске операције, где једна особа може да управља великом површином у кратком времену (Schjønning et al., 2016).

Смањење водопропустљивости услед компакције земљишта може да изазове и појача површинско отицање воде. То заузврат може да доведе до трансфера загађивача и хранљивих материја директно у површинске воде. Такође, површинско отицање може изазвати ерозију, пре свега јаружасту. У случају екстремних падавина ово може, чак, да изазове покретање клизишта, а површинско отицање може допринети поплавама. Коначно, густо, збијено, земљиште није оптимално за бројне земљишне организме, тако да може битно да утиче на смањење биодиверзитета земљишта.

Већина функција земљишта (и изведени сервиси екосистема) односе се на карактеристике система земљишне порозности, јер компакција снажно делује на ово земљишно својство. Утицај компакције на поре земљишта може озбиљно да утиче на важне функције земљишта, као што су аерација и транспорт воде у земљишту.

С обзиром на горе наведене основне утицаје компакције на земљишна својства, **ефекти на кључне функције земљишта** могу се описати на следећи начин:

- Производња хране и друге биомасе. Компакција утиче на раст корена и услове за транспорт воде и гасова у земљишту, што даље утиче на низ важних функција које су кључне за биљну производњу. Смањен развој (пролиферација) корена омета биљкама усвајање воде и нутријената у земљишном профилу. Ограничења у аерацији земљишта током влажних периода, слично, нису оптимална за биљке. Резултат наведених ограничења изражен је преко смањења приноса са збијених земљишта.
- Складиштење, филтрирање, пуферовање и трансформација емисија GHG: Компакција редукуju аерацију матрикса земљишта (soil matrix) између вертикалних макропора и повећања ризика од анаеробних услова. Денитрификација је потенцијални нежељени ефекат компакције, где се приступачни азот за биљке уклања из земљишта и потенцијално додаје атмосферској концентрацији снажног GHG, азот-субоксида (N_2O). Неколико студија је јасно показало значајно повећање емисије N_2O након компакције горњег слоја земљишта (Simojoki et al., 1991; Ball et al., 2008; cit. Schjønning et al., 2016).

Наравно, за сва наведена питања потребно је више студија, како би се ојачала емпиријска основа за тумачење за ширег спектар услова.

Заптивање земљишта (soil sealning). Заптивање земљишта, дефинисано је, према Siebielec et al. (2016), као деструкција, или прекривање земљишта зградама, конструкцијама и слојевима потпуно или делимично непропусног вештачког материјала (асфалт, бетон, итд.). Такође, наводи се да је то најинтензивнији облик заузимања земљишног простора, који је, у суштини, неповратан процес (Huber et al., 2008; Prokop et al., 2011).

За опис овог облика деградације постоје и други изрази, који се обично користе за изражавање односа између процеса урбанизације и промена у коришћењу земљишта или земљишног простора. Заузимање земљишног простора је познато, такође, као „урбанизација“ или „повећање вештачких површина“ и односи се на ширење насеља (или вештачких површина) током времена, обично на штету руралних подручја. Овај процес може резултирати повећањем расутих насеља у руралним подручјима, или ширењем урбаних подручја око урбаног језгра (ширење урбаних средина), а јасну разлику најчешће није лако установити (Prokop et al., 2011).

Насељена подручја, која су позната као „урбано земљиште“ и „изграђено земљиште“, како наводе Prokop et al. (2011), укључују подручја за становање, индустријске и комерцијалне активности, подручја за здравствену заштиту, образовну инфраструктуру, подручја саобраћаја (улице и железнице), гробља, рекреациона подручја (паркови и спортски терени) и депоније. У локалним плановима коришћења земљишног простора ова категорија обично одговара свим употребама земљишног простора изван пољопривреде, природних целина, шума и водотока. Израз „вештачке површине“, такође, користи се и у номенклатури CORINE Land Cover, и поред наведеног укључује и зелене површине урбаних подручја.

Слика 4: Заптивање (soil sealning) услед урбанизације (фото С. Белановић Симић)

Ширење градова се обично користи за описивање физичког ширења урбаних подручја, који према EEA (2006) представља неуједначен, расут и развучен развој са тенденцијом дисконтинуитета, а према Prokop et al. (2011), урбанизација руралних подручја није нужно повезана са урбаним језгром и схвата се као пораст образаца расутих насеља са малом густином насељености (дисперзни урбани развој). У погледу поновног развоја одређених површина земљишта, проблем браунфилда (brownfield), према Kisić (2012), дефинише се као земљиште које је претходно коришћено, али које тренутно није у активној употреби или је доступно за поновни развој.

Подаци о стопи заузимања земљишног простора, на европском нивоу, могу се преузети из CORINE просторних база података, иако постоје одређене недоследности у овим слојевима података, а у вези су са нехомогеним методологијама које се примењују у појединим земљама. Prokop et al. (2011), наводе да је, између 1990. и 2006. године, установљено благо смањење годишњег заузимања земљишта, које у појединим земљама ЕУ варира у различитим опсезима. Истраживања, у овом контексту су настављена у земљама и већим градовима ЕУ. Земљишта у сваком граду класификована су према доступним информацијама, обично на основу националних класификација продуктивности земљишта/земљишног простора за пољопривредну употребу или сервисе урбаних екосистема. У појединим државама ЕУ, у заштити највреднијих земљишта у погледу потенцијала за пољопривредну производњу, највише су помогли национални инвентари, тако да су најбоља земљишта ефикасно заштићена и у градовима. Добијени резултати се, у извесној мери, разликују од званичних статистика које користе различите методологије.

Покретачке силе заптивања земљишта односе се на потребу за градњом нових насеља (потреба за становањем), пословним локацијама и путном инфраструктуром, а у вези са економским развојем градова и држава. Већина друштвених и економских активности зависи од изградње, одржавања и постојања

оваквих подручја и развијеног земљишта, као и њиховог односа. Коришћење земљишта и земљишног простора, у овом смислу, има знатне последице по друштво и економију, јер су постали ограничен ресурс и дефицитарна „роба".

Изградња нових стамбених насеља или инфраструктурних објеката, обично се одвија на граници постојећих насеља стварајући притисак на пољопривредна земљишта која су већ подређена овом процесу, чиме се повећава удео "вештачких површина" и заптивених земљишта. Интензитет урбаног развоја и обрасци просторног планирања, доводе до одређеног стања заптивања и промене намене земљишта. Ово се може мерити степеном заптивања или трансформације земљишта, али ширење градова, поред овога, ствара стања повећаног саобраћаја и буке и смањеног производног потенцијала земљишта и обављања еколошких функција.

Ширење овог процеса деградације земљишта, доводи до прекида размене између система земљишта и других еколошких сегмената, укључујући биосферу, хидросферу и атмосферу, што неповољно утиче на: кружење воде, биогеохемијско кружење и трансфере енергије. Ово доводи до низа негативних ефеката (Prokop et al., 2011):

- Мања доступност плодног земљишта за будуће генерације;
- Редукцију функција земљишта, као што су акумулирање и пречишћавање загађивача и трансформације органског отпада и смањење капацитета за ретенцију воде;
- Губитак капацитета за ретенцију воде и истовремено повећање површинског отицања, што доводи до додатног ризика од поплава, а у неким случајевима и до катастрофалних поплава;
- Смањен капацитет за секвестрацију и „складиштење" угљеника у земљишту;
- Фрагментација предела и губитак биодиверзитета преко редукције хабитата преосталих система за подршку врстама, који постају сувише мали или изоловани;
- Неодрживи животни обрасци, попут повећања расутих зграда, што доводи до повећања саобраћаја и ваздушних емисија, трошкова инфраструктуре за општине и урбани развој на најквалитетнијем пољопривредном земљишту, што доводи до губитка продуктивног земљишта за производњу хране и друге биомасе;
- У оквиру заптивеног простора карактеристичне су повећане температуре ваздуха у односу на зелене површине, а мењају се микроклиматски услови, посебно у високо заптивеним урбаним подручјима (EEA, 2010); према неким истраживањима, температуре ваздуха у овим условима могу бити и до 20°C више у поређењу зеленим површинама.

У смислу одговора на последице, наведени процеси се могу решити било редукцијом будућег заузимања земљишта, или применом мера према којима неће долазити до заптивања. Друга опција нема озбиљнијих изгледа на успех, јер је врло скупа, због чега се ретко примењује. Ови проблеми се, можда, могу

решити снажним уицајем на политике планирања и правила градње, промовисањем поновне употребе земљишта које се већ налази у таквом стању, и браунфилда, јачањем унутрашњег урбаног развоја, уместо ширења урбаних средина, и применом грађевинских техника које „троше" мање земљишта, или одржавају неке функције земљишта (у условима одређеног пермеабилитета). Ове мере могу бити обавезујуће, или добровољне.

Показатељи заптивања земљишта, или заузимања земљишта могу се користити за процену утицаја политика управљања земљиштем, историјске и симулиране трендове урбанизације, или за процену планова просторног развоја. Показатељи стопе заптивања (SRI - Sealing Rate Indicators) треба да одражавају услове како је претходни урбани развој утицао и како ће будући урбани развој утицати на ресурсе земљишта. То су обично једноставни индикатори, који карактеришу удео заптивене површине у укупној површини, или повећање заптивене површине у одређеном периоду.

Зависно од циљева заштите земљишта, предложен је једноставан транзициони индекс (TI - simple transition index), да би се окарактерисао интензитет конверзије пољопривредног земљишта утврђеног на различитим земљиштима, класификован према распонима погодности, или квалитета земљишта. Овим индексом се израчунава однос између удела датог типа/класе земљишта унутар променљиве површине и удела ове класе/типа у укупном земљишном покривачу. Слични показатељи се могу развити за различите аспекте квалитета или функција земљишта и израчунати за, на пример, класе садржаја органске материје, ризика од ерозије и нивоа контаминације.

Методе за процену заптивања земљишта и с њима повезани концепти „вештачког земљишта", заузимања земљишта и градског ширења могу се поделити на методе за процену историјског, садашњег и будућег заптивања земљишта. Историјско и садашње заптивање земљишта, „вештачко земљиште", заузимање земљишта и ширење урбаних подручја често се процењују према подацима даљинске детекције (RS). У мањим размерама користе се аерофото снимци. Поред тога, могу се користити општинске (планске) мапе, катастарске мапе, или друге мапе које указују на локацију изграђеног окружења. Разумевање будућег трендова заптивања земљишта може се постићи анализом и екстраполацијом прошлих трендова, моделирањем, симулацијама учешћа заинтересованих страна, или комбинацијом ових метода.

Ефекти заптивања, у односу на друге претње, су бројни и разноврсни:

- Утицај урбанизације на органску материју земљишта је двојак. Укупне резерве органске материје у земљишту смањене су у подручју градског ширења, а органски, горњи слој земљишта се често скида пре грађевинских радова, а тај хумусни материјал може да се користи на другом локалитету за побољшање функција земљишта и садржаја органске материје. Ако се на органским земљиштима одвијају грађевински радови или заптивање земљишта, повећавају се емисије GHG;

- Грађевински радови узрокују компакцију земљишта због примене тешке механизације. Овај ефекат се повећава када је земљиште прекомерно сатурисано водом. Деструкцијом профила земљишта повећава се подложност земљишта компакцији;
- Заптивање земљишта драстично повећава ризик од поплава, зато што велики удео непропусних површина доводи до појачаног површинског отицања током екстремних падавина. Правилним просторним планирањем и употребом делимично пропусних материјала смањује ризик од поплава. У насељима може бити повећан ризик од клизишта, због губитка природне вегетације и поремећаја стабилности косина или повећаног површинског отицања и с тим повезане ерозије земљишта.
- Урбанизацијом се обично повећавају "background" концентрације загађивача у земљишту (нпр. елемената у траговима или полицикличних ароматичних угљоводоника), мада не морају нужно да премаше ниво ризика у земљишту. Загађење земљишта може се локално појавити као директни ефекат урбанизације: грађевинских радова, депонија, управљања отпадом, или индустријских активности. Само заптивање земљишта спречава расипање загађивача и једна је од техничких метода за инактивацију загађивача у земљишту. С друге стране, велика густина заптивања земљишта убрзава контаминацију ваздуха, посебно честицама (PM). Мозаици зелених површина и заптивених површина са дрвећем редукују концентрацију ваздушних загађивача и деактивирају их.
- Урбанизација узрокује губитак укупног биодиверзитета (диверзитет животиња, природних станишта, биљних врста) у подручјима урбаног ширења услед фрагментације земљишта, кроз саобраћајну инфраструктуру и комерцијалне/стамбене зграде. Заптивање земљишта узрокује практично потпуни губитак биодиверзитета земљишта, јер ова функција више не постоји на заптивеном месту.
- Заптивање земљишта може у неким случајевима да убрза водну ерозију, јер велика густина непропусних површина повећава површински проток воде. Даље, поремећај профила земљишта током грађевинских радова, губитак органске материје у земљишту и често огољене површине чине земљиште подложнијим ерозији.

Ефекти заптивања земљишта на земљишне функције, као што је наведено, варирају од губитка нето примарне продуктивности предела и природних станишта до повећаних поплава, загађења и здравствених ризика, као и последично, повећаних друштвених трошкова (Imhoff, 2004; Scalenghe и Marsan, 2009; Lorenz, 2009; cit. Siebielec et al., 2016). Учинак већине екосистемских сервиса се смањује са повећањем заптивене површине (укључујући и гушће урбанизована подручја) (Tratalos et al. 2007; Tobias 2013; cit. Siebielec et al., 2016), али и просторна конфигурација екосистема у обрасцу конверзије одређеног начина коришћења земљишног простора за урбани развој, што се одражава и на потен-

цијал сервиса екосистема (Xiao et al. 2013; Haase, 2007; cit. Siebielec et al., 2016). Niemela et al. (2011), описују заптивање земљишта као кључни фактор за промене у кружењу воде, клими и вегетационом покривачу, напомињући да то није адекватно разматрано у управљању урбаним екосистемом, посебно у погледу ублажавања ефеката климатских екстрема. Ово захтева приступ који интегрише еколошка (управљање земљиштем и земљишним простором) и друштвена решења за подстицање екосистемских сервиса у урбаним подручјима која се ослањају на функције земљишта, попут производње хране и биомасе, биодиверзитета у градовима, регулације воде и обезбеђивања простора за рекреацију.

4.2. Хемијска деградација земљишта

Поред физичке, **хемијска деградација земљишта** је од суштинске важности, што последњих година потврђују резултати бројних истраживања, а разлози су да хемијска деградација земљишта није од мањег значаја у поређењу са другим облицима деградације, што се, међутим, често превиђа (Tetteh, 2015, Белановић и сар., 2012). Важна специфичност хемијске деградације земљишта огледа се и у чињеници да утицај овог облика деградације није јасно видљив од самог почетка. Према Извештају Европске комисије о процени (EC, 2013), истиче се да је током 200 година индустријализације земљиште загађено на великим површинама, што је довело до високог учешћа овог облика деградације у Европи и да је у новије време забележен пораст загађења земљишта, који је настао услед трајног утицаја човека. Према Logan (1990), хемијска деградација се односи на акумулацију токсичних хемикалија, њиховог утицаја на хемијске процесе и даље, на хемијска својства и животне процесе у земљишту и указују да промена једног или више хемијских својстава земљишта има директне и индиректне негативне ефекте на хемијску плодност земљишта.

Хемијски деградирана земљишта садрже велике количине токсичних хемикалија, које ремете активности животних процеса у земљишту. Токсичне хемикалије које улазе у циклус кружења доводе до поремећаја приступачности нутијената, усвајања и мобилности хранљивих елемената.

У погледу доприноса броју потенцијалних извора контаминације, у извештају из 2004. (Van-Camp et al., 2004) наведено је да понашање потрошача и индустријски сектор битно утичу на то. Ови извори могу укључивати одлагање комуналног отпада, производњу и транспорт енергије, најчешће у урбаним срединама. Контаминација земљишта као облик хемијске деградације, генерално, разликује се у појединим деловима света, јер се хемијски извори разликују у зависности од локације и облика делатности, тако да је и идентификовани облик хемијске деградације земљишта повезан са тим делатностима.

Бројни објављени научни резултати који се односе на овај облик деградације земљишта фокусирани су на идентификовање хемијских елемената одговорних за деградацију. У односу на хемијску деградацију земљишта у западној

Европи (Tóth et al., 2008), издвојени су: контаминација, салинизација, ацидификација и исцрпљивање нутријената. Узроци ових проблема су различити, као и њихови односи са системом пољопривредног управљања. Међутим, због бројних разлога, није постигнута стандардизација методологија, без обзира што постоје и користе се бројни алати (Tetteh, 2015). Ипак, јасан је велики напредак у овој области, како у смислу стандардизације појединих параметара деградације, тако и моделирања. Као главни покретач хемијске деградације земљишта истиче се контаминација хемикалијама, у оквиру које се разликују (Jones et al., 2012): **дифузна и контаминација из локалних (тачкастих) извора**. Локалну (тачкасту) контаминацију земљишта, EEA пријавила је 2003. године као растући проблем у западној Европи, упркос постојању националног и међународног законодавства, који контролишу изворе контаминације и управљање отпадом (EEA, 2008).

А. Дифузна контаминација

Дифузно загађивање представља значајну претњу у смислу деградације земљишта, а карактеристично је за урбане заједнице са вишеструким изворима емисија. Ова контаминација је повезана са атмосферском депозицијом, одређеним пољопривредним праксама и неодговарајућим начинима рециклирања, или третманима отпадних вода (Tetteh, 2015). Према EEA (2014), већина земљишта загађених у процесу дифузне контаминације често се користе као одлагалишта индустријског и градског отпада. Најважније контаминирајуће супстанце из дифузних извора су атмосферска депозиција једињења која доводе до ацидификације и еутрофикације, или потенцијално опасних хемикалија, таложења загађивача из текућих вода, или ерозионог наноса, као и директне примене супстанци као што су пестициди, канализациони муљ, минерална и органска ђубрива, који могу садржавати тешке метале који доспевају на земљиште.

Одлагање индустријских и градских отпадних продуката најчешће се врши директно на површину земљишта. Контаминанти из воде површинског отицања, или ако су садржани у ерозионом наносу, могу загађивати површинске воде као што су реке, потоци и водне акумулације. Испирање загађивача кроз земљане канале, током течења воде, представља значајан извор хемикалија у подземним водама. Својства земљишта играју главну улогу у кретању хемикалија унутар земљишта. Кретање хемикалија које се адсорбују на минералне или органске честице земљишта углавном се одвија преко ерозионих механизама, док се транспорт растворљивих хемикалија обично одвија течењем воде, било кроз земљиште, или као површинско отицање. Многе хемикалије показују заједно делимичну адсорпцију и солубилизацију (растворљивост), што отежава предвиђања њиховог статуса, понашања и утицаја на животну средину. Функције земљишта које су највише погођене дифузном контаминацијом су пуферни капацитет и капацитет филтрирања и трансформисања. Када се прекорачи пуферски капацитет земљишта у односу на одређену супстанцу, супстанца прелази у животну средину. Ово одложено испуштање загађујућих материја

је врло опасно и земљиште чини „хемијски темпираном бомбом“. Најважнији проблеми које представља дифузно загађивање су ацидификација земљишта, загађење земљишта тешким металима и хемикалијама и вишак нутријената (EEA, 2014).

Као посебан проблем, који се готово непрекидно одвија, истиче се пољопривредно дифузно загађење водних ресурса, које је изазвано губицима агрохемикалија и органских ђубрива (укључујући нутријенте и пестициде) са земљишта и њихов трансфер у водне токове и акумулације. Ови токови загађења су делом последица сложених односа падавине–отицање између извора са површине земљишта у пољопривредним комплексима и прихватних водних тела (Mellander et al., 2018).

Б. Локална (тачкаста) контаминација

Према EEA-UNEP (2000), локална (тачкаста) контаминација најчешће погађа подручја густо насељених урбаних агломерација, подручја са дугом традицијом тешке индустрије, неадекватним одлагањем отпада и експлозије депонијских гасова, рударства, војних активности, или близином војних инсталација, као и разних акцидената, тако да представљају посебан стрес за земљиште. Главни загађивачи који се примећују у овим областима су тешки метали, органски загађивачи као што су хлоровани угљоводоници и минерална уља (EEA, 2014). Када ови загађивачи доспеју у земљиште, као резултат долази до губљења (слабљења) природних функција земљишта, као што су пуферска способност, капацитет филтрације и трансформације загађивача у земљишту и губитак других функција земљишта. Настаје, даље, низ негативних утицаја на животну средину, условљавајући друге облике еколошких претњи, од којих су најпроблематичнији загађење воде, директан контакт људи са загађеним земљиштем, уношење загађивача преко биљака и утицај на здравље људи (EEA, 2014).

4.2.1. Типови хемијске деградације

Према већини истраживача, основни типови хемијске деградације земљишта су: салинизација и алкализација, ацидификација, губитак биљних хранива, загађивање минералним ђубривима, пестицидима, тешким металима и радионуклидима.

Салинизација и алкализација. Салинизација је процес хемијске деградације земљишта који утиче на пољопривредну производњу, здраву животну средину и економско благостање. У ширем смислу обухвата све врсте деградација изазваних повећањем соли у земљишту. Чест је проблем у аридним и семиаридним регионима, где евапотранспирација премашује количину падавина. У овим условима нема довољно воде за испирање растворљивих соли кроз профил земљишта, испод зоне кореновог система. Овај процес је, према Rengasami (2006), повезан са акумулацијом у води растворљивих соли, нарочито у горњем делу земљишног профила, а растворљиве соли, пореклом из различитих изво-

ра, у овим условима се акумулирају у земљишном профилу, најчешће на површини, или плитко испод површине, познатом као слани хоризонт/слој, у зависности од карактера водног режима (Hedge et al., 2011). Уколико се не исперу из земљишног профила, концентрације хлоридних, сулфатних, карбонатних и бикарбонатних соли Na могу се повећати у профилу и изазвати заслањивање у врло кратком периоду. Kavvadias (2014; cit. Tetteh, 2015) заслањивање дефинише као акумулацију соли растворљивих у води (укључујући натријум, калијум, магнезијум и калцијум, затим, сулфата, хлорида, карбоната и бикарбоната), на површини земљишта, или близу ње.

Заслањивање земљишта (и подземних вода), према Bloem et al. (2012), често се користи као свеобухватан термин који се односи на неколико различитих облика заслањености. Ови облици су познати под именима: (1) слано земљиште, које има повишене концентрације соли; (2) содично - натрично (алкално) земљиште, са поремећеним односом једновалентног/двовалентног катјона у корист једновалентних алкалних катјона (Na, K) и (3) базно земљиште, код којег је хемијски састав нарушен према алкалним, високим pH вредностима, често због доминације (би)карбонатних анјона у раствору (Tsanis et al., 2016). Ова три облика салинитета/алкалитета могу бити повезана, али то не мора бити случај. Rengasami (2006) наводи да се земљиште сматра заслањеним ако је електрични кондуктивитет његовог екстракта сатурације (ECe) iznad 4 dS m^{-1}, међутим, гранична вредност изнад које се јављају штетни ефекти може варирати у зависности од неколико фактора, укључујући врсту биљке, режим воде у земљишту и климатске услове.

Према Munns (2005), дефинисани су салинитет, натричност и алкалност (базност), на следећи начин: **слана земљишта** имају високе концентрације растворљивих соли, а карактерише их вредност електричног кондуктивитета (ECe) $\geq$ 4 dS m^{-1}, која означава вредност која редукује принос већине усева, мада је већина усева угрожена и у условима када је ECe < 4 dS m^{-1}; **содна (натрична) земљишта** имају ниску концентрацију растворљивих соли, али висок проценат измењивог Na^+- јона (ESP), класификују се у ову групу када је ESP is $\geq$ 15, зато што ова вредност ESP узрокује (доводи до) деградације структуре глиновитих земљишта узроковане Na^+- јоном, померајући двовалентне катјоне везане за негативна наелектрисања на честицама глине; **базна (алкална) земљишта** представљају тип содних (натричних) земљишта са високим pH вредностима, имају вредности ESP $\geq$ 15, са pH од 8,5−10, коју узрокују карбонатне соли матичног супстрата.

Салинитет обично постаје проблем начина коришћења земљишта када концентрације соли или натријума негативно утичу на раст биљака (усеви, пашњаци или аутохтона - природна вегетација), или погоршавају структуру земљишта. Проблем са водом постаје када је потенцијална употреба воде ограничена садржајем соли (Bloem et al., 2012). Негативне последице салинитета углавном варирају у зависности од облика и стадијума салинизације; у раним

фазама он утиче на метаболизам земљишних организама и смањује продуктивност земљишта, али у напредним фазама уништава сву вегетацију и последично трансформише плодно и продуктивно земљиште у неплодно (Jones et al., 2012; Toth et al., 2008). Салинитет је главни ограничавајући фактор развоја биљне производње на земљиштима приобалних области.

Салинитет земљишта је сложен механизам који је одговоран за негативне ефекте на физиолошке и биохемијске токове у биљкама (Nabati et al., 2011) и одвија се преко низа врло сложених процеса, који изазивају стресове на примарном или секундарном нивоу. За натрично (содично) земљиште, генерално, најважнија је деградација структуре, која је изазвана превеликим концентрацијама натријума (Na).

Како су натријумове соли испране кроз земљишни профил, део преосталог натријума у земљишту везује се за глинене честице, истискујући друге катјоне попут калцијума. Висок удео заменљивог натријума везан за места размене глинених минерала, слаби везе између честица земљишта у случају када се земљиште влажи. Као резултат, честице глине бубре и често се одвајају и диспергују. Земљиште са повећаном дисперзивношћу постаје подложније ерозији водом и ветром. Натрична земљишта сушењем постају густа, груба и без структуре, јер је природна агрегација уништена. Распршена глина на површини земљишта може деловати као цемент, формирајући, релативно густу и тврду кору, али најчешће танку (дебљине до 10 mm). Кора спречава ницање садница и може деформисати корен саднице током сушења и скупљања. Степен стварања покорице (коре) зависи од текстурног састава земљишта, минералогије глине, садржаја изменљивог натријума, енергије удара кишних капи и брзине сушења. Земљишта са високим садржајем монтморилонитне глине при сушењу брже пуцају, а генеза неких земљишта резултирала је стубастом структуром, нарочито, у натричним подслојевима. Натрични подслојеви могу бити густи, са редукованим водним капацитетом, лошом аерацијом и повећаном чврстоћом земљишта. Најситније честице глине крећу се кроз земљиште зачепљујући поре и тако смањују хидрауличку проводљивост (Tsanis et al., 2016).

Ацидификација. Ацидификација (закисељавање) земљишта је природни процес смањења pH вредности земљишног раствора током времена. Резултат је бројних биогеохемијских процеса у земљишту и у природним условима може трајати хиљадама година (Boruvka et al., 2007). Ацидификација, као природни процес, карактерише земљишта са повећаним садржајем сумпора, земљишта образована на киселом матичном супстрату, као и подручја са израженим хумидним условима (Janjirawuttiku et al., 2010).

Процес ацидификације, нарочито у Европи се може посматрати као прототип у новој ери угрожавања животне средине. Полутанти који изазивају/убрзавају ацидификацију примарно потичу из антропогених емисија сумпор-диоксида (SO_2), оксида азота (NO_x) и амонијака (NH_3), услед прекомерних емисија из електрана, различитих индустријских процеса, саобраћаја, интезивне

пољопривреде и неконтролисане сече шума. Под утицајем тзв. феномена киселе депозиције, влажне и суве, процес ацидификације може бити знатно убрзан и интензивиран (EC, 2013). Ацидифкација земљишта у овом контексту (Beloica et al., 2012; Cakmak et al., 2014; Beloica, 2015), поред промене хемизма земљишног раствора, даље негативно утиче на компоненте екосистема земљишта и представља облик деградације који води до трајног смањења квалитета земљишта. Ови проблеми угрожавају огромна подручја далеко од извора загађивања, а истовремено изазивају деградацију вода, ваздуха и земљишта, а због сложености представљају велики изазов за науку, јер је утицај ацидификације на животну средину један од веома важних савремених еколошких проблема у свету.

Термин **„ацидификација"** се користи да опише губитак хранљивих база (калцијум, магнезијум и калијум) путем процеса излуживања и њихову замену киселим елементима (водоник и алуминијум). Земљиште ће постати кисело ако постоји: (а) извор H^+ јона као замена за базне катјоне који су нестали у процесима деградације земљишта испирањем и ако у земљишту постоје сулфатни или нитратни анјони за које се они везују; (б) услови везивања размењивих базних катјона путем мобилног анјона, као што је сулфат (SO_4^{2-}) или нитрат (NO_3^-) (Billett, 1994).

Киселе депозиције представљају атмосферски талог чија је pH вредност нижа од pH вредности незагађеног атмосферског талога, односно pH<5,6 (Jacob, 1999). Ниске pH вредности земљишта директно и индиректно утичу на стабилност структурних агрегата у земљишту, а самим тим и на његову еродибилност односно физичку деградацију (Beloica, 2015). Директан утицај ниских pH вредности на струткурност земљишних агрегата огледа се ниским интензитетима разлагања органске материје, као и повећаној мобилности и испирању мултивалентних базних катјона, пре свега Ca^{2+}, који везују органске колоидне честице и честице глине (Oades, 1984). Индиректно, смањеном биолошком активношћу земљишта и редукцијом биљног покривача услед лоших услова станишта такође долази до интензивирања процеса ерозије (SAEPA, 2008).

Осетљивост земљишта према процесу ацидификације (Поглавље 12) условљена је типом геолошке подлоге, својствима - типом земљишта (киселост, садржај базних катјона, капацитет катјонске измене, текстура, садржај органске материје, капацитет сорпције сумпора у земљишту) (Koptsik и Alewell, 2007), постојећом вегетацијом (Misson et al., 2001) и количином киселих депозиција (Boruvka et al., 2007).

Важна последица ацидификације је повећани ниво алуминијума (Al^{3+}) у земљишном раствору, чија повећана мобилност у многим случајевима може имати значајан утицај на екосистеме (Bareham, 1996). Високи нивои растворљивог Al^{3+} при ниским pH вредностима нарушавају грађу ћелијског зида у корену биљака и спречавају усвајање хранива, што карактерише инхибицију раста корена дуж главне осе (елонгација - издуживање) (Kennedy, 1992; cit. Beloica, 2015). Такође, Al^{3+} при високим концентрацијама уништава кишне глисте и спира се у воду, утичући на акватичне организме. Хемијске реакције алуми-

нијума у земљишту веома су сложене и утицај на биљни свет може се разликовати чак и код појединих екотипова.

Осим ризотоксичности, негативан утицај повећане концентрације алуминијума у земљишту одражава се и на везивање фосфора (P), једног од најзначајних макроелемената, у оклудоване облике Al и Fe, тј. за биљке хемијски неприступачне облике, што је један од главних фактора ограниченог раста биљака у киселим земљиштима (Barber, 1995).

Повећана растворљивост алуминијума главни је разлог због којег се сматра да земљишта са pH < 4,8 имају озбиљан проблем са киселошћу, а испод ове вредности растворљивост и концентрација алуминијума експоненцијално расту, као и његова потенцијална биолошка токсичност, тако да се вредности pH земљишта могу сматрати добрим индикатором потенцијалне токсичности алуминијума (Mrvić et al., 2013). Токсичност алуминијума ретко се јавља при pH > 5,0.

Ацидификација и ниске pH вредности земљишта негативно утичу и на доступност хранљивих елемената биљкама, а повећана активност хидратисаног H^+ јона у процесима размене јона условљава ослобађање и повећану мобилност базних катјона Mg^{2+}, Ca^{2+}, Na^+ и K^+ (Sposito, 1996), тако да есенцијални нутритивни елементи путем испирања кроз земљишни раствор постају неприступачни биљкама. Повећана концентрација H^+ и Al^{3+} јона интензивира мобилност јона цинка (Zn) и мангана (Mn), који доспевају у земљишни раствор у облицима директно доступним биљкама (Jeffery и Uren, 1983). Јони цинка и мангана делују антагонистички на усвајање гвожђа - повећане концентрације једних јона делују инхибирајуће на усвајање других и обрнуто, а такође, недостатак молибдена (Mo), важног елемента у исхрани биљака и фиксацији азота, настаје као последица закисељавања земљишта испод pH<5,0 (Gupta, 1997).

У условима повећане киселости редукована је активност организама у земљишту, а самим тим и бројних микробиолошких процеса, попут: декомпозиције, минерализације, нитрификације, нодулације и микоризације (Menzies, 2003), што све директно и индиректно утиче на деструкцију природних станишта, угроженост биодиверзитета и структуру вегетациије шумских екосистема, што укључује смањење бројности врста осетљивих на ниске pH вредности земљишта, а резултат је смањењена продукција биомасе у овим екосистемима. Висок садржај Al^{3+} утиче на повећану биорасположивост тешких метала, као и повећање бројности нитрофилних биљних врста услед повећаних депозиција азота (Azevedo et al. 2013).

У условима ниских pH вредности земљишта и процеса ацидификације долази до појачане мобилности и других тешких метала (Pb, Cd, Cu, и Ni) и њихове високе биорасположивости (Kadović и Knežević 2002; Belanović 2003), а путем повећане мобилности и концентрације Al, Pb, Cd, Zn, Cu, Mn и Ni у земљишном раствору могу индиректно изазвати загађивање површинских и подземних вода.

Минерална ђубрива. Минерална, неорганска ђубрива, како наводи Savei (2012), садрже углавном фосфате, нитрате, амонијум и калијумове соли. Ђубрива, сем тога, садрже и бројне тешке метале, попут Hg, Cd, Hs, Pb, Cu, Ni и Cu, а познато је да сви ови елементи узрокују деградацију земљишта. Резултати бројних истраживања показали су да ефекти минералних ђубрива на земљиште нису одмах очигледни, јер земљиште има снажну пуферску способност због свог састава.

У односу на функције земљишта, једна од главних компоненти која се деградира употребом неорганских ђубрива је земљишна структура. Savei (2012) наводи да је познато да фертилизација, нарочито индустријским (минералним) ђубривима, као што су $NaNO_3$, NH_4NO_3, KCl, K_2SO_4, NH_4Cl, изазива погоршање структуре земљишта.

Континуирана употреба азотних ђубрива узрокује смањење pH земљишног раствора (Moebius-Clune et al., 2011), а Savei (2012), указује на пример истраживања из турске провинције Ризе: једносмерна примена амонијум-сулфатног ђубрива резултирала је повећаном киселошћу земљишта и 85% територије је имало pH испод 4, а примена великих количина калијумовог ђубрива нарушава равнотежу хранљивих састојака, спречавајући биљке да добијају потребне хранљиве материје за раст.

Пестициди. Пестициди представљају једину групу хемикалија које се наменски примењује са циљем сузбијања штеточина биљака и животиња, и заштите пољопривредних и индустријских производа. Због тога пестициди имају важну улогу у доприносу савременој пољопривреди са аспекта обезбеђења трајне сигурности хране. Међутим, већина пестицида није усмерена специфично само на циљану штеточину, већ током њихове примене утичу и на нециљане биљке и животиње (PNA, 2010). У зависности од својих хемијских својстава, могу ући у организам, биоакумулирати се у прехрамбеним ланцима и последично утицати и на здравље људи. Све у свему, интензивна примена пестицида резултира са неколико негативних ефеката на животну средину, који се не могу занемарити. Tetteh (2015) наводи резултате до којих су дошли Pimentel и Levitan (1986), по којима постоји процена да мање од 0,1% пестицида који се примењују на усевима заиста стигну до циљане штеточине, док се остатак налази у животној средини, контаминирајући земљиште, ваздух и воду.

Многи пестициди нису лакоразградиви и кад доспеју у земљиште остају у њему, испирају се у подземне и површинске воде и контаминирају бројне сегменте животне средине. Због тога се не могу потценити могућности да примена пестицида који доспевају у земљиште узрокује деградацију неких аспеката земљишних својстава. Такве могућности су велике када се пестициди примењују интензивно током низа година (Hance et al., 2001), што доводи до токсичности.

Концентрација полутаната има тенденцију да се акумулира у површинском слоју земљишта, у којем већина земљишних организама налази животни свој простор (Ulrich, 1987). Пестициди улазе у земљиште преко спреја током третмана асимилационих органа (лишћа), испирају се са третираних органа, ослобађају се из гранулата или из третираног семена у земљишту (PNA, 2010). Неки пестициди, као што су фумиганти земљишта и нематоциди, примењују се директно у земљишту за сузбијање штеточина и биљних болести присутних у земљишту. Транспорт, перзистентност или разградња пестицида у земљишту зависе од њихових хемијских својстава, као и физичких, хемијских и биолошких својстава земљишта. Сви ови фактори утичу на сорпцију/десорпцију, волатилизацију, разградњу, усвајање у биљкама, површинско отицање и испирање пестицида.

Сорпција представља најважнију интеракцију између земљишта и пестицида и ограничава деградацију и транспорт у земљишту. У односу на функције земљишта, пестициди везани за земљишну органску материју или честице глине мање су покретни, биодоступни, али и мање доступни за микробну разградњу, и самим тим постојанији (PNA, 2010). Земљишна органска материја је најважнији фактор који утиче на сорпцију и испирање пестицида у земљишту. Додавање органске материје у земљиште може појачати сорпцију и смањити ризик од загађења воде, тако да су земљишта богатија хумусом хемијски реактивнија са пестицидима од оних која су сиромашнија у погледу садржаја хумуса.

Пољопривреда високих приноса, која је веома заступљена у Европи, значајно смањује садржај земљишне органске материје, а тиме и сорпцију. Брза сорпција обично се јавља после кратког времена од примене пестицида, која се временом знатно успорава. Међутим, примећено је да би се у случају многих пестицида повећавање времена, поновљеном применом, могло повећати њихову сорпцију и формирање везаног резидијума који се не може екстраховати (PNA, 2010).

Иако се везани резидијум не сматра значајним, јер је неактиван и недоступан, утврђено је да се може ослободити за извесно време, нарочито променом pH земљишног раствора, или додавањем нитратних ђубрива. Постоје, такође, докази да неки организми, нпр. биљке и глисте, могу да усвоје и ремобилишу стари, чврсто везани, резидијум (Gevao et al., 2000). Утврђено је да пестициди имају велики утицај на микробе у земљишту, а могу проузроковати значајне иреверзибилне промене у микробним популацијама земљишта (PNA, 2010). Пошто су микроби у земљишту важни за одржавање плодности, пестициди, који озбиљно утичу на земљишну микро флору и микро фауну, могу угрозити његову плодност (Nawab et al., 2002).

Пестициди могу доспети у воду наношењем спрејом током примене пестицида, површинским отицањем са третиране површине и испирањем кроз земљиште (земљишни профил). У неким случајевима пестициди се могу наносити директно на површину воде, нпр. приликом сузбијања комараца. Кон-

таминација воде углавном зависи од природе пестицида (растворљивост у води, хидрофобност), својстава земљишта, временских услова, топографије, као и удаљености од места примене до извора воде. Брзи транспорт до подземних вода може бити узрокован обилним падавинама непосредно после наношења пестицида на влажно земљиште (PNA, 2010).

Елементи у траговима (тешки метали; потенцијално токсични елементи). Израз „тешки метали" у литератури се често користи, иако није у потпуности прецизан опис у научном смислу. Поједини елементи који се често подводе под израз „тешки", као нпр. арсен и антимон, припадају групи металоида. Још један израз који се наизменично користи са изразом „тешки метали" је „елементи у траговима" (EC, 2013).

Елементи у траговима се природно јављају у стенама и земљиштима, у променљивим количинама, у зависности од локалитета и врсте стена из којих су процесима распадања формиране компоненте земљишта. Земљишта, дакле, природно садрже елементе у траговима / тешке метале, од којих поједини функционишу као хранљиви микроелементи и неопходни су за раст биљака и животиња, али њихове високе концентрације могу представљати претњу за ланац исхране. Неколико ових елемената је неопходно за људско здравље и уносе се преко хране, или као суплементи на одговарајућим, ниским нивоима.

Елементи који највише забрињавају и изазивају токсичне ефекте су: жива (Hg), олово (Pb), кадмијум (Cd), арсен (As) и хром (Cr) (мада је само облик Cr / VI/ изузетно токсичан и канцероген), јер су посебно токсични за људе и животиње, а затим: бакар (Cu), никал (Ni) и кобалт (Co), који изазивају већу забринутост због фитотоксичности. Токсикологија ових загађивача зависи од типа земљишта, вегетације и климе, као и од њихове концентрације. Концентрације тешких метала у земљишту покривају веома широк опсег. У многим случајевима више вредности указују на контаминацију услед људских делатности, мада се велике вредности могу догодити због природних геолошких услова, или услова формирања земљишта (EC, 2013).

Таложење елемената у траговима у екосистемима, побуђује посебно интересовање, како у научном, тако и у апликативном смислу, јер њихова акумулација може да изазове дугорочне штетне ефекте (Belanović et al., 2013; Marković et al., 2018; Cakmak et al., 2018). Разматрају се као супстанце које имају посебан еколошки, биолошки и здравствени значај (Поглавља 13 и 14). У данашње време широко су распрострањени у терестричним екосистемима уопште, нарочито преко емисија из бројних индустријских процеса, производње пестицида и минералних ђубрива. Током времена таложе се и акумулирају у земљишту; њихов садржај може бити различит, што зависи од бројних фактора (Kadović и Knežević, 2003).

У односу на земљишне функције, ефекти тешких метала се огледају у томе што се јони елемената у траговима адсорбују преко органских комплекса и/или преко глинених минерала. Процеси измене јона се нагло убрзавају при ниским

pH вредностима земљишног раствора, резултирајући њиховом високом мобилношћу. Процесима ацидификације земљишта ослобађају се претходно акумулирани елементи у траговима и на тај начин угрожавају површинске и подземне воде.

Биљке усвајају елементе у траговима заједно са хранљивим материјама преко корена, или у случају мање мобилних јона, директно преко лишћа и четина. У систему деловања прве промене се јављају на молекулском, односно на биохемијском нивоу. У условима прекорачења критичног прага могу се јавити додатне штете, када се умањују функције физиолошких параметара, после којих наступају морфолошке промене и поремећаји. Због тога је биоиндикација ових параметара од пресудног значаја за откривање штетних ефеката ових супстанци у земљишту.

Са становишта деловања тешких метала/елемената у траговима у терестричним екосистемима, основни ризици могу бити хумано-токсиколошки и еко-токсиколошки. Наше разумевање како тешки метали/елементи у траговима који се налазе у земљишту доводе до ризика по људско здравље ограничено је и условљено нашим знањем о утицајима загађеног ваздуха или воде.

4.3. Биолошка деградација земљишта

Процеси биолошке деградације земљишта обухватају: губитке органске материје из органских и минералних земљишта, губитак биодиверзитета земљишта и други.

Од бројних типова биолошке деградације овде је разматрано само смањење садржаја земљишне органске материје у минералним земљиштима (SOM) и неки од његових ефеката.

Смањење садржаја органске материје у минералним земљиштима. Смањење садржаја земљишне органске материје (SOM), препознато је као једна од главних претњи за одрживо управљање земљиштем, због кључне улоге коју органска материја има у бројним функцијама земљишта, а пре свега за производњу хране, биомасе, акумулирања и филтрације, биолошког хабитата и фонда гена итд. Проблеми који настају у случају смањења (губитака) SOM постали су значајна тема научних истраживања, нарочито у току последње две деценије (Поглавља 15 и 16).

Процењује се да су резерве угљеника (C) у земљиштима у свету смањене за 78±12 Gt између 1850. и 1998. године, углавном убрзаном минерализацијом (две трећине) и деградацијом (једна трећина), услед појачане култивације и поремећајима земљишта (Lal, 2004).

Без обзира на дугу традицију истраживања садржаја органске материје у земљишту, још увек не постоји стандардизована дефиниција која је опште прихваћена (Kleber и Johnson, 2010). Ова неслагања су настала због хетерогености SOM у погледу извора, састава, функција и динамике, с једне, и напретка у разумевању који фаворизују савремене технике спектроскопије, с друге стра-

не. Huber et al. (2008), анализирајући различите дефиниције SOM, издвојили су три главна узрока неслагања:

1. укључивање/искључивање живе биомасе,
2. укључивање/искључивање простирке (litter), фрагментацију слојева;
3. гранични праг декомпозиције.

Аутори наводе да Друштво за проучавање земљишта Америке (SSSA, 1987; cit. Morari et al., 2016) дефинише SOM као укупну органску фракцију земљишта, искључујући нераспаднуте биљне и животињске остатке. Слична дефиниција је усвојена за Тематску стратегију земљишта ЕУ (EC, 2006).

Садржај/резерве SOM, према Baldock и Nelson (2000), обично се квантификује као садржај/залиха земљишног органског угљеника (SOC), јер представља примарни елемент у SOM, коју чини 48–58% укупне тежине (масе), док остали елементи укључују водоник (H), кисеоник (O), азот (N), фосфор (P) и сумпор (S), са просечним односом C: N: P: S од 100: 10: 1: 1. Хемијске компоненте SOM, према Dungait et al. (2012), обухватају оне добијене из биљних, животињских и микробних остатака и производе њихових трансформација, које називамо хумусним супстанцама.

Према Stockmann et al. (2013), други широко примењивани приступи за описивање састава SOM заснивају се на функционалним критеријумима, а односе се на микробну активност и хемијске компоненте. Први, тзв. функционални приступ, широко је примењен у симулационом моделирању SOM (Century, RothC), у којем су различити SOM скупови дефинисани кинетички кроз њихово средње време боравка (MRT - Mean Resident Time), одражавајући интегрисани ефекат биохемијских и физичких фактора на премештање SOC и флуксеве C. Обично се идентификују три резервоара: лабилни (MRT < 4 год.), стабилни (MRT = 15-100 год.) и пасивни (MRT = 500–1000 год.).

Количине SOM у земљишту зависе од биотичких процеса - у основи, нето примарне производње (NPP), дистрибуције фотосинтета у корену и изданцима и хетеротрофне респирације земљишта, као и од физичких процеса, као што су испирање, површинско отицање и ерозија земљишта. Биотички процеси су најрелевантнији, али ерозија земљишта може имати значајан утицај на садржај SOM (Lal, 2004).

Сви ови процеси снажно зависе од физичких, хемијских и биолошких покретача (према пројектима STS, CLIMSOIL и CAPRESE), који су условљени пореклом: природног (клима, топографија, тип и својства земљишта, биљног покривача/типа вегетације), антропогеног - људских активности и социо-економске политике (Morari et al., 2016).

Према Baldock и Nelson (2000), извршено је рангирање фактора који пресудно утичу на формирање SOM: коришћење и управљање > клима > биота > топографија = матични супстрат > време. Дугорочно, садржај SOM углавном варира услед климатских, геолошких и фактора формирања земљишта (педогенезе), док је краткорочно то случај са поремећајем вегетације и променом намене коришћења земљишта.

За травњаке и шуме, генерално, типични су ниски поремећаји, висок унос C (нпр. простирка и корење) и садржај SOM (Кадовић, и сар.,2012; Kadović et al., 2012). Ово имплицира да њихова конверзија у ратарске усеве узрокује драматично исцрпљивање залиха SOC. Тако је процењено да конверзијом травњака у оранице садржај земљишног C се смањује за око 1–1,7 $t{\cdot}C{\cdot}ha^{-1}{\cdot}god^{-1}$, а конверзијом шума у обрадиво земљиште за 0,6 $t{\cdot}C{\cdot}ha^{-1}{\cdot}god^{-1}$ (Freibauer et al., 2004). Подаци које наводе исти аутори, за случај обрнуте конверзије - од ораница у травњаке, промене се крећу у распону од 0,3–0,6 до 1,2–1,7 $t{\cdot}C{\cdot}ha^{-1}{\cdot}god^{-1}$. Пољопривредне праксе које повећавају унос C укључују употребу биљних остатака и сламе, стајског ђубрива, или хексогена (нпр. компост) C уноса и, генерално, активности које доводе до комплекснијих система усева (нпр. увођење покровних усева, усева у лејама, примена већег броја биљних врста). Разлике у архитектури корена између усева такође утичу на односе између надземне и подземне биомасе. Примера ради, Povlson et al. (2011) су установили да је било мало, или нимало промена садржаја SOC у 25 дугорочних експеримената, док су се просечни резултати у дуготрајном експерименту од 50 година показали врло мали пораст, од 0,1 $t{\cdot}C{\cdot}ha^{-1}{\cdot}god^{-1}$ (Morari et al., 2006).

У оквиру пројекта ENVASSO (Huber et al., 2008) идентификовно је неколико кључних индикатора смањења SOM: садржај OC у површинском слоју земљишта ($g{\cdot}kg^{-1}$), резерве OC у површинском слоју земљишта ($t{\cdot}ha^{-1}$), C:N однос, резерве SOC у слоју од 1 m, glina:SOC однос. Индикатори су усмерени на три главна питања: статус SOM, квалитет SOM и узорци промене SOM изазвани људским деловањем. Избор ових индикатора извршен је на основу стручне процене, научних сазнања, мерења, релевантности политике и географске покривености. Даљим радом идентификован је садржај SOC у површинском слоју земљишта (%) и резерве/залихе SOC ($t{\cdot}ha^{-1}$), као најприкладнијих индикатора за процену статуса SOM из LUCAS базе података о земљиштима. За квалитет SOM узет је C:N однос горњег слоја земљишта. За индикаторе изазване људским деловањем изабрани су: промене покривености земљишта (km^2), пожари (шумски) (km^2), спаљивање остатака усева (km^2), додаци егзогених органских материја ($t{\cdot}ha^{-1}$) и органска пољопривреда (%). Сви ови индикатори су процењени на основу даљинске детекције или доступних статистичких података.

Методе за процену статуса SOM углавном су условљене са неколико фактора: временском и просторном резолуцијом истраживања, доступношћу података о земљишту, доступношћу података о начину коришћења и управљања земљиштем на локалном/регионалном нивоу и постојањем хармонизованих мрежа мониторинга. Примера ради, према IPCC (2006), разрађен је систем (стабло) одлука за идентификацију одговарајућих нивоа за процену промена у залихама угљеника у минералним земљиштима. Међутим, ове методе пружају једноставан приказ динамике SOC и не узимају у обзир сложену годишњу варијабилност флукса C, или дугорочне ефекте система коришћења и управљања земљиштем, тако да „нивои 1 и 2 система IPCC репрезентују утицаје начина ко-

ришћења и управљања земљиштем фокусирајући се на залихе земљишног C као линеарни прелазак из једног стања равнотеже у друго“ (IPCC (2006). Међутим, да би се проценило нелинеарно понашање SOC у земљиштима предложена је примена инвентара заснованог на математичким моделима (нпр. CENTURY, Roth-C), као ниво 3 (Morari et al., 2016).

Поред модела CENTURY, широку примену имају DNDC и Roth-C. Morari et al. (2016) наглашавају да је модел CENTURY изабран као најпогоднији за паневропску процену SOC, због његове способности да са редукованим временом рачунања симулира велики број комбинација система усева и пракси управљања. Међутим, без обзира на то, неопходно је SOC моделе и даље тестирати са измереним подацима, како би се компензовале неизвесности повезане са теоријским принципима модела. IPCC (2006) је због тога предложио успостављање скупа референтних места за мониторинг, са статистичким понављањима, који обухвата антропогене и природне покретаче.

Смањење садржаја SOM има снажне импликације на друге облике угрожености земљишта, а посебно на водну и еолску ерозију (преко контроле еродибилности земљишта), компакцију (преко структуре, укупне порозности и расподеле величине пора), биодиверзитет (SOM главни извор енергије за организме који се распадају и важан резервоар макронутријената) и дезертификацију (SOM повећава ретенциони водни капацитет и побољшава структуру земљишта, а садржај SOC је издвојен као индикатор дезертификације, чак иако није могуће идентификовати основне/граничне вредности).

Генерално, смањивање садржаја SOM у минералним земљиштима негативно утиче на производну функцију земљишта са аспекта хране и друге биомасе. Директни ефекти су смањење броја хранљивих састојака (N, P, S и микроелемената) и њихових облика који су приступачни биљкама (нпр. растворљивост фосфора), смањење капацитета размене јона (CEC) и смањење ефикасности коришћења воде и хранљивих састојака услед већих губитака дренирањем, евапорацијом и волатилизацијом. Смањивање садржаја SOM такође негативно утиче на биолошку активност и њен комплекс биогеохемијских механизама повезаних са производњом биомасе. Додатни ефекти укључују смањење расположивог водног капацитета, посебно у песковитим земљиштима, док је утицај на фино текстурираним земљиштима вишезначнији (Morari et al., 2016).

Потенцијални негативни ефекти у земљиштима са смањеним садржајем SOM могу се одразити на развој усева, што је, такође, повезано са неповољним условима структуре земљишта (компакција). Вредност од 2% SOC за пољопривредно земљиште често се сматра границом испод које земљиште постаје нестабилно, склоније поремећајима структуре и ерозији, и последично, смањењу приноса усева. Loveland и Webb (2003) закључили су да у случају физичких својстава земљишта не постоје докази за праг SOM испод којег се јавља „катастрофални неуспех“, док је за исхрану усева SOM можда пресудан, тамо где је минерализација једини начин за одржавање приноса усева.

С обзиром на земљишне функције, ефекти смањења садржаја SOM одражавају се негативно на способност земљишта за акумулирање, филтрирање, пуферовање и трансформацију. Смањен капацитет складиштења енергије и хранљивих састојака директно је повезан са исцрпљивањем резерви SOM, које представљају фундаменталну резерву метаболичке енергије и највећи резервоар. Смањење садржаја SOM, према Panagos et al. (2014), може имати индиректни ефекат на капацитете складиштења и филтрирања, утичући на хидрауличка својства земљишта, и на крају на кружење воде (инфилтрација, површинско отицање, итд.), а коинциденција површинског отицања и нестабилних агрегата повећава ризик од оптерећења наносом и транспорта нутријената до водотокова и акумулација.

Позитивни ефекти SOM примећују се у смислу смањења потенцијалне токсичности и транспорта тешких метала (нпр. Al^{3+}, Pb^{2+}) и ксенобиотика (нпр. PCB) (Collins et al., 2010). SOM, такође, може деловати као реактор за биоразградњу загађивача. Капацитет трансформације земљишта је, такође, посредован интеракцијом SOM са биолошком активношћу. Исцрпљивање SOM може имати негативан утицај, фаворизовањем стварања услова за испирање нитрата током процеса минерализације.

Смањење садржаја SOM респирацијом земљишта негативно утиче на капацитет земљишта да пуферује ГХГ емисије, повећавајући директно емисију CO_2 и, индиректно, N_2O. Насупрот, смањење садржаја SOM убрзаном ерозијом не мора нужно да повећа емисију ГХГ у атмосферу (Lal, 2009), већ се само део SOC, који се ерозијом редистрибуира, минерализује и доприноси емисији CO_2, док други део може да буде прекривен и потом секвестриран. Обрнути капацитет понирања C земљиштем (секвестрација), такође, има фундаменталну улогу у регулацији климе.

SOM има пресудну улогу у функцији земљишта као биолошког хабитата и генофонда, док је смањење SOM обично повезано са нижом биолошком активношћу и диверзитетом (Поглавље 17), чак и ако још увек није јасно да ли постоји гранични праг SOM који је потребан за одржавање свих функција микробне популације, а максималан ниво биодиверзитета достиже се када се осбезбеди довољан ниво воде и енергије и низак до средњи ниво хранљивих састојака (Primavesi, 2006).

5. Дезертификација

Према UNCCD (1994), дезертификација је дефинисана као „деградација земљишног простора у аридним, семиаридним и сувим субхумидним подручјима као резултат различитих фактора, укључујући климатске варијације и људске активности“. Thomas (1993) наводи да ова три подручја заједно обухватају суви земљишни простор, који је подложан условима пуних пустињских услова, и констатује да су хипераридна подручја искључена из дефиниције, јер би било тешко учинити их „више пустињским” него што већ јесу.

Дезертификација је врло широк појам, који је, сем наведеног, дефинисан на много различитих начина, а Thomas (1997) је избројао више од 100 дефиниција, које се изражавају преко бројних и различитих процеса деградације. На овај начин, поред већ наведене, стандардне дефиниције дезертификације, која се широко примењује, вероватно најзначајнији додатак дефиницији обухвата „сваку прогресивну и неодрживу редукцију сервиса екосистема које обезбеђује земљиште“ (Kirkby et al., 2016). Ово значи да се дезертификација шири и изван аридних подручја, иако се суштински процес одвија у аридним подручјима, а борба против дезертификације је представљена као један од аспеката интегрисаног развојног приступа, који је усмерен на одрживо коришћење земљишног простора.

Конвенцијом УН за борбу против дезертификације настоји се да се примени нова парадигма, тзв. „неутралног света за деградацију земљишног простора (земљишта)“ до 2030, што је и један од циљева одрживог развоја (циљ 15), о чему је било речи у одељку 2.1. овог текста.

Galvin и Jaubert (2019), истичу да притисци на земљишни простор никада нису били тако велики као на почетку 21. века, а један од резултата је и појачавање процеса дезертификације, којим се земљишни простор претвара у аридна, непродуктивна подручја. Наводе да поновна процена концепта показује да, без обзира што је тај термин непримерен и тешко га је успоставити, он ипак остаје кључан за структурирање помоћи међународне заједнице.

Међутим, треба подсетити да борба против дезертификације и деградације земљишног простора датира из средине 1960-тих, када је западноафрички Сахел погођен низом узастопних суша, а најтрагичнији догађаји су се одиграли од 1968. до 1974. год., чији је резултат била незапамћена глад, која је према неким изворима однела преко 100.000 живота (Galvin и Jaubert, 2019). Такође, наводе да је године 1977. год. УНЕП одржао конференцију на тему дезертификације, а да би се избегле политичке тензије питање глади није разматрано, већ је пажња фокусирана на превенцију овог феномена, који би могао да доведе до појаве пустињских услова. Исти аутори констатују да је у тим годинама борба против дезертификације постала моћан слоган, којим су прикривани недостатаци међународне заједнице и политичка одговорност западноафричких земаља за глад коју је претрпело њихово становништво, дакле више су се бавили ефектима него узроцима, а због недостатка средстава акциони план из 1978. год. сматра се неуспешним.

Године 1984. УНЕП је објавио нове процене подручја погођених дезертификацијом, извршена је поновна процена концепта, а резултат је био додавање сувих субхумидних региона аридним и семиаридним. На овај начин број људи погођених дезертификацијом, који је процењен 1977. год. на 270 милиона, овом променом 1884. год. повећао се на 900 милиона. Концепт је, такође, претрпео неслагања у вези са основним узроцима, посебно улогом климе, са последицама дезертификације, системом мониторинга, питањем његове реверзибилности и међузависности са људским активностима.

Конвенција УН о борби против дезертификације (UNCCD) покренута је на Рио Самиту о Земљи 1992. год., ратификована 1994. године, 1996. ступила на снагу, а проширењем на нове регионе знатно је проширен и обим деловања. Отворен је пут стратегијама за мониторинг деградације земљишног простора на глобалном нивоу, што је нова мисија која је, свакако, неизбежна с обзиром на све већи утицај људских активности на овај облик деградације. Имајући ово у виду, дезертификација је препозната само као један део питања деградације земљишног простора, проблем који сада погађа више од две милијарде људи и који је, сам по себи, карика у еколошкој равнотежи која је у великој мери ослабљена индустријализацијом и моделом економског развоја, тако да је мало светских креатора политике спремно да је преиспитује (Galvin и Jaubert, 2019). Конференција страна UNCCD у септембру 2019. год. само је подсетила све државе на њихову обавезу да зауставе деградацију земљишта од 2030. године.

Без обзира на све контроверзе, UNCCD је дефинисала дезертификацију на мање драматичан начин (од онога како замишљамо ширење пустиња) и као таква може бити веома важна за многе делове јужне Европе. Деградација земљишног простора и земљишта у аридним подручјима значи редукцију, или губитак биолошке или економске продуктивности и комплексности у односу на тзв. суво ратарење, наводњавање усева, или за травњаке/пашњаке, шуме и шумска подручја. Сматра се да су системи коришћења земљишног простора постали неодрживи деловањем једног или комбинације процеса, који су, сем тога, отежани људским активностима, моделима становања, а такође, потенцијално, отежани климатским променама (UNCCD, 2014).

Трима најважнијим процесима за индуковање дезертификације, генерално, сматрају се: ерозија земљишта, губитак земљишне плодности и дугорочни губитак природне или пожељне вегетације (Kirkby et al., 2016), што је потврђено резултатима бројних истраживања, посебно у европским медитеранским подручјима. У ариднијим подручјима постоји већа забринутост због проблема еолске ерозије и салинизације, са свим карактеристичним елементима деградације. На таквим површинама се задржава само оскудна вегетација, а даљи развој процеса деградације земљишта доводи до експанзије дезертификације.

С друге стране, у условима влажне климе и када има довољно падавина које генеришу површинско отицање, водна ерозија постаје доминантна, еродира се површински плодни слој земљишта, тако да се у земљишту задржава мање воде и она је недовољна да подржи развој вегетације. На повећано влажним срединама све гушћа вегетација штити површину од стварања покорице, која заптива тај слој земљишта, тако да се смањује површинско отицање. Постојање конфликта између повећаних бујичних падавина и повећања учешћа природног вегетационог покривача доводи до максимизирања утицаја водне ерозије у семиаридним климатским условима. Обрадом, земљиште је у највећој мери изложено утицају падавина на почетку кишне сезоне, тј. у време када се усеви

морају сејати/садити, а штете од водне ерозије могу бити врло озбиљне, без обзира на тип климе.

У оквиру пројекта FP6 DESIRE (Hessel et al., 2014) развијен је концептуални оквир за дезертификацију, а његова полазна основа су: социо-економски развој и био-физички покретачи, јер оба аспекта утичу на процес дезертификације. Анализом био-физичких фактора (обухватају услове средине и промене климе) се долази до једног аспекта процеса дезертификације који има снажан утицај на живот у руралним подручјима. С друге стране, претпостављено је да ће се утицај социо-економских покретача (политике, тржишни услови, демографске миграције и други друштвени фактори) одвијати преко коришћења и управљања земљишним простором. Неки од покретача могу утицати и на коришћење и на управљање земљишним простором, а неки само на управљање. Анализама параметара наведеног концептуаланог оквира долази се до развоја и прилагођавања циљева одрживости, што на крају резултира стратегијом одрживог управљања земљишним простором.

Уопштено говорећи, дезертификација је узрокована међусобним деловањем различитих узрока, који делују на различитим организационим нивоима и различитим просторним и временским скалама (Hessel et al. 2014), због чега је за разумевање дезертификације и проналажења начина за решавање ових проблема неопходно добро разумевање локалних биофизичких, социјално-економских и политичких услова.

Серијом ЕУ и других пројеката о дезертификацији развијена је свеобухватна листа индкатора дезертификације. У оквиру пројекта FP6 DESIRE (Kosmas et al., 2014; Kairis et al., 2014) направљена је листа индикатора дезертификације. Проучавани индикатори, који су најефикаснији за процену нивоа ризика од дезертификације, односе се на шест различитих процеса: водна ерозија, ерозија обрадом земљишта (tillage erosion), салинизација, водни стрес, прекомерна испаша и шумски пожари. Анализе су показале да је за утврђивање ризика од дезертификације, за наведене процесе, потребно 8–17 индикатора, а најважнији су: (а) сезонска појава падавина, које утичу на водну ерозију, водни стрес и шумске пожаре; (б) градијент нагиба, који утиче на развој водне ерозије, ерозију обрадом земљишта (tillage erosion) и водни стрес; и (в) недостатак воде, који утиче на салинизацију земљишта, водни стрес, шумске пожаре и несташицу воде. Имплементација постојећих прописа или политика о развоју ресурса и одрживости животне средине идентификована је као најважнији ефикасни показатељ заштите земљишног простора и земљишта.

Према Sommer et al. (2011) и Cowie et al. (2011), исказано је девет индикатора UNCCD оквира, који су сумирани као индикатори за процену: (а) трендови у стању физичких ресурса (укључујући залихе угљеника); (б) стање погођених популација; и (в) одговори (одрживо управљање земљиштем, политике). Наглашена је важност препознавања динамичне природе система земљишног простора у сушним условима, са циклусима промена под снажним утицајем

киша, а стратегије мониторинга треба да узму у обзир нелинеарност система и граничне прагове колапса система.

Процеси дезертификације, насупрот, утичу на живот у руралним подручјима, што доводи до тога да локални актери развијају или прилагођавају циљеве одрживости, што на крају резултира усвајањем стратегија одрживог управљања земљишним простором.

У погледу метода за процену статуса дезертификације Vogt et al. (2011) су направили преглед метода које се користе од Конференције УН о дезертификацији (UNCCD) одржане 1977, међу којима је, пре свега, GLASOD (Global Assessment of Human-Induced Soil Degradation), LADA (Land Degradation Assessment in Drylands) и ROSELT/OSS (Long-Term Ecological Surveillance Observatories Network of the Sahara and Sahel Observatory). У примени, GLASOD и LADA су користили експертска мишљења, док се у ROSELT методи комбинују мониторинг био-физичких параметара са анализама социо-економских података.

Поред наведених, широко примењена метода за процену стања дезертификације на неком подручју је метода еколошки осетљивог подручја (ESA), коју су развили Kosmas et al. (1999). У оквиру изабраног подручја ESA методологија се може применити користећи ограничен опсег од 15 индикатора, који се сматрају најрелевантнијим за одређено подручје. ESA метода је примењена као пилот пројекат у оквиру пројекта MEDALUS на острву Лезбос и на басену Агри у јужној Италији (Kosmas et al., 1999; 2000), , а касније је почела примена широм света (Поглавље 11) (Kadović et al., 2016).

У оквиру пројекта DESIRE, Kosmas et al. (2014) и Kairis et al. (2014) су развили вишеструке моделе линеарне регресије за шест процеса дезертификације, на основу индикатора. За развој ових једначина коришћени су резултати пројекта DESIRE, са 16 истраживачких локација, изабраних широм света у семиаридним климатским условима.

Поред наведених, развијене су и методе засноване на сателитским снимцима (даљинској детекцији). Најчешће коришћени метод је NDVI (Normalized Difference Vegetation Index, Поглавље 5), који процењује покривеност неког подручја вегетацијом, и самим тим је мера нето примарне продуктивности (NPP) (Higginbottom и Simeonakis, 2014). Развијено је, такође, и неколико алтернативних метода.

Све наведене претње земљишту и земљишном простору могу довести до убрзавања процеса дезертификације, а обрнуто, дезертификација утиче и на претње земљишту. Редукција дезертификације доводи до побољшања производње биомасе, а тиме и кружења органске материје у земљишту. Повећање вегетационог покривача и корена биљака, такође, утиче на смањење ризика од еолске и водне ерозије.

Када су земљишта деградирана, губе капацитет ретенције воде, нутријената и угљеника и подршку микробиолошким процесима. Узимајући у обзир спо-

ро природно формирање земљишта, губитак функција земљишта услед дезертификације често је неповратан (Van-Camp et al., 2004), тако да ће утицати на све земљишне функције; међутим, утицај на производњу хране и биомасе, утицај на биолошки хабитат и еколошке сервисе биће највећи.

6. Закључна разматрања

Деградација земљишта (Soil degradation) је свеобухватан, комплексан феномен, који се одвијао током историје а нарочито је убрзан почетком 21. века, у условима наглог ширења глобализације, тако да је видљив и садашњим генерацијама. Представља озбиљан проблем за већину делова света, који доводи до исцрпљивања плодности земљишта и који, заузврат, доводи до смањења ратарске производње и несигурности хране. Анализа покретача овог разарајућег еколошког проблема је примарно питање, на које треба дати одгововоре у циљу дефинисања и спровођења одговарајућих мера заштите земљишта.

Деградација земљишта у основи је описана као природни процес, али који може бити појачан или контролисан људским деловањем, тако да постоји више дефиниција. Снаге које покрећу деградацију земљишта обухватају три аспекта: осетљивост земљишта према деградацији, физичке промене у оквиру животне средине (земљишног простора) и људске активности. Осетљивост земљишта према деградацији углавном зависи од стања земљишта у посматраном тренутку, а тиче се педогенетских карактеристика, брзине процеса формирања земљишта, и релативне старости. Хемијске, физичке, минералошке и биолошке промене које се јављају у солуму током времена чине осетљивост земљишта променљивом а не константном.

С друге стране, када говоримо о деградацији земљишта, неопходно је да говоримо и о деградацији земљишног простора (Land degradation). Процеси деградације земљишта и деградације земљишног простора међусобно су повезани и често се појављују у истом контексту. Земљишни простор је дефинисан као терестрични биопродуктивни систем, који обухвата земљиште, вегетацију, другу биоту, еколошке и хидролошке процесе који делују у оквиру система. Деградација земљишног простора у литератури је дефинисана на више различитих начина, са различитим нагласцима на биодиверзитет, функције екосистема и услуге екосистема.

Процесима деградације земљишта и земљишног простора, који су дуго остали у сенци бројних еколошких проблема који су решавани на глобалном нивоу, у последње две деценије придаје се нешто озбиљнија пажња са аспекта развоја и прилагођавања циљева одрживости, што на крају резултира стратегијом одрживог управљања земљишним простором.

Имајући наведено у виду, као и карактер ове публикације, у овом поглављу обрађене су дефиниције и основни узроци деградације земљишта и земљишног простора, као и дефиниције, основни процеси и типови деградације земљишта, посебно са аспекта утицаја на земљишне функције. Полазећи од поделе на фи-

зичку, хемијску и биолошку деградацију земљишта, обрађени су: водна и еолска ерозија, компакција земљишта, заптивање земљишта, дифузна и локална (тачкаста) хемијска деградација, салинизација и алкализација, утицај минералних ђубрива, пестицида и тешких метала/елемената у траговима на функције земљишта и смањење садржаја земљишне органске материје у минералним земљиштима (SOM). Укратко је разматран и проблем дезертификације као концептуални оквир за његово решавање.

Литература

1. Acuña, I.T., Moncayo, F.H.O., Chavez, F.A., M., Londoño, C.S. M., & Castaño, A. M. H. (2015): From soil conservation to land husbandry, Ambiente & Sociedade n São Paulo v. XVIII, n. 3 n pp. 121−-134.
2. Ahanger, M.A., Agarwal, R.M. (2017): Salinity stress induced alterations in antioxidant metabolism and nitrogen assimilation in wheat (*Triticum aestivum* L) as influenced by potassium supplementation, Plant Physiol. Biochem., 115, 449–-460.
3. Azevedo, L.B., Van Zelm, R., Hendriks, A.J., Bobbink, R., Huijbregts, M.A.J. (2013): Global assessment of the effects of terrestrial acidification on plant species richness, Environmental pollution, 174: 10-15.
4. Barber, S.A. (1995): Soil Nutrient Bioavailability. A mechanistic approach, Wiley, New York.
5. Bareham, S.A. (1996): Acid deposition and soils: a perspective for nature conservation. In: Taylor A.G., Gordon J.E., Usher M.B. (Eds): Soils, Sustainability and the Natural Heritage, HMSO, Edinburgh: 105-120.
6. Baumgertel, A., Lukić, S., Belanović Simić, S.., Kadović, R. (2019): Identifying Areas Sensitive to Wind Erosion –A Case Study of the AP Vojvodina (Serbia), *Appl. Sci.* **2019**, *9*, 5106.
7. Belanović, S., Bjedov, I., Čakmak D., Obratov-Petković, D., Kadović, R., Beloica J. (2013): Influence of Zn on the Availability of Cd and Cu to Vaccinium Species in Unpolluted Areas - a Case Study of Stara Planina Mt. (Serbia), *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, ISSN 1842-4090, 2013, no. 3, vol. 8, str. 5-14.
8. Белановић, С., Чакмак, Д., Кадовић, Р., Белоица, Ј., Перовић, В., Alnaass, N., Сањников, Е. (2012): Приступачност микроелемената (Pb, Cd, Cu i Zn) у односу на својства земљишта под пашњацима Старе Планине, *Glasnik Šumarskog fakulteta*, ISSN 0353-4537. [Štampano izd.], 2012, бр. 106, стр. 41-56.
9. Belanović, S., Knežević, M., Kadović, R., Košanin, O. (2003): Status acidifikacije i teški metali u distričnim zemljištima Stare Planine, Šumarstvo 3 –- 4: 31 –- 40.
10. Belanović, S., Perović, V., Vidojević, Kostadinov, S., Knežević, M., Kadović, R., Košanin, O. (2013): Assessment of soil erosion intensity in Kolubara district, Serbia, *Fresenius environmental bulletin*, ISSN 1018-4619, 2013, vol. 22, no. 5A, str. 1556-1563.
11. Beloica, J. (2015): Proces acidifikacije kao faktor degradacije zemljišta na području istočne Srbije. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu –- Šumarski fakultet, Beograd, 212 str.

12. Beloica, J., Kadović, R., Perović, V., Todosijević, M., Čakmak, D. Belanović, S. (2013): Утицај киселих депозиција на реакцију земљишног раствора у сливу реке Расине. *Erozija*, ISSN 0350-9648, 2012, бр. 38, стр. 45-59.
13. Berisso, F.E., Schjønning, P., Keller, T., Lamandé, M., Etana, A., de Jonge, L.W., Iversen, B.V., Arvidsson, J., Forkman, J. (2012): Persistent effects of subsoil compaction on pore size distribution and gas transport in a loamy soil, Soil & Tillage Research 122, 42-51.
14. Berisso, F.E., Schjønning, P., Lamandé, M., Weisskopf, P., Stettler, M., Keller, T. (2013): Effects of the stress field induced by a running tyre on the soil pore system, Soil & Tillage Research 131, 36-46.
15. Bloem, E., Van der Zee, S.E.A.T.M., Tóth, T., Hagyó, A. (2010): Soil salinization, In: Christy van Beek and Gergely Tóth (eds.). (2010): Risk Assessment Methodologies of Soil Threats in Europe - Status and options for harmonization for risks by erosion, compaction, salinisation and organic matter decline - European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability, 35-46 pp.
16. Blum, W.E.H. (1997): Soil degradation caused by industrialization and urbanization, In: Proceedings of the International Conference on Problems of Anthropogenic Soil Formation, Moscow, June 16-21, 1997, 3-5.
17. Borrelli, P., Panagos, P., Ballabio, C., Lugato, E., Weynants, M., Montanarella, L. (2014): Towards a pan-European assessment of land susceptibility to wind erosion, Land Degradation & Development, 27: 1093–-1105 (available online).
18. Borrelli, P., Panagos, P., Hessel, R., Riksen, M., Stolte, J. (2016): Soil erosion by wind. In: Jannes Stolte, Mehreteab Tesfai, Lillian Øygarden, Sigrun Kværnø, Jacob Keizer, Frank Verheijen, Panos Panagos, Cristiano Ballabio, Rudi Hessel; Soil threats in Europe; EUR 27607 EN; doi:10.2788/488054 (print); doi:10.2788/828742 (online), 27-38 pg.
19. Borůvka, L., Mládková, L., Penížek, V., Drábek, O., Vašát, R. (2007): Forest soil Acidification Assessment Using Principal Component Analysis and Geostatistics, Geoderma 140 (4): 374–-382.
20. Cakmak, D., Beloica, J., Perovic, V., Kadovic, R., Mrvic, V., Knezevic, J., Belanovic, S. (2014): Atmospheric deposition effects on agricultural soil acidification state key study: Krupanj municipality, *Archives of Environmental Protection*, ISSN 2083-4810, 2014, vol. 40, no. 2, str. 137-148.
21. Cakmak, D., Perovica, V., Kresovic, M., Jaramaz, D., Mrvic, V., Belanovic Simić, S., Saljnikov, E., Trivan, G. (2018): Spatial distribution of soil pollutants in urban green areas (a case study in Belgrade), Journal of Geochemical Exploration 188 (2018) p. 308–-317.
22. Chen, J., Chen, J.Z., Tan, M.Z., Gong, Z. (2002): Soil degradation: a global problem endangering sustainable development, Journal of Geographical Sciences 12, 2 (2002) 243-252 ISSN:1009-637X
23. Colloff, M.J. et al. et al. (2016): Adaptation services of floodplains and wetlands under transformational climate change. Ecol. Appl., 26, 1003–-1017, doi:10.1890/15-0848.
24. Cowie, A.L., Penman, T.D., Gorissen, L., Winslow, M.D., Lehmann, J., Tyrrell, T.D., Twomlow, S., Wilkes, A., Lal, R., Jones, J.W., Paulsch, A., Kellner, K. and Akhtar-Schuster, M. (2011): Towards sustainable land management in the drylands: Scientific connections in monitoring and assessing dryland degradation, climate change and biodiversity. Land Degradation and Development 22, 248-260.
25. Crowther, T.W. et al. (2016): Quantifying global soil carbon losses in response to warming. Nature, 540, 104–-108, doi:10.1038/nature20150.

26. Crutzen, P., Stoermer, E. (2000): "The 'Anthropocene'" Global Change Newsletter, 41, 17–-18.
27. Darrah, S.E. et al. et al. (2019): Improvements to the Wetland Extent Trends (WET) index as a tool for monitoring natural and human-made wetlands, Ecol. Indic., 99, 294–-298, doi:10.1016/J.ECOLIND.2018.12.032.
28. De Vries, F., and Brouwer, F. (2006): De bodem van Drenthe in beeld, Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1381.
29. Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., Whitmore, A.P. (2012): Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance, Global Change Biology, 18, 1781-1796
30. Đorović, M. (2005): Vodna i eolska erozija zemljišta, Unija bioloških naučnih društava Jugoslavije, Beograd, 440 str.
31. EC (2006): (COM (2006) 232 final) Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee of the Regions, Thematic Strategy for Soil Protection. E. Commission. Brussels, Belgium
32. EEA (2010): State of the Environment Report 2010. Urban Environment, ISBN 978-92-9213-151-7. European Environment Agency, Copenagen.
33. Eggel, D., Galvin, M. (2019): Soil Degradation: At the Core of the Anthropocene's Intricate Fragility. Global Challenges, Issue no. 6, November 2019. https://globalchallenges.ch/issue/6/soil-degradation-at-the-core-of-the-anthropocenes-intricate-fragility/ [pristup sajtu: 18.12.2020]
34. European Environment Agency (EEA). (2000).): Down to Earth, Soil Degradation and Sustainable Development in Europe. Environmental Issues Series No 16; Office for Official Publications of the European Communities: Luxembourg, p. 32.
35. European Environment Agency (EEA). (2003): Europe's Environment, the Third Assessment. Environmental Assessment Report No. 10; Office for Official Publications of the European Communities: Luxembourg, p. 341. 14. Tóth, G., Montanarella, L., Rusco, E., (Eds.) Threats to Soil Quality in Europe; Office for Official Publications of the European Communities: Luxembourg, 2008; p. 151.
36. European Environment Agency (EEA) (2014: Soil degradation. Available at: www.eea.europa.eu/publications/92-9157-202-0/page306.html. [pristup sajtu: 03/01/2021]
37. FAO and ITPS. (2015). Status of the World's Soil Resources (SWSR) –- Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy
38. Finlayson, C.M. et al. et al. (2017): Policy considerations for managing wetlands under a changing climate. Mar. Freshw. Res., 68, 1803, doi:10.1071/ MF16244.
39. Freibauer, A., Rounsevell, M., Smith, P., Verhagen, A. (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe, Geoderma, 122, 1-23.
40. Fryrear, D.W., Bilbro, J.D., Saleh, A., Schomberg, H., Stout, J.E., Zobeck, T.M. (200): RWEQ: Improved wind erosion technology, Journal of Soil and Water Conservation, 55, 183-189.
41. Galvin, M., Jaubert R. (2019): The desertification myth? Global Challenges, Issue No 6, November 2019, https://globalchallenges.ch/issue/6/the-desertification-myth/ (posećeno: 17.01.2021)
42. Gavrilović, S. (1972): Inženjering o bujičnim tokovima i eroziji, Posebno izdanje, „"Izgradnja", Beograd.

43. Gevao, B., Mordaunt, C., Semple, K.T., Piearce, T.G., Jones, K.C. (2000): Bioavailability of Nonextractable (Bound) Pesticide Residues to Earthworms, *Environmental Science & Technology* 35(3), pp 501-507.
44. Gregory, J.M., Darwish, M.M. (2001): Test results of TEAM (Texas Tech Erosion Analysis Model). Proceedings of the International Symposium 'Soil erosion research in the 21st century', Honolulu, 3-5 January, 2001, p 483-485.
45. Gupta U.C. (1997): Molybdenum in Agriculture. Cambridge University Press, ISBN: 0-521-57121-9
46. Haase, D., Fink, J., Haase, G., Ruske, R., Pecsi, M., Richter, H., Jäger, K. D. (2007): Loess in Europe—its spatial distribution based on a European Loess Map, scale 1: 2,500,000, Quaternary Science Reviews, 26, 1301-1312.
47. Hance R.J, Hussain M, Ferris, I.G. (2001): Impact of long-term pesticide usage on soil properties using radiotracer techniques, IAEA, VIENNA. IAEA-TECDOC.,P. 1248.
48. Hedge, R, Natarajan, A, Naidu, LGK, Dipak, S. (2011): Soil Degradation, Soil Erosion Issues in Agriculture, In Tech.
49. Hessel, R., Reed, M.S., Geeson, N., Ritsema, C., van Van Lynden, G., Karavitis, C.A., Schwilch, G., Jetten, V., Burger, P., van Van der Werff ten Bosch, M.J., Verzandvoort, S., van Van den Elsen, E., Witsenburg K. (2014): From framework to action: the DESIRE approach to combat desertification. Environmental Management, 54, 935–-950.
50. Hessel, R., Stolte, J, Riksen, M. (2011): Huidige maatregelen tegen water- en winderosie in Nederland, Alterra report 2131.
51. Higginbottom, T.P, Symeonakis, E. (2014): Assessing land degradation and desertification using vegetation index data: current frameworks and future directions. Remote Sensing 6, 9552-9575. Doi:10.3390/rs6109552
52. Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., Banko, G., Bispo, A., Jones, R., Kibblewhite, M., Lexer, W., Möller, A., Rickson, J., Shishkov, T., Stephens, M., Van den Akker, J., Varallyay, G., Verheijen, F. (2008): Indicators and Criteria report. ENVASSO Project (Contract 022713) coordinated by Cranfield University, UK, for Scientific Support to Policy, European Commission 6th Framework Research Programme.
53. IPCC (2006): Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/ I.
54. IPCC (2019): Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)].
55. Jacob, D.J. (1999): Introduction to atmospheric chemistry, Harvard University
56. Janjirawuttikul N., Umitsu M., and Vijarnsorn P. (2010): Paleoenvironment of Acid Sulfate Soil Formation in the Lower Central Plain of Thailand, Research Journal of Environmental Sciences 4 (4): 336-358.
57. Jeffery J.J., Uren N.C. (1983): Copper and zinc species in the soil solution and the effects of soil pH, Australian Journal of Soil Research 21, 479-488.
58. Johnson, D.L., and Lewis L.A. (2007): Land degradation: Creation and destruction. Rowman & Littlefield, Lanham, MD, 303 pp.
59. Jones, A.; Panagos, P.; Barcelo, S.; Bouraoui, F.; Bosco, C.; Dewitte, O.; Gardi, C.; Erhard, M.; Hervas de Diego, F.; Hiederer, R.; Jeffery, S.; et al. (2012): The State of

Soil in Europe —– A Contribution of the JRC to the European Environment Agency's Environment State and Outlook Report—SOER 2010; Office for Official Publications of the European Communities: Luxembourg, p. 76.

60. Jones, R.J.A., Le Bissonnais, Y., Bazzoffi, P., et al. et al. (2004): Reports of the Technical Working Groups established under the Thematic Strategy for Soil Protection, Volume II, Erosion. Taskgroup 2: Nature and extent of soil erosion in Europe. EUR 21319 EN/2, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 145–-185. http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/eusoils_docs/doc.html (July, 2013).
61. Jönsson, P. (1994): Influence of shelter on soil sorting by wind erosion-a case study, Catena, 22, 35-47.
62. Jurić, H. (2015): Život usred života: zašto i kako je nastajala bioetika? Sarajevske sveske, No 47−48, str. 13−27.
63. Кадовић, Р. (2018): Глобална криза земљишта и етички аспекти решења. Наука и стварност, Зборник радова са научног скупа (Пале, 20. мај 2017), Универзитет у Источном Сарајеву Филозофски Факултет Пале, Посебна издања Научни скупови, Књига 12, Том 1, Пале, 33-48 стр.
64. Кадовић, Р., Белановић, С., Кнежевић, М., Даниловић, М., Кошанин, О., Белоица, Ј. (2012): Садржај органског угљеника у неким шумским земљиштима у Србији, *Glasnik Šumarskog fakulteta*, ISSN 0353-4537. [Štampano izd.], 2012, бр. 105, стр. 81-98
65. Kadović, R., Belanović, S., Obratov-Petković, D., Bjedov, I., Perović, V., Anđelić, M., Knežević, M., Ranković, N. (2012): Soil organic carbon storage in moutain grasslands of the Lake Plateau at Mt. Durmitor in Montenegro, *Glasnik Šumarskog fakulteta*, ISSN 0353-4537, br. 106, str. 113-128.
66. Kadović, R., Bohajar Monsour Ali, Y., Perović, V., Belanović Simić, S., Todosijević, M., Tošić, S., Anđelić, M., Mlađan, D., Dovezenski, U. (2016): Land Sensitivity Analysis of Degradation using MEDALUS model : Case Study of Deliblato Sands, Serbia. *Archives of Environmental Protection*, ISSN 2083-4772, Dec 2016, vol. 42, issue 4, str. 40-48
67. Кадовић, Р., Миљковић, П., Перовић, В., Живановић, Н., Ali Bohajar, Y.M., Белановић, Симић, С. (2014): Анализа еродибилне фракције песковитих земљишта Делиблатске пешчаре, Ерозија бр.40, Универзитет у Београду, Шумарски факултет и Удружење бујичара Србије стр. 38-52.
68. Kadović, R., Knežević, M (ured) (2002): Teški metali u šumskim zemljištima Srbije, Univerzitet u Beogradu – Šumarski fakultet, 278 str, ISBN 86-7299-079-X
69. Kairis, Or. et al. et al. (2014): Evaluation and selection of indicators for land degradation and desertification monitoring: Types of degradation, causes, and implications for management. Environmental Management 54, 971–-982.
70. Kamran, M., Parveen, A., Ahmar,S., Malik, Z., Hussain, S., Chattha, M.S., Saleem, M.H., Adil, M., Heidari,P., Chen, J.T. (2020): An Overview of Hazardous Impacts of Soil Salinity in Crops, Tolerance Mechanisms, and Amelioration through Selenium Supplementation, Int. J. Mol. Sci. 2020, 21, 148; doi:10.3390/ijms21010148, 1-27 pg.
71. Keizer,J., Hakan, D., Prasuhn, V. (2016): Soil erosion by water. In: Jannes Stolte, Mehreteab Tesfai, Lillian Øygarden, Sigrun Kværnø, Jacob Keizer, Frank Verheijen, Panos Panagos, Cristiano Ballabio, Rudi Hessel; Soil threats in Europe; EUR 27607 EN; doi:10.2788/488054 (print); doi:10.2788/828742 (online), 15-25 pg.
72. Kirkby Mike M.J. Kirkby, Hessel, RudiR. Hessel, Bruggeman, Adriana Bruggeman. (2016): Desertification. In: Jannes Stolte, Mehreteab Tesfai, Lillian Øygarden, Sigrun

Kværnø, Jacob Keizer, Frank Verheijen, Panos Panagos, Cristiano Ballabio, Rudi Hessel ; Soil threats in Europe; EUR 27607 EN; doi:10.2788/488054 (print); doi:10.2788/828742 (online), 118-127 pg.

73. Kisić, I. (2012): Sanacija onečišćenoga tla, udžbenik, Agronomski fakultet Sveučilišta u Zagrebu
74. Kleber, M., Johnson, M. G. (2010): Advances in understanding the molecular structure of soil organic matter: implications for interactions in the environment, Advances in Agronomy, 106, 77–-142.
75. Koptsik, G., Alewell, C. (2007): Sulphur behaviour in forest soils near the largest SO2 emitter in northern Europe, Applied Geochemistry 22(6): 1095–-1104.
76. Kosmas, C.. et al. et al. (2014): Evaluation and selection of indicators for land degradation and desertification monitoring: Methodological approach, Environmental Management 54, 951–970.
77. Kosmas, C., Kirkby, M., Geeson, N. (1999): The Medalus project Mediterranean desertification and land use. Manual on key indicators of desertification and mapping environmentally sensitive areas to desertification, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
78. Koue, P.M., Balstrøm, T., Breuning-Madsen, H. (2008): Update of the European Soil analytical database (SPADE-1) to version SPADE8, Report to the European Soil Bureau, EU-Joint Research Centre, Ispra, Italy.
79. Lal, R. (2004): Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security, Science 304, 1623-1627.
80. Lal, R. (2009): Challenges and opportunities in soil organic matter research, European Journal of Soil Science, 60, 158–-169.
81. Lal, R. (2010): Managing Soils to Address Global Issues of the Twenty-First Century, In Food Security and Soil Quality (Rattan Lal, R. and B. V. Stewart, editors), Taylor and Francis Group, LLC, pp. 5−21.
82. Lal, R. (2015): Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation, Sustainability 2015, 5875-5895.Leys J.F. (1999): Wind Erosion on Agricultural Land. In: Goudie AS, Livingstone I. (Eds.). Aeolian Environments, Sediments and Landforms, John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
83. Lockwood, P.V., Wilson, B.R., Daniel, H., Jones. M.J. (2003): Soil acidification and natural resource management Directions for the future, NSW Agriculture 2003, 1-58 pg.
84. Logan T.J. (1990): Chemical degradation of soil. Adv. Soils Sci. Springer 11:187-221.
85. Loveland, P., Webb, J. (2003): Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review, Soil & Tillage Research 70, 1-18.
86. Marković, M., Zuliani, T., Belanović Simić, S., Mataruga, Z., Kostić, O., Jarić, S., Vidmar, J., Milačič, R., Janez Ščančar, J., Miroslava Mitrović, M., Pavlović, P. (2018): Potentially toxic elements in the riparian soils of the Sava River, Journal of Soils and Sediments (2018) 18, pp. 3404–-3414.
87. Martin-Schramm, B. J., Spencer Daniel T. Spencer, T. D., & Laura A. Stivers, A. L. (2015): Earth Ethics: A Case Method Approach. Maryknoll, NY: Orbis Books, 314.
88. Menzies, N. W. (2003): Toxic Elements in Acid Soils: Chemistry and Measurement. In: Rengel Z. (ed.): Handbook of Soil Acidity. University of Western Australia Perth, Australia: 267-297.

89. Meyer, L.D., Wischmeier, W.H. (1969): Mathematical simulation of the process of soil erosion by water, Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 12, 754-758.
90. Moebius-Clune, B.N., Idowu, O.J., Schindelbeck, R.R., Van Es, H.M., Wolfe, D.W., Abawi, G.S., Gugino, B.K. (2011): Developing Standard Protocols for Soil Quality Monitoring and Assessment. In: Bationo A, Waswa B, Okeyo JM, Maina F, Kihara JM (Eds.) Innovations as Key to the Green Revolution in Africa: Exploring the Scientific Facts, Springer, pp. 833-842.
91. Montanarella, L., Scholes, R., Scholes and Brainich, A. Brainich (2018): The IPBES Assessment Report on Land Degradation and Restoration, Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, 744 . doi: 10.5281/zenodo.3237392.
92. Moore, Jason, W.J., „The Rise of Cheap Nature“ (2016): Sociology Faculty Scholarship. 2. https://orb.binghamton.edu/sociology_fac/2
93. Morari, F., Lugato, E., Berti, A., Giardini, L. (2006): Long-term effects of recommended management practices on soil carbon changes and sequestration in north-eastern Italy, Soil Use and Management, 22, 71-81.
94. Morari, F., Panagos, P., Bampa, F. (2016): Decline in organic matter in mineral soils. In: Jannes Stolte, Mehreteab Tesfai, Lillian Øygarden, Sigrun Kværnø, Jacob Keizer, Frank Verheijen, Panos Panagos, Cristiano Ballabio, Rudi Hessel; Soil threats in Europe; EUR 27607 EN; doi:10.2788/488054 (print); doi:10.2788/828742 (online), 55- 67 pg.
95. Morgan, R.P.C. (2005): Soil erosion and conservation, Blackwell Publishing Ltd., Bodmin. ISBN 1-405-1781-8, 304 pp.
96. Mrvic, V., Cakmak, D., Sikiric, B., Nikoloski, M., Delic, D., Belanovic, S., Beloica, J. (2012): Effect of Acidification on the Content of Water-soluble Aluminium in Pseudogleys, Field and Vegetable Crops Research 49 (3): 257-262.
97. Munns, R. (2005): Genes and salt tolerance: bringing them together. New phytologist 167, 645–-663.
98. Nabati, J., Kafi, M., Nezami, A., Moghaddam, P.R., Ali, M., Mehrjerdi, M.Z. (2011): Effect of salinity on biomass production and activities of some key enzymatic antioxidants in Kochia (Kochia scoparia). Pak. J. Bot., 43, 539–-548.
99. Nawab, A., Asma, A., Abdul, M. (2002): Determination of organochlorine pesticides in agricultural soil with special reference to c-HCH degradation by Pseudomonas strains, Bioresour. Technol. 88:41-46.
100. Niemelä, J., Breuste, J.H., Guntenspergen, G., McIntyre, N.E., Elmqvist, T., James, P. (2011): Urban Ecology. Patterns, Processes, and Applications. Oxford University Press, pp. 392.
101. Oades, J. M. (1984): Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management, Plant and Soil, 76(1-3): 319-337.
102. Olsson, L., Barbosa, H. Barbosa, Bhadwal, S. Bhadwal, Cowie, A. Cowie, Delusca, K. Delusca, Flores-Renteria, D. Flores-Renteria, Hermans, K. Hermans, Jobbagy, E. Jobbagy, Kurz, W. Kurz, Li, D. Li, Sonwa, D.J. Sonwa, Stringer, L. Stringer (2019): Land Degradation. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C., Roberts, P., Zhai, R., Slade, S., Connors, R., van Diemen, M., Ferrat, E., Haughey, S., Luz, S., Neogi, M., Pathak, J.,

Petzold, J., Portugal Pereira, P., Vyas, E., Huntley, K., Kissick, M., Belkacemi, J. Malley, (eds.)].
103. Panagos, P., Meusburger, K., Van Liedekerke, M., Alewell, C., Hiederer, R., Montanarella, L. (2014): Assessing soil erosion in Europe based on data collected through a European Network, Soil Science and Plant Nutrition, Vol. 60 (1), pp. 15-29.
104. Per-Erik Mellander, Jordan, PhilP. Jordan, Bechmann, MarianneM. Bechmann, Fovet, OphélieO. Fovet, Shore, Mairead M.M. Shore, McDonald, T.Noeleen T., Gascuel-Odoux,McDonald & Chantal C. Gascuel-Odoux (2018): Integrated climate-chemical indicators of difuse pollution from land to water, Scientific Reports, (2018) 8:944, DOI:10.1038/s41598-018-19143-1, 1-10 p.
105. Pesticides Action Network (PAN) (2010): Environmental Effect of Pesticides, An impression of recent scientific literature, Europe.
106. Powlson, D.S., Glendining, M.J., Coleman, K., Whitmore, A.P. (2011): Implications for soil properties of removing cereal straw: Results from long-term studies, Agronomy Journal, 103, 279-287.
107. Primavesi, A. (2006): Soil system management in the humid and subhumid tropics. In: Uphoff N, Ball A S, Herren H, Husson O, Laing M, Palm C, Pretty J, Sanchez P, Sanginga N, Thies J, eds., Biological Approaches to Sustainable Soil Systems, Taylor & Francis Group, Florida, pp. 15-26.
108. Prokop, G, Jobstmann, H., Schonbauer, A. (2011): Report on best practices for limiting soil sealing and mitigating its effects. Publisher: European Commission, Brussels, Technical Report - 2011 –- 050, ISBN : 978-92-79-20669-6 .http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/sealing/Soil%20sealing%20-%20Final%20Report.pdf
109. Reis, V. et al. et al. (2017): A global assessment of inland wetland conservation status, Bioscience, 67, 523–-533, doi:10.1093/biosci/bix045.
110. Rengasamy, P. (2006): World salinization with emphasis on Australia, Journal of experimental botany 57, 1017–-23. doi:10.1093/jxb/erj108.
111. Rolston, H. III. (2007): The Future of Environmental Ethics, Teaching Ethics, Fall, 1-27.
112. SAEPA (2008): State of the Environmental Report for South Australia 2008, South Australia Environmental protection Authority, Adelaide, Australia: 304.
113. Savei, S. (2012): An Agricultural Pollutant: chemical fertilizer. International J. Environ. Sci. Develop. 3:(1):77-80.
114. Scherr, S J. (1999): Soil degradation: a threat to developing country food security by 2020? Vision 2020: Food, Agriculture, and the Environment Discussion Paper 27, 14-25.
115. Schjønning, P., Lamandé, M., Berisso, F.E., Simojoki, A., Alakukku, L., Andreasen, R.R. (2013): Gas diffusion, non-Darcy air permeability, and computed tomography images of a clay subsoil affected by compaction, Soil Science Society of America Journal 77, 1977-1990.
116. Schjønning, P., van Van den Akker, J., Keller, T., Greve, M., Lamandé, M., Simojoki, A., Stettler,M., Arvidsson, J., Breuning-Madsen, H. (2016): Soil compaction. In: Jannes Stolte, Mehreteab Tesfai, Lillian Øygarden, Sigrun Kværnø, Jacob Keizer, Frank Verheijen, Panos Panagos, Cristiano Ballabio, Rudi Hessel; Soil threats in Europe; EUR 27607 EN; doi:10.2788/488054 (print); doi:10.2788/828742 (online), 69-78 pg.
117. 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, September 2013. Available at: http://ec.europa.eu/science-environment-policy [pristup sajtu: 03/01/2021].

118. Shao, Y., Leslie, L.M. (1997): Wind erosion prediction over the Australian continent, Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 102, 30091-30105.
119. Siebielec, G., Gundula, P., van Delden, H., Verzandvoort, S., Miturski, T., Lopatka, A. (2016): Soil Sealing. In: In: Jannes Stolte, Mehreteab Tesfai, Lillian Øygarden, Sigrun Kværnø, Jacob Keizer, Frank Verheijen, Panos Panagos, Cristiano Ballabio, Rudi Hessel; Soil threats in Europe; EUR 27607 EN; doi:10.2788/488054 (print); doi:10.2788/828742 (online), 79-90 pg.
120. Silvia Dumitrescu (2016): Preserving the World's Land from Soil Degradation, https://foodinsight.org/preserving-the-worlds-land-from-soil-degradation/ [pristup sajtu: 21.11.2020].
121. Sommer, S., Zucca, C., Grainger, A., Cherlet, M., Zougmore, R., Sokona, Y., Hill, J., Della Peruta, R., Roehrig, J. and Wang, G. (2011): Application of indicator systems for monitoring and assessment of desertification from national to global scales, Land Degradation and Development 22, 184–-197.
122. Sposito, G. (Ed.) (1996): The Environmental Chemistry of Aluminum, CRC Press, Boca Raton.
123. Tetteh, R.N. (2015): Chemical soil degradation as a result of contamination: A review. Journal of Soil Science and Environmental Management, Vol. 6(11), pp. 301-308, December, 2015 DOI 10.5897/JSSEM15. 0499 Articles Number: A3847D356736 ISSN 2141-2391 http://www.academicjournals.org/JSSEM .
124. Thomas, D.S.G. (1993): Sandstorm in a teacup? Understanding desertification, The Geographical Journal 159, 318-331.
125. Thomas, D.S.G. (1997): Science and the desertification debate, Journal of Arid Environments 37, 599-608.
126. Tsanis, I., Daliakopoulos, I.N., Koutroulis, A.G., Karatzas, G.P., Varouchakis, E., Kourgialas, N. (2016): SOIL SALINIZATION. In: Jannes Stolte, Mehreteab Tesfai, Lillian Øygarden, Sigrun Kværnø, Jacob Keizer, Frank Verheijen, Panos Panagos, Cristiano Ballabio, Rudi Hessel (editors). (2016); Soil threats in Europe; EUR 27607 EN; doi:10.2788/488054 (print); doi:10.2788/828742 (online), 104-116 pp.
127. Tóth, G., Montanarella, L., Rusco, E. (eds.) (2008): Threats to soil quality in Europe. EUR 23438 EN. Institute for Environment and Sustainability, Land Management and Natural Hazards Unit, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 162pp.
128. Ulrich, B. (1987): Impact on soils related to industrial activities- part IV: Effects of Air Pollutants on the soil. IN. H. Barth and D.L., Hemite (eds): Scientific basis for soil protection in European Community; Elsevier Applied Science, London N:Y., pp. 299-311.
129. UNCCD (2014): Desertification, The invisible frontline, http://www.unccd.int/en/mediacenter/MediaNews/Pages/highlightdetail.aspx?HighlightID=275. Accessed 30 January 2014.
130. UNCCD. (2011): Desertification: a visual synthesis, UN Convention to Combat Dersertification (UNCCD) Secretariat, 50 pp.
131. UNCCD. (2012): Zero Net Land Degradation, A Sustainable Development Goal for Rio+20, UNCCD Secretariat policy brief, May 2012.
132. United Nations General Assembly. (1994): Elaboration of an international convention to combat desertification in countries experiencing serious drought and/or desertification,

particularly in Africa. United Nations, http://www.unccd.int/en/about-the-convention/Pages/About-the-Convention.aspx.
133. Van den Akker, J.J.H. (2008): Soil compaction. In: Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., Banko, G., Bispo, A., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Lexer,W., Möller, A., Rickson, R.J., Shishkov, T., Stephens, M., Toth, G. Van den Akker, J.J.H.,Varallyay, G., Verheijen, F.G.A., Jones, A.R. (Eds.) Environmental Assessment of Soil for Monitoring: Volume I Indicators & Criteria. EUR 23490 EN/1, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp 107-124.
134. Van-Camp,. L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. and, Selvaradjou, S-K. (2004): Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection, EUR 21319 EN/2, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
135. Van-Camp. L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. and Selvaradjou, S-K. (2004): Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/5, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
136. Vanmaercke, M. J. Poesen, W. Maetens, J., de De Vente, Verstraeten, G. (2011): Sediment yield as a desertification risk indicator, Science of the Total Environment, 409, 1715–-1725.
137. Viscarra Rossel, R.A., Webster, R., Bui, E.N, Baldock, J.A. (2014): Baseline map of organic carbon in Australian soil to support national carbon accounting and monitoring under climate change, Glob. Chang. Biol., 20, 2953–-2970, doi:10.1111/gcb.12569.
138. Vogt, J.V., Safriel, U., von Von Maltitz, G., Sokona, Y., Zougmore, R., Bastin, G., Hill, J. (2011): Monitoring and assessment of land degradation and desertification: towards new conceptual and integrated approaches, Land Degradation & Development 22, 150–-165.
139. Wagner, L.E., Tatarko, J. (2001): WEPS 1.0 –- What it is and what it isn't. Proceedings of the International Symposium 'Soil erosion research in the 21st century', Honolulu, 3-5 January, 2001, p 372-375.
140. Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses. USDA Agricultural Research Service Handbook 537. Zalasiewicz, J., Williams, M., Alan Haywood, A., Ellis, M., 2011. The Anthropocene: a new epoch of geological time? Philosophical Transactions of the Royal Society A 369, 835-841.
141. Zobeck, T.M., Van Pelt, S., Stout, J.E., & Popham, T.W. (2001): Validation of the revised wind erosion equation (RWEQ) for single events and discrete periods. Proceedings of the International Symposium "Soil erosion research in the 21st century", Honolulu, 3-5 January, 2001, p 471-474.

Поглавље 3

Контаминација земљишта Србије осиромашеним уранијумом као последица ратних дејстава

Аутори:
Др Мирјана Стојановић*, научни саветник у пензији
Слободан Петковић, генерал у пензији,
Др Ратко Кадовић

Садржај:

1. Увод
1.1. Осиромашени уранијум – карактеристике
2. Употреба муниције са осиромашеним уранијумом у претходним ратовима
2.1. Ратна дејства на подручју СР Југославије 1999. године
3. Хемодинамика осиромашеног уранијума у животној средини
3.1. Корозионо понашање осиромашеног уранијума
3.2. Корозија осиромашеног уранијума у води, седиментима, песку и земљишту
4. Мобилност осиромашеног уранијума
4.1. Транспорт осиромашеног уранијума аеросолом
4.2. Мобилност ОУ у земљиштима и седиментима
4.3. Транслокација ОУ у систему земљиште - биљка
4.4. Биоиндикатори контаминације ОУ: лишајеви, маховине, гљиве, глисте
5. Ремедијација земљишта контаминираних са осиромашеним уранијумом
6. Процена ризика излагања ОУ – Петкау ефекат
7. Закључак
Литература

Contamination of Serbian soils with depleted uranium as a consequence of war

Abstract – The consequences of the NATO aggression on the Republic of Serbia (then part of FR Yugoslavia) in 1999 are still being considered, than 10 tons of depleted uranium (DU) were introduced into the environment in the former Yugoslavia. Literary data indicate that most (> 90%) DU penetrators which miss their target, and if they remain in the environment, they corrode in post-conflict zones.. Today, after twenty one years, we are increasingly confronted with the „invisible threat" of using ammunition with DU, which has a strong radioactive and chemotoxic effect on human health. Biogeochemical transformation and behavior of the DU are based on the understanding of biological, microbiological, physical and chemical reactions in soil and sediments, surface and groundwater, the influence of autochthonous flora and

* e-mail: mira1412@gmail.com

fauna and necessary for the production of hybrid remediation models. It is estimated that the mean rate of initial corrosion and the time for total corrosion of the DU range from 0,13 to 1,9 g cm^{-2} y^{-1}, i.e. from 2,5 to 61 years depending on the physical and geochemical conditions of the environment. Biogeochemical transformation and hemodynamically behavior of the DU are based on the understanding of biological, microbiological, physical and chemical reactions in soil, surface and groundwater, the influence of autochthonous flora and fauna and necessary for the production of hybrid remediation models. The paper provides an overview of the current understanding of corrosive and ecological behavior of DU along with environmental impact indicators, human health risk assessment, with the aim to highlight areas that require additional attention in monitoring and development of remediation programs.

Keywords: depleted uranium, chemodynamics of uranium, environment, soil, corrosion products, remediation, risks

1. Увод

Међу људским активностима које узрокују еколошке промене рат има интензиван и далекосежан утицај. Ратна екологија је дефинисана као намерна измена система природне екологије, намерно физичко, економско и психо-социјално уништење циљног геофизичког или популацијског локалитета. Употреба муниције са осиромашеним уранијумом (ОУ) категорише се као еколошки рат и подводи се под Конвенцију о модификацији животне средине, ЕНМОД (The Environmental Modification Convention), којом се забрањује употреба војне или друге технике модификовања животне средине са дуготрајним последицама (Machlis и Hanson, 2008). У овом контексту, употреба ОУ у рату у СРЈ 1999. године назива се еколошким ратом, при чему се животна средина користила као ратно оружје. Према конвенцијама УН, то није нуклеарно оружје, јер се у њему не одиграва нуклеарна реакција као извор снаге и нема три врсте дејстава (ударно, топлотно и радиоактивно), већ само радиоактивно, па га зато имаоци декларишу као „конвенционално“. Свака примена оружја које остварује штетне ефекте ван бојног поља које наноси повреде цивилима, тј. онима који не учествују непосредно у сукобу и које ефекте остварује и после сукоба, сматра се грубим кршењем закона рата (Јовановић и сар., 2012).

НАТО агресија 1999. године трајала је 79 дана, при чему је извршено 2.300 удара на 995 објеката широм територије СРЈ (Србије и Црне Горе), а највећим делом на Републику Србију, са несагледивим последицама на животну средину (Klem, 2017). За време НАТО агресије коришћена је муниција са ОУ, калибра 30 mm, са 298 g ОУ, коју је испаљивао вишецевни авионски топ из авиона А-10, и процењено је да се преко 10 t ОУ депоновало у животној средини (Rajković і Đorđević, 2006). Овај рад треба да да допринос разумевању понашања ОУ у животној средини, сагледавању последица и ризика, двадесет и две године после агресије.

1.1. Осиромашени уранијум – карактеристике

Употреба уранијума као нуклеарног горива, који природно садржи 0,7% ^{235}U, захтева његово обогаћивање овим изотопом до садржаја од 3 до 5%. У нуклеарном горивном циклусу генерише се осиромашени уранијум као споредни производ са садржајем изотопа ^{235}U од 0,2–0,3%. Добијени осиромашени уранијум није више економски исплатив и има статус радиоактивног отпада. Користи се у војне сврхе као муниција а постконфликтна истраживања указују да доприноси здравственим проблемима, познатим као синдром Заливског и Балканског рата и Петкау ефекат (Petkau, 1972; Duraković, 2001; Bleise et. al., 2003). Специфична активност ОУ је око 14,82 Bq mg^{-1}, и за око 40% је мање радиоактиван од природног уранијума (25,4 Bq mg^{-1}), са истим полувременом распада од $4{,}468\times10^9$ година (Табела 1). Изотопи урана имају исти атомски број, односно, исти број протона (92), те у складу са тим и исте хемијске особине, али различите радиолошке особине. Осиромашени уранијум (ОУ) има двоструку токсичност као радионуклеид и хемотоксичност као тежак метал (Katz, 2014; Gavrilescu et al., 2009).

Утврђивање порекла активности уранијума у биолошким и еколошким узорцима базирана је на односу активности изотопа уранијума, који је различит у ОУ у односу на природни уранијум. Однос активности $^{235}U/^{238}U$ у природном уранијуму износи 0,048 а у ОУ 0,013, а однос $^{234}U/^{238}U$ у природном уранијуму износи 1,00 а у ОУ 0,18. Поремећен однос активности ових изотопа указује на антропогено порекло.

У узорку земљишта из кратера поред пенетратора са ОУ, на локалитету Братоселце утврђена је висока активност ^{238}U 18500 ± 2600 Bq, у неприродном односу изотопа $^{235}U/^{238}U$, 0,0129 ± 0,0010, чиме је потврђено његово антропогено порекло (Esposito et al., 2002).

Табела 1. Упоредне особине природног и осиромашеног уранијума **(**Bleise et. al., 2003**;** Stojanović et al., 2015)

Изотопи уранијума	Полувреме распада (године)	% изотопа	Активност Bq/mg U	Однос активности $^{235}U/^{238}U$	Однос активности $^{234}U/^{238}U$
Природни					
^{238}U	$4{,}468\cdot10^9$	99,2745	12,40	0,048	1,00
^{235}U	$7{,}037\cdot10^8$	0,7200	0,60		
^{234}U	$2{,}450\cdot10^5$	0,0055	12,40		
∑		**25,40**			
Осиромашени	$4{,}468\cdot10^9$	99,8000	12,40	0,013	0,18
^{238}U	$7{,}037\cdot10^8$	0,2000	0,16		
^{235}U	$2{,}450\cdot10^5$	0,0010	2,26		
^{234}U					
∑		**14,82**			

2. Употреба муниције са осиромашеним уранијумом у претходним ратовима

Током свих ратова претходних деценија испаљено је приближно 1,4 милиона пројектила са ОУ. Табела 2., приказује податке о уносу ОУ у животну средину, прикупљених из различитих извора на основу којих се може закључити да не постоје прецизни подаци о тачним количинама употребљене муниције (Hamilton, 2001; Bleise et. al., 2003; Jia et al., 2006; Žunić et al., 2008; Handley Sidhu et al., 2010; Rajković и Đorđević, 2006; Stojanović et al, 2015; UNEP, 2001; UNEP, 2003; UNEP 2007).

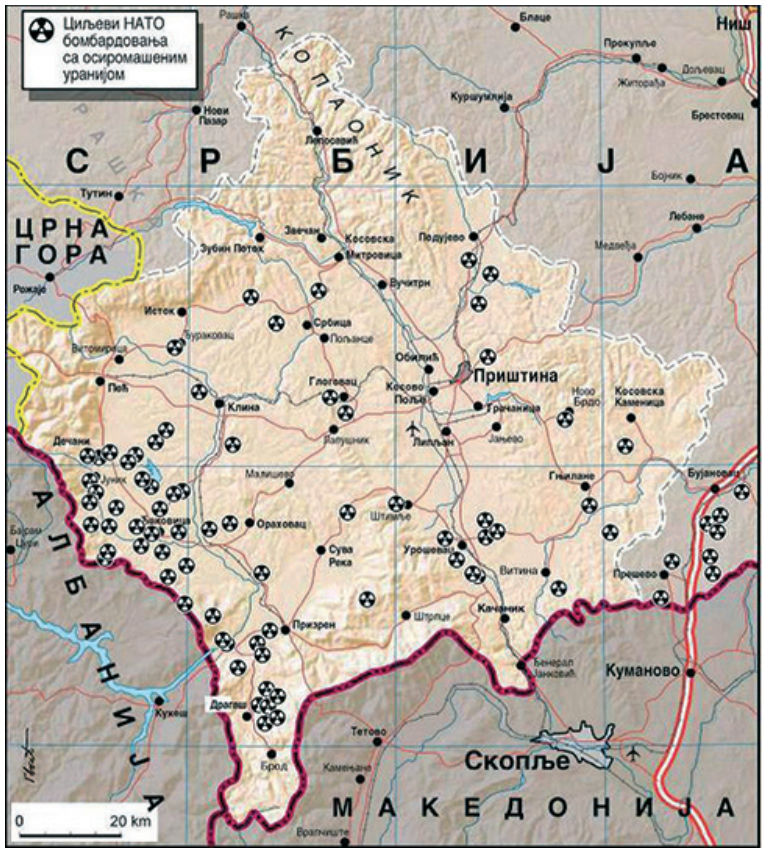
Табела 2. Количине ОУ (t) унете у животну средину током претходних ратова у свету

Земља	Период конфликта	ОУ диспергован у животну средину [t]
Ирак и Кувајт	1990–1991	300−321
Ирак и Кувајт	1990–1991	258
Босна и Херцеговина	1994–1995	2,75
Босна и Херцеговина	1995	3
Србија и Црна Гора	1999	10
Србија и Црна Гора	1999	11
Србија и Црна Гора	1999	8,5
Рат у Ираку	2003	170−1700
Рат у Ираку	2003	> 30

Процењује се да је широм света генерисано преко 1,6 милиона тона ОУ, у облику $UF_{6,}$ (уранијум хексафлуорида), при чему се на ову количину сваке године дода још минимум 50 хиљада тона (WNA,2020). Деконверзија осиромашеног уранијума у хемијски слабо растворљиве облике, $U_3O_{8,}$ UF_4 или метал, или поновног обогаћивања је заживела у развијеним земљама (Америка, Русија, Кореја, Јапан, Немачка) (IAEA, 2001).

2.1. Ратна дејства на подручју СР Југославије 1999. године

За време НАТО агресије остварено је око 112 ваздушних удара муницијом са ОУ на 91 локацију: 12 удара на девет локација у Р. Србије, два удара на једној локацији у Р. Црној Гори и 98 удара на 81 локацију на Косову и Метохији (КиМ) (Слика 1). Званично, на Југославију је доспело око 10 t ОУ. Према проценама Пентагона испаљено је око 31.000 ових пројектила који су садржали 271 g (по неким подацима 418,8 g), што значи да је по званичним подацима НАТО-а на КиМ укупно избачено 8.401 kg ОУ (одн. 12.983 kg). Према проценама Војске Југославије на КиМ је испаљено око 50 000 метака, одн. наталожено је 13.550 kg ОУ (одн. 20.940 kg) (Rajković и Đorđević, 2006). Ajdačić и Jakšić (2002) указују да је најмање 115 локација загађено ОУ. Минималан број метака могао би бити близу 43.300, што је најмање 12 t OU.



Слика 1. Локације на КиМ које су биле на мети муниције са ОУ (Јовановић и сар., 2012)

На територију Републике Србије, без КиМ испаљено је 3.000 до 5.000 зрна са ОУ што је еквивалентно количини од 1–1,5 t ОУ. Повећана радиоактивност забележена је на локалитетима Пљачковица, северно од Врања, Боровац (две локације), јужно од Бујановца, Череновац (две локације), југозападно од Бујановца, Братоселце, североисточно од Прешева и Рељан, источно од Прешева (Слика 2), (Rajković и Đorđević, 2006; Petković, 2009; Inđić, 2021), и то:

- Пљачковица, контаминирано око 2.500 m^2, радиоактивност: 5.500–23.500 Bq kg^{-1},
- Боровац, контаминирано око 1500 m^2, радиоактивност, изнад 250 Bq kg^{-1},
- Братоселце, контаминирано око 5500 m^2, радиоактивност 1.800–23.400 Bq kg^{-1},
- Рељан, контаминирано око 6800 m^2, радиоактивност 70–200 Bq kg^{-1}.

На простору Пљачковице узорци земљишта показали су високу активност ОУ, 230–1.100 пута већу од дозвољене.

Слика 2: Рејони контаминирани муницијом са ОУ са основним подацима о степену контаминације, на подручју Србије ван КиМ, током НАТО агресије 1999. године (Група аутора: „Војска Југославије у одбрамбеном рату 1999. године, 2017)

3. Хемодинамика осиромашеног уранијума у животној средини

Муниција са ОУ направљена је од легуре која се састоји од ОУ (99,25%) и титана (0,75%). Осиромашени уранијум одликује велика густина 19,05 g cm^{-3}, што је 70% више од олова (11,35 g cm^{-3}), ниска тачка топљења (1.132°C), пироморфност и велика пробојна моћ (калибром од 30 mm може да се пробије челик дебљине 6–9 cm).

Приликом удара у мету, 10–35% (максимално 70%) од масе пенетратора се запали и оксидује, а фрагменти се депонују по површини земљишта у виду финих честица или сагоревањем прелазе у оксиде уранијума у виду аеросола (Creanab et al., 2013), 17–48% ових честица је лако растворљиво у води (Rajković, 2001)

Знатно мање аеросола се производи у случају када пенетратор промаши циљ и депонује се у земљишту (Wang et al.,2016). Због своје термохемијске нестабилности, примарно настаје нестехиометријски U^{+6} оксид облика UO_{2+x} (где је 0<x<0,4), док при даљој оксидацији долази до образовања смеше оксида U^{+4} и U^{+6}. Од насталих оксида уранијума, UO_2 није растворан у води, а UO_3 је растворан и гради уранил јон, UO_2^{2+}, лако покретљив у животној средини (Rajković, 2001; Stojanović и Milojković, 2011).

Кретање пројектила са ОУ након удара у чврсту мету доприноси контаминацији животне средине путем (Stojanović et al.,2015; Rajković,2001): Дубинске контаминације земљишта – У непосредној околини погођеног места контами-

нација је највећа и углавном пројектили кородирају у хидратисани U^{+6} оксид, веома растворан у води (Erikson,1990); Тачкасте/површинске контаминације фрагментима ОУ; Настанак аеросола са оксидима уранијума – Приликом удара пенетратора са ОУ у чврсту мету и настанка пламена, оксиди уранијума граде аеросоле, који се састоје од честица ОУ микроскопских величина, при чему је 50–96% честица у ваздуху пречника <10 μm, углавном лакорастворних у води. На рту Арза у Црној Гори, мониторингом ваздуха током акције чишћења 2002. год. констатована је око десет пута већа концентрација уранијума од просека који се реферише за ваздух. Однос активности $^{234}U/^{238}U$ указује на присуство ОУ у ваздуху, што је последица процеса ресуспензије са контаминираног земљишта током чишћења терена. (Radenković et al., 2004).

Како ће се пенетратор понашати и до које дубине ће продирати зависи од угла уласка у земљиште и физичких особина земљишта. Тако, на глиновитим земљиштима, продор иде до 2 m а на песковитим земљиштима од 6−7 m (UNEP, 2001). Анализом земљишта на подручју Косова, узоркованих 1,5 годину након конфликта, детектован је садржај УО од 2,34 ОУ kg–1 земљишта на дубини од 39,5−44,5 cm, до 18 g ОУ kg^{-1} земљишта на дубини од 0−5 cm (Papastefanou, 2002).

Хемодинамика ОУ обухвата распростирање комада и делића метала, његова хемијска промена под утицајем хемијских, биолошких и физичких особина средине, распростирање производа корозије, њихове реакције са мигрирајућим супстанцама и улазак насталих производа у ланац исхране. Корозија ОУ представља, почетну фазу претварања метала у хемијске облике, које се преносе водама, седиментима, ваздухом и живим светом кроз читаву животну средину (Handley-Sidhu et al., 2010).

3.1. Корозионо понашање осиромашеног уранијума

Процењује се да више од 90% пенетратора промаши свој циљ и неоштећени се депонују у земљишту и уколико се благовремено физички не уклоне, кородирају. Неуклоњени пенетратори у потпуности кородирају у површинским окружењима приближно за 25 година (Wang, 2016).

Након депоновања ОУ у животну средину корозија је први корак који доводи до контаминације ширег окружења. Стопа корозије ОУ и брзина растварања корозионих производа а самим тим и његов миграциони потенцијал, зависи од великог броја фактора, као што су геохемијски и физички параметри животне средине, укључујући pH средине, редокс потенцијал (Eh), влагу, хемијски састав земљишта, врсте органских и неорганских једињења и јона, температура (Toque et al., 2014).

Корозија ОУ се одвија у две фазе (i) оксидација металног, нултовалентног уранијума до U^{+4}оксида, уранинита; (ii) оксидација U^{+4} оксида до U^{+6} (Handley Sidhu et al., 2010).

Студије у постконфликтним зонама, су откриле бројне кородиране пенетраторе у површинским слојевима земљишта. У Србији и Црној Гори су 2002. год., са површине земљишта сакупљени пенетратори високог степена корозије (UNEP, 2002; Žunić et al., 2008).

У Ђаковици, након 18 месеци од НАТО агресије, нађен је пенетратор на 5 cm дубине, са губитком масе од 2−8%, услед оксидације и спирања производа атмосферским падавинама, а остаци ОУ нађени су испод пенетратора на дубини од 12,5 cm. На основу изнетог, процењено је да се за 15−30 година пенетратор може потпуно растворити (прећи у једињење $UO_3 \cdot nH_2O$) (Mellini и Riccobono, 2005).

Сакупљени узорци на КиМ пружили су увид о величини, саставу честица ОУ, насталих током абразије, сагоревања или корозије пенетратора. Аутори су известили да су хиљаде честица ОУ, величине испод 1 μm, биле присутне у земљишту узоркованог од 0 cm до 15 cm дубине, испод једног пенетратора. Утврђено је да је 50% свих честица састављено од нерастворног UO_2, а остатак је сачињеним од U_3O_8 или мешавине ових оксидационих облика. Испитивања аеросола и честица ОУ у постконфлитним локацијама Кувајта у борбеним возилима након дејства пенетратора, рендгенском дифракционом анализом утврђена је мешавина оксида урана – U_3O_8/UO_3 и U_4O_9 са присуством мањих количина шепиотита, $UO_3 \cdot 2H_2O$ (Danesi et al.,2003; Salbu et al.,2003; Parkhurst; 2003).

Корозија ОУ се јавља у две фазе (Dong et al., 2006; Laue et al., 2006; Handley-Sidhu, 2010):

У првој фази метални уранијум реагује са водом у реакцији (1) или са кисеоником у реакцији (2), дајући **UO_2 (уранинит)**, који је практично нерастворан у води и стога су могућности његове миграције релативно ограничене. У срединама где постоје водоникови јони, а то је скоро свуда, почиње друга фаза корозије реакцијом створеног **UO_2** са водониковим јонима уз истовремену оксидацију, при чему настаје растворни уранил-јон **UO_2^{2+}**, реакција (3), и минерала, нпр. шепиотита ($UO_3 \cdot 2H_2O$) (једначина 4), а који под одређеним условима може да отпусти UO_2^{2+} јоне, који се лако преносе земљишним растворима и укључују у ланац исхране (једначина 5).

$$U_{(S)} + 2H_2O \rightarrow UO_{2\,(S)} + 2H_2 \quad (1)$$

$$U_{(S)} + O_2 \rightarrow UO_{2\,(S)} \quad (2)$$

$$UO_{2(S)} + 2H^+ + 0{,}5\ O_2 \rightarrow UO_2^{2+}{}_{(aq)} + H_2O \quad (3)$$

$$UO_{2(S)} + 0{,}5\ O_2 + 2H_2O \rightarrow UO_3 \cdot 2H_2O_{(S)} \quad (4)$$

$$UO_3 \cdot 2H_2O_{(S)} + 2H_2^+ \rightarrow UO_{2(aq)}{}^{2+} + 3H_2O \quad (5)$$

У зависности од редокс потенцијала и pH средине, метал уранијума може у води да кородира, да се пасивизира, или да буде инертан. Процесом корозије метал постаје обложен оксидима, хидроксидима, хидридима или солима, дајући различите степене заштите од даље корозије (Handley-Sidhu, 2008; Handley-Sidhu et al., 2009; Toque и Baker, 2006; Toque и Baker, 2014; Handley-Sidhu et al., 2010).

Стопа корозије ОУ се може израчунати помоћу једначине 6, која подразумева линеарну корозију ОУ. Недавна истраживања су утврдила да несагорели пенетратор ОУ прати латентни, корозиони период између 33 и 242 дана, у зависности од геохемијских услова те се препоручује да се овај латентни период одузме од укупног времена, чиме ће се добити тачнија стопа корозије на годишњем нивоу (Handley-Sidhu et al., 2008; Handley-Sidhu et al., 2010):

$$\text{Стопа корозије (g cm}^{-2}\text{ год.}^{-1}) = \frac{365 \cdot \text{губитак масе (g)}}{\text{површина метала (cm}^2) \cdot \text{време (године)}} \quad (6)$$

Стопа корозије ОУ-Ti је најмања у редукционим геохемијским условима, као што су плавна земљишта, влажан песак, маринski седимент, земљишта третирана фосфорним ђубривима од 0,010–0,00016 $g \cdot cm^{-2} \cdot год.^{-1}$, у оксидационим условима је знатно већа, а највећа је у морској води од 2,6–3,1 $g \cdot cm^{-2} \cdot год.^{-1}$ (Handley-Sidhu et al., 2008, 2009, 2010; Toque и Baker, 2006 и 2007).

Табела 3 пружа информације о структури производа корозије у реалним условима, илустровано Сликом 3.

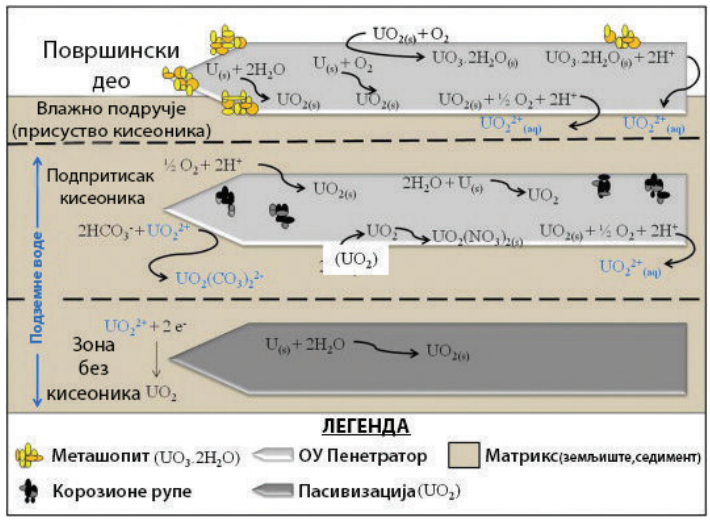
Табела 3. Корозиони производи ОУ под различитим условима **(**Handley-Sidhu, 2008; Handley-Sidhu, 2010)

МИНЕРАЛ – производи корозије ОУ	Формула корозионих производа ОУ	УСЛОВИ
URANINIT	UO_2	Висока влажност и низак садржај кисеоника
ŠOEPIT	$UO_3 \cdot 2H_2O$	Ниска влажност и доминантни оксидациони услови
METAŠOEPIT	$(UO_2)_8O(OH)_{12} \cdot 10H_2O$	
URANFIT	$NH_4(UO_2) \cdot (PO_4) \cdot 3H_2O$	Земљиште богато фосфатним јонима
HERMIKOVIT	$(H_3O)_2(UO_2)_2(PO_4) \cdot 6H_2O$	
META-AUTUNIT	$Ca(UO_3) \cdot (PO_4) \cdot 4H_2O$	
STUDIT	$[(UO_2)O_2(H_2O)_2]\ 2(H_2O)$	Шумско земљиште Босне и Херцеговине
BEKERELIT	$Ca(UO_2)6O_4(OH)_6 \cdot 8(H_2O)$	
Na-ZIPEIT	$Na_4(UO_2)_6(SO_4)_3(OH)_{10} \cdot 4H_2O$	Земљиште

Густина ОУ је 19,05 $g \cdot cm^{-3}$ чини га релативно тешком честицом за миграцију на велике удаљености. Његови корозиони производи, доминантно у облику шоепита и металшоепита, имају знатно мању густину (шоепит, 4,90 $g \cdot cm^{-3}$) те су покретљивији у животној средини (Handley-Sidhu et al., 2008).

Прву студију о бекерелиту и студиту као корозионим производима ОУ на неексплодираним пенетраторима нађених седам година након депоновања на конфликтном локалитету Хан Пијеска и Хаџића у Босни и Херцеговини, извештавају Wang et al. (2016). Главну компоненту корозионих производа чинио је металшоепит, чијом трансформацијом услед геохемијских услова у дужем вре-

менском периоду настају поменути минерали. На основу губитка масе од 93,20 g на 79,27 g, процењују се да ће за 22−26 година потпуно кородирати, са далеко већим садржајем бекерелита и студита. Испитивањем земљишта око пенетратора на дубинама, 0−5 cm, 6−10 cm (окружење пенетратора) и 30−35 cm констатован је повећан садржај уранијума само у непосредном окружењу, али не и на већим дубинама.



Слика 3. Корозиони производи ОУ у зависности од реалних услова (Handley-Sidhu, 2010; Stojanović et al., 2015)

3.2. Корозија осиромашеног уранијума у води, седиментима, песку и земљишту

Процес корозије ОУ је убрзана у води у односу на ваздух (Trzaskoma, 1982). Стопа корозије у води расте са повећањем садржаја хлорида. Корозиона стопа износила је 0,40 g cm^{-2} год.$^{-1}$ у 3,5% раствору NaCl и 1,5 g·cm^{-2}·год.$^{-1}$ у 5% раствору NaCl. Корозиона стопа од 1,4-3,1 g·cm^{-2}·год.$^{-1}$ била је знатно виша *in situ* у морској води, што указује да су реални физички процеси и климатски услови имају значајан утицај на процес корозије (Toque и Baker, 2006; Fomina, 2008)

Испитивањем кинетичког механизма корозије ОУ, *in situ*, у песку у Eskmeals (пешчана дина), Cumbria, добијене су корозионе стопе између 0,01 и 0,17 g·cm^{-2}·год.$^{-1}$ и утврђено је да корозија прати линеарни тренд од 9% губитка масе за 500 дана. Међутим, израчуната стопа корозије на глиновитим земљиштима је за ред величине већа него у песку Eskmealsa, 0,80−1,1 g·cm^{-2}·год.$^{-1}$ (Toque и Baker, 2006; Handley-Sidhu, et.al., 2009).

Сличан механизам корозије је примећен код ОУ пенетратора, прикупљених са два типа земљишта са КиМ (пешчане иловаче и седиментне иловаче).

Узорци су третирани вештачком кишом. Утврђена је занемарљива разлика у корозионим стопама између ова два типа земљишта (0,19 $g \cdot cm^{-2} \cdot год.^{-1}$), сличних опсега pH вредности (5,6−8) и истих садржаја органских материја (2,1%). Студија је такође показала да корозија ОУ није линеарна, и да се са временом убрзава. У првој години је кородирало ~ 1,6% од масе ОУ а после 3 године, стопа корозије ОУ је повећана на 2,7% од ОУ по години (Schimmack, 2007).

Израчунавање укупног времена потребног за потпуну корозију пенетратора, приближне масе 4.500 g и 150 cm^2 површине представљена је једначином (7) (Toque и Baker, 2006):

$$\text{Потпуна корозија (година)} = \frac{4500\ (g)}{\text{Корозиона стопа}\ \ (g \cdot cm^{-2} \cdot god.^{-1})} \qquad (7)$$

Toque и Baker (2007) процењују да потпуна корозија наступа после 27 година, према Handley-Sidhu (2008) после 61 године, а 20 година према УНЕП-у (2003). Handley-Sidhu et al. (2010) спровели су студију утицаја PO_4^{-3} јона пореклом из пољопривредних земљишта третираних фосфатним минералним ђубривима, на корозију пенетратора ОУ. Земљишта су имала просечан садржај P_2O_5 од 27 $mg \cdot kg^{-1}$. Стопа корозије је ~7 пута мања него у упоредивим плављеним земљиштима, 0,00016−0,0044 $g \cdot cm^{-2} \cdot год.^{-1}$. Закључује се да присуство PO_4^{-3} јона у земљишту штити од даље корозије ОУ. На бази способности фосфата да формира стабилне комплексе са уранијумом, освојен је производ, Апатит II, ефикасан у ремедијацији средина контаминираних ураном (Stojanović и Milojković, 2011).

4. Мобилност осиромашеног уранијума

Циклус кретања уранијума у природи започиње оксидацијом инертног U^{+4} до U^{+6}, у виду уранил-јона UO_2^{+2}, мобилног у земљишним растворима, који се лако укључује у све сегменте животне средине. Процес контаминације природе ураном се прекида када се уранијум редукује или таложи. Међутим, са изменом услова у природи, фиксиран уранијум се може поново покренути и тако циклус кретања уранијума поново отпочиње. Имобилизација уранијума у његове слаборастворне облике, са производом растворљивости и до $Kp = 10^{-49}$, најчешће у виду таложних облика, уранитита (UO_2) или аутунита ($Ca(UO2_{)2}(PO4)_2 \cdot 10{\sim}12)\ H_2O$), механизмима оксидоредукције, комлексације и адсорпције, фосфатно индукована имобилизације, једини је начин заштите природе од ширења урана (Stojanović et al., 2012a,b). Како су хемијске особине природног и осиромашеног урана исте, то је и њихов циклус кретања у животној средини исти (Stojanović et al., 2015*;* Handley Sidhu et al.,2010; Palmateer, 2007).

4.2. Транспорт осиромашеног уранијума аеросолом

Истраживања у постконфликтним зонама на Косову потврдила су да је најинтензивнија контаминација ОУ била у близини места дејства, да опада са

удаљеношћу и да је била мерљива од 10−50 m од мете (UNEP, 2001). У постконфликтној зони у Босни и Херцеговини потврђена је мерљива контаминација честицама ОУ на удаљености до 200 m од тачке дејства (Danesi et al., 2003). У просеку се аеросол простире до удаљености од 5 km од места поготка, мада је утврђен њихов домет до 80 km. Њихов даљи пут је потпуно неизвестан; зависи од руже ветрова, врсте падавина и топографије терена (Rajković, 2001).

4.3. Мобилност ОУ у земљиштима и седиментима

Мобилност уранијума у литосфери и хидросфери одвија се у условима сложених хемијских, геохемијским и физичко–хемијских природних процеса. Транспорт уранијума у систему земљиште–вода одвија се углавном у растворном или суспендованом облику, дифузијум или масеним преносом. Процеси који уклањају уран из земљишних раствора су: таложење, адсорпција и уграђивање у биолошке системе (Stojanović, 2006).

Утврђено је да кисело земљиште може утицати на повећање мобилности јона уранијума, као и на равнотежу сорпционих процеса. Земљишта, са високим садржајем карбоната имају најмањи адсорпциони капацитет, с обзиром да су награђени уранил-карбонатни комплекси лако растворни. Комплексирање органским једињењима, пре свега хуминским киселинама, значајно имобилишу уранијум. Анализа земљишта контаминираних осиромашеним уранијумом, слабо снабдевених органским материјама, показала је да је ОУ колоидно везан са Fe и Al. У сличним студијама на земљиштима ниског садржаја органских материја, у јужној Србији, OU је био одређен у фракцијама са карбонатима, гвожђем и манган-оксидима (Radenković et al., 2008; Stojanović et al., 2015).

Schimmack et al. (2007) спровели су трогодишња испитивања процеса корозије и лужења шест узорака испаљене муниције са ОУ, масе од 145−264 g у лабораторијским условима у колони, мешањем са 3,3 kg различитих типова земљишта. Колоне су се квасиле једном недељно синтетичком кишом (pH 6), а садржај урана одређиван у процедним водама. Добијени резултати указују да је у просеку око 14,5 g, или 7,9% од иницијалне масе излужено са драматичним повећањем у трећој години у односу на прву, што представља потенцијалну опасност за контаминацију подземних вода, али и временску променљивост и незаконитост. Просечно се излуживало око 1 mg U недељно, што представља потенцијалну опасност за контаминиране локалитете имајући у виду да је 15 $\mu g \cdot L^{-1}$ препорука WHO за дозвољен садржај урана у води за пиће.

Испитивањем утицаја тринаест врста земљишта са три локалитета у Француској, различитог минералног састава и физичко-хемијских особина на коефицијент сорпције уранијума, утврђено је да је pH земљишта доминантан фактор који утиче на његову миграцију и фокусна променљива у моделима процене ризика (Echevarria et al.,2001). До истог закључка су дошли Stojanović et al. (2012b) испитујући 67 узорака земљишта Србије (чернозем, гајњача и алувијуми), констатујући да pH земљишта у односу на садржај хумуса и P_2O_5 до-

минантно утиче на покретљивост уранијума и утврђено је да се смањењем pH вредности земљишта повећава мобилност уранијума, чиме се повећава његова доступност биљкама за усвајање.

На земљиштима типа лувисол са шљунковитим фракцијама констатовано је 2−3% уранијума изнад металног фрагмента као последица земљишноводног потенцијала, што је проузроковало кретања воде на горе. У производима корозије на осиромашеном уранијуму констатоване су и друге уранско-фосфатне врсте, као што је UO_2HPO_4. Истраживање мобилизације и миграције депонованог ОУ на киселим, подзолским земљиштима Француске, указује на вертикалну колоидну мобилизацију ОУ земљишним растворима, и то од значајних количина у површинским и доминантних у подземним водама (Harguindeguy, et al., 2014).

4.4. Транслокација ОУ у систему земљиште–биљка

Испитивањима степена усвајања урана од стране гајених биљака које се користе у људској исхрани и индустријској производњи, утврђено је да се уран највише акумулира у кореновом систему, делимично се дистрибуира до листова, а најмање се задржава у стаблу и генеративним органима. Уран се сакупља далеко више у старим листовима него у младим, што је потврђено на дувану узгајаном на јаловини затвореног рудника урана у Кални, где је садржај урана у старим листовима био у просеку 20 пута већи у односу на младе листове (Stojanović et al., 2012c). На истој јаловини (16 ppm U) гајено је поврће и констатовано је да салата усваја уран до десет пута више у односу на друге испитиване биљне врсте (Stojanović et al, 2016): салата > кромпир > спанаћ > пасуљ > сунцокрет > кукуруз > купус > лук.

Испитујући четири биљне врсте и њихове три сорте (кукуруз, соја и сунцокрет), потврђено је да усвајање урана не зависи само од биљних врста, већ и од сорти, генотипова и инбред линија (Stojanović et al., 2016). Ефекат усвајања производа кородираног пенетратора ОУ од стране три врсте трава, *Aristida purpurea* Nutt. и *Bouteloua dactyloides* (Nutt.) Columbus показале су отпорност до концентрације ОУ у земљиштима од 25.000 mg kg^{-1}, када се фитотоксично дејство уранијума манифестовало кроз смањење биомасе. Раст врсте *Sch izachyrium scoparium* (Michx.) Nash **је** био стимулисан на земљишту са концентрацијама уранијума од 50 mg·kg^{-1} и 500 mg·kg^{-1} (Meyer, 2004). Концентрације урана од 25 mg·kg^{-1} показале су стимулативно дејство на раст и развој кукуруза а фитотоксично дејство при 1000 mg·kg^{-1} кроз смањење клијавости, преживљавања и висину биљака (Stojanović et al., 2010).

Осиромашени уранијум је такође откривен у црним храстовима који су расли на мочварним локалитетима контаминираних ОУ. Концентрације уранијума у стаблу биљке су мерене преко 10 година и установљено је да је концентрација еквивалентна концентрацији у води, те се сматра хиперакумулатором ОУ (Edmands et al., 2001).

Познавање степена усвајања урана од стране биљака је неопходно за заштиту становништва од јонизујућег зрачења али и одабир биљака, хиперакумулатора, за фиторемедијацију. Тако *Brassica rapa* производи семенке при високим садржајима урана од 10 $mg \cdot kg^{-1}$, а сунцокрет својим кореновим системом за 24 h смањи садржај урана у води са 350 ppb на 5 ppb и сматрају се хиперакумулаторима урана. Према бази података PHITOREM, сунцокрет је препознат као хиперакумулатор уранијума. PHITOREM каталог обухвата 775 биљака хиперакумулатора, које могу акумулирати изнад 1.000 $mg \cdot kg^{-1}$ једног од 19 кључних метала (Stojanović и Milojković; 2016).

Због блиског јонског радијуса (r = 1,05Å) са радијусом Ca^{+2} (r = 1,06 Å) уран замењује калцијум и сматра се метаболичким аналогом урана (Stojanović и Milojković, 2011).

4.5. Биоиндикатори контаминације ОУ: лишајеви, маховине, гљиве, глисте

Анализа лишајева са коре дрвета обезбеђује корисну процену квалитета ваздуха, јер акумулирају супстанце из атмосфере. Повишен садржај ОУ у лишајевима је констатован на локацијама у Црној Гори и Босни и Херцеговини, што се приписује ваздушном загађењу (UNEP, 2001, 2002, 2003). У региону западног Балкана, са високим активностима 238U, од 1130−5390 $Bk \cdot kg^{-1}$, потврђен је висок ниво активности у маховини, лишајевима и гљивама (Žunić et al., 2008). Лишаји, маховине и гљиве су јефтини и лако доступни биоиндикатори нивоа контаминације средина са ОУ.

Око 80% укупне фауне у земљишту чине глисте, које ефикасно акумулирају тешке метале и радионуклиде и играју значајну улогу на више врсте фауне у ланцу исхране. У природно високом садржају уранијума у Норвешкој констатован је висок трансфер фактор-уранијума (0,09−0,25) из земљишта у различите врсте глиста (Mrdaković Popić и Salbu, 2011). У прикупљеним глистама са контаминираних полигона са ОУ, Kirkcudbright и Eskmeals у Великој Британији, констатован је висок степен акумулације органски везаног уранијума у односу на природни ниво (Oliver et al., 2007). Резултати су у супротности са онима добијеним са Косова, где нису утврђене разлике, што се приписује хетерогености земљишта и краћим временом излагања глиста уранијуму (Lella et al., 2005).

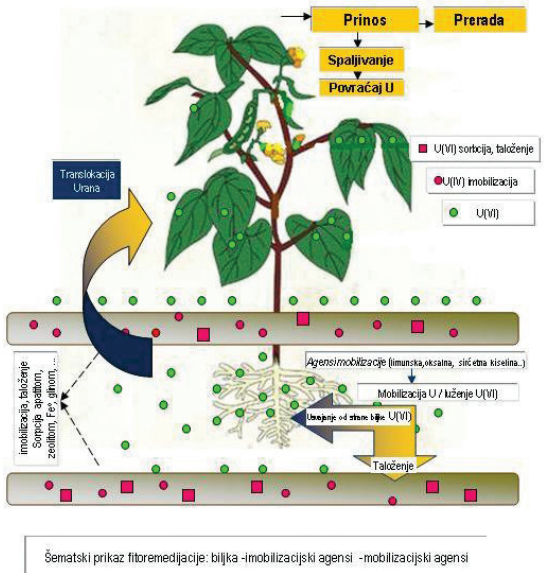
5. Ремедијација земљишта контаминираних са осиромашеним уранијумом

Циљ сваке ремедијационе технологије је смањење ризика на здравље људи и животну средину на прихватљиве нивое, уклањањем или смањењем извора контаминације или блокирањем. Радионуклиди се у земљишту могу имобилисати путем:

- адсорпције на површини минералних честица;
- комплексирањем хуминским супстанцама и органским честицама;
- реакцијама преципитације.

Покретљивост уранијума у земљишту углавном се контролише комплексацијом покретних врста уранијума у нерастворне облике и редокс реакцијама, којима се U^{+6} редукује до U^{+4} и тако имобилише. Доступне технологије санације за лечење земљишта и подземних вода контаминираних уранијумом могу се применити *ex situ* или *in situ*. Према Gaverilescu et al. (2009), методе и технике за уклањање уранијума обухватају природне и физичке процесе, хемијске, биолошке и електрокинетичке методе, појединачно и у комбинацији (Gavrilecku et al, 2009; Stojanović и Milojković; 2011)

Санација земљишта контаминираног уранијумом захтева холистички приступ, који укључује употребу сигурних „еколошки прихватљивих" технологија које су економски исплативе, лако применљиве и доступне локално. Stojanović и Milojković (2011) препоручују примену јефтиних, ремедијационих синергистичких технологија, које укључују фиторемедијацију, употребу биљака хиперакумулатора уранијума у комбинацији са имобилизаторима уранијума (апатит, модификовани зеолит, бентонит – појединачно и у смеши), уз коректоре земљишних параметара до оптималних услова имобилизације и таложења уранијума у нерастворне облике (Слика 4) (Stojanović и Milojković, 2011).



Слика 4. Шематски приказ фиторемедијације контаминираних средина уранијумом (Stojanović и Milojković, 2011)

Санација локалитета контаминираних ОУ након НАТО агресије почела је 2001. године, и то:

- Рт Арза у Р. Црној Гори, санирaн 2001. и 2002; локација Братоселце, санирана 2002. и 2003; локација Пљачковица, санирана 2004; две локације на подручју Боровац, саниране 2005. године и локација Рељан, санирана 2006. и 2007. године.

У реализацији су учествовале јединице Војске Југославије, сарадници Института за нуклеарне науке „Винча“ и одговарајуће институције Црне Горе приликом деконтаминације у тој републици. Тако је извршена потпуна санација контаминираног земљишта села Братоселце (површина од 54 ара); отклоњено је преко 320 граната и више од 300 несагорелих пенетратора (већином на дубини од 50 до 100 cm); прикупљено је око три тоне контаминираног земљишта. Аутор истиче да је више од три године прошло од тренутка контаминације ОУ до деконтаминације подручја, што је могло резултирати загађењем флоре и фауне, подземних вода као и окружења на поменутим локацијама (Inđić, 2021). Контролна мерења 2017. године, као и вишегодишњи резултати националног мониторинга радиоактивности на овим локалитетима нису показали битније варијације концентрација уранијума од природно присутних, нити однос изотопа који значајније одступа од природног те би се могло закључити да ОУ овде више не представља значајан извор ширења контаминације. Применом поступка секвенцијалне екстракције по Tessieru показано је да фракционација у различитим супстратима зависи пре свега од типа земљишта, доминантна је веза уранијума са оксидима Fe и Mn као и са карбонатним супстратима у земљишту, што је значајан податак за предвиђање мобилности и потенцијалне биодоступности појединих хемијских облика ОУ (Radenković et al., 2018).

Индикативни могу да буду и резултати испитивања 951 узорка пијаће воде са КиМ сакупљени од 2009. до 2010. године. Аутори су нашли да у 25 узорака концентрација уранијума прелази 30 $\mu g \cdot dm^{-3}$, што је максимална дозвољена концентрација у пијаћој води према Светској здравственој организацији. Сем тога, нађено је да код 418 узорака концентрација уранијума прелази 2 $\mu g \cdot dm^{-3}$ (што је у Немачкој прописана максимална дозвољена концентрација у води за припрему хране за одојчад) (Berisha и Goessler, 2013). Потребно је да се обрати пажња на тренд концентрације уранијума у пијаћим водама одређених области у Србији, имајући у виду да знатан број водотокова кроз Србију има смер према северу.

6. Процена ризика излагања ОУ – Петкау ефекат

Мисија УНЕП-а (2003) процењивала је ризике у смислу значаја или безначајности последица на животну средину и здравље људи и констатовала да сви локалитети са мерљивим загађењем ОУ, продуктима корозије неексплодираних пенетратора, могу контаминирати ваздух, земљиште, воде, воће, површе и храну, и утицати на људско здравље зависно од дозе изложености (UNEP, 2003).

Према IARC (Интернационална агенција за проучавање карцинома) (2021), ОУ, као алфа емитер сврстан је у I групу агенаса канцерогена за људе. У извештају (UNEP, 2003), као безначајне, прихваћене су дозе мање од 1 mSv годишње без вероватноће добијања озбиљне болести, а као значајне дозе веће од 1 mSv. У погледу хемијске токсичности, исти извор (UNEP, 2003) последице глобално третирају са безначајним утицајем на људско здравље.

Имајући у виду да је прошло око 25 година од НАТО агресије у БиХ и 22 године од напада на Србију, услови који су утицали на последице по животну средину су се променили, а самим тим и ризици по људе. Други извори наглашавају да двоструком токсичности ОУ утиче на здраве људи, познато као синдром Заливског и Балканског рата и Петкау ефекат (Petkau, 1972; Duraković, 2001; Bleise et. al., 2003; Đurović et al., 2011).

Петкау ефекат представља инверзни однос брзине којом ћелија прима ниску дозу цитотоксичног дејства јонизујућег зрачења, односно мала доза зрачења током дужег времена је штетнија од тренутне изложености веће дозе. Мале дозе радијације у току времена не ишчезавају, него имају кумулативно дејство. Закључак је да не постоји нулта доза зрачења која је потпуно безбедна (Petkau, 1972).

Žunić и Rakić (2016) наводе да интеракција ОУ као извора ниских доза зрачења са живим светом у контаминираној средини изазива *in vivo* Петкау ефекат, кроз кумулативно дејство у дужем временском периоду. Емисија зрачења током неколико деценија услед корозије раштрканих остатака пенетратора ОУ погађа широку територију и бројне популације и неизбежно појачава тај ефекат. Петкау ефекат утиче на живе структуре, укључујући систем ћелијских мембрана и ДНК молекула. С друге стране, једна од основних карактеристика живе материје је његова прилагодљивост утицају инцидента, све до тренутка када је утицај довољно снажан да промени основна својства циља, индукујући његову промену мењајући јој особине. Тај латентни период код дегенеративних болести може да буде 10–30 година. Busby и Morgan (2006) износе да се контаминација ОУ после употребе у савременим ратовима сматра глобалним проблемом, након потврде повећаног ниво честица ОУ на филтерима у Британији у току борбених дејстава у Персијском заливу, иако је удаљеност око 2.400 миља. Половину укупне масе уранијумовог оксида чине мање честице него таласна дужина видљиве светлости. То је индиректно указало да је Србија са Београдом, који је 1.500 миља (2.500 km) удаљен ваздушним путем од Багдада, сваки пут био у зони контаминације када је бомбардован Персијски залив, као и када је бомбардована Босна, а затим и Србија (Слика 5).

На основу изнетог објашњава се повећан садржај ОУ у честицама испод 2,5 μm пречника у узорцима ваздуха јужне области Мађарске, проузрокован дисперговањем аеросола са ОУ током НАТО агресије на Југославију 1999. год. (Kerekes et al.,2001). Научници Националног института за здравствену заштиту у Македонији, на југу Косова су открили осам пута више од нормалних ни-

воа алфа зрачења у ваздуху у априлу 1999.год. Поред утицаја на људе, Петкау ефекат, представља и директну везу између одумирања дрвећа и биљака и ефеката зрачења ниског нивоа (Žunić и Rakić, 2016). Овај изненађујући налаз не може искључити метеоролошки утицај на потенцијал преноса аеросола са честицама ОУ у дужем временском периоду и на дуге раздаљине са примарног извора.

Слика 5. Шематски приказ потенцијално изложеног подручја након бомбардовања циљева у Персијском заливу, на Балкану и у Авганистану пројектилима са ОУ. Дебели црни круг оцртава радијус око 2.400 миља око Персијског залива (Žunić и Rakić, 2016)

7. Закључак

Прошло је 22 године од НАТО агресије на бившу СР Југославију, када је преко 10 t ОУ унето у животну средину на КиМ и југ Србије. У периоду од 2003. до 2007. год. урађена је деконтаминација подручја у јужној Србији (без КиМ), при чему су прикупљени и анализирани пројектили и контаминирано земљиште до дубине око 1–2 m. Како је деконтаминација започела три године након бомбардовања, у том периоду могло је доћи до укључења осиромашеног уранијума у ланац исхране и утицаја на људско здравље на поменутим локацијама. Рад има за циљ да дâ допринос свеобухватном разумевању хемодинамичког, геохемијског и корозионог понашања ОУ, путева контаминације животне средине и његовог укључења у ланац исхране. Разумевање понашања ОУ и његове биогеохемијске трансформације и миграције површинским и подземним водама и транслокације у флору неопходно је за израду ремедијационих модела за сваки локалитет понаособ. Процене ризика и планови за ремедијацију контаминираних средина ОУ захтевају моделе који могу прецизно предвидети судбину и транспорт ОУ. У уверењу да на тему заштите становништва од јонизујућег зрачења никада није превише речено, изложен материјал представља и својеврсну декларацију технолошког покајања, признање да је развојни пут угрожен озбиљним непланираним ефектима и уједно апел да се однос према животној средини и становништву врати из злоупотребе у област разумне

употребе. Наш задатак је да се погубно дејство ОУ минимизира и да се спречи његово продирање у ланац исхране. У противном, његова „невидљива претња" ће деловати бесконачно дуго, са свим својим погубним последицама на будуће генерације.

Литература

1. Ajdačić, V., Jakšić, P. (2002): Search for the truth about the NATO use of depleted uranium in the war against Yugoslavia - truth under the du carpet In: Proceedings of the First International Conference on Environmental Recovery of Yugoslavia, by Antic, D. [Institut za Nuklearne Nauke VINCA, Belgrade,338-353
2. Busby, C., Morgan, S. (2006): Did the Use of Uranium Weapons in Gulf War 2 Result in Contamination of Europe? Evidence from the Measurements of the Atomic Weapons Establishment.https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.534.6772&rep=rep1&type=pdf (accessed 8.5.2021)
3. Berisha, F., Goessler, W. (2013): Uranium in Kosovo's drinking water. Chemosphere 93, 2165−2170.
4. Bleise, P.R. Danesi, W., Properties, B. (2003): Use and health effects of depleted uranium (DU): a general overview, Journal of Environmental Radioactivity, 64, 93-112.
5. Creanab, E.D., Livensb, R.F., Sajihb, M., Stennetta, C.M., Grolimundc, D., Borcac, N.C., Hyatta, C.N. (2013), Remediation of soils contaminated with particulate depleted uranium by multi stage chemical extraction, Journal of Hazardous Materials, 263 (2) 382−390.
6. Danesi, R.P., Markowicz, A., Chinea-Cano, E., Burkart, W., Salbu, B., Donohue, D. (2003): Depleted uranium particles in selected Kosovo samples, J Environ Radioactiv, 64, 143–154.
7. Demajo, M. (2008): Traces of DU in samples of environmental bio-monitors (non-flowering plants, fungi) and soil from target sites of the Western Balkan region, J Environ Radioactiv, 99, 1324-1328.
8. Dong, W., Xie, G., Miller, R.T., Franklin, P.M., Oxenberg, R.T., Bouwer, J.E. (2006): Sorption and bioreduction of hexavalent uranium at a military facility by the Chesapeake Bay, Environ Pollut, 142,132–142.
9. Duraković, A. (2001): On depleted uranium: Gulf War and Balkan syndrome, Croatian Medical Journal 42(2):130-4.
10. Đurović, B, Spasić-Jokić, V., Petković, S, Fortuna, D., Selaković-Mićunović, V., Atlagić, A. (2011): Osiromašeni uranijum, metode detekcije, saniranje neposrednih efekata i prevencija kasnih posledica'', ''Draslar partner'' Beograd, 8-12.
11. Edmands, J.D., Brabander, D.J., Coleman, S.D. (2001): Uptake and mobility of uranium in black oaks: Implications for biomonitoring depleted-uranium-contaminated groundwater, Chemosphere, 44, 789–795.
12. Erikson, L.R. (1990): A review of the environmental behavior of uranium derived from depleted uranium alloy penetrators, Technical Report PNL-7213, Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington (USA).
13. Echevarria, G.,Sheppardi, M., Morel, J. (2001): Effect of pH on the sorption of uranium in soils, J Environ Radioactiv, 53 (2) 257-264.
14. Esposito, M., Polić, P., Bartolomei, P., Benzi V., Martellini, M., Cvetković, O., Damjanov, V., Simić, M., Žunić, Z., Živančević, B., Simić, S., Jovanović, V. (2002): Survey of natural

and anthropogenic radioactivity in environmental samples from Yugoslavia, Journal of Environmental Radioactivity, 61 (3) 271−282.
15. Fomina, M., Charnock, J., Hillier, S., Alvarez, R., Livens, F.G., Gadd, G.M. (2008): Role of fungi in the biogeochemical fate of depleted uranium, Curr Biol, 18, 375–377.
16. Gavrilescu, M., Pavel, V.P., Cretescu, I. (2009): Characterization and remediation of soil contaminated with uranium, Journal of Hazardous Materials, 163,457-510.
17. Група аутора (2017): „Војска Југославије у одбрамбеном рату 1999. године“, Издавач: Клуб Генерала и Адмирала Србије, у Београду, том 2 (прилог бр. 13, стр. 471.
18. Hamilton, I.E. (2001): Depleted uranium (DU): a holistic consideration of DU and related matters. Sci Total Environ. 281, 5−21.
19. Handley-Sidhu, S. (2008): The biogeochemical controls on the corrosion and fate of depleted uranium. PhD Thesis, University of Plymouth.
20. Handley Sidhu, S., Keith-Roach, M., Loyd, R., David, J. (2010): A. Vaughan. A review of the environmental corrosion, fate and bioavailability of munitions grade depleted uranium. Sci. Total Environ, 408 (23) 5690–5700.
21. Handley-Sidhu, S., Worsfold, J.P., Boothman, C., Lloyd, R.J., Alvarez, R., Livens, R.F. (2009): Corrosion and fate of depleted uranium penetrators under progressively anaerobic conditions in estuarine sediment, Environ Sci Technol, 43, 350–355.
22. Harguindeguy, S, Crançon, P., Pointurier, F., Potin-Gautier, M., Lespes, G. (2014): Isotopic investigation of the colloidal mobility of depleted uranium in a podzolic soil, Chemosphere, 103, 343–348.
23. IAEA (2001) from: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1104_scr.pdf (accessed 9.05.2021).
24. IARC WHO (2021) from: https://monographs.iarc.who.int/agents-classified-by-theiarc/ (accessed 2.5.2021).
25. Inđić, D. (2021): Remediation of the areas contaminated by depleted uranium ammunition, Vojnotehnički glasnik / Military Technical Courier. 69 (1) 230-252.
26. Jia G., Belli M., Sansone U. Rosamilia S., Gaudino S. (2006): Concentration and characteristics of depleted uranium in biological and water samples collected in Bosnia and Herzegovina, J. Environ Radioactiv, 89, 172-187.
27. Jovanovič, V., Petković, S., Čikarić, S. (2012): ZLOČIN U RATU – GENOCID U MIRU, Posledice NATO bombardovanja Srbije 1999. Godine, „Službeni glasnik“ Beograd. p197.
28. Katz, A.S. (2014): The Chemistry and Toxicology of Depleted Uranium, Toxics, 2, 50-8.
29. Kerekes, A., Capote-Cuellar, A., Köteles, G.J. (2001): Did NATO attacks in Yugoslavia cause a detectable environmental effect in Hungary? Health Physics, 80, 177–178.
30. Klem, E., Saša T. Bakrač, C. T., Miško Milanović, M. (2017): Ecological Consequences of Warfare. Vojno Delo, 4, 126-133.
31. Laue, A.C., Gates-Anderson, D., Fitch E.T. (2004): Dissolution of metallic uranium and its alloys, J Radioanal Nucl Chem, 261, 709–717.
32. Lella, D.A., Nannoni, F., Protano, G., Riccobono, F. (2005): Uranium contents and $^{235}U/^{238}U$ atom ratios in soil and earthworms in western Kosovo after the 1999 war.Sci Total Environ, 337(1-3) 109−118.
33. Meyer, M.C., McLendon, T, Price, D., Fleckenstein, J., Schnug, E. (2004): Uptake of munition-derived depleted uranium by three grass species. J Plant Nutr, 27,1415–1429.
34. Mellini, M, Riccobono, F (2005): Chemical and mineralogical transformations caused by weathering in anti-tank DU penetrators („the silver bullets“) discharged during the Kosovo war, Chemosphere, 60(9) 1246-52.

35. Machlis, G.E., Hanson, T. (2008): Warfare Ecology. BioScience.58 (8) 729-736.
36. Mrdakovic Popic, J., Brit Salbu, J. (2011): Ecological transfer of radionuclides and metals to free-living earthworm species in natural habitats rich in NORM. Sci Total Environ, 414,167-176.
37. Oliver, I.W., Graham, C.M., MacKenzie, A.B., Ellam, R.M., Farmer, G.J. (2007): Assessing depleted uranium (DU) contamination of soil, plants and earthworms at UK weapons testing sites, J Environ Monit, 9, 740–748.
38. Papastefanou, C. (2002): Depleted uranium in military conflicts and the impact on the environment, Health Phys, 83, 280–282.
39. Parkhurst, A.M. (2003): Measuring aerosols generated inside armoured vehicles perforated by depleted uranium ammunitions. Radiat Prot Dosim, 105, 167–170.
40. Petkau, A. (1972): Effect of $22Na^{+}$ on a phospholipid membrane. Health Physics, 22 (3) 239.
41. Petković, S. (2009): Agresija NATO na SRJ, Vojska Jugoslavije u odbrani od agresije 1999. godine, knjiga prva. Beograd.
42. Radenković, M., Anđelić, T., Kovačević, M., Vukotić, P. (2004): Depleted uranium in the air during the clenup operations of Cape Arza, J Serb Chem Soc, 69 (12) 1153−1155.
43. Radenković, M., Cupac, C, Joksić, J., Todorović, D. (2008), Depleted Uranium mobility and fractionation in contaminated soil (Southern Serbia). Env Sci Pollut Res, 15 (1) 61–67.
44. Radenković, M., Janković, M., Sarap, N., Todorović, T., Krneta Nikolić, J., Rajačić, M., Vujanac, I., Pantelić, G. (2018): Ispitivanje kontaminacije životne sredine osiromašenim uranijumom u Srbiji, 20 godinakasnije, Proceedings, XXX Symposium RPSSM. 138-143.
45. Rajković, M. (2001): Depleted Uranium, (Ed: S. Brstina Vojnoizdavački zavod, Beograd, 192.
46. Rajković, B.M, Đorđević, A. (2006): Radionuclide contamination of Serbian soil and remediation possibility, In: M. Stojanović (Eds.), Possibility of Serbian soil contamination by depleted uranium after NATO bombing 1999, ITNMS, Belgrade, p 167−219.
47. Salbu, B, Janssens, K., Lind, O., Proost, K., Danesi P. (2003): Oxidation states of uranium in DU particles from Kosovo, J Environ Radioactiv, 64, 167–173.
48. Schimmack, W., Gerstmann, U., Schultz, W., Geipel, G. (2007): Long-term corrosion and leaching of depleted uranium (DU) in soil. Radiat Environ Biophys, 46, 221–227.
49. Stojanović, M. (2006): Radionuclide contamination of Serbian soil and remediation possibility. Ed: Institute for Technology of Nuclear and Other Minerals Raw Materials, Belgrade.p 312.
50. Stojanović, M., Stevanović, D., Iles, D., Grubišić, M. & Milojković, J. (2010). Phytotoxic effect of uranium on the growing up and development plant of corn, Water Air Soil Poll., 209 (1-4), 401- 410.
51. Stojanović, M., Milojković, J. (2011): Phytoremediation of Uranium Contaminated Soils, Handbook of Phytoremediation Ed.: Ivan Golubev, Nova Science Publishers Inc., New York, United States of America, 93−136.
52. Stojanović, M., Milojković, J., Lopičić, Z., Mihajlović, M., Rajković, M., Vitorović, G. (2012a): Anthropogenic sources of uranium in Serbia-risk assessment on environment and human health. In: Uranium: Characteristics, Occurrence and Human Exposure Ed: Alik Ya. Vasiliev and Mikhail Sidorov, Nova Science Publishers Inc., New York, United States of America, pp 46-86.

53. Stojanović, M., Stevanović, D., Milojković, J., Mihajlović, L., Lopičić, Z, Šoštarić, T. (2012b): Influence of Soil Type and Physical–Chemical Properties on Uranium Sorption and Bioavailability, Water, Air, Soil Pollution, 223 (1) 135–144.
54. Stojanović, M, Mihajlović, M, Milojković, J, Lopičić, Z, Adamović, M, Stanković, S. (2012c): Efficient phytoremediation of uranium mine tailings by tobacco, Environ Chem Lett, 10 (4):377-381.
55. Stojanović, M., Lačnjevac, Č., Mihajlović, M., Petrović, M., Šoštarić, T., Petrović J., Lopičić, Z. (2015): Ekološko i koroziono ponašanje osiromašenog uranijuma, Hemijska Industrija, 69 (2) 107−119.
56. Stojanović, M, Pezo, L, Lačnjevac, Č, Mihajlović, M, Petrović, J, Milojković, J, Stanojević, M. (2016): Biometric approach in selecting plants for phytoaccumulation of uranium. Int J Phytoremediation. 18 (5) 527-33.
57. Trzaskoma, P.P. (1982): Corrosion rates and electrochemical studies of depleted uranium alloy tungsten fiber metal matrix composite. J Electrochem Soc, 129, 1398–1402.
58. Toque, C., Milodowski, E.A., Baker, C.A. (2014): The corrosion of depleted uranium in terrestrial and marine Environments, Journal of Environmental Radioactivity, 128, 97–105.
59. Toque CCL, Baker AC. MOD DU program: Report on the corrosion of depleted uranium in the Solway Firth; 2007. DSTL/ CR11679 V1.0, Alverstoke
60. Toque C.C., Baker C.A., MOD DU program: The corrosion of depleted uranium in the Kirkcudbright and Eskmeals terrestrial environments. DSTL/CR10978 V2.0, Alverstoke,2006.
61. UNEP (2001): Depleted uranium in Kosovo, post-conflict environmental assessment. United Nations Environment Programme, Switzerland. From: https://postconflict.unep.ch/publications/uranium.pdf (accessed 9.5.2021).
62. UNEP (2002): Depleted Uranium in Serbia and Montenegro, Post Conflict Environmental Assessment,Geneva,http://postconflict.unep.ch/publications/duserbiamont.pdf (accessed 2.5.2021)
63. UNEP (2003): Depleted Uranium in Bosnia and Herzegovina: Post-Conflict Environmental Assessment. Revised ed.: United Nations Environmental Programme: Switzerland, 2003. From: https://www.unep.org/resources/assessment/depleted-uranium-bosnia-and-herzegovina-post-conflict-environmental-assessment (accessed 5.5.2021).
64. UNEP (2007) Technical report on capacity-building for the assessment of depleted uranium in Iraq. Switzerland: United Nations Environmental Program. From: https://postconflict.unep.ch/publications/Iraq_DU.pdf (accessed 12.5.2021).
65. Wang Y., Von Gunten K, Bartova B., Meisser N., Astner M., Burger M., Latmani B. R. (2016): Products of in Situ Corrosion of Depleted Uranium Ammunition in Bosnia and Herzegovina Soils, Environ Sci Technol. 50, 12266−12274.
66. WHO- World Health Organization, Department of Protection of the Human Environment Depleted uranium Sources, Exposure and Health Effects, Geneva, 2001 from: (https://www.who.int/ionizing_radiation/pub_meet/Depluraniumintro.pdf (accessed 19.04.2021).
67. WNA, World Nuclear Association (2020), from: https://world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/uranium-resources/uranium-and-depleted-uranium.aspx (accessed 8.5.2021).
68. Žunić, S., Rakić, Lj. (2016): Depleted Uranium Induced Petkau Effect – Challenges for the Future. Nova Science Publishers, Inc. New York USA. p151.

Поглавље 4

Примена метода вишекритеријумског одлучивања у процени деградације земљишта

Аутори:
Др Тијана Вулевић*,
Др Нада Драговић

Садржај:

1. Увод у вишекритеријумско одлучивање
2. Методе вишекритеријумске анализе
   2.1 SAW
   2.2. AHP
   2.3. PROMETHEE II
   2.4. ELECTRE II
   2.5. TOPSIS
   2.6. VIKOR
3. Софтвери за ВКА
4. Вишекритеријумска анализа и деградација земљишта
5. Закључак
   Литература

Application of multi criteria decision making in the field of land degradation

Abstract – This Chapter provides an overview of the decision making process, some specifics of the discrete multi criteria methods, their implementation steps, software support and application in the assessment of soil/land degradation. Six Multi Criteria Analysis (MCA) methods that belong to utility, compensation, and outranking methods are described, namely: SAW, AHP, TOPSIS, VIKOR, ELECTRE II, and PROMETHEE II. The review of the MCA applications in the last 15 years is provided and the results indices that the AHP method is mostly applied, especially in the field of soil erosion assessment and conservation.

Keywords: multi criteria decision making, land degradation, soil erosion.

1. Увод у вишекритеријумско одлучивање

Свакога дана човек донесе одређену одлуку. Поједине одлуке су једноставне и доносе се интуитивно, најчешће на основу ранијег искуства. Са друге стране, постоје одлуке које су комплексније и за њихово доношење је потребно располагати детаљним информацијама и подацима о проблему одлучивања, учесницима, циљевима, могућим исходима и сценаријима, као и ограничењима.

Из потребе да се одлучивање темељи на научним основама, појавила се научна дисциплина позната као операциона истраживања – ОИ (енг. Operational

* tijana.andrijanic@sfb.bg.ac.rs

research, Operations research - OR). ОИ омогућавају аналитичко и логичко решавање проблема одлучивања применом различитих метода. Најпре су се ОИ заснивала на тзв. рационалном приступу одлучивања, где је проблем дефинисан као класичан оптимизациони проблем са циљем изналажења најбоље одлуке, тј. оне која минимизира или максимизира дефинисану функцију циља при одређеном скупу ограничења. Пример за ово је модел за оптималну расподелу површине према намени, уз минималне губитке земљишта услед ерозије земљишта и максималан профит, који је формулисан применом линеарног програмирања (ЛП), а од посебног интереса је како за стручњаке заштите земљишта од ерозије, тако и за кориснике земљишта (Vulević et al. 2018). Теоријску поставку ЛП и других метода ОИ је дао проф. Јован Петрић (Petrić 1987), а практична примена ових метода код нас у области уређења бујичних водотока је дата је у докторској дисертацији Dragović (2001).

Касније су се појавиле и методе операционих истраживања које имају за циљ да сагледају реалне проблеме одлучивања где је потребно направити избор између скупа алтернатива које се вреднују по питању више, најчешће конфликтних критеријума. Ове методе су познате као методе вишекритеријумског одлучивања - ВКО (енг. Multi-Criteria Decision Making – MCDM methods, Multi Criteria Analysis – MCA methods). Проблеми ВКО се сматрају „лоше“ дефинисаним проблемима, где решење не може бити „оптимално“ јер није најбоље по питању свих критеријума. Уз помоћ аналитичара, односно особе која врши избор и примену методе ВКО, доносилац одлуке бира решење које преферира, односно најбоље решење. Доносилац одлуке (ДО) може бити појединац или група људи који представљају експерте из дате области.

Једна од главних карактеристика метода ВКО је већа сложеност од метода које разматрају један критеријум приликом одлучивања, као и доста реалнија репрезентација проблема (Čupić, Suknović, 2010). Основни кораци у спровођењу метода ВКО су: 1) идентификација проблема, 2) структурирање проблема, 3) изградња модела, 4) примена модела и 5) коначан избор, тј. доношење одлуке. Идентификација проблема је корак који нам омогућава сагледавање проблема, циљева које желимо постићи, алтернативних решења и критеријума који служе да опишу перформансе алтернатива.

Методе ВКО се у зависности од начина избора најбоље акције (алтернативе) класификују на: 1) методе вишециљног одлучивања – ВЦО (енг. Multiple Objective decision Making) и 2) методе вишеатрибутивног одлучивања (енг. Multi attribute Decision Making) познате и као методе вишекритеријумске анализе - ВКА (енг. Multi criteria Analysis – MCA, Multi-criteria decisioon Ading – MCDA).

Постоји више различитих подела метода ВКА према: школи којој припадају (америчка, француска); правилима одлучивања које користе, односно агрегационе процедуре (компензационе, делимично компензационе, некомпензационе); врсти података које користе (детерминистичке, стохастичке, fuzzy), броју доносилаца одлука и др. (Deakin et al. 2007; Brandon, Lomardi 2011).

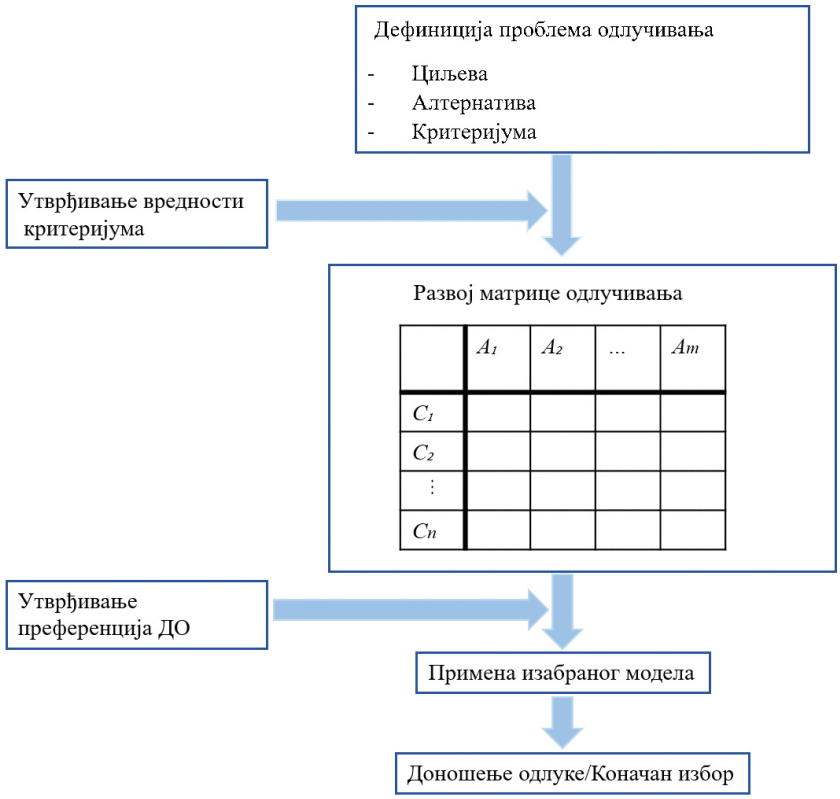
Методе ВКА карактерише следеће:

- Већи број алтернатива (акција) – Располаже се са дискретним, коначним скупом алтернатива.
- Већи број критеријума – Број критеријума је већи од 2, и најчешће су критеријуми конфликтне природе. Критеријуми могу бити типа максимума или типа минимума, а пример за то су профит и трошкови.
- Већи број атрибута – Атрибут се дефинише као перформанса алтернативе по питању датог критеријума, односно мерило достизања сваког критеријума (Чупић, Сукновић, 2010). Атрибути се могу поделити на квантитативне и квалитативне.
- Неупоредиве јединице – Различити критеријуми се могу исказати у различитим јединицама мере, што отежава решавање проблема. На пример, приликом одлучивања о избору мера или локације за заштиту земљишта од ерозије критеријуми „трошкови“ се исказују у новчаним јединицама (динарима) док се „запремина ерозионог наноса“ исказује у $m^3 \cdot km^{-2}$.
- Матрица одлучивања – Проблем одлучивања се представља у матричној форми. Матрица одлучивања A је (m×n):

$$A = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ a_{m1} & a_{m2} & \dots & a_{mn} \end{bmatrix}$$

где је a_{ij} вредност алтернативе *Ai (i=1,2…, m)* по питању критеријума *Cj (j=1,2,..., n).*

Методе ВКА на посебан начин третирају проблем одлучивања и омогућавају избор, рангирање, или сортирање акција (Figueira et al. 2005). На Слици 1 је приказан модел вишекритеријумске анализе са корацима примене.



Слика 1. Процес одлучивања применом метода ВКА (Модификовано од Jankowski, 1995)

Без обзира на то која се метода користи, значајни поступци у спровођењу ових метода су:

1. Квантификација квалитативних атрибута – Квалитативни атрибути се применом неке од скала трансформације преводе у квантитативне, односно у бројне вредности. Неке од често коришћених скала су редна (ординална), интервал скала и скала односа (Saaty, 2004). Пример скале од 1–9 која се може користити је дат у Табели 1.

Табела 1. Превођење квалитативних атрибута у квантитативне

Квалитативна оцена	лош	добар	просечан	врло добар	одличан	Тип критеријума
Квантитативна оцена	1	3	5	7	9	максимизације
	9	7	5	3	1	минимизације

2. Нормализација и линеаризација атрибута – Како би било могуће поређење атрибута различите вредности или различитих јединица мера, потребно

је извршити уједначавање њихових вредности, односно свођење на вредности из интервала [0,1]. Технике нормализације се примењују како за критеријуме типа максимизације, тако и за критеријума типа минимизације, применом неке од техника нормализације. Поступци који се најчешће примењују у ту сврху су векторска нормализација или линеарна нормализација (Табела 2).

Табела 2. Технике нормализације

Техника нормализације	Тип критеријума	Формула
Векторска нормализација	max	$n_{ij} = \frac{x_{ij}}{\sqrt{\sum_{i=1}^{m} x_{ij}^2}}$
	min	$n_{ij} = 1 - \frac{x_{ij}}{\sqrt{\sum_{i=1}^{m} x_{ij}^2}}$
Max линеарна нормализација	max	$n_{ij} = \frac{x_{ij}}{x_{ij}max}$
	min	$n_{ij} = 1 - \frac{x_{ij}}{x_{ij}max}$
Max–min линеарна нормализација	max	$n_{ij} = \frac{x_{ij} - x_{ij}min}{x_{ij}max - x_{ij}min}$
	min	$n_{ij} = \frac{x_{ij}max - x_{ij}}{x_{ij}max - x_{ij}min}$

3. Применом датих поступака се добија нормализова матрица одлучивања *N*, чији су елементи n_{ij} *(i=1,2,..,m; j=1,2,...,n).* Критеријуми типа максимизације који имају веће вредности пре нормализације, имаће и веће вредности n_{ij}, а критеријуми типа минимизације који имају веће вредности пре нормализације, имаће мање вредности n_{ij}.

4. Одређивање тежинских коефицијената критеријума – Уколико критеријуми немају подједнаки значај за доносиоца одлука, потребно је одредити њихов релативни значај, тежину или тежинске коефицијенте *wj (j=1,2…,n).* Вредности тежина су нормализоване, тако да се вредности крећу од 0 до 1. За одређивање тежина критеријума могуће је применити бројне субјективне, објективне, или комбиноване методе (Vulević, 2017; Milić Milićević, Župac, 2012). Употребом субјективних метода, као што је AHP, на основу мишљења експерта се одређује значај критеријума, чиме се губи рационалност и објективност, али укључују информације које могу бити кључне за решавање проблема одлучивања.

5. Агрегациона процедура – Агрегациона процедура омогућава поређење било које две акције из скупа акција *A* узимајући у обзир ниво перформанси, односно вредност сваке акције по питању свих критеријума (Gal et al., 1999).

2. Методе вишекритеријумске анализе

Једна од подела метода ВКА је на методе корисности (SAW, SMART, AHP, ANP, MACBETH), методе рангирања (PROMETHEE, ELECTRE, REGIME, NAIADE, ORESTE) и методе компромиса (TOPSIS, VIKOR, CP). У овом потпоглављу ће бити дата методолошка поставка по две методе из ове три категорије и то: SAW, AHP, PROMETHEE II, ELECTRE II, TOPSIS и VIKOR.

2.1. SAW

Метода једноставних адитивних тежина је позната као SAW, што је акроним од Simple Additive Weighting), или WSM (енг. Weighted Sumation Method) и убраја се у групу најједноставнијих и широко примењиваних метода вишекритеријумске анализе. Математички модел методе су дали Zionts и Wallenius 1983:

$$u_i = \sum_{j=1}^{n} v_{ij} \cdot w_j \quad j = 1,2, \dots, m$$

где је:

u_i - свеукупна корисност (енг. utility), односно свеукупни резултат перформанси алтернативе;

m - број алтернатива;

n - број критеријума;

w_i - тежина критеријума где важи $0 \leq w_j \leq 1, \sum_{j=1}^{n} w_j = 1$;

v_{ij} - нормализована вредност критеријума.

У овој методи алтернативе се процењују по питању сваког атрибута (критеријума). Критеријуми могу бити типа max, као и типа min. Тежине критеријума се одређују применом неке од познатих метода које се користе у ту сврху. Алтернатива која има највећу вредност се сматра најбољом.

2.2. AHP

Методу Аналитички хијерархијски процес (енг. Analytic Hierarchy Process - AHP) је развио Thomas Saaty почетком 70-тих година прошлог века са циљем да пружи помоћ доносиоцима одлука у решавању комплексних проблема одлучивања у ситуацијама када постоји већи број критеријума (могу бити квантитативни и/или квалитативни) различите важности, и најмање две алтернативе, од којих је потребно изабрати најбољу. Кораци у примени методе су следећи:

1. Структурирање проблема одлучивања – Проблем се приказује у виду хијерархије, где је на првом нивоу циљ, на другом су критеријуми, а на трећем нивоу су дате алтернативе. Уколико постоји потреба за поткритеријумима, они се приказују на четвртом нивоу хијерархије, између критеријума и алтернати-

ва. За пример хијерархије са три и четири нивоа могу послужити референце Srđević et al. (2008) и Herzbeg et al. (2019).

2. Поређење елемената у паровима – Елементи одређеног нивоа хијерархије *n* пореде се у паровима, и то у односу на надређени елемент (критеријуми се пореде међу собом у односу на постављени циљ, а алтернативе у односу на сваки од критеријума) користећи Saaty-јеву скалу са вредностима 1–9 (Табела 3). Резултати поређења се уписују у матрице, чији број зависи од броја елемената на датом нивоу хијерархије n×(n–1)/2. Нумеричке вредности из Saaty-jeve скале a_{ij} се уписују у матрицу A(a_{ij}) (Chang et al. 2007):

$$A = \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & \cdots & a_{1n} \\ a_{21} & 1 & \cdots & a_{2n} \\ \vdots & & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & a_{n2} & \cdots & 1 \end{bmatrix}$$

за које важи $a_{ij} > 0, a_{ji} = \dfrac{1}{a_{ij}}$, $a_{ii} = 1$ за све $i, j = 1, 2, .., \mathrm{n}$

3. Рачунање локалних вектора приоритета (тежина) – Локални вектор приоритета се екстрахује из матрице поређења A(a_{ij}) применом различитих приоритизационих метода, који су објашњени у Srđević (2005). Један од метода је Метод сопствених вредности (енг. Eigevector method – EV), који је предложио Saaty, где се вектор приоритета одређује као решење линеарног система (Srđević, 2005):

$$Aw = \lambda w,\ e^T w = 1,$$

где је A матрица поређења, w је вектор сопствених вредности, λ је сопствена вредност матрице, а e је јединични вектор који је истог реда као матрица A.

Уколико је $\lambda=n$, доносилац одлуке је конзистентан. У супротном, када је $\lambda>n$, тада се сопствена вредност матрице може оценити узастопним квадрирањем матрице, нормализујући суму врста сваки пут и прекидањем процедуре када је разлика између нормализованих сума у два узастопна рачунања мања од очекиване вредности.

Провера конзистентности матрице – Провера конзистентности за сваку матрицу одређује се преко степена конзистентности CR:

$$CR = \frac{CI}{RI},\ CI = \frac{(\lambda_{\max} - n)}{(n-1)},$$

при чему је *CI* индекс конзистентности, који зависи од максималне сопствене вредности матрице λ_{max}, *n* је број елемената матрице, а *RI* представља случајни индекс, који зависи од реда матрице (Табела 4) (Saaty, 1980). Матрица је конзистентна уколико је $CR \leq 0{,}10$, а уколико ово није случај, поново се спроводи 2. корак методе, односно поређење у паровима.

5. Синтеза локалних вектора приоритета – У овом кораку се врши агрегација локалних приоритета у глобални, укупни приоритет. Разликују се дистрибутивни и идеални начин синтезе локалних приоритета, чије су карактеристике дате у Millet, Saaty (2000).

Табела 3. Saaty-јева скала релативног значаја (Saaty, 1980)

Значај	Дефиниција	Објашњење
1	Истог значаја	Два елемента су идентичног значаја
3	Слаба доминантност	Искуство или расуђивање незнатно фаворизују један елемент у односу на други
5	Јака доминантност	Искуство или расуђивање знатно фаворизују један елемент у односу на други.
7	Демонстрирана доминантност	Доминантност једног елемента потврђена у пракси
9	Апсолутна доминантност	Доминантност највишег степена.
2,4,6,8	Међувредности	Потребан компромис или даља подела.

Одређивање коначних (глобалних) вектора приоритета – Коначни вектори приоритета се добијају множењем тежина критеријума и тежина алтернатива и одражавају значај алтернатива у односу на дати циљ. Након ових корака може се спровести и сензитивна анализа, односно провера осетљивости резултата на промену значаја неког од критеријума.

Табела 4. Вредност индекса *RI* у зависности од реда матрице (Saaty, 1980)

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
RI	0,0	0,0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51	1,48

2.3. PROMETHEE II

Проф. Jean-Pierre Brans је 1982. год. представио прве две верзије Методе организованог рангирања преференција за унапређење евалуације, тј. PROMETHEE I и PROMETHEE II (енг. Preference Ranking Organization Method for Enrichement Evaluations,) које се убрајају у методе вишег ранга (Brans, Mareschal, 2005). Ове методе се користе за избор најприхватљивије алтернативе из коначног скупа алтернатива описаних са више атрибута (критеријума за упоређивање алтернатива). PROMETHEE I се користи за делимично рангирање, а PROMETHEE II даје потпун ранг алтернатива. Развијено је укупно 6 варијанти ове методе. Овде ће бити дата методолошка поставка методе PROMETHEE II.

Поступак избора најприхватљивије алтернативе се заснива на поређењу алтернатива у паровима, при чему алтернатива којом ни једна друга не доминира представља ефикасно решење. За поређење у паровима се користи 6 типова функција преференција *Pj(a,b)*, за које је дато исто толико типова критеријума приказаних у Табели 5.

Табела 5. Типови функција преференција

Тип критеријума	Функција преференције P(d)	Параметри које је потребно одредити
Тип I: Обичан критеријум	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \le 0 \\ 1 & d > 0 \end{cases}$	–
Тип II: Квази критеријум	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \le q \\ 1 & d > q \end{cases}$	q
Тип III: Линеарни критеријум	$P(d) = \begin{cases} 0 & d < 0 \\ d/p & 0 \le d \le p \\ 1 & d > p \end{cases}$	p
Тип IV: Ниво критеријум	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \le q \\ 1/2 & q < d < p \\ 1 & d \ge p \end{cases}$	p,q
Тип V: Линеарни критеријум са подручјем индиферентности	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \le q \\ \dfrac{d-q}{p-q} & q < d \le p \\ 1 & d > p \end{cases}$	p,q
Тип VI: Гаусов критеријум	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \le 0 \\ 1 - e^{-\frac{d^2}{2s^2}} & d > 0 \end{cases}$	s

Кораци примене PROMETHEE II методе:

1. Формирање матрице одлучивања.

2. Нормализација матрице одлучивања.

3. Одређивање девијације $d_j(a,b)$, односно разлике вредности алтернатива a и b које се пореде у паровима за сваки критеријум посебно: $d_j(a,b) = g_j(a) - g_j(b)$.

4. Одређивање функције преференције $P_j(a,b)$ на основу девијације применом одговарајуће формуле, у зависности од тога да ли се критеријум максимизира или минимизира:

Критеријум који се максимизира $P_j(a,b) = F_j\left[d_j(a,b)\right] \quad \forall a,b \in A$,

Критеријум који се минимизира $P_j(a,b) = F_j\left[-d_j(a,b)\right] \quad \forall a,b \in A$,

при чему је $P_j(a,b) = [0,1]$ где вредност 0 указује да нема преференција, а 1 да је у питању стриктна преференција.

5. Рачунање индекса преференције као суме производа тежине критеријума и функције преференције:

$$\begin{cases} \pi(a,b) = \sum w_j \times P_j(a,b) \\ \pi(b,a) = \sum w_j \times P_j(b,a) \end{cases},$$

где је: $\pi(a,b)$ укупна преференца алтернативе a у односу на алтернативу b (по питању свих критеријума), а $\pi(b,a)$ укупна преференца алтернативе b у односу на алтернативу a.

6. Рачунање позитивног тока вишег реда $\phi^+(a)$ (енг. the positive outranking flow) и негативног тока вишег реда $\phi^-(a)$ (енг. the negative outranking flow):

$$\phi^+(a) = \frac{1}{n-1}\sum_{x\in A}\pi(a,x)$$

$$\phi^-(a) = \frac{1}{n-1}\sum_{x\in A}\pi(x,a)$$

6. Прорачун чистог тока алтернативе (акције):

$$\phi(a) = \phi^+(a) - \phi^-(a).$$

На основу добијене вредности чистог тока врши се рангирање алтернатива, при чему је најприхватљивија она чија је вредност ближа 1.

2.4. ELECTRE II

ELECTRE методу, чији акроним потиче од ELimination Et Choix Traduisant la REalité (енг. Elimination and Choice Expressing REality) што значи Елиминација и изборно представљање стварности, развио је професор Bernard Roy и његове колеге из SEMA компаније. Roy и Bertier су 1973. године предложили ELECTRE II методу која омогућава потпуно рангирање алтернатива (Tzeng, Huang, 2011), чији су **у** кораци:

1. Формирање почетне матрице одлучивања, чији су елементи $g_i(a_i)$, односно вредности акције $A=\{a_1, a_{2,\ldots,}a_i, .., a_n\}$ за дати критеријум $C=\{1,2, ..., j, ...,m\}$.

2. Квантификација почетне матрице одлучивања – Поступак подразумева трансформацију квалитативног критеријума (дат нпр. као „просечан“, „висок“, „врло висок“) у нумеричке вредности.

3. Нормализација почетне, односно квантификоване матрице одлучивања, рачунањем норме: $\sqrt{\sum_{j=1}^{m} gj(ai)^2}$. Елементи нормализоване матрице се рачунају као:

$$n_{ij} = \frac{gj(ai)}{\sqrt{\sum_{j=1}^{m} gj(ai)^2}}$$

4. Рачунање тежинске нормализоване матрице.

5. Спровођење теста сагласности и теста несагласности – Тест је потребан да би се проверила тачност констатације „акција a_i је бар подједнако добра колико акција a_k“, под чиме се подразумева „акција a_i није лошија од акције a_k“.

Поређењем парова акција из почетне матрице одлучивања, које се овде обележавају са a_i и a_k, одређују се скупови сагласности S_{ik} и несагласности NS_{ik}:

$S_{ik} = \{ j \mid x_{ij} \geq x_{kj} \}$ за критеријум типа максимизације,

$S_{ik} = \{ j \mid x_{ij} \leq x_{kj} \}$ за критеријум типа минимизације,

$NS_{ik} = \{ j \mid x_{ij} < x_{kj} \}$ за критеријум типа максимизације,

$NS_{ik} = \{ j \mid x_{ij} > x_{kj} \}$ за критеријум типа минимизације.

6. Утврђују се елементи матрице сагласности и матрице несагласности – Индекси сагласности су елементи матрице сагласности, а индекси несагласности су елементи матрице несагласности, на основу којих се утврђује прихватљив праг индекса сагласности p и несагласности q .

Алтернатива a_i се преферира у односу на алтернативу a_k само уколико важи да је $c(ai, ak) \geq p$ и $d(ai, ak) \leq q$.

На основу скупова сагласнӧости и несагласности за пар акција a_i и a_k одређују се индекси сагласности *c(i,k)* и индекси несагласности *d(i,k)*. Индекс сагласности се добија као сума тежина критеријума за које је вредност акције a_i већа или једнака вредности акције a_k, односно:

$$c(i,k) = \frac{W^+(a_i, a_k) + W^=(a_i, a_k)}{W^+(a_i, a_k) + W^=(a_i, a_k) + W^-(a_i, a_k)}$$

$W^+(a_i, a_k)$ - сума тежина свих критеријума за које важи и $g_i(a_i) > g_i(a_k)$

$W^=(a_i, a_k)$ - сума тежина свих критеријума за које важи $g_i(a_i) = g_i(a_k)$

$W^-(a_i, a_k)$ - сума тежина свих критеријума за које важи и $g_i(a_i) < g_i(a_k)$

$$W^+(a_i, a_k) + W^=(a_i, a_k) + W^-(a_i, a_k) = \sum w_i, \quad i = 1, ..., n$$

Као минималан прихватљиви ниво сагласности обично се усваја вредност 0,5, док је максималан ниво сагласности нижи од 1, односно: $0,5 < c(i,k) < 1$ (Duckstein and Gershon, 1983). Већа вредност индекса сагласности, тј. вредност ближа 1, указује на већу сагласност. Индекс несагласности $d(a_i, a_k)$ добија се као:

$$d(i,k) = \frac{\max_j \left(g_j(a_i) - g_j(a_k) \right)}{\delta},$$

где је:

$gj\ (a_i)$ – вредност алтернативе a_i за критеријум c_j

$gj\ (a_k)$ – вредност алтернативе a_k за критеријум c_j

$\delta = \max \left| g_j(b) - g_j(a) \right|$ је максимална разлика вредности алтернатива *ai* и *ak* које се пореде по критеријумима.

7. Утврђивање елемената матрице сагласне и несагласне доминације.

Елементи матрице сагласне доминације $C(i,k)$ могу имати вредност 0 или 1, која зависи од вредности индекса сагласности $c(i,k)$ и прихватљивог индекса сагласности, који се добија као аритметичка средина елемената матрице сагласности, тј.

$$ПИС = c^{+} = \sum_{ai=1}^{n}{}_{ai\neq ak} \sum_{a1=1}^{n}{}_{a1\neq ak} \frac{c(i,k)}{n(n-1)}$$

Уколико је $c(i,k) \geq c^{-}$ тада је $C(i,k)=1$, односно када је $c(i,k)<c^{-}$ тада је $C(i,k)=0$.

Елементи матрице несагласне доминације $D(i,k)$ могу имати вредност 0 или 1, која зависи од вредности индекса несагласности $d(i,k)$ и прихватљивог индекса несагласности, који се добија као аритметичка средина елемената матрице несагласности, тј.

$$ПИС = d^{+} = \sum_{ai=1}^{n}{}_{ai\neq ak} \sum_{a1=1}^{n}{}_{a1\neq ak} \frac{d(i,k)}{n(n-1)}.$$

Уколико је $d(i,k) \leq d^{+}$ тада је $D(i,k)=1$, односно када је $d(i,k)>d^{+}$ тада је $D(i,k)=0$.

8. Одређују се елементи матрице агрегатне доминације као производ елемената матрице сагласне и матрице несагласне доминације, тј. $C(i,k) \times D(i,k)$. Уколико су $C(i,k)$ и $D(i,k)$ једнаки 1, значи да акција a_i доминира над акцијом a_k.

9. Дефинисање три прага слагања и два прага неслагања која се користе за дефинисање „јаке“ и „слабе“ релације вишег ранга, која се користи за рангирање алтернатива (Чупић, Сукновић, 2010).

Потребно је дефинисати три нивоа слагања: висок, просечан и низак, које се обележавају c^{+}, c^{0} і c^{-}, при чему важи $0,5 \leq c^{-} \leq c^{0} \leq c^{+} \leq 1$. Акције могу припадати неком од три скупа сагласности, где разликујемо:

а) високу сагласност: $c(i,k) \geq c^{+}$,

б) просечну сагласност: $c(i,k) \geq c^{0}$,

в) ниску сагласност: $c(i,k) \geq c^{-}$.

Поред три нивоа слагања, постоје и два нивоа неслагања: d^{+} и d^{-}. Сваки пар акција припада неком од скупова несагласности, где је: а) ниска несагласност: $d(i,k) \leq d^{+}$ и б) висока несагласност: $d(i,k) \leq d^{-}$.

За „јаку“ релацију вишег ранга користе се два прага слагања и један праг неслагања, где мора бити задовољен један од услова:

а) тест слагања је строго задовољен уколико је $c(i,k) \geq c^{+}$, а тест неслагања прилично задовољен, односно где је $d(i,k) \leq d^{+}$, при чему је задовољен и услов $W^{+}(i,k) \geq W^{-}(i,k)$ или

б) тест слагања је прилично задовољен када је $c(i,k) \geq c^{0}$, а тест неслагања строго задовољен када је $d(i,k) \leq d^{-}$, где такође важи и услов $W^{+}(i,k) \geq W^{-}(i,k)$.

За „слабу“ релацију вишег ранга користи се један праг слагања и један праг неслагања. Ова релација важи уколико је тест слагања слабо задовољен, а тест неслагања прилично задовољен, тј. где је: $c(i,k) \geq c^{-}$, $d(i,k) \leq d^{+}$, и $W^{-}(i,k) \geq W^{-}(i,k)$.

10. Одређује се ранг акција. На основу „јаке“ и „слабе“ релације утврђује се директан и индиректан (инверзан) редослед акција (Duckstein, Gershon, 1983).

За директан и индиректан поступак одређивања ранга акција важи следеће: а) итерација у којој се акција елиминише одређује приоритет акције, б) поступак се итеративно понавља док се не утврде приоритети и осталих акција и в) максимални број итерација одговара укупном разматраном броју акција.

2.5. TOPSIS

Техника за редослед приоритета према сличности са идеалним решењем или TOPSIS (енг. Technique for Order Preference by Similarity to the Ideal Solution) је метода коју су 1981. год. развили Hwang и Yoon. Ова метода се примењује за рангирање и избор алтернативе која има најкраће растојање од позитивног идеалног решења и највеће растојање од негативно идеалног решења. Метода је компензациона, што значи да се слаба перформанса алтернативе по питању једног критеријума може надокнадити јаком перформансом по питању неког другог критеријума.

Кораци у спровођењу методе су следећи:

1. Формирање матрице одлучивања $A=(a_{ij})_{mxn,}$ i=1,2,..,m; $j=1,2,..n.$

2. Прорачун нормализоване матрице $N=(n_{ij})_{mxn}$, i=1,2,..,m; $j=1,2,..n.$

3. Прорачун тежинске нормализоване матрице $T=(t_{ij})_{mxn}$, i=1,2,..,m; $j=1,2,..n.$

Ова матрица се добија на следећи начин:

$$T = (t_{ij})_{mxn} = N \times w_j = \begin{bmatrix} n_{11} & n_{12} & \dots & n_{1n} \\ n_{21} & n_{22} & \dots & n_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ n_{m1} & n_{m2} & \dots & n_{mn} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix},$$

где је N нормализована матрица а w_j су тежине критеријума, при чему је $\sum_{j=1}^{n} w_j = 1.$

4. Одређивање позитивног идеалног решење I+ и негативног идеалног решење I–:

$$I^+ = \{T_1^+, T_2^+, \dots, T_n^+\} \text{ и } I^- = \{T_1^-, T_2^-, \dots, T_n^-\},$$

где је:

$$T_j^+ = \left(max\ t_{ij} \middle| j \in I\right), \left(min\ t_{ij} \middle| j \in I'\right)$$
$$T_j^- = \left(min\ t_{ij} \middle| j \in I\right), \left(max\ t_{ij} \middle| j \in I'\right).$$

I представља критеријуме типа максимизације (корист), а I' критеријуме типа минимизације (трошак).

5. Одређивање растојања алтернатива од позитивног S_i^+ и негативног идеалног решења S_i^-.

$$S_i^+ = \sqrt{\sum_{j=1}^{n}(T_{ij} - T_j^+)^2}\ \ i = 1,2, \dots,\text{m}$$
$$S_i^- = \sqrt{\sum_{j=1}^{n}(T_{ij} - T_j^-)^2}\ \ i = 1,2, \dots,\text{m}.$$

6. Одређивање релативног растојања *i*-те алтернативе од идеалног решења R_i:

$$R_i = \frac{s_i^-}{s_i^- + s_i^+} \; i = 1,2, ...,\text{m},$$

при чему је $0 \leq R_i \leq 1$.

7. Рангирање алтернатива – Алтернативе се рангирају према вредности *Ri*; што је вредност R_i ближа броју 1, алтернатива је ближа идеалном решењу.

2.6. VIKOR

Методу VIKOR, што је акроним од ВИшекритеријумска оптимизација и КОмпромисно Решење, развио је проф. Серафим Оприцовић 1981. год. Применом ове методе добија се компромисно решење које је најближе идеалном. Кораци примене методе су (Opricović, Tzeng, 2004):

1. Одређивање најбољих f_i^* и најлошијих f_i^- вредности за све критеријумске функције, *j= 1,2,...,n:*

$$f_j^* = \overset{max}{i} f_{ij} \text{ и } f_j^* = \overset{max}{i} f_{ij} \quad \text{функција типа корист,}$$

$$f_j^* = \overset{min}{i} f_{ij} \text{ и } f_j^- = \overset{max}{i} f_{ij} \text{ функција типа трошак}$$

где је f_{ij} је квантификована вредност атрибута (перформанса алтернативе по питању одређеног критеријума).

2. Рачунање вредност мере одступања S_i и мере одступања R_i, где *i=1,2,... m,* помоћу релација:

$$S_i = \sum_{j=1}^{n} w_j \, (f_j^* - f_{ij})/(f_j^* - f_j^-)$$

$$R_i = \overset{max}{j} \left[w_j (f_j^* - f_{ij})/(f_j^* - f_j^-) \right].$$

где је w_j тежина критеријума, а релација $(f_j^* - f_{ij})/(f_j^* - f_j^-)$ служи за нормализацију атрибута. Мера одступања S_i изражава захтев за максимизацију групне корисности, а R_i захтев за минимизацију максималног растојања алтернативе од идеалног (Petković, 2016).

3. Одређивање мере за компромисно рангирање Q_i, *i=1,2,...,m*:

$$Q_i = \nu(S_i - S^*)/(S^- - S^*) +$$
$$+(1-\nu)((R_i - R^*)/(R^- - R^*),$$

где је:

$$S^* = \overset{min}{i} S_i \, , S^- = \overset{max}{i} S_i$$

$$R^* = \overset{min}{i} R_i \, , \; R^- = \overset{max}{i} R_i,$$

а ν је тежина стратегије задовољења већине критеријума, која се налази у интервалу [0,1], а најчешће се усваја вредност 0,50.

4. Рангирање алтернатива према вредности S_i, R_i *и* Q_i, чиме се добијају три ранг листе.

5. Предложити као компромисно решење алтернативу *A'* која је рангирана према најмањој вредности за *Q,* уколико су задовољени следећи услови:

Услов 1: „Довољна предност“:

$$Q(A'') - Q(A') \geq \frac{1}{m-1},$$

где је *A''* алтернатива која је позиционирана као друга на ранг листи, а *m* је број алтернатива.

Услов 2: „Прихватљива стабилност у доношењу одлука“: алтернатива *A'* мора бити најбоље рангирана према S_i и/или R_i.

Уколико алтернатива *A'* не испуњава неке од наведених услова, предлажу се следећа компромисна решења, која се састоје од:

1. Алтернативе *A*' и алтернативе *A*'', уколико није испуњен услов 2, или
2. Алтернатива *A*', *A*'',…, A^N, где је $Q(A^N) - Q(A') < 1/(m-1)$ за максимум *N* (позиција алтернатива према „блискости“), уколико није задовољен услов 1.

3. Софтвери за ВКА

Системи за подршку одлучивању - СПО (енг. Decision Support Systems – DSS) су део информационих система који пружају подршку доносиоцима одлука у решавању проблема одлучивања. Системи за подршку вишекритеријумском одлучивању су компјутерски засновани системи, који помажу у моделирању вишекритеријумских проблема одлучивања, односно пружају помоћ у структурирању проблема, процени преференција и анализирању резултата (Mustajoki and Hämäläinen, 2007). У домаћој и страној литератури, често се уместо појма „системи“, користе и термини „алати“ или „софтвери“.

Један од значајних критеријума за одабир методе вишекритеријумске анализе је и прилагођеност корисницима, односно једноставност за коришћење и постојање софтвера као техничке подршке у примени методе. Постоји велики број академских и комерцијалних софтвера који стоје на располагању за решавање проблема одлучивања, који се могу користити као десктоп или веб верзије. Избор софтвера зависи од: методе/а ВКА коју подржава, његове цене и могућности које пружа корисницима (нпр. третирање неизвесности, сензитивна анализа, групно одлучивање, графички прикази итд.). Поређење различитих софтвера који имају примену у области животне средине дају Mustajoki и Marttunen (2017), истичући ниво подршке који софтвери пружају у структурирању проблема одлучивања, одређивању тежина и визуализацији резултата.

Неке од верзија софтвера су доступне на сајту EURO радне групе, чији је оснивач Bernard Roy, преко линка http://www.cs.put.poznan.pl/ewgmcda/. У Табели 6 су дати неки од софтвера који се могу применити за методе ВКА које су представљене у овом Поглављу. Поред наведених, постоје и бројни други системи за подршку вишекритеријумском одлучивању, као што су Mulino DSS

(https://climate-adapt.eea.europa.eu/), Smart-Swaps (Mustajoki and Hämäläinen, 2007), SMART Decisions (https://www.cogentus.co.uk/products-sd) и др.

Постоје и просторни системи за подршку одлучивању (енг. Spatial Decision Support Systems), који пружају подршку у решавању просторних проблема користећи непросторне и просторне податке.

Табела 6. Софтвери који се могу применити за ВКА

Софтвер	Метода ВКА коју софтвер подржава
Decerns http://www.decerns.com/mcda.html	AHP, TOPSIS, POMETHEE, MAVT, MAUT
D-sight http://aca.d-sight.com/	PROMETHEE, AHP, MAUT
Decision lab https://visualdecisions.com/	PROMETHEE
Visual PROMETHEE http://www.promethee-gaia.net/software.html	PROMETHEE
Expert Choice https://www.expertchoice.com/2021	AHP
Web-HIPRE (web version of the HIPRE 3+) http://hipre.aalto.fi/	AHP
SANNA https://nb.vse.cz/~jablon/sanna.htm	TOPSIS, ELECTRE, PROMETHEE
J-ELECTRE https://sourceforge.net/projects/j-electre/	ELECTRE
MakeItRational http://makeitrational.com/	AHP
Criterium Decision Plus 3.0 http://www.infoharvest.com	AHP

4. Вишекритеријумска анализа и деградација земљишта

Деградација земљишта представља губитак продуктивности других функција земљишта услед дејства бројних фактора, а може се проценити применом различитих приступа (Dragović, Vulević, 2020). Ерозија земљишта водом је најчешћи облик деградације земљишта заступљен широм света. Да би се проценила просторна заступљеност и степен угрожености ерозијом и другим облицима деградације, примењују се различите методе које се заснивају на мишљењу експерата, примени даљинске детекције (обради сателитских снимака) и моделовању (Caspari et al. 2015). Pandey et al. (2021) дају преглед радова публикованих у последњих 30 година из области процене осетљивости на ерозију земљишта, међу којима су методе за квантитативну процену осетљивости на ерозију (WEPP, RUSLE, EPM, PESERA), методе за квалитативну процену попут статистичких метода (PCA) и метода вишекритеријумске анализе (TOPSIS, VIKOR).

Неки од радова аутора са нашег подручја који су се бавили анализом и проценом различитих облика деградације земљишта, а нарочито проблематиком ерозионих процеса су: Kostadinov et al. (2006), Kostadinov et al. (2008), Tošić et al. (2011), Belanović-Simić et al. (2013), Perović et al. (2013), Polovina et al. (2016), Kostadinov et al. (2018), Vulević et al. (2018), Momirović et al. (2019), Baumgertel et al. (2019b).

Одлуке о заштити од ерозије и других облика деградације могу се доносити у условима извесности и условима неизвесности и ризика (Baumgertel et al. 2016; Dragović et al. 2017, Baumgertel et al. 2019a; Nešković et al. 2020). Смернице за унапређење активности за контролу ерозионих и бујичних процеса дају Petković, Dragović (2008), Dragović, Ristić (2013) и Dragović et al. (2019). Од посебног значаја је примена метода ВКО и ВКА, јер омогућава логички и вишекритеријумски приступ сложеним проблемима.

У нашој земљи методе ВКА се све више примењују у области урбаног планирања, транспорта, пољопривреде, шумарства, рударства, водопривреде, процене деградације земљишта и управљања животном средином. Објављен је и већи број докторских дисертација из ових области, где се примењују методе вишекритеријумског одлучивања (Agarski, 2010; Zelenović-Vasiljević, 2012; Mladenović-Ranisavljević, 2012, Lakićević, 2013; Hudej, 2013; Jovanović, 2015; Bezdan, 2014; Blagojević, 2015; Vasović, 2016; Petković, 2016; Vulević, 2017; Jaramaz, 2018; Ljubojević, 2019; Stojnić, 2019). У области водопривреде најширу примену има AHP метода (Srdjevic et al. 2002, Srdjević, 2007; Srdjevic, Medeiros 2007; Srdjevic et al. 2007; Srdjević i sar. 2010; Dragović, Vulević, 2015; Vulević et al. 2015).

У Табели 7 је дат преглед радова који се односе на примену метода ВКА у области коришћења и управљања земљиштем као и процене његове деградације, који су публиковани у последњих 15 година.

Табела 7. Преглед литературе која се односи на примену метода ВКА

Референца	Метода ВКА	Кратки опис примене
Wang et al. (2006) *In: Environmental Sciences*	AHP	AHP метода је коришћена да се одреде тежине фактора који доводе до деградације земљишта. Разматрани су критеријуми, који су према мишљењу експерата рангирани следећим редоследом: клима, NDVI, карактеристике терена, антропогени фактор, текстура земљишта и хидролошки фактор. Затим је примењен ћелијски аутомат (Cellular Automata) за симулацију деградације земљишта користећи набројане факторе и њихове иницијалне тежине.

Референца	Метода ВКА	Кратки опис примене
Macary et al. (2010) *In: International Journal of Multicriteria Decision Making*	ELECTRE III	Применом ELECTRE III врше поређење пољопривредних парцела земљишта и рангирају их према угрожености ерозијом применом критеријума: нагиб, повезаност парцела и реке, постојање насипа, коришћење земљишта (усеви), ниво оштећења обала. Као резултат, 112 парцела класификују у 10 класа ризика.
Silva et al. (2010) *In: Brazilian Journal of Operations and Production Management*	PROMETHEE II ELECTRE IV	Рангирају 6 алтернатива предложених за контролу процеса деградације у сливном подручју у Бразилу помоћу економских, социјалних и еколошких критеријума применом PROMETHEE II методе. Глобално рангирање постижу применом ELECTRE IV.
Sepehr, Zucca *In: Natural Hazards (2012)*	TOPSIS	Применом TOPSIS методе рангирају индикаторе за праћење дезертификације у три земље, где је значај индикатора одређен на основу мишљења већег броја експерата.
Le Cozannet et al. (2013) *In: Natural Hazards and Earth System Sciences*	AHP	Аутори врше процену подложности обала ерозији земљишта и поплавама за два региона у Француској, где су различити климатски и геоморфолошки услови као и подаци доступни за анализу. Критеријуми који су коришћени су груписани у три групе, где се једна односи на потенцијалну угроженост обала ерозији и на потенцијалну угроженост од потапања морским таласима, друга група се односи на изложеност таласима током олује и трећа на количину доспелог речног наноса.
Chowdary et al. (2013) *In: Water Resource Management*	AHP	Утврђују приоритетне локације у сливу према индексу продукције наноса (производ ерозионих процеса), за који се одређују и параметри: тип земљишта, начин коришћења земљишта, густина хидрографске мреже.
Antón et al. (2014) In: Annals of Operations Research	ELECTRE PROMETHEE II AHP	За деградирано сливно подручје у Аргентини врше избор мера конзервације применом друштвених, економских и еколошких критеријума међу којима је и ерозија земљишта.

Референца	Метода ВКА	Кратки опис примене
Jaiswal et al. (2014) *In: Water Resource Management*	AHP	Рангирају подсливове према угрожености ерозијом применом следећих критеријума: губици земљишта, пронос наноса, продукција наноса, индекс транспорта наноса, нагиб, густина хидрографске мреже, учесталост тока, фактор облика слива.
Vulević et al. (2015) *In: Polish Journal of Environmental Studies*	AHP TOPSIS	Рангирање подсливова према угрожености ерозијом земљишта на основу три критеријума (начин коришћења, еродибилност земљишта и нагиб) применом AHP и TOPSIS методе. На основу рангирања и спроведене сензитивне анализе утврђени су приоритетни подсливови за примену мера конзервације.
Blagojević et al. (2016) *In: Journal of Hydroinformatics*	AHP	Применом AHP методе аутори одређују погодност земљишта за инсталацију нових иригационих система применом вишекритеријумског одлучивања и ГИС-а, на подручју Војводине. Помоћу AHP методе и групног одлучивања одређују тежине 16 критеријума који ће бити коришћени за процену погодности земљишта за иригацију и одређивање приоритетних подручја за инсталацију иригационих система. Међу критеријумима је и група која се односи на земљиште, која је имала највећу тежину (0,449).
Pal (2016) *In: Modeling Earth Systems and Environment*	SAW	За сливно подручје у Индији одређују осетљивост на ерозију земљишта применом фактора RUSLE методе и SAW.
Talema et a. (2017) *In: Land Degradation and Development*	AHP, SMART	Избор врста за рехабилитацију деградираног земљишта на основу групе критеријума: економска корист, друштвени значај, екосистемске услуге, прилагођеност локалним условима и значај за биодиверзитет.
Vulević, Dragović (2017) *In: International Soil and Water Conservation Research*	PROMETHEE II	Рангирање подсливова према угрожености ерозијом земљишта на основу критеријума RUSLE методе (еродибилност земљишта, нагиб, ерозивност кише и покривеност земљишта) извршено је применом PROMETHEE II методе.

Референца	Метода ВКА	Кратки опис примене
Ameri et al. (2018). *In: Science of the Total Environment*	TOPSIS, VIKOR, SAW,	Рангирају подсливове према угрожености од ерозије према морфометријским параметрима (густина хидрографске мреже, учесталост тока, нагиб и др.) применом три методе вишекритеријумске анализе и утврђују да највећу оправданост примене има VIKOR метода.
Türkeş et al. (2019) In: Land Degradation and Development	AHP	Процена ризика од дезертификације за сливове у Турској, користећи бројне индикаторе за сваки тип критеријума (клима, вода, земљиште, начин коришћења/ покривености земљишта, топографија, социо-економски критеријум, управљање).
Bezdan et al. (2019) *In: Agronomy*	AHP	Утврђују која подручја имају минимални ризик од деградације земљишта у Војводини и потом, применом AHP методе, одређују која од ових подручја имају приоритет за развој иригационих система на основу критеријума: укупна доступна вода у зони кореновог система, дефицит воде, опасност од суше и удаљеност од водних тела.
Yang et al. (2020) *In: Land Degradation and Development*	AHP	Просторно-временска анализа ризика од деградације земљишта преко свеобухватног индекса деградације, који укључује критеријуме: начин коришћења, вегетација, ерозија водом, ерозија ветром и садржај влаге у земљишту.
Pishyar et al. (2020) *In: Environmental Modeling and Assessment*	TOPSIS, AHP	Применом TOPSIS методе, на основу мишљења експерата, утврђују 20 најзначајнијих индикатора дезертификације (међу којима су падавине, салинитет воде, проценат вегетације итд.) у зависности од: јасноће индикатора, лакоће и прецизности у праћењу и мерењу, трошкова и времена, погодности индикатора и осетљивости на измене. Затим, применом АХП методе пореде издвојене индикаторе у паровима, како би утврдили њихов значај и рангирали их.

Референца	Метода ВКА	Кратки опис примене
Nikolić Jokanović et al. (2020) *In: Journal of Hydrology and Hydromechanics*	AHP PROMETHEE	Рангирају одељења у газдинској јединици према опасности од сушења шума у зависности од нивоа воде, захтева биљке за водом, конзервационог статуса и намене, које је од значаја за адекватно управљање шумама и заштиту од деградације.
Andualem et al. (2020) I*n: Modeling Earth Systems and Environment*	AHP	Врше мапирање ерозије земљишта у сливном подручју у Етиопији на основу критеријума: нагиб, начин коришћења земљишта, падавине, индекс снаге речног тока, чије су тежине одређене применом AHP методе.
Guo et al. (2020) In: Science of The Total Environment	Cloud-AHP	Предлажу примену Cloud-AHP модела за дефинисање индекса интензитета еолске ерозије, који елиминише случајности и неизвесности у процесу одређивања тежина критеријума.
Hassangavyar et al. (2020) In: Science of The Total Environment	TOPSIS VIKOR SAW CF	Оцењују осетљивост слива у Ирану на продукцију наноса применом неколико критеријума (морфометријских параметара, фактора ерозивности кише, вегетације) и метода ВКА.
Sandeep et al. (2021) *In: Environmental Modeling and Assessment*	AHP	Одређују осетљивост на деградацију применом AHP и GIS-а користећи као критеријуме: NDVI, падавине, температура, површинска температура земљишта, дубина земљишта, текстура, pH вредност, дренажа и нагиб. Тежине критеријума су одређене применом AHP, а у растер калкулатору је задана формула за прорачун индекса осетљивости на деградацију.

Аутори са подручја наше земље су публиковали одређени број радова у националним часописима који се односи на примену метода ВКА у области одређивања погодности земљишта за примену, процену деградације земљишта и сл. У наставку је дат кратак преглед неких истраживања.

Srdjević и сар. (2010) применом географских информационих система и AHP методе одређују погодност земљишта за наводњавање у општини Мали Иђош у Војводини. Критеријуми који су коришћени у анализи су топографија (нагиб), педологија (тип земљишта) и близина канала. Применом AHP методе је утврђено да највећу тежину од разматраних критеријума има тип земљишта (0,5876), затим нагиб (0,3234) и на крају удаљеност од канала (0,089). За сваки критеријум су дефинисане класе погодности (висока, средња и ниска), којима је додељена бројчана вредност из интервала 1–9, тј. скор. Коначна мапа погод-

ности је добијена множењем тежина критеријума са скором сваке ћелије растера мапе погодности сваког критеријума. Аутори предлажу да се коначна мапа погодности земљишта за наводњавање употпуни провером заинтересованости за наводњавање, како би имала оправдану примену у пракси.

Bubulj и сар. (2020) применом AHP методе утврђују значај критеријума који би се могли користити за вредновање рамсарских подручја у Војводини у зависности од екосистемских услуга које пружају и угрожености од суше. Од осам разматраних критеријума, према резултатима рада, најзначајнији критеријуми за санацију ових подручја су водни режим (w=0,324) и квалитет воде (w=0,229), док су остали критеријуми мањег релативног значаја.

Рарић и сар. (2014) применом PROMETHEE методе рангирају 30 локација према једном од најзначајнијих аспеката контаминације земљишта - радиоактивности на територији града Чачка. Од критеријума аутори користе ^{238}U, ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{40}K, ^{137}Cs, којима додељују линеарну функцију преференције. Сличне резултате рангирања постиже и Рарић (2016), када применом AHP и PROMETHEE методе рангира локалитете по квалитету земљишта на основу критеријума: плодност земљишта (w=0,309), радиоактивни елементи (w=0,581) и штетне и опасне супстанце (0,110).

Одбрањено је неколико докторских дисертација које као предмет истраживања имају примену метода вишекритеријумске анализе у области процене деградације земљишта.

У дисертацији Vulević (2017) утврђује ранг подсливова према угрожености ерозијом земљишта у три сливна подручја у Србији (слив Топчидерске реке, слив реке Топлице и слив реке Расине) применом SAW и метода вишег ранга, односно PROMETHEE II и ELECTRE II, док су тежине критеријума одређене применом AHP методе, као и других субјективних и објективних метода. У дисертацији је дат и модел за интегралну заштиту сливног подручја од ерозије и бујичних процеса.

У дисертацији Јарамаз (2018) одређује утицај физичких, хемијских и осталих фактора на деградацију земљишта шире околине Бора применом AHP методе, где дефинише концептуални модел за приказивање укупне деградације земљишта. Јарамаз и његови сарадници су и аутори техничког решења из 2019. год. под називом „Концептуални модел процене укупне деградације земљишта“, где је примењена AHP метода (Jaramaz и сар. 2019).

5. Закључак

Методе операционих истраживања које имају за циљ да сагледају реалне проблеме одлучивања где је потребно направити избор између скупа алтернатива које се вреднују по питању више, најчешће конфликтних критеријума, познате су као методе вишекритеријумског одлучивања. Посебна група ових метода су методе вишекритеријумске анализе, које карактерише већа сложеност од метода које разматрају један критеријум приликом одлучивања, као и доста реал-

нија репрезентација проблема, због чега имају широку примену у свим областима у свету, као и код нас.

У раду су дате основне карактеристике метода вишекритеријумске анализе, модел одлучивања, методолошке поставке и преглед примене ових метода у свету и код нас у области деградације земљишта. Према спроведеном литературном истраживању, најширу примену у области деградације земљишта, и то ерозије земљишта, има AHP метода. Поред ње, коришћене су и SAW, PROMETHEE, TOPSIS, ELECTRE и VIKOR, али у мањој мери. Једна од главних предности AHP методе је то што поред тога што омогућава рангирање и избор најбоље акције (алтернативе), омогућава и структурирање проблема одлучивања и одређивање тежина критеријума. Предност је и то што постоји и велики број софтвера за примену ове методе. Недостатак AHP је велики број поређења у паровима у случају већег броја критеријума и алтернатива, као и то што омогућава компензацију међу атрибутима (компензациона метода). Дате су методолошке поставке свих шест метода, на основу чега се може закључити да постоје и једноставније методе за примену од AHP (на пр. SAW), као и доста комплексније (рецимо ELECTRE). На доносиоцима одлука је да сами изаберу адекватну методу у зависности од њених карактеристика и циљева који се желе постићи.

Литература

1. Agarski, B. (2010): Razvoj sistema za inteligentnu višekriterijumsku procenu opterećenja životne sredine kod ocenjivanja životnog ciklusa proizvoda i procesa. Doktorska disertacija, Univerzitet u Novom Sadu, Fakultet tehničkih nauka.
2. Ameri, A.A., Pourghasemi, H.R., Cerda, A. (2018): Erodibility prioritization of subwatersheds using morphometric parameters analysis and its mapping: A comparison among TOPSIS, VIKOR, SAW, and CF multi-criteria decision making models. Science of the Total Environment, 613-614, 1385-1400.
3. Andualem, T.G., Hagos, Y.G., Kefale, A., Zelalem, B. (2020): Soil erosion-prone area identification using multi-criteria decision analysis in Ethiopian highlands. Modeling Earth Systems and Environment 3, 1407-1418. doi:10.1007/s40808-020-00757-2.
4. Antón, J.M., Grau, J.B., Cisneros, J.M., Tarquis, A. M., Laguna, F.V., Cantero, J.J., Andina, D., Sánchez, E. (2014): Discrete multi-criteria methods for lands use and conservation planning on La Colacha in Arroyos Menores (Río Cuarto, Province of Córdoba, Argentina). Annals of Operations Research, 245(1-2), 315–336. doi:10.1007/s10479-014-1606-6.
5. Baumgertel, A., Dragović, N., Vulević, T., Lukić, S. (2019a): Kostenmanagement als Teil des integrierten Managements von Wildbacheinzugsgebieten in Serbien: Fallstudie Topčider-Fluss, WasserWirtschaft, Angabe 4/2019, Wiesbaden: Springer Vieweg, 33-38.
6. Baumgertel, A., Dragović, N., Vulević, T. (2016): Risk management for torrential flood construction project using Monte Carlo simulation, Glasnik Šumarskog fakulteta 114, 29-44.
7. Baumgertel, A., Lukić, S., Belanović-Simić, S., Kadović, R. (2019b): Identifying Areas Sensitive to Wind Erosion-A Case Study of the AP Vojvodina (Serbia). APPLIED SCIENCES-BASEL, 9 (23), 5106. https://doi.org/10.3390/app9235106.

8. Belanović-Simić, S., Perović, V., Dragana, V., Kostadinov, S., Knežević, M., Kadović, R., Košanin, O. (2013): Assessment of Soil Erosion Intensity in Kolubara District, Serbia. Fresenius Environmental Bulletin, 22 (5A), 1556-1563.
9. Bezdan, A. (2014): Procena rizika od suficita i deficita vode na melioracionom području. Doktorska disertacija, Univerzitet u Novom Sadu, Poljoprivredni fakultet.
10. Bezdan, A., Blagojevic, B., Vranesevic, M., Benka, P., Savic, R., Bezdan, J. (2019): Defining Spatial Priorities for Irrigation Development Using the Soil Conservation and Water Use Efficiency Criteria. Agronomy, 9(6), 324. doi:10.3390/agronomy9060324.
11. Blagojevic, B., Srdjevic, Z., Bezdan, A., Srdjevic, B. (2016): Group decision making in land evaluation for irrigation: A Case study from Serbia. Journal of Hydroinformatics 18 (3), 579–598.
12. Blagojević, B. (2015): Minimizacija odstupanja grupne od individualnih odluka primenom inteligentnih stohastičkih algoritama u problemima vodoprivrede i poljoprivrede. Doktorska disertacija, Univerzitet u Novom Sadu, Poljoprivredni fakultet.
13. Brandon, P., Lombardi, P. (2011): Evaluating sustainable development in the Built Environment, 2nd ed., Wiley-Blackwell.
14. Brans, J.P., Mareschal, B. (2005): PROMETHEE Methods. In: Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Survey. Figueira, J.R., Greco, S., Ehrgott, M. (Eds), Springer, Boston.
15. Bubulj, S., Srđević, Z., Ilić, M., Srđević, B. (2020): Izbor i vrednovanje kriterijuma za ocenu ranjivosti ramsarskih područja u Vojvodini na pojavu sušnih perioda. Letopis naučnih radova 44 (1), 39-46.
16. Caspari T, van Lynden G, Bai Z (2015): Land degradation neutrality: An evaluation of methods. Wageningen.https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_62_2015_land_degradation_neutrality_0.pdf.
17. Chang, C.W., Wu, C.-R., Lin C.-T., Chen, H.-C. (2007): An application of AHP and sensitivity analysis for selecting the best slicing machine. Computers and Industrial Engineering 52, 296–307.
18. Chowdary, V. M., Chakraborthy, D., Jeyaram, A., Murthy, Y. V. N. K., Sharma, J. R., Dadhwal, V. K. (2013): Multi-Criteria Decision Making Approach for Watershed Prioritization Using Analytic Hierarchy Process Technique and GIS. Water Resources Management, 27(10), 3555–3571. doi:10.1007/s11269-013-0364-6.
19. Čupić, M., Suknović, M. (2010): Odlučivanje. Fakultet organizacionih nauka, Beograd.
20. Deakin, M, Mitchell, G., Nijkamp, P., Vreeker, R. (2007): Sustainable urban development: Volume 2: The Environmental Assessment Methods, Routledge, Taylor and Francis.
21. Dragović, N. (2001): Optimizacija realizacije projekata za uređenje bujičnih vodotoka. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
22. Dragović, N., Kostadinov, S., Vulević, T. (2019): Chapter 27 Erosion Control and Torrential Flood Management by Check Dam Construction in Serbia. In: Degradation of Soil and Water Resources (Eds: R. Li, T.L. Napier, S. El-Swaify, M. Sabir, E. Rienzi), pp. 497-510, Science Press, Beijing, China.
23. Dragović, N., Ristić, R. (2013): Institutional Organisation and Financing of Works for the Protection of Soil from Erosion and Torrent Control in Serbia: Current Problems and Possible Solutions, Wildbach- und Lawinenverbau, Journal of Torrent, Avalanche, Landslide and Rock Fall Engineering 171, 256-266, ISBN: 978-3-9503089-5-2.
24. Dragović, N., Vulević, T. (2015): Wahl des besten Angebots zur Projektplanung im Bereich der Wasserwirtschaft mittels der AHP-Methode, Bauingenieur, Band 90, September 2015, S.420-427, Springer-VDI-Verlag.

25. Dragović, N., Vulević, T. (2020): Soil Degradation Processes, Causes, and Assessment Approaches © Springer Nature Switzerland AG 2020 W. Leal Filho et al. (eds.), Life on Land, Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals, https://doi.org/10.1007/978-3-319-71065-5_86-1.
26. Dragović, N., Vulević, T., Todosijević, M., Kostadinov, S., Zlatić, M. (2017): Minimization of direct costs in the construction of torrent control structures. Tehnički Vjesnik 24 (4), 1123–1128. doi:10.17559/TV-20140612215042.
27. Duckstein, L., Gershon, M. (1983): Multi criterion analysis of a vegetation management problem using ELECTRE II. Applied Mathematical Modelling 7 (4), 254–261.
28. Figueira, J.R., Greco, S., Ehrgott, M. (2005). Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Survey, Springer, Boston.
29. Gal, T, Stewart, T.J., Hanne, T. (1999): Multicriteria Decision Making: Advances in MCDM Models, Algorithms, Theory, and Applications. Kluwer Academic Publisher.
30. Guo, B., Zang, W., Yang, X., Huang, X., Zhang, R., Wu, H., Yang, L., Wang, Z., Dun, G., Zhang, Y. (2020). Improved evaluation method of the soil wind erosion intensity based on the cloud–AHP model under the stress of global climate change. Science of The Total Environment 746, 141271.
31. Hassangavyar, M.B., Samani, A.N., Rashidi, S., Tiefenbacher, JP. (2020): Catchment-scale soil conservation: Using climate, vegetation, and topo-hydrological parameters to support decision making and implementation Science of The Total Environment 712, 136124.
32. Herzberg, R., Pham, T.G., Kappa, M., Wyss, D., Tran, C.T.M. (2019): Multi-Criteria Decision Analysis for the Land Evaluation of Potential Agricultural Land Use Types in a Hilly Area of Central Vietnam. Land 8 (90), 1-25.
33. Hudej, M. (2013): Multivarijabilni modeli upravljanja u rudarstvu. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Rudarsko-geološki fakultet.
34. Jaiswal, R.K., Thomas, T., Galkate, R.V., Ghosh, N.C., Singh, S. (2013): Watershed Prioritization Using Saaty's AHP Based Decision Support for Soil Conservation Measures. Water Resources Management, 28 (2), 475–494. doi:10.1007/s11269-013-0494-x.
35. Jankowski, P. (1995): Integrating geographical information systems and multiple criteria decision-making methods. International Journal of Geographical Information Systems 9 (3), 251-273.
36. Jaramaz, D. (2018): Uticaj antropogenog zagađenja na degradaciju zemljišta šire okoline grada Bora. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
37. Jovanović, S. (2015): Modeliranje ekološko-energetskih i ekonomskih performansi održivih tehnologija upravljanja čvrstim otpadom. Doktorska disertacija, Univerzitet u Kragujevcu, Fakultet inženjerskih nauka.
38. Kostadinov, S., Braunović, S., Dragićević, S., Zlatić, M., Dragović, N., Rakonjac, N. (2018): Effects of Erosion Control Works: Case Study—Grdelica Gorge, the South Morava River (Serbia). Water, 10 (8), 1094. doi:10.3390/w10081094.
39. Kostadinov, S., Dragović, N., Todosijević, M. (2006): Estimating soil erosion and sediment transport in the drainage basin of the proposed Selova Reservoir, Serbia. In: Sediment Dynamics and the Hydromorphology of Fluvial Systems (Eds: J.S. Rowan, R.W. Duck, A. Werritty), pp.104-109. IAHS Publication.
40. Kostadinov, S., Dragović, N., Zlatić, M., Todosijević, M. (2008): Uticaj protiverozionih radova u slivu reke Toplice uzvodno od brane „Selova" na intenzitet erozije zemljišta. Vodoprivreda 40, 115–126.

41. Lakićević, M. (2013): Primena Analitičkog hijerarhijskog procesa (AHP) i participativnog odlučivanja u upravljanju Nacionalnim parkom „Fruška gora". Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
42. Le Cozannet, G., Bulteau, T., Castelle, B., Ranasinghe, R., Wöppelmann, G., Rohmer, J., Bernon, N., Idier, D., Louisor, J., Salas-y-Mélia, D. (2019): Quantifying uncertainties of sandy shoreline change projections as sea level rises. Scientific Reports, 9(1) 6186. doi:10.1038/s41598-018-37017-4.
43. Ljubojević, D. (2019): Planiranje razvoja mreže šumskih puteva u mešovitim šumama bukve i jele primenom višekriterijumske analize. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
44. Macary, F., Ombredane, D., Uniy, D. (2010): A multicriteria spatial analysis of erosion risk into small watershed in the low Normandy bocage (France) by ELECTRE III method coupled with a GIS. International Journal of Multicriteria Decision Making 1 (1), 25-48.
45. Milić Milićević, R. Župac, G. (2012): Objektivni pristup određivanja težina kriterijuma. Vojnotehnički glasnik LX (1), 39-56.
46. Millet, I., Saaty, TL. (2000): On the relativity of relative measures – accomodating both rank reversal in the AHP. European Journal of Operational Research 121, 205-212.
47. Mladenović-Ranisavljević, I. (2012: Višekriterijumska analiza kvaliteta vode Dunava u Srbiji. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Tehnički fakultet u Boru.
48. Momirović, N., Kadović, R., Perović, V., Marjanović, M., Baumgertel, A. (2019): Spatial assessment of the areas sensitive to degradation n the rural area of the municipality Čukarica. International Soil and Water Conservation Research 7 (1), 71-80.
49. Mustajoki, J., Hämäläinen, R.P. (2007): Smart-Swaps — A decision support system for multicriteria decision analysis with the even swaps method. Decision Support Systems 44 (1), 313–325.
50. Mustajoki, J., Marttunen, M. (2017): Comparison of multi-criteria decision analytical software for supporting environmental planning processes. Environmental Modelling & Software 93, 78–91. doi:10.1016/j.envsoft.2017.02.026.
51. Nešković, P., Dragović, N., Vulević, T., Panić, J. (2020): Risk analysis in the implementation of the Medalj stream regulation project. Bulletin of the Faculty of Forestry 122, 99-106.
52. Nikolić Jokanović, V., Vulević, T., Lazarević, K. (2020): Risk assessment of forest decline by application of geostatistics and multi-criteria analysis. Journal of Hydrology and Hydromechanics 68, 2020, 3, 285–292.
53. Opricović, S., Tzeng, G.H. (2004): Compromise solution by MCDM methods: A comparative analysis of VIKOR and TOPSIS. European Journal of Operational Research 156, 445–455.
54. Pal, S. (2016): Identification of soil erosion vulnerable areas in Chandrabhaga river basin: a multi-criteria decision approach. Modeling Earth Systems and Environment 2, 5 https://doi.org/10.1007/s40808-015-0052-z.
55. Pandey, S., Kumar, P., Zlatic, M., Nautiyal R., Panwar V.P. (2021): Recent advances in assessment of soil erosion vulnerability in a watershed, International Soil and Water Conservation Research 1-30, https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.03.001.
56. Papić, M. (2016): A combined multi-criteria approach of soil quality analysis. Romanian Journal of Physics 61 (9-10), 1577-1590.
57. Papić, M., Vuković, M., Bikit, I., Mrđa, D., Forkapić, S., Bikit, K., Nikolić, Đ. (2014): Multi-criteria analysis of soil radioactivity in Čačak basin, Serbia, Romanian Journal of Physics 59 (7–8), 846–861.

58. Perović, V., Životić, Lj, Kadović, R., Đorđević, A., Jaramaz, D., Mrvić, V., Todorović, M. (2013): Spatial modelling of soil erosion potential in a mountainous watershed of South-eastern Serbia. Environmental Eart Sciences (68) 1, 115-128.
59. Petković, S., Dragović N. (2008): Tradicionalni i savremeni pristup kontroli erozionih i bujičnih procesa, Voda i sanitarna tehnika 38 (3), 37-50.
60. Petković, D. (2016): Izbor biomaterijala - višekriterijumska analiza i razvoj sistema za podršku odlučivanju. Doktorska disertacija, Univerzitet u Nišu, Mašinski fakultet.
61. Petrić, J. (1987): Operaciona istraživanja. Naučna knjiga. Beograd.
62. Pishyar, S., Khosravi, H., Tavili, A., Malekian, A., Sabourirad, S. (2020): A Combined AHP- and TOPSIS-Based Approach in the Assessment of Desertification Disaster Risk. Environmental Modeling анд Assessment 25 (2), 219-229. doi:10.1007/s10666-019-09676-8.
63. Polovina, S., Radić, B., Ristić, R. (2016): Prostorna i vremenska analiza degradacije prirodnih resursa na slivu reke Likodre, Glasnik Šumarskog fakulteta 114, 169-188.
64. Saaty, T.L. (1980): The Analytic Hierarchy Process. MC-Graw-Hill, New York.
65. Saaty, T.L. (2004): Scales for Measurement Not Measurement from Scales! MCDM 2004 Whistler B.C. Canada
66. Sandeep, P., Reddy, G.P.O., Jegankumar, R., Arun Kumar, K.C. (2021): Modeling and Assessment of Land Degradation Vulnerability in Semi-arid Ecosystem of Southern India Using Temporal Satellite Data, AHP and GIS. Environmental Modeling and Assessment 26, 143-154.
67. Sepehr, A., Zucca, C. (2012): Ranking desertification indicators using TOPSIS algorithm. Natural Hazards, 62(3), 1137–1153. doi:10.1007/s11069-012-0139-z.
68. Silva, V.B.S., Morais, D.C., de Almeida, A.T. (2010): Prioritizing Complex Issues of Hydrographic Basin Committees by Group Decision Approach. Brazilian Journal of Operations & Production Management 7 (1), 123-139.
69. Srdjevic, B., Medeiros, Y.D.P. (2008): Fuzzy AHP Assessment of Water Management Plans. Water Resources Management 22 (7), 877–894.
70. Srdjevic, B., Medeiros, Y.D.P., Srdjevic Z., Schaer M. (2002): Evaluating management strategies in Paraguacu river basin by analytic hierarchy process. iEMSs 2002 - First Biennial Meeting of the International Environmental Modeling and Software Society 1, 42–47.
71. Srdjevic, Z., Kolarov V., Srdjevic, B. (2007): Finding the best location for pumping stations in the Galovica drainage area of Serbia: The AHP approach for sustainable development. Business Strategy and the Environment 16 (7), 502–511.
72. Srdjević, B. (2005): Combining different prioritization method in AHP synthesis. Computers and Operation Research 32 (7), 1897-1919.
73. Srdjević, B. (2007): Linking Analytic Hierarchy Process and Social Choice Methods to Support Group Decision-Making in Water Management. Decision Support Systems 42(4), 2261–2273.
74. Srđević Z., Bajčetić R., Srđević B., Blagojević B. (2010): Primena GIS-a i Analitičkog hijerarhijskog procesa u određivanju pogodnosti zemljišta za navodnjavanje. Vodoprivreda 42 (243-245), 61–68.
75. Srđević, B., Suvočarev, K., Srđević, Z. (2008): AHP grupno odlučivanje bez konsenzusa: primer planiranja segmentacije mokrog polja. Vodoprivreda 40, 231-233.
76. Stojnić, D. (2019): Primena višekriterijumskog odlučivanja u planiranju mreže šumskih puteva u šumama posebne namene. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.

77. Talema, A., Poesen, J., Muys, B., Reubens, B., Dibaba, H., Diels, J. (2017): Multi-criteria-based Plant Species Selection for Gully and Riverbank Stabilization in a Sub-humid Tropical Area. Land Degradation & Development 28(5), 1675–*1686.* doi:10.1002/ldr.2699.
78. Tošić, R., Dragićević, S., Kostadinov, S., Dragović, N. (2011): Assessment of soil erosion potential by the USLE method: case study, Republic of Srpska – BiH, Fresenius Environmental Bulletin 20 (8), 1910-1917.
79. Türkeş, M., Öztaş, T., Tercan, E., Erpul, G., Karagöz, A., Dengiz, O., Dogan, O., S¸ahin, K., Avcıoğlu, B. (2020): Desertification vulnerability and risk assessment for Turkey via an Analytical Hierarchy Process model. Land Degradation and Development 31 (2), 205-214.. doi:10.1002/ldr.3441.
80. Türkeş, M., Öztaş, T., Tercan, E., Erpul, G., Karagöz, A., Dengiz, O., Doğan, O., Şahin, K., Avcıoğlu, B. (2019): Desertification vulnerability and risk assessment for Turkey via an Analytical Hierarchy Process model. Land Degradation & Development 31 (2), 205-214. doi:10.1002/ldr.3441.
81. Tzeng, G.H., Huang, J.J. (2011): Multiple Attribute Decision Making: Methods and Applications. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton.
82. Vasović, D. (2016): Hibridni model upravljanja kapacitetom životne sredine. Doktorska disertacija, Univerzitet u Nišu, Fakultet zaštite na radu u Nišu.
83. Vulević, T. (2017): Višekriterijumsko odlučivanje u funkciji konzervacije zemljišnih i vodnih resursa brdsko-planinskih područja centralne Srbije. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
84. Vulević, T., Dragović, N. (2017): Multi-criteria decision analysis for sub-watersheds ranking via the PROMETHEE method. International Soil and Water Conservation Research 5(1), 50-55.
85. Vulević, T., Dragović, N., Kostadinov, S., Belanović Simić, S., Milovanović, I. (2015): Prioritization of Soil Erosion Vulnerable Areas Using Multi-Criteria Analysis Methods, Polish Journal of Environmental Studies 24 (1), 317–323.
86. Vulević, T., Todosijević, M., Dragović, N., Zlatić, M. (2018): Land use optimization for the sustainable development of mountain regions of western Serbia. Journal of Mountain Science 15, 1471-1480.
87. Wang, G., Chen, J., Li, Q., Ding, H. (2006): Quantitative assessment of land degradation factors based on remotely-sensed data and cellular automata: a case study of Beijing and its neighboring areas, Environmental Sciences 3 (4), 239-253, DOI: 10.1080/15693430601063463.
88. Yang, C., Li, Q., Chen, J., Wang, J., Shi, T., Hu, Z., Ding, K., Wang, G., Wu, G. (2020): Spatiotemporal characteristics of land degradation in Fuxian Lake Basin of China: Past and future. Land Degradation and Development 31 (16), 2446-2460.
89. Zelenović-Vasiljević, T. (2012): Primena GIS-a, Analitičkog hijerarhijskog procesa i fuzzy logike pri izboru lokacija regionalnih deponija i transfer stanica. Doktorska disertacija, Univerzitet u Novom Sadu, Fakultet tehničkih nauka.
90. http://aca.d-sight.com/ (accessed/приступљено 25.03.2021. год.).
91. http://hipre.aalto.fi/ (accessed/приступљено 25.03.2021. год.).
92. http://makeitrational.com/ (accessed/приступљено 25.03.2021. год.).
93. http://www.cs.put.poznan.pl/ewgmcda/ (accessed/приступљено 20.04.2021. год.).
94. http://www.decerns.com/mcda.html (accessed/приступљено 25.03.2021. год.).
95. http://www.infoharvest.com (accessed/приступљено 25.03.2021. год.).

96. http://www.promethee-gaia.net/software.html (accessed/приступљено 25.03.2021. год.).
97. https://climate-adapt.eea.europa.eu/ (accessed/приступљено 20.04.2021. год.).
98. https://nb.vse.cz/~jablon/sanna.htm (accessed/приступљено 25.03.2021. год.).
99. https://sourceforge.net/projects/j-electre/ (accessed/приступљено 25.03.2021. год.).
100. https://visualdecisions.com/ (accessed/приступљено 25.03.2021. год.).
101. https://www.cogentus.co.uk/products-sd (accessed/приступљено 20.04.2021. год.).
102. https://www.expertchoice.com/2021 (accessed/приступљено 25.03.2021. год.).

Поглавље 5

Примена даљинске детекције у класификацији земљишних својстава и покривача

Аутори:
Др Дарко Јарамаз*,
Др Станко Милић,
MSc Предраг Ранђеловић,
MSc Соња Тошић,
Др Милош Рајковић,
Др Весна Мрвић

Садржај:

1. Увод
2. Даљинска детекција
2.1. Анализа и интерпретација снимака из ваздушног простора
2.1.1. Вегетациони индекси
2.1.2. Примена вегетационих индекса
2.2. Анализа и интерпретација снимака са површине терена
2.2.1. Детекција просторне варијабилности земљишта
2.2.2. Употреба снимака беспилотних летелица у пољопривреди
3. Закључна разматрања
Литература

Remote sensing application for the classification of soil properties and vegetation cover

Abstract – Geographic information systems (GIS) are computer systems whose main purpose is to store, analyze and present information about space. Remote sensing is an GIS field that includes the analysis and interpretation of various images of parts of the Earth's surface, taken from the airspace and aerospace, as well as from the terrain surface.

In the last few decades, the possibility of obtaining spatially oriented information by applying remote sensing has drastically increased. Remote detection enables the analysis of plant cover and physicochemical properties of the soil without physical contact. Data obtained by remote sensing can be made from the airspace and aerospace, as well as from the terrain surface. There are several airspace satellite missions (Sentinel, Landsat, MODIS, GeoEye, WorldView, etc.) that use different types of sensors, and all allows data collection for the vast and/or inaccessible areas. The European Space Agency (ESA) in 2015 has launched the Sentinel-2 mission as part of its Copernicus program. As an alternative, aerospace drone technology can be used, that have advantage because digital images collected by drones have a higher spatial resolution compared to satellite images. Vegetation indices obtained on the basis of airspace satellite images or aerospace images are simple and efficient algorithms for quantitative and qualitative assessments of vegetation cover, as well as monitoring of plant cover condition.

Images can be obtained from terrain surfaces by employing different types of sensors: conductivity sensors, gamma rays, infrared spectroscopy (vis-NIR), and X-ray fluorescence

* e-mail: soils.jaramaz@gmail.com

(XRF). Data received by electromagnetic probes employing the electrical conductivity of soil to examine its characteristics. Traditional methods of sampling and analysis provide accurate results but are not sustainable because they require a large number of samples, which leads to a significant increase in costs when obtaining a representative sample.

Keywords: GIS, remote sensing, drone technology, vegetation indices, soil electrical conductivity

1. Увод

Географски информациони системи (ГИС) су рачунарски системи чија је основна намена да складиште, анализирају и презентују информације о простору. Представљају релативно нов и широко примењен приступ код великог броја научних области и дисциплина. Примена ГИС-а је најраспрострањенија за потребе визуализације просторних података.

ГИС је моћан скуп алата за прикупљање, складиштење, анализу и приказивање просторних информација из стварног света, користећи два основна модела података, растерски и векторски (Чакмак et al., 2018):

- Векторски модел представља просторно оријентисане објекте у форми геометријских примитива: тачака, линија или полигона. Геометријске примитиве се чувају као парови X и Y координата, и могу бити складиштени у свом изворном облику, или у просторно оријентисаним базама података.
- Растерски модел је приказан низом тачака (пиксела) у форми решетке.

У оквиру ГИС-а спадају и концепти као што су геостатистика и даљинска детекција.

Геостатистика обухвата концепт који се односи на описивање независних података, искључиво њиховом укупном варијансом, односно средњом вредношћу, за коју се подразумева да одговара очекивању целог скупа (Zhang, 2011). Представља успостављање квантитативне мере просторне корелације, која ће се користити за накнадну процену и симулацију (Deutsch, 2002). Анализом дигиталних мапа могуће је проценити неузорковане локалитете и омогућити одређивање потенцијалних подручја за безбедан узгој пољопривредних култура (Чакмак et al., 2014).

2. Даљинска детекција

Даљинска детекција обухвата анализу и интерпретацију различитих снимака делова Земљине површине, начињених из ваздушног простора, као и са површине терена (Реговић, 2008). Свако тело на Земљиној површини, услед Сунчевог зрачења, поседује енергију одређене фреквенције и таласне дужине, и способно је да емитује енергију дела електромагнетног спектра (Реговић, 2008). Даљинска детекција и њено тумачење пружају обиље информација о статусу и квалитету животне средине (Перовић et al., 2013).

2.1. Анализа и интерпретација снимака из ваздушног простора

Постоји више сателитских мисија (Sentinel, Landsat, MODIS, GeoEye, WorldView, и др.), које користе различите типове сензора.

Европска свемирска агенција (енг. The European Space Agency - ESA) је у оквиру свог програма Copernicus започела Sentinel-2 мисију, коју сачињавају два сателита: А (лансиран 23. јуна 2015. год) и Б (лансиран 7. марта 2017. год.). Сателити су опремљени мултиспектралним сензорима за снимања у резолуцији од 10 до 60 m користећи 13 спектралних канала (Табела 1).

Табела 1. Sentinel-2 канали (ESA)

Sentinel-2 канали	Таласна дужина (nm)	Резо-луција (m)
Канал бр. 1 - Атмосферска корекција - Аеросол	442–443	60
Канал бр. 2 - Спектрална боја (RGB) - Плава (Blue)	492	10
Канал бр. 3 - Спектрална боја (RGB) - Зелена (Green)	559–560	10
Канал бр. 4 - Спектрална боја (RGB) - Црвена (Red)	664–665	10
Канал бр. 5 - Видљиви блиско инфрацрвени спектар (VNIR)	704	20
Канал бр. 6 - Видљиви блиско инфрацрвени спектар (VNIR)	740	20
Канал бр. 7 - Видљиви блиско инфрацрвени спектар (VNIR)	779-783	20
Канал бр. 8 - Блиско инфрацрвени спектар (NIR)	833	10
Канал бр. 8A - Видљиви блиско инфрацрвени спектар (VNIR)	864–865	20
Канал бр. 9 - Атмосферска корекција - Водена пара	943–945	60
Канал бр. 10 - Атмосферска корекција - Облаци	1374–1377	60
Канал бр. 11 - Краткоталасни инфрацрвени спектар (SWIR)	1610–1614	20
Канал бр. 12 - Краткоталасни инфрацрвени спектар (SWIR)	2186–2202	20

Глобалне климатске промене повећале су вероватноћу појаве озбиљних и неповратних трошкова за људску цивилизацију (IPCC, 2014). У истој перспективи, брзо и тачно мапирање вегетације постепено је постало кључно средство за праћење и процену пољопривредног развоја (Isioye et al., 2020). Принципи одрживе пољопривреде се у 21. веку заснивају на очувању основних природних ресурса и заштити животне средине, што се постиже мултидисциплинарним приступом у добијању решења и применом информационих технологија (Maksimović et al., 2021). Стање вегетације представља најсуптилнији показатељ у идентификовању површинских климатских промена (Yuanhuizi et al., 2019) и један од кључних начина примене даљинске детекције (Јарамаз et al., 2013).

2.1.1. Вегетациони индекси

Вегетацијски индекси добијени на основу сателитских снимака су једноставни и ефикасни алгоритми за квантитативне и квалитативне процене вегетационог покривача, као и мониторинга стања биљног покривача (Xue и Su, 2017).

а) NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)

NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) је показатељ дистрибуције вегетације на датој површини (Перовић et al., 2016), мерећи количину вегетације путем разлика између спектралних рефлексија (Животић et al.,2012; Перовић et al., 2018).

NDVI индекс се прорачунава у распону вредности између –1 и 1, што омогућава и детектовање подручја која су покривена ниском вегетацијом (Xue и Su, 2017), као и варијација у вегетацији.

Формула за прорачун NDVI индекса (Rouse Jr. et al., 1974):

$$NDVI = \frac{\text{NIR}-\text{Red}}{\text{NIR}+\text{Red}}$$

* Детаљан опис спектралних канала коришћених у формули је приказан у Табели 1.

Што је већа NDVI вредност, већа је количина вегетације (биомасе), а такође и бољи здравствени статус биљака (Rouse Jr. et al., 1974). Највише вредности имају шуме (> 0,70), нешто ниже вредности представљају ниску вегетацију, док вредности у распону од 0,00 до 0,45–0,50 престављају антропогене творевине, камен и огољено земљиште, док водене површине имају најниже вредности, достижући нулу или негативне вредности (Gao, 1996; Herbei et al., 2012; Lastovicka et al., 2020).

б) ARVI (Atmospherically Resistant Vegetation Index)

ARVI (Atmospherically Resistant Vegetation Index) представља вегетациони индекс чије су вредности склоне променама под утицајем атмосферских фактора (киша, магла, прашина, дим, загађење ваздуха, и др.). Индекс су изумели Kaufman и Tanre (1992), који су већ постојећи NDVI индекс кориговали за ефекте атмосферског расејања у спектру црвене рефлексије, коришћењем мерења у плавим таласним дужинама. Досадашња истраживања су показала да у областима са високим атмосферским загађењем ARVI индекс пружа боље резултате од NDVI индекса (Somvanshi и Kumari, 2020).

Формула за прорачун ARVI индекса (Kaufman и Tanre, 1992):

$$\text{ARVI} = \frac{(\text{NIR}-(2*\text{Red})+\text{Blue})}{(\text{NIR}+(2*\text{Red})+\text{Blue})}$$

* Детаљан опис спектралних канала коришћених у формули је приказан у Табели 1.

ARVI индекс има сличан опсег вредности као NDVI индекс, с тим што је у просеку четири пута осетљивији на атмосферске промене (Kaufman и Tanre, 1992).

в) GCI (Green Chlorophyll Index)

GCI (Green Chlorophyll Index) се користи за процену садржаја хлорофила у листу биљака, при чему садржај хлорофила одражава физиолошко стање ве-

гетације (Isioye et al., 2020). Процена количине хлорофила помоћу GCI индекса постиже се коришћењем сателитских сензора који имају широк распон блиско инфрацрвеног спектра (NIR) у комбинацији са таласном дужином зеленог спектра (Gitelson et al., 2003).

Формула за прорачун GCI индекса (Gitelson et al., 2003):

$$\mathrm{GCI} = \frac{\mathrm{NIR}}{\mathrm{Green} - 1}$$

* Детаљан опис спектралних канала коришћених у формули је приказан у Табели.1.

г) TCW (Tasseled Cap Wetness)

TC (Tasseled Cap) концепт је први пут представљен 1976. године (Kauth и Thomas), чија компонента TCW (Tasseled Cap Wetness) приказује количину влаге која се задржава у вегетацији и земљишту (Crist и Cicone, 1984; Cohen и Spies, 1992; Baig et al., 2014; Rapinel et al., 2019).

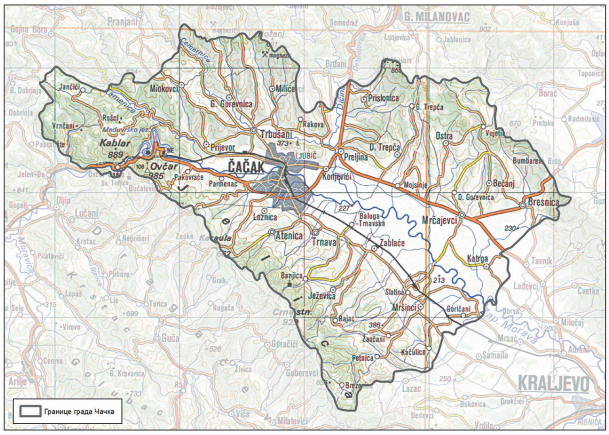
На основу сателитских снимака из Sentinel-2 мисије, TCW (Tasseled Cap Wetness) индекс је примењен приликом одређивања влаге у националним парковима Чешке и Словачке Републике (Lastovicka et al., 2020), коришћењем модификоване формуле развијене од стране Универзитета у Бону (IDB: Index Database from the University of Bonn, www.indexdatabase.de):

TCW = 0,1509×SB02 + 0,1973×SB03 + 0,3279×SB-04 + 0,3406×SB-08 −
− 0,7112×SB11 − 0,4572×SB12

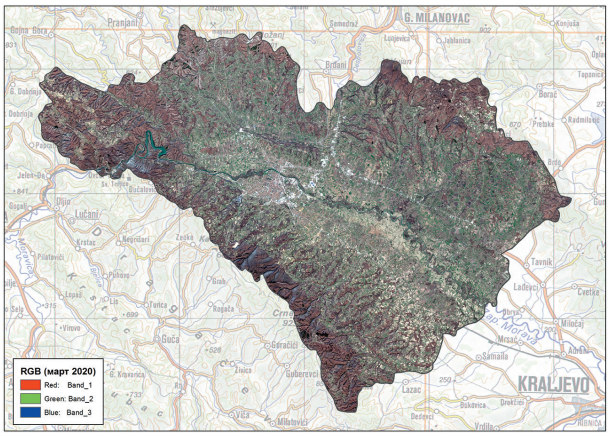
* SB представља скраћеницу за спектрални канал (*spectral band*), детаљан опис спектралних канала коришћених у формули је приказан у Табели 1.

2.1.2. Примена вегетационих индекса

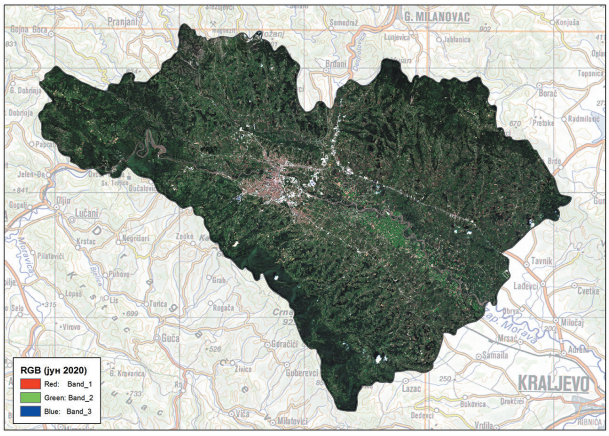
Вегетациони индекси су примењени на истраживаном подручју које обухвата целокупну територију града Чачка (Карта 1, 2 и 3), који се налази у западном делу централне Србије и простире се на површини од 636 km^2. У оквиру истраживаног подручја урбано подручје обухвата 45 km^2 (7%), шумско 158 km^2 (25%), а пољопривредно 433 km^2 (68%). Од речних токова су доминантне транзитне воде: Западна Морава, Каменица, Чемерница и Дичина. Клима је умерено континентална, са средњом годишњом температуром од 10,47°C, док је средња вегетациона температура 16°C, што погодује развоју пољопривреде. Средња годишња висина падавина износи 692,9 mm, при чему је најкишовитији месец мај са 88,6 mm, док си најсувљи фебруар и март са око 40 mm.



Карта 1. Истраживано подручје

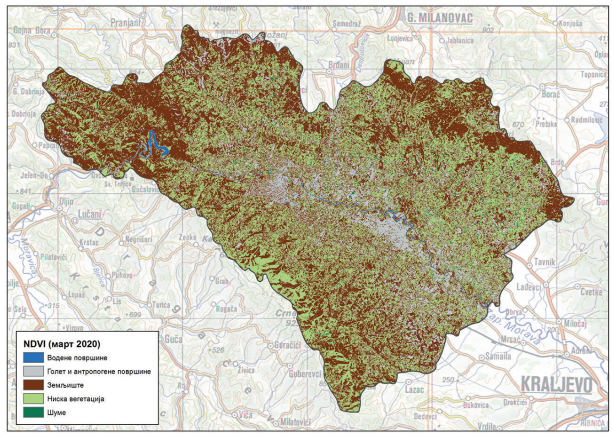


Карта 2. RGB сателитски снимак (март 2020)

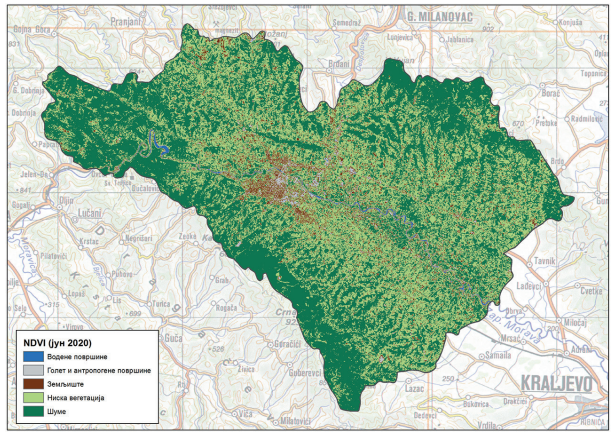


Карта 3. RGB сателитски снимак (јун 2020)

a) NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)



Карта 4. NDVI (март 2020)



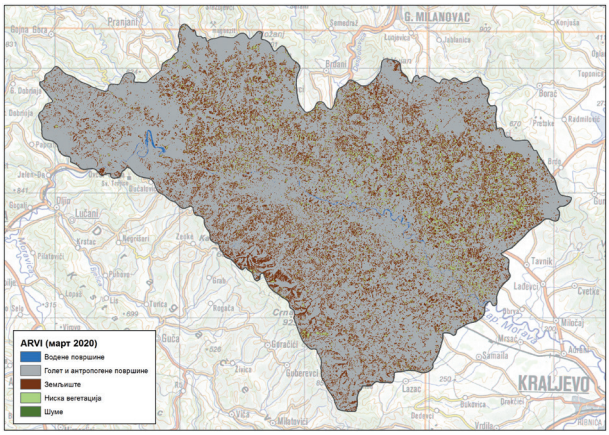
Карта 5. NDVI (јун 2020)

NDVI вредности ниже од -0,10 су представљене као водене површине, вредности од -0,10 до 0,30 као голети и антропогене површине, од 0,30 до 0,45 земљиште, од 0,45 до 0,75 ниско растиње, а преко 0,75 као шуме.

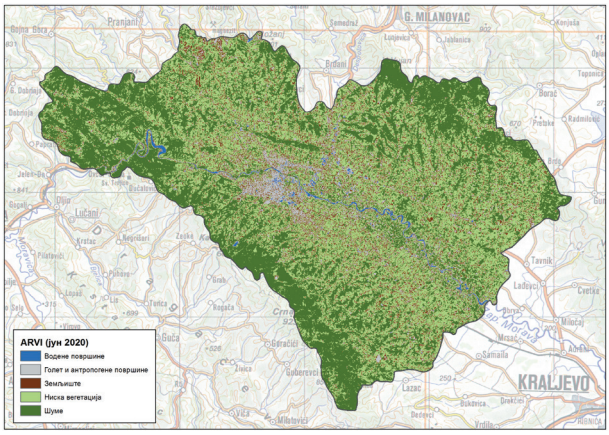
У марту 2020. године распон вредности се кретао од –0,30 до 0,88, са средњом вредношћу 0,42, док водене површине обухватају 1%, голети и антропогене површине 20%, земљиште 29%, ниско растиње 39% и шуме 11%.

У јуну 2020. године распон вредности се кретао од -0,30 до 0,94, са средњом вредношћу 0,77, док водене површине обухватају 1%, голети и антропогене површине 4%, земљиште 8%, ниско растиње 59% и шуме 28%.

б) ARVI (Atmospherically Resistant Vegetation Index)



Карта 6. ARVI (март 2020)



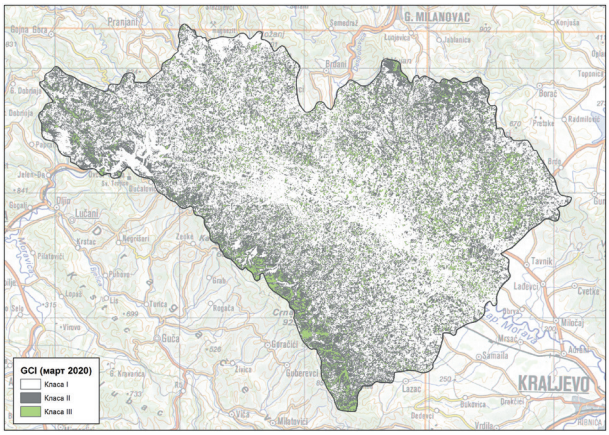
Карта 7. ARVI (јун 2020)

За резултате добијене ARVI индексом коришћен је исти распон вредности NDVI (водене површине < –0,10, голети и антропогене површине од –0,10 до 0,30, земљиште од 0,30 до 0,45, ниско растиње од 0,45 до 0,75, шуме > 0,75).

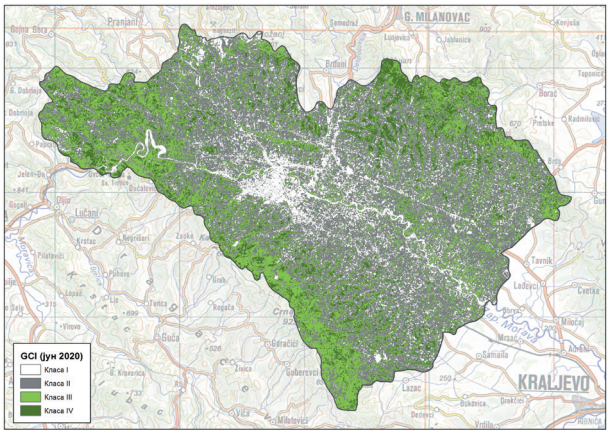
У марту 2020. године распон вредности се кретао од –0,30 до 0,79, са средњом вредношћу 0,22, док водене површине обухватају 1%, голети и антропогене површине 61%, земљиште 24%, ниско растиње 11% и шуме 3%.

У јуну 2020. године распон вредности се кретао од –0,30 до 0,88, са средњом вредношћу од 0,65, док водене површине обухватају 2%, голети и антропогене површине 8%, земљиште 4%, ниско растиње 62% и шуме 24%.

в) GCI (Green Chlorophyll Index)



Карта 8. GCI (март 2020)



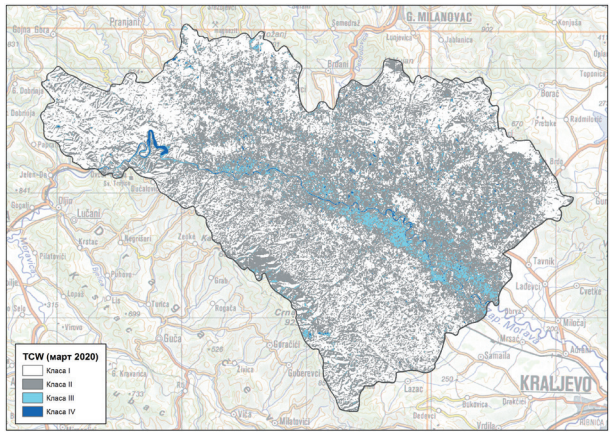
Карта 9. GCI (јун 2020)

Вредности добијене GCI (Green Chlorophyll Index) су нормализоване и затим претворене у класе, приликом чега класа I представља најниже вредности количине садржаја хлорофила, док класа IV представља највише вредности.

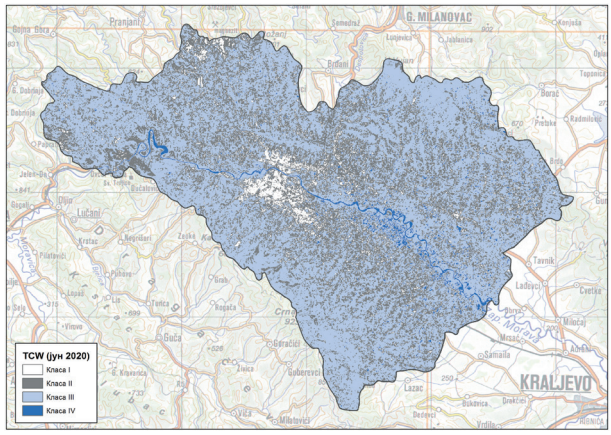
У марту 2020. године класа I обухвата 58% површине, класа II 19%, класа III 23%, док вредности које би представљале класу IV нису заступљене.

У јуну 2020. године класа I обухвата 21% површине, класа II 14%, класа III 49%, и класа IV 15%.

г) TCW (Tasseled Cap Wetness)



Карта 10. TCW (март 2020)



Карта 11. TCW (јун 2020)

Вредности добијене TCW (Tasseled Cap Wetness) су нормализоване и затим претворене у класе, приликом чега класа I представља најниже вредности влаге, док класа IV представља највише вредности.

У марту 2020. године класа I обухвата 52% површине, класа II 39%, класа III 8%, и класа IV 1%.

У јуну 2020. године класа I обухвата 9% површине, класа II 25%, класа III 63%, и класа IV 3%.

2.2. Анализа и интерпретација снимака са површине терена

У последњих неколико деценија, примена нових технологија у пољопривреди драматично је променила систем производње и начин истраживања у овој индустрији. Могућност лоцирања пољопривредних машина на терену помоћу

технологија сателитског позиционирања (Global Navigation Satellite Systems, GNSS), као и све веће доступности географских информација у дигиталном облику, омогућиле су прецизно управљање машинским операцијама, као и мерење просторне и временске променљивости рељефа, вегетације и земљишта (Bill et al., 2011). Многи пољопривредни системи користе ГИС и неколико сродних технологија: ГПС (систем глобалног позиционирања), сензоре континуираног приноса, као и инструменте за даљинско очитавање. Основни принципи ове технологије заснивају се на прикупљању просторно референцираних података, обављању просторне анализе, доношењу одлука и примени агротехничких операција, односно одговарајућих третмана.

Један од важних алата иновативних техника у детекцији вегетације, рељефа и земљишта, фенотипизације биљака, као и праћење параметара на релацији биљка–земљиште укључује употребу већег броја различитих сензора. Имплементација дигиталних технологија, прикупљање и успостављање база података, примена беспилотних летелица и сензорских технологија, у комбинацији са одговарајућим аналитичким алатима и добро описаним климатским карактеристикама и подацима о земљишту, могу значајно унапредити прикупљање података са терена, начин производње, одабир нових генотипова, спровођење агротехничких мера и операција који ће одговарати агроеколошким условима и могућностима фармера.

2.2.1. Детекција просторне варијабилности земљишта

Коришћење сензора за детекцију просторне варијабилности земљишта проистекло је из потребе за детаљнијим познавањем земљишних особина. Просторна варијабилност земљишта је природна појава и последица је комплексне интеракције различитих чиниоца: геолошких, топографских, климатских као и начина коришћења земљишта.

До појаве прецизне пољопривреде уобичајено представљање плодности земљишта као и примене ђубрива у пракси најчешће се спроводило униформно, на нивоу производне парцеле, величине најчешће до 5 ha као јединствене целине. Овај метод се и даље препоручује у пракси када се процењује просечан ниво плодности земљишта мањих парцела (део парцеле), на основу које се дефинише униформна препорука ђубрива. Традиционалан начин управљања често је проузроковао неефикасну и нерационалну примену ђубрива, стварајући сувишак или дефицит хранива на одређеним локалитетима, уз значајно оптерећење животне средине, што је потврђено вишегодишњим огледима, као и системским праћењем плодности земљишта на подручју Војводине (Milić et al., 2011, 2019). Изузеци у овој пракси представљају детаљнија истраживања настала прикупљањем већег броја узорака, применом система мреже (решетке). Узорковање земљишта врши се на местима укрштања, средини правоугаоника или квадрата, а резултати су представљани у оквиру мапа обезбеђености. Овакав начин узорковања и анализе плодности земљишта још више добија на значају имплементацијом ГИС и ГПС технологија у пољопривреди (Ninkov et

al., 2017, Vasin et al., 2019). Међутим, како је земљиште дисперзни систем, проблеми одговарајуће парцеле/јединице која представља један узорак, величина и просторна расподела мреже (Табела 2) у значајној мери могу утицати на варијабилност резултата већине параметара плодности земљишта (Molin and Taveras, 2019).

Табела 2. Просторна и временска променљивост својстава земљишта (Viscarra Rossel & Lobsey, 2016).

Параметар	Просторна варијабилност	Временска варијабилност
Текстура	Умерено-висока (између 20 и 98 m)	Ниска
Органски угљеник	Висока (између 22 и 78 m)	Умерена (између 5 и 10 година)
CEC	Умерено-висока	Умерена
pH	Умерено-висока (између 30 и 100 m)	Умерено висока (између сезона)
Приступачан фосфор	Висока (између 10 и 31 m)	Висока (током и између сезона)
Приступачан калијум	Висока (између 18 и 68 m)	Умерено висока (током и између сезона)

Идеалан начин мерења просторно променљивих, поред општепознатих статичних сензора земљишта, представља примена мобилних сензорских система. Традиционални методи узорковања и анализе имају прецизност, али нису одрживи у смислу управљања хомогеним зонама/плодности земљишта, јер захтевају велики број узорака и значајну ангажованост радне снаге у циљу добијања репрезентативног узорка. Геопросторно мерење електропроводљивости засновано је на принципу мерења земљишта сензорским системима. Ова технологија, на брз и лак начин, може значајно побољшати карактеризацију земљишних својстава у простору дефинисањем зона управљања (менаџмент зона), односно зона узорковања. Мерење електропроводљивости земљишта може се спровести помоћу различитих покретних платформи опремљених електромагнетним сензорима и ГПС-ом за континуирано мерење овог параметра.

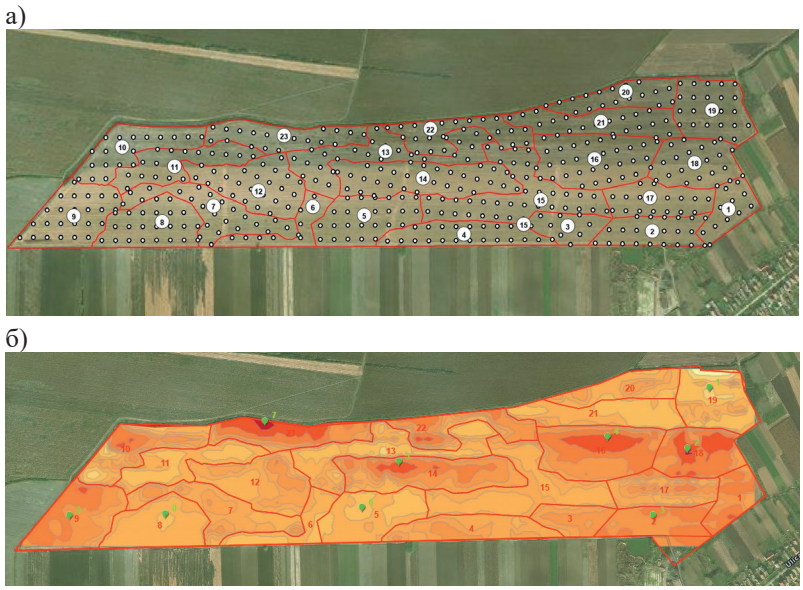
До сада је развијено неколико оваквих система у зависности од врсте сензора (контактни или бесконтактни), као и параметара који се додатно прикупљају применом аутоматске дијагностике, нпр. pH, органска материја. Електропроводљивост земљишта обично је повезана са различитим физичко хемијским особинама и може се применити на различитим типовима земљишта (Sudduth et al., 2005). Овај параметар је у значајној корелацији са многим својствима земљишта, као што су текстура земљишта, способност задржавања воде, садржај органске материје, капацитет катјонске измене (CEC), дубина земљишних хоризоната, заслањеност и др. Промена физичких и хемијских својстава земљишта утиче на његову способност спровођења електричне струје и може утицати на параметре мерене сензором електропроводљивости. Интерпретација

електропроводљивости земљишта је динамична, јер на њу утиче комбинација фактора. Међутим, она је суштински повезана са влагом у земљишту и може се користити као показатељ заслањености, текстуре, влаге, густине и CEC (Corwin и Lesch, 2005; Fortes et al., 2015).

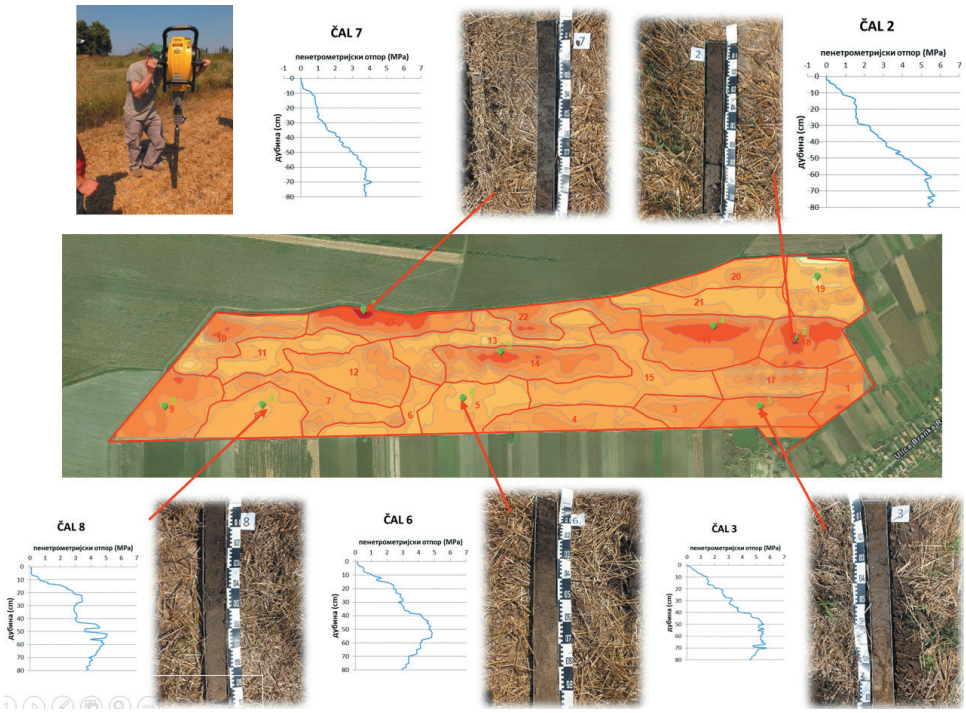
У циљу дефинисања просторне променљивости земљишта и одређивања зона управљања (менаџмент зона), односно успостављања међузависности физичко-хемијских особина и електропроводљивости земљишта, у оквиру пројекта технолошког развоја „Стање, тенденције и могућности повећања плодности пољопривредног земљишта у Војводини“ извршено је испитивање могућности зонског управљања производном парцелом. Испитивана парцела, површине 60 ha, налази се на локалитету општине Сремска Митровица, Чалма (N45°04›40.04»; E19°28›50.12»; 100m NV), на земљишту типа чернозем. За формирање мапе електропроводљивости коришћен је сензор за бесконтактно прикупљање података (Topsoil Mapper) до дубине 90 cm.

У овом истраживању, на основу мапе електропроводљивости извршено је формирање менаџмент зона и прикупљање узорака земљишта дубине 0–30 cm аутоматским узоркивачем (Слика 1). Укупно су прикупљена 23 композитна узорка (са сваке менаџмент зоне). На прикупљеним узорцима су обављене лабораторијске анализе у Лабораторији за земљиште и агроекологију Института за ратарство и повртарство, Нови Сад, Института од националног значаја, а која је акредитована по стандарду SRPS ISO/ IEC 17025:2017 од стране ATC-a на следеће параметре: активна киселост - pH у H_2O, супституциона киселост - pH у 1M KCl, садржај калцијум-карбоната - $CaCO_3$, садржај органске материје - хумуса, укупан садржај азота, садржај лакоприступачног фосфора - P_2O_5 и калијума - K_2O), механички састав земљишта, електропроводљивост (EC), измењивачку способност катјона (CEC), садржај приступачних микроелемената Cu, Fe, Mn и Zn екстрахованих помоћу DTPA и садржаја B у топлој води. Истовремено, у складу са мапом електропроводљивости земљишта, извршено је и узимање узорака земљишта у непоремећеном стању до дубине 1 m аутоматским узоркивачем (узоркивач колоне земљишта у облику цилиндра, тип Stibok). Додатно, на истим позицијама извршено је и узорковање пенетрометром до дубине 80 cm у циљу одређивања збијености земљишта.

На Слици 2. приказане су профилне сонде (монолити) на деловима парцеле са највећим и најмањим вредностима електропроводљивости (мапа). На основу остварених вредности електропроводљивости и просторног распореда појединих профилних сонди уочава се јасно раздвајање. На горњем делу парцеле (сонда 2 и 7) до 1 m дубине издвајају се само два хоризонта – хумусно-акумулативни (A) и прелазни (AC), док су на профилним сондама 3, 6 и 8 ова два хоризонта знатно слабије моћности. Такође, на овим профилима (3, 6 и 8), уочава се и појава матичног супстрата (C) на дубини од 50–80 cm. Раздвајања између ових делова парцеле поред електропроводљивости уочена су и на другим параметрима земљишта (садржај глине, CEC, садржај приступачних микроелемената).

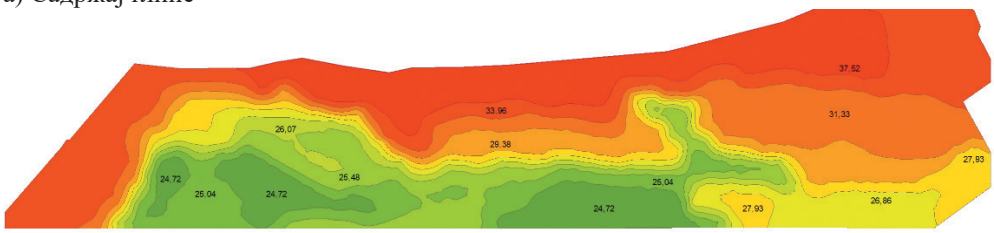


Слика 1. Мапа узорковања на парцели:
а) распоред појединачних тачака, б) менаџмент ЕС зона

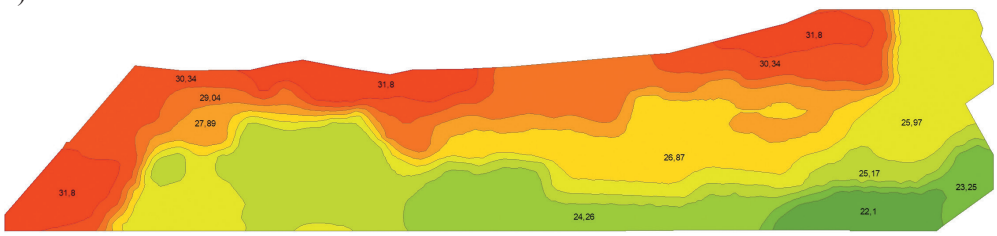


Слика 2. Изглед монолита земљишта дубине 1 m и збијеност земљишта у односу на електропроводљивост земљишта (најтамнија боја на мапи има највишу вредност ЕС)

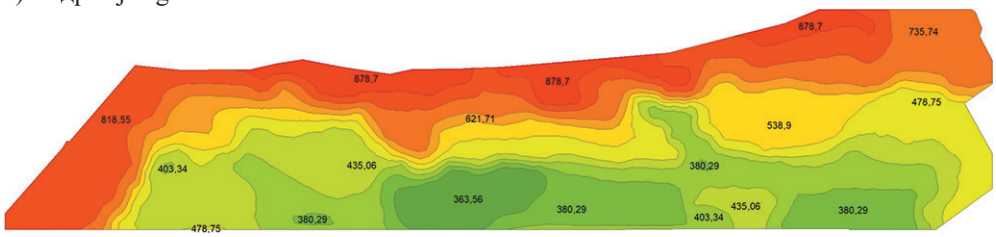
а) Садржај глине



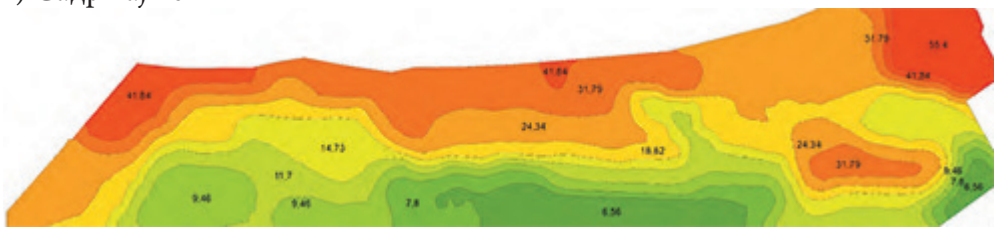
б) CEC



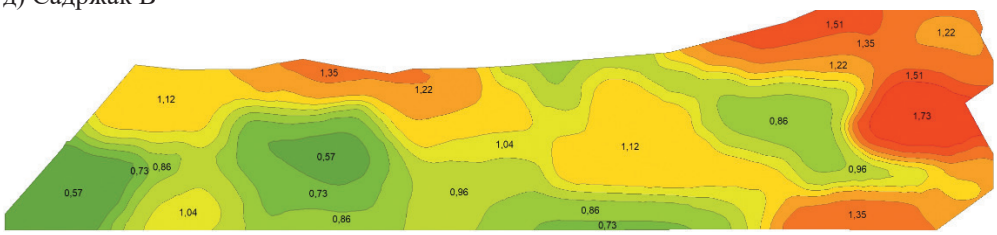
в) Садржај Mg



г) Садржај Fe



д) Садржак B



Слика 3. Просторна варијабилност појединих параметара земљишта у односу на електропроводљивост земљишта извршену снимањем електромагнетном сондом: а) Садржај глине, б) CEC, в) Садржај Mg, г) садржај Fe, д) садржај B

Груписањем узорака (менаџмент зона) у односу на вредности електропроводљивости добијене електромагнетном сондом одређена је варијабилност парцела за сваки посматрани параметар. На Слици 3. приказана је просторна варијабилност за параметре који су показали статистичку значајност на основу примене мултиваријационе анализе главних компонената (PCA). Најзначајнији параметри земљишта који су показали варијабилност, обухватају: садржај глине, измењивачку способност катјона (CEC), садржај магнезијума, садржај лакоприступачног бора, садржај цинка. Прелиминарна истраживања показују да просторна варијабилност, добијена на основу електропроводљивости уз употребу мултиваријационих статистичких анализа, може бити добар алат приликом одређивања менаџмент зона, уз идентификовање варијабилности садржаја појединих хранљивих састојака земљишта. Потребна су даља детаљнија истраживања у односу на остале физичко-хемијске особине земљишта, као и у односу на различите типове земљишта. Нарочито у дужем временском посматрању у односу на обезбеђеност земљишта главним нутријентима као што су N, P, K у корелацији са EC, што би било од највећег значаја за примену ових технологија у пољопривредној производњи. Међународна, научна заједница ужурбано ради на оваквим истраживањима у области која се, условно, може назвати „калибрација сензор електропроводљивости“.

Подаци електропроводљивости земљишта (EC мапе), поред мапа приноса, тренутно представљају једне од најкориснијих врста просторних података, који могу бити основа за одређивање зона управљања плодности земљишта. Ове мапе се могу користити дужи временски период, релативно су економичне и доступне кроз услуге који пружају продавци ђубрива и консултанти у производњи. Комбиновањем мапа електропроводљивости и мапа приноса, њихова анализа геостатистичким алатима може помоћи у даљем усавршавању зона управљања, као и примени варијабилног ђубрења (Рајковић et al., 2020). Ове две врсте података ће, највероватније, посредно открити природне варијације различитих типова земљишта, као и разлике у потенцијалу приноса усева у пољу, што може довести до различитих, прецизнијих препорука за ђубриво, односно омогућити варијабилну примену ђубрива.

Поред сензора електропроводљивости, недавно су развијене и нове технологије за карактеризацију просторне променљивости земљишта, нпр. гама-зраци (Castrignanò et al., 2012), инфрацрвена спектроскопија (vis-NIR) (Mouazen и Kuang, 2016) као и рендгенска флуоресценција (XRF) (Nawar et al., 2019), које све више добијају на значају и окупирају пажњу научне заједнице. Нове технологије, развој статистичких техника (мултиваријационих, геостатистичких), као и примена вештачке интелигенције, знатно су повећале способност прикупљања, анализирања и предвиђања просторних информација повезаних са земљиштем.

У блиској будућности, употреба сензорских технологија и геостатистичких алата биће незаменљива компонента, како у истраживањима, тако и у производњи, односно свим областима која садрже просторну компоненту.

2.2.2. Употреба снимака беспилотних летелица у пољопривреди

2.2.2.1. Појам и историјат употребе беспилотних летелица у пољопривреди

Под беспилотном летелицом се, пре свега, подразумева уређај којим се не управља директно, већ посредно, путем даљинског управљача и одговарајућег софтвера. Иако се први подаци о употреби оваквих уређаја у пољопривреди појављују крајем 20. века, експлоатација беспилотних летелица, односно дронова, доживљава велику експанзију након 2011. године (Frankelius et al., 2017). Током година, ове летелице су различито изгледале, при чему су данас највише заступљени дронови чији су главни делови тело летелице, елисе и батерија (Слика 4). Елисе покрећу електромотори смештени у унутрашњости летелице, при чему енергију за рад добијају из литијум-јонских батерија различитог капацитета. Поред оваквих, постоје и летелице које уместо покретљивих елиса имају фиксна крила, али због компликованије употребе оне су мање заступљене.

Слика 4. Дрон, мултиспектрална камера, литијум-јонска батерија и пропелери

На самом почетку, употреба дронова у пољопривреди се углавном заснивала на третирању усева из ваздуха различитим препаратима за заштиту биља, или прихрану хранљивим елементима. Даљим развојем технологије омогућено је да ове летелице буду опремљене и дигиталним камерама, које могу бити интегрисане, или представљају засебан уређај који се причвршћује на дрон. Овакав систем се данас у пољопривреди користи за прикупљање дигиталних фотографија усева и земљишта. Одговарајућом анализом ових фотографија могуће је добити важне информације о стању биљака као и о самом земљишту на којем се оне гаје (del Cero et al., 2021).

Иако већ сада постоје сателитски снимци високе резолуције, као што су Sentinel, Landsat, MODIS, GeoEye, WorldView и други сателитски сензори, при-

купљање фотографија анализираних објеката може бити проблематично услед облачности, пружајући незадовољавајуће резултате и ограничавајући анализу. Због тога је потребно пронаћи алтернативне начине, како би се превазишла ова проблематика и омогућило ажурирање тренутних информација о земљишту и вегетацији у циљу лакшег планирање и праћење коришћења земљишта. Као таква алтернатива може се користити технологија беспилотних летелица (УАВ). Једна од бројних предности беспилотних летелица у односу на сателите је та што дигиталне фотографије које су прикупљене беспилотним летелицама имају већу просторну резолуцију у поређењу са фотографијама добијеним помоћу сателита. Овај приступ омогућава побољшану и унапређену анализу у поређењу са коришћењем само сателитских снимака (Congalton и Green, 2009).

2.2.2.2. Камере за прикупљање фотографија и вегетациони индекси беспилотним летелицама

Основу камера које се користе за прикупљање фотографија помоћу дрона представљају RGB (Red, Green, Blue) и мултиспектралне камере. Први тип покрива видљиви, односно црвени, зелени и плави део спектра, док други тип, поред наведена три опсега таласних дужина видљивог дела спектра, обухвата и додатне опсеге, као што су Red Edge (црвена ивица) и NIR (блиско инфрацрвени). Поред наведених, постоје и термалне камере, које омогућавају добијање података о температури сниманих објеката, при чему се овај тип камере такође може упарити са одговарајућим дроном. Примена даљинске детекције и правилна анализа дигиталних фотографија омогућује добијање података о расту и развоју биљака, њиховој толеранцији на стресне услове, као и о физиологији, екологији, приносу итд. (Li et al., 2014).

Праћење стања усева обрадом дигиталних фотографија прикупљених дроном обавља се помоћу различитих вегетационих индекса. Ови индекси се добијају комбинацијом појединачних канала који чине RGB, или мултиспектралну фотографију. Постоји велики број вегетационих индекса, који су до сада коришћени у анализи биљног материјала, а неки од њих су: TGI (Triangular Greenness Index), ExG (Excess Green), ExGR (Excess Green Red), CIVE (Color Index of Vegetation Extraction), SAVI (Soil-Adjusted Vegetative Index), MExG (Modified Excess Green), NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) и NDRE (Normalized Difference Red Edge). Наведени индекси који се најчешће користе приликом обраде снимака добијених беспилотним летелицама израчунавају се на основу информација добијених са појединачних канала дигиталних фотографија прикупљених помоћу беспилотне летелице (Табела 3).

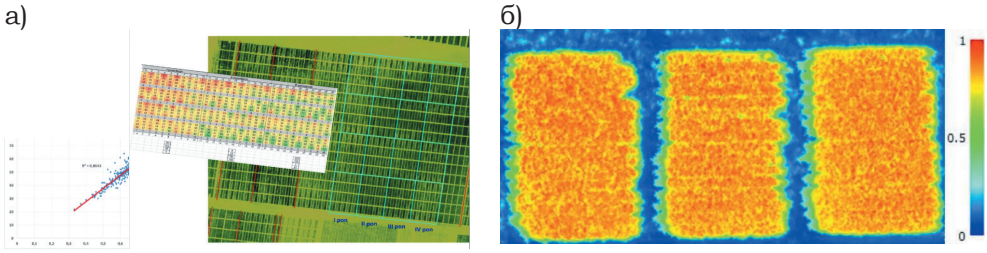
Поред наведених, постоје и бројни други вегетациони индекси који се користе у анализи биљног материјала, ипак најчешће коришћен је NDVI индекс (Слика 5). Овај индекс се креира на основу информација добијених са два спектрална канала, NIR и Red, при чему може да се користи за добијање многих информација о стању усева, као што је садржаја азота (Cabrera-Bosquet

et al., 2011), или процена приноса (Naser et al., 2020). Вредности овог индекса крећу се од 0 до 1, при чему вредности ближе 1 говоре да је усев у добром здравственом стању (слика 5б). NDVI је најпогоднији за коришћење у почетним фазама развоја биљака. На Слици 2 представљане су вредности NDVI индекса више сорти пшенице у зависности од примене азотних ђубрива (0, 50, 100 и 150 kg/ha), као и корелација NDVI индекса израчунатих на основу анализе мултиспектралне фотографије и ручним NDVI уређајем. Остварена је високо значајна корелација између ова два мерна уређаја.

Табела 3. Вегетациони индекси (слова у формулама означавају вредности појединачних канала дигиталне фотографије: – R – црвени, G – зелени, B – плави, RE – црвену ивицу и NIR – блиско инфрацрвени канал)

Вегетациони индекси		Формула	Референца
TGI	Triangular greenness index	G – 0.39R – 0.61B	Hunt et al. (2011)
ExG	Excess Green	2G – R – B	Cermakova et al. (2019)
ExGR	Excess green red	(3G – 2.4R – B) / (R + G + B)	Meyer and Neto (2008)
CIVE	Color Index of Vegetation Extraction	(G – R) / (G + R)	Wan et al. (2018)
SAVI	Soil-Adjusted Vegetative Index	$(G^2 – R^2) / (G^2 + R^2)$	Albetis et al. (2017)
MExG	Modified excess green	1.262G − 0.884R − 0.311B	Burgos-Artizzu et al. (2011)
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index	(NIR – R) / (NIR + R)	Yeom et al. (2019)
NDRE	Normalized Difference RedEdge	(NIR – RE) / (NIR + RE)	Huang et al. (2008)

а) б)



Слика 5. а) NDVI вегетациони индекс више сорти пшенице, б) NDVI вегетациони индекс усева соје (плава боја означава земљиште а црвена усев) на основу огледа спроведеног на огледном пољу Римски Шанчеви, Института за ратарство и повртарство 2019. год.

2.2.2.3. Примери употребе дигиталних фотографија прикупљених дроном

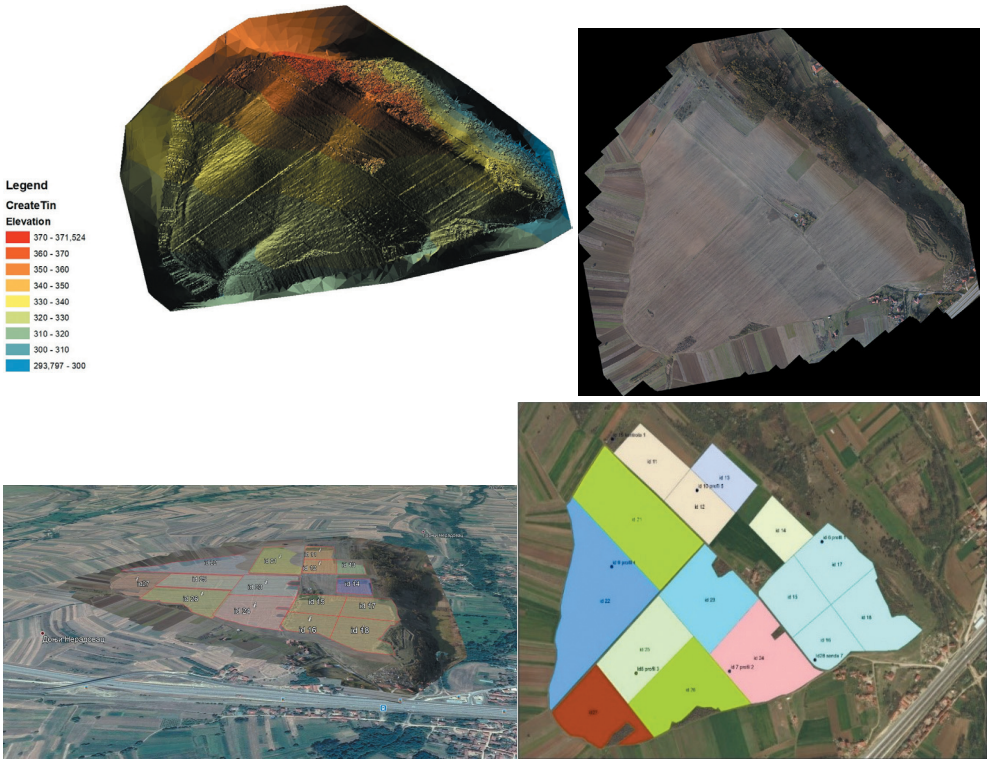
Вегетациони индекси, израчунати на основу анализе дигиталних фотографија усева, могу да се употребе и за добијање података о броју биљака по јединици површине (Ranđelović et al., 2020). Код оваквих истраживања, вегетациони индекси се користе као предиктори у моделима машинског учења, који за крајњи резултат дају податке о броју биљака на начин који захтева много мање времена и физичког рада.

Поред могућности израчунавања вегетационих индекса, дигиталне фотографије прикупљене помоћу беспилотне летелице и одговарајуће камере могу да послуже и за израчунавање висине сниманих објеката. Наиме, у пољопривредним истраживањима све чешће се, на основу анализе дигиталног модела терена (ДМТ) и дигиталног модела површине (ДМП), израчунавају висине биљака различитих култура (Bendig et al., 2015, Kawamura et al., 2020). Ови модели се креирају на основу података који су уписани у свакој фотографији и омогућавају праћење динамике пораста биљака на неинвазиван начин.

Употреба беспилотних летелица може бити значајна и при индентификацији конфигурације терена. У истраживањима за потребе пројекта „Уређење земљишта при подизању винограда на примеру виноградарског рејона Врање“ (Нинков et al., 2017), на парцели површине од 73 ha, предвиђеној за заснивање винограда, извршено је снимање беспилотном летелицом опремљеном РГБ камером у циљу формирања зона узорковања и отварања педолошких профила (Слика 6). На основу креираног дигиталног модела висине (ДМВ) значајно је олакшано успостављање сектора (контролних парцела) за узорковање, као и одређивање позиција за успостављање педолошких профила, односно дефинисање типа земљишта. Педодиверзитет може бити изражен и на мањим површинама од истраживаног подручја. На брежуљкастим теренима јавља се и још један битан фактор – нагиб или инклинација терена. На положајима где је нагиб већи од 10˚, обавезно је терасирање терена (што је доста скупа мера). Квалитет извођења регулационих радова, као и сагледавање свих неопходних параметара приликом заснивања винограда у великој мери утичу на интензитет и појаву ерозије. Употреба снимака високе резолуције из ваздуха значајно могу помоћи приликом сагледавања потреба регулационих радова пре подизања винограда у правцу предлога агротехничких и мелиоративних захвата, и самим тим омогућити стварање повољних услова за пораст, развој и плодоношење винове лозе.

Подаци добијени обрадом снимака беспилотних летелица се већ дуже време користе у многим пројектима мерења земљишта, од раних фаза планирања и пројектовања земљишних радова, па све до процена и праћењу напретка у рударству, грађевинарству, пољопривреди и др. За разлику од традиционалних података топографских истраживања, који су у основи скуп мрежних радова, истраживања беспилотним летелицама укључују ортофото, контурну мапу, диги-

тални модел терена и густи облак тачака. Резултат је високо прецизан, визуелни скуп података, који има могућност даље анализе.



Слика 6. а) Снимак терена у односу на н.в. са еквидистанцом од 10 m, пилот парцела 73 ha; б) ортофото снимак парцеле на локалитету Доњи Нерадовац, Врање; в) распоред парцела за узорковање; г) контролне парцеле и локације педолошких профила

3. Закључна разматрања

У последњих неколико деценија, драстично се повећала могућност добијања просторно оријентисаних информација применом даљинске детекције. Даљинске детекција омогућава анализу биљног покривача и физичко-хемијских особина земљишта без физичког контакта са испитиваним објектима. Подаци добијени даљинском детекцијом могу бити начињени из ваздушног простора, као и са површине терена.

Снимци терена из ваздушног простора (сателитски и аерофото снимци) користе електромагнетно зрачење објеката са површине Земље да би очитали правац, интензитет зрачења, таласну дужину, поларизацији и друге параметре, што омогућава прикупљање података на пространим и/или неприступачним подручјима. Најширу примену су нашли у анализи вегетационог покривача, где

пружају изузетно корисне информације које се могу применити у приликом мониторинга животне средине, очувања биодиверзитета, у пољопривреди, шумарству, урбаним зеленим површинама и другим сродним пољима, а са сврхом брзог, ефикасног и неинвазивног праћења развоја вегетације путем добијања различитих биљних параметара, као улазних података за даље анализе.

Снимци са површине терена могу бити начињени применом различитих врста сензора за електропроводљивост, гама-зрацима, инфрацрвена спектроскопијом (vis-NIR), као и рендгенском флуоресценцијом (XRF). Снимци начињени електромагнетним сондама користе електропроводљивост земљишта да би испитали његове карактеристике, пошто промена физичких и хемијских својстава земљишта утиче на његову способност спровођења електромагнетних таласа. Традиционални методе узорковања и анализе пружају прецизне резултате, али нису одрживи јер захтевају велики број узорака, што доводи до значајног повећања трошкова приликом добијања репрезентативног узорка. Наведена технологија, на брз и лак начин може значајно побољшати карактеризацију земљишних својстава у простору, дефинисањем зона управљања (менаџмент зоне), односно зона узорковања.

Литература

1. Albetis, J., Duthoit, S., Guttler, F., Jacquin, A., Goulard, M., Poilvé, H., Féret, J.-B. and Dedieu, G., 2017. Detection of flavescence dorée grapevine disease using Unmanned Aerial Vehicle (UAV) multispectral imagery. Remote Sens. 9, 308. DOI: https://doi.org/10.3390/rs9040308
2. Baig, M.H.A., Zhanga, L., Shuaia T., Tonga, Q. (2014): Derivation of a tasselled cap transformation based on Landsat 8 at satellite reflectance. Remote Sensing Letters, Vol. 5, No. 5, 423 431, http://dx.doi.org/10.1080/2150704X.2014.915434.
3. Bendig, J., Yu, K., Aasen, H., Bolten, A., Bennertz, S., Broscheit, J., Gnyp, M.L., Bareth, G. (2015): Combining UAV-based plant height from crop surface models, visible, and near infrared vegetation indices for biomass monitoring in barley. Int. J. Appl. Earth Obs., 39, 79–87.
4. Bill, R., Nash, E., Grenzdörffer, G. (2011): GIS in Agriculture. Springer Handbook of Geographic Information, 461–476. doi:10.1007/978-3-540-72680-7_24.
5. Burgos-Artizzu, X.P., Ribeiro, A., Guijarro, M., Pajares, G. (2011): Real-time image processing for crop/weeddiscrimination in maize fields.Comput. Electron. Agr.,75, 337–346.
6. Cabrera-Bosquet, L., Molero, G., Stellacci, A.M., Bort, J., Nogues, S., Araus, J.L. NDVI as a Potential Tool for Predicting Biomass (2011): Plant Nitrogen Content and Growth in Wheat Genotypes Subjected to Different Water and Nitrogen Conditions. Cereal Res. Commun., 39, 147–159.
7. Čakmak, D, Perović, V., Kresović, M., Jaramaz, D., Mrvić, V., Belanović-Simić, S., Saljnikov, E., Trivan, G. (2018): Spatial distribution of soil pollutants in urban green areas (a case study in Belgrade). JOURNAL OF GEOCHEMICAL EXPLORATION, vol. 188, str. 308-317. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.02.001.
8. Čakmak, D., Perović, V., Saljnikov, E., Jaramaz, D., Sikirić, B. (2014): Spatial modeling of ecological areas by fitting the limiting factors for As in the vicinity of mine, Serbia.

Environmental Science and Pollution Research, vol. 21 br. 5, pp. 3764-3773. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-013-2320-7.
9. Castilhos, N.D., Melquiades, F.L., Thomaz, E.L., Bastos, R.O. (2015): X-ray fluorescence and gamma-ray spectrometry combined with multivariate analysis for topographic studies in agricultural soil. Applied Radiation and Isotopes, 95: 63-71.
10. Cermakova, I., Komarkova, J., Sedlak, P. (2019): Calculation of visible spectral indices from UAV-based data: Small water bodies monitoring. 14th Iberian Conference on Information Systems and Technologies (CISTI), 1-5.
11. Cohen, W.B., Spies, T.A. (1992): Estimating structural attributes of Douglas-fir/western hemlock forest stands from Landsat and SPOT imagery. Remote Sens. Environ. 41, 1–17. doi:10.1016/0034-4257(92)90056-P.
12. Congalton, R.G., Green, K. (2009): Assessing the accuracy of remotely sensed data; principles and practices (2nd ed. ed.). New York: CRC/Taylor & Francis.
13. Corwin, D.L., Lesch, S.M. (2005): Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. Computers and electronics in agriculture, 46(1-3): 11-43.
14. Crist, E.P., Cicone, R.C. (1984): A physically-based transformation of Thematic Mapper data - The TM Tasseled Cap. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens., GE-22 3, 256–263. doi:10.1109/TGRS.1984.350619.
15. Del Cerro, J., Cruz Ulloa, C., Barrientos, A., De León Rivas, J. (2021): Unmanned Aerial Vehicles in Agriculture: A Survey. Agronomy 2021, 11, 203. https://doi.org/10.3390/agronomy11020203.
16. Deutsch, C. (2002): Geostatistical Reservoir Modeling. Oxford University Press.
17. Fortes, R., Millán, S., Prieto, M.H., Campillo, C. (2015): A methodology based on apparent electrical conductivity and guided soil samples to improve irrigation zoning. Precision agriculture, 16 (4): 441-454.
18. Frankelius, P., Norrman, C., Johansen, K. (2019): Agricultural Innovation and the Role of Institutions: Lessons from the Game of Drones. J Agric Environ Ethics 32, 681–707.
19. Gitelson, A., Gritz, Y., Merzlyak, M. (2003): Relationships Between Leaf Chlorophyll Content and Spectral Reflectance and Algorithms for Non-Destructive Chlorophyll Assessment in Higher Plant Leaves. Journal of Plant Physiology, vol. 160, pp. 271-282.
20. Gitelson, A.A., Vina, A., Arkebauer, T. J., Rundquist, D. C., Keylan, G., Leavitt, B. (2003): Remote Estimation of Leaf Area Index and Green Leaf Biomas in Maize Canopies. Geophysical Research Letters, 30, 1248, doi: 10.1029/2002GL01650.
21. Herbei, M., Dragomir, L., Oncia, S. (2012): Using satellite images LANDSAT TM for calculating normalized difference indexes for the landscape of Parang Mountains. Journal of Geodesy and Cadastre RevCAD, no.13/2012, pp. 158-167, ISSN 1583-2279.
22. Huang, J., He, F., Cui, K., Buresh, R.J., Xu, B., Gong, W., Peng, S. (2008): Determination of optimal nitrogen rate forrice varieties using a chlorophyll meter.Field Crops Res.,105, 70–80.
23. Hunt, E.R.J., Daughtry, C.S.T., Eitel, J.U.H., Long, D.S. Remote sensing leaf chlorophyll content using a visibleband index.Agron. J.2011,103, 1090–1099.
24. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Climate Change (2014): Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC: Geneva, Switzerland, 2014, p. 151.
25. Isioye, O. A., Akomolafe, E. A., Ikwueze, U. H. (2020): Accuracy Analysis of Sentinel 2A and Landsat 8 Oli+ Satellite Datasets Over Kano State (Nigeria) Using Vegetation

Spectral Indices. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XLIV-3/W1-2020, 2020 Gi4DM 2020 – 13th GeoInformation for Disaster Management conference, 30 November–4 December 2020, Sydney, Australia (online).

26. Jaramaz, D., Perović, V., Belanović, S., Saljnikov, E., Čakmak, D., Mrvić, V. and Životić, Lj. (2013): The ESA Sentinel-2 Mission Vegetation Variables for Remote Sensing of Plant Monitoring. RESPAG 2013 – 2nd International Scientific Conference, May 22-25, 2013, Belgrade, Serbia, pp. 950-961. ISBN: 978-86-80329-76-5.
27. Kaufman, Y.J., Tanre, D. (1992): Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for Eos-Modis. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, volume: 30, issue: 2, pp: 261-270. DOI: 10.1109/36.134076
28. Kauth, R.J. and Thomas, G.S. (1976): The tasseled Cap -- A Graphic Description of the Spectral-Temporal Development of Agricultural Crops as Seen by LANDSAT." Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data, Purdue University of West Lafayette, Indiana, pp. 4B-41 to 4B-51.
29. Kawamura, K., Asai, H., Yasuda, T., Khanthavong, P., Soisouvanh, P., Phongchanmixay, S. (2020): Field phenotyping of plant height in an upland rice field in Laos using low-cost small unmanned aerial vehicles (UAVs). Plant Production Science, 1–14. https://doi.org/10.1080/ 1343943X.2020.1766362
30. Lastovicka, J., Svec, P., Paluba, D., Kobliuk, N., Svoboda, J., Hladky, R., Premysl, Stych, P. (2020): Sentinel-2 Data in an Evaluation of the Impact of the Disturbances on Forest Vegetation. Remote Sensing, 12(12), 1914, https://doi.org/10.3390/rs12121914.
31. Lastovicka, J., Svec, P., Paluba, D., Kobliuk, N., Svoboda, J., Hladky, R., Stych, P. (2020): Sentinel-2 Data in an Evaluation of the Impact of the Disturbances on Forest Vegetation. Remote Sens. 12, 1914. https://doi.org/10.3390/rs12121914
32. Li, L., Zhang, Q., Huang, D. (2014): A Review of Imaging Techniques for Plant Phenotyping. Sensors, 14 (11), 20078–20111.
33. Maksimović, J., Pivić, R., Stanojković-Sebić, A., Jovković, M., Jaramaz, D., Dinić, Z. (2021): Influence of Soil Type on the Reliability of the Prediction Model for Bioavailability of Mn, Zn, Pb, Ni and Cu in the Soils of the Republic of Serbia. Agronomy 11, no. 1: 141. https://doi.org/10.3390/agronomy11010141.
34. Meyer, G.E., Neto, J.C. (2008): Verification of color vegetation indices for automated crop imaging applications.Comput. Electron. Agr.,63, 282–293.
35. Milić, S., Ninkov, J., Zeremski, T., Latković, D., Šeremešić, S., Radovanović, V., Žarković, B. (2019): Soil fertility and phosphorus fractions in a calcareous chernozem after a long-term field experiment. Geoderma. 339: 9-19.
36. Milić, S., Vasin, J., Ninkov, J., Zeremski, T., Brunet, B., Sekulić, P. (2011): Fertility of Privately Owned Plowland Used for Crop Production in Vojvodina, Serbia, Ratarstvo i povrtarstvo, No 48, pp. 359-368, ISSN 1821-3944, UDK: 631/635(051).
37. Molin, J.P., Tavares, T. R. (2019): Sensor Systems For Mapping Soil Fertility Attributes: Challenges, Advances, And Perspectives In Brazilian Tropical Soils. Eng. Agríc. [online]. 2019, vol.39, n.spe [cited 2021-03-03], pp.126-147. Epub Sep 09, 2019. ISSN 1809-4430.
38. Mouazen, A.M., Kuang, B. (2016): On-line visible and near infrared spectroscopy for in-field phosphorous management. Soil & Tillage Research, 155: 471-477. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2015.04.003.

39. Naser, M.A., Khosla, R., Longchamps, L., Dahal, S. (2020): Using NDVI to Differentiate Wheat Genotypes Productivity Under Dryland and Irrigated Conditions. Remote Sens. 2020, 12, 824.
40. Nawar, S., Delbecque, N., Declercq, Y., Smedt, P., Finke, P., Verdoodt, A., Meirvenne, M.V., Mouazen, A.M. (2019): Can spectral analyses improve measurement of key soil fertility parameters with X-ray fluorescence spectrometry?. Geoderma, 350: 29-39.
41. Ninkov, J., Marković, S., Banjac, D., Vasin, J., Milić, S., Banjac, B., Mihailović, A. (2017): Mercury content in agricultural soils (Vojvodina Province, Serbia). Environmental Science and Pollution Research. 24 (12):10966–10975.
42. Ninkov, J., Vasin, J., Marinković, J., Jakšić, S., Bjelić, D., Malićanin, M., Milić, S., Vasiljević, S., Jakšić, D., Živanov, M., Banjac, D., Milošević B., Hansman, Š., Stanivuković, I. (2018): Uređenje zemljišta pri podizanju vinograda na primeru vinogradarskog rejona Vranje. Institut za ratarstvo i povrtarstvo. Sajnos Novi Sad. 2018. 134 str.: ilustr., 21 cm. ISBN 978-86-80417-80-6. COBISS.SR-ID 325229319.
43. Perović, V., Jakšić, D., Jaramaz, D., Koković, N., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2018): Spatio-temporal analysis of land use/land cover change and its effects on soil erosion (Case study in the Oplenac wine-producing area, Serbia). Environmental Monitoring and Assessment, vol. 190 br. 11. https://doi.org/10.1007/s10661-018-7025-4.
44. Perović, V., Jaramaz, D., Životić, Lj., Čakmak, D., Mrvić, V., Milanović, M., Saljnikov, E. (2016): Design and implementation of WebGIS technologies in evaluation of erosion intensity in the municipality of NIS (Serbia). ENVIRONMENTAL EARTH SCIENCES, vol. 75, br. 3. DOI: https://doi.org/10.1007/s12665-015-4857-x.
45. Perović, V., Životić, Lj., Kadović, R., Đordjević, A., Jaramaz, D., Mrvić, V., Todorović, M. (2013): Spatial modelling of soil erosion potential in a mountainous watershed of South-eastern Serbia. Environmental Earth Cciences, vol. 68 br. 1, str. 115-128. DOI: https://doi.org/10.1007/s12665-012-1720-1
46. Rajković, M., Kostić, M., Milić, S., Rakić, D., Dedović, N. (2020): Traktorska vaga, MP-2020/58, registraski broj 1675 U1, Glasnik intelektualne svojine 11/2020, pp. 61.
47. Ranđelović, P., Đorđević, V., Milić, S., Balešević-Tubić, S., Petrović, K., Miladinović, J., Đukić, V. (2020): Prediction of Soybean Plant Density Using a Machine Learning Model and Vegetation Indices Extracted from RGB Images Taken with a UAV. Agronomy 2020, 10, 1108.
48. Ranđelović, P., Đorđević, V., Milić, S., Balešević-Tubić, S., Petrović, K., Miladinović, J., Đukić, V. (2020): Prediction of soybean plant density using a machine learning model and vegetation indices extracted from RGB images taken with a UAV. Agronomy 2020, 10, 1108.
49. Rapinel, S., Mony, C., Lecoq, L., Clément, B., Thomas, A., Hubert-Moy, L. (2019): Evaluation of Sentinel-2 time-series for mapping floodplain grassland plant communities. Remote Sens. Environ. 223, 115–129.
50. Regović, M. (2008): Daljinska detekcija kao metod prikupljanja podataka o prostoru. Vojno tehnički glasnik 1/2008.
51. Rouse Jr., J. W., Haas, R., Schell, J., Deering, D. (1974): Monitoring vegetation systems in the great plains with erts, NASA Special Publication 351, 309.
52. Somvanshi, S.S., Kumari, M. (2020): Comparative analysis of different vegetation indices with respect to atmospheric particulate pollution using sentinel data. Applied Computing and Geosciences, Volume 7. https://doi.org/10.1016/j.acags.2020.100032.

53. Sudduth, K.A., Kitchen, N.R., Bollero, G.A., Bullock, D.G., Wiebold, W.J., (2003): Comparison of electromagnetic induction and direct sensing of soil electrical conductivity. Agron. J. 95, 472–482.
54. THE EUROPEAN SPACE AGENCY (2015): Sentinel Online - Radiometric Resolutions. Available at: https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/resolutions/radiometric (accessed 01.02.2021).
55. Vasin, J., Ninkov, J., Milić, S., Marinković, J., Jakšić, S., Čanak, P., Gavrić, M. (2019): Strateško upravljanje podacima o kvalitetu zemljišta na primeru opštine Bački Petrovac-akronim „SKUP“. Rezultat Projekta TR 31072: „Stanje, tendencije i mogućnosti povećanja plodnosti poljoprivrednog zemljišta u Vojvodini.
56. Viscarra Rossel, R., Walvoort, D.J.J, McBratney, A.B., Janik L.J., Skjemstad J.O. (2006): Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. Geoderma, 131(1-2): 59-75.
57. Wan, L., Li, Y., Cen, H., Zhu, J., Yin, W., Wu, W., Zhu, H., Sun, D., Zhou, W., He, Y. (2018): Combining UAV-based vegetation indices and image classification to estimate flower number in oilseed rape. Remote Sens., 10, 1484.
58. Xue, J., Su, B. (2017): Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications. Hindawi, Journal of Sensors, Volume 2017. https://doi.org/10.1155/2017/1353691.
59. Yeom, J., Jung, J., Chang, A., Ashapure, A., Maeda, M., Maeda, A., and Landivar, J. (2019): Comparison of vegetation indices derived from UAV data for differentiation of tillage effects in agriculture. Remote Sens. 11, 1548. DOI: https://doi.org/10.3390/rs11131548
60. Yuanhuizi, He., Changlin, W., Fang, C., Huicong, J., Dong, L., Aqiang, Y. (2019): Feature Comparison and Optimization for 30- M Winter Wheat Mapping Based on Landsat-8 and Sentinel-2 Data Using Random Forest. Algorithm. 170, 39–50.
61. Zhang, Y. (2011): Introduction to Geostatistics. Zhang Dept. of Geology & Geophysics University of Wyoming.
62. Životić, Lj., Perović, V., Jaramaz, D., Đordjević, A., Petrović, R., Todorović, M. (2012): Application of USLE, GIS, and Remote Sensing in the Assessment of Soil Erosion Rates in Southeastern Serbia. Polish Journal of Environmental Studies, vol. 21 br. 6, str. 1929-1935.

Гоч, фото др С. Белановић Симић, 2009.

Гоч, локалитет Равнине, фото др С. Белановић Симић, 2009.

Слив реке Трешњице, фото др С. Лукић, 2020.

Завојско језеро, Стара планина, фото др С. Лукић, 2021.

II Процена физичке деградације - ерозија

Снежана Белановић Симић

„Наш задатак мора бити слобода у ширењу саосећања тако да обухватимо сва жива бића и целу природу и њену лепоту“
Albert Einstein

Ерозија земљишта (водна и еолска), као геолошки процес, значајно убрзан антропогеним активностима неадекватног управљања земљишним простором највише је и најдуже проучаван облик деградације на простору југоисточне Европе. Услед неправилног управљања земљишним простором, ерозију прати и хемијска деградација земљишта, о којој ће бити дискусије у следећој области ове публикације.

Еолска ерозија се углавном везује за аридна, семиаридна и сува субхумидна подручја, као и за равничарска подручја. Процена губитака земљишта услед еолске ерозије приказана је у Поглављу 6, а поред директног мерења, дискутовани су WEQ модел, RWEQ модел, WEPS модел, и приказана примена модела базирана на *fuzzy* логици.

Процена губитака земљишта изазвана водном ерозијом разматрана је приказом више модела, међу којима је и метод потенцијала ерозије (метод професора Гавриловића, 1972), развијен на основу теренских и лабораторијских проучавања на подручју Балкана у другој половини прошлог века. У Поглављу 7, МПЕ (метод потенцијала ерозије) је приказан у оригиналној верзији на савремен начин, као и модификација метода, уз јасну формулацију предности и недостатака традиционалног приступа. Такође, приказани су и модели за процену губитака земљишта од водне ерозије и то: USLE модел (Поглавље 8), WaTEM/SEDEM модел (Поглавље 9) и InVest SDR модел (Поглавље 10). Сви модели су развијени на основу USLE модела, а њихова употреба у квантификацији ерозије је кључна, мада су неопходне калибрације и валидације модела за одређене регионе, да би сваки од њих добио практичну употребљивост. Да би се модели применили, потребно је утврдити несигурност улазних параметара и утицај на калибрацију модела. За појединачне моделе описан је процес верификације, тј. провере свих елемената, који претходи калибрацији и валидацији модела.

Процена осетљивости земљишног простора за одређени вид деградације може се одредити применом MEDALUS модела, што је детаљно приказано у Поглављу 11.

Поглавље 6

Процена деградације земљишта услед еолске ерозије

Аутори:
Др Сара Лукић*,
MSc Александар Баумгертел

Садржај:

1. Увод
1.1. Механизам настанка процеса еолске ерозије
1.2. Ефекти деловања еолске ерозије
2. Квантификација процеса еолске ерозије и процена угрожености еолском ерозијом
2.1. Мерење интензитета еолске ерозије применом механичких хватача
2.2. Модели за процену угрожености еолском ерозијом
2.3. Примена ГИС-а за процену угрожености
3. Примена концептуалног модела базираном на фази логици (fuzzy logic)
4. Процена угрожености од еолске ерозије на подручју Војводине
Литература

Assessment of land degradation due to wind erosion

Abstract – Wind erosion is causing land degradation, which has affected a 42 million hectares of agricultural land on the European continent. This process leads to numerous negative effects, such as the loss of fine soil particles and organic matter. A large number of different models have been developed to estimate the intensity of wind erosion. The models were developed on the basis of measurements using mechanical sediment traps. The field measurement results can also serve for model validation. Some of the most commonly used models are WEQ, RWEQ, TEAMS, WEPS, but lately the application of conceptual models has become very common. Such models have been applied worldwide and have mainly been based on the application of *fuzzy logic*, which has certain advantages in the weighting of criteria compared to *boolean logic*. Sensitivity to wind erosion in Vojvodina (Republic of Serbia) was estimated by conceptual model. The applied model includes the analysis of the main indicators of the sensitivity to wind erosion in study area, namely vegetation, soil, and climate. The results obtained showed that the most endangered areas are the southeastern and northern parts of the study area. The highest wind speeds were recorded in the southeastern parts, while in the northern parts of the study area the soils are characterized by poorer quality and insufficiently able to resist erosion processes. The results of the model were validated based on sediment measurements at two localities in Vojvodina. The results indicated "*hot spot*" zones that can further be the starting point in the land management planning.

Key words: wind erosion, WEQ, RWEQ, WEPS, conceptual models, fuzzy logic.

* e-mail: sara.lukic@sfb.bg.ac.rs

1. Увод

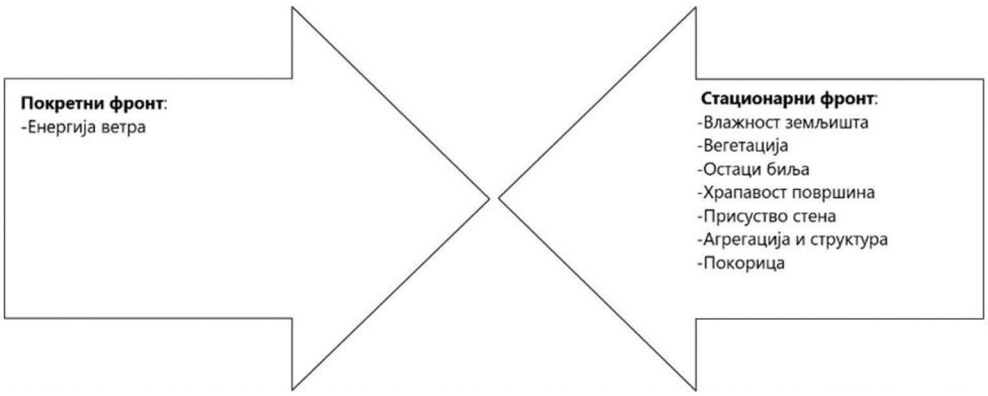
Ерозија ветром, позната и као еолска ерозија, изазива деградацију земљишног простора широм света у широком спектру еколошких услова средине. Њен утицај се одражава у еколошкој и економској сфери, као и на здравље људи (Shi et al., 2004; UNCCD, 2017; Duniway et al., 2019; Ayub et al., 2020; Zhang et al., 2020). Еолска ерозија је природни процес који настаје под утицајем ветра, а има појачане ефекте у условима смањене влаге и одсуства вегетационог покривача (Weinan and Fryrear 1996; Laity, 2016). Често је повезана и са дезертификацијом, која представља процес деградације земљишног простора који се најчешће јавља у аридним, семиаридним и сувим субхумидним подручјима, где продуктивност земљишта зависи од расположивости воде (UNCCD, 1994). Аридна подручја су најосетљивија на деловање еолске ерозије услед ретког вегетационог покривача и/или оскудне биомасе и сурове климе (мала количина падавина, јаки ветрови итд.). Еолска ерозија се обично везује за равничарске пределе, мада није ретко да се јавља у брдско-планинским пределима на висоравнима, као и локалитетима изложеним деловању ветра и падавинске воде, као што су врхови, гребени и сл., где се појачава дејство водне ерозије (Lujić, 1973). Стопа еолске ерозије у аридним подручјима, која покривају 40% укупног светског копна, према Li et al. (2004), прети да превазиђе водну ерозију. Процењено је да је око 28% укупног светског копна захваћено деградацијом изазваном процесима еолске ерозије (ESDAC JRC, 2016). У Европи је еолском ерозијом највише погођено семиаридно подручје Медитерана, али и подручја умерене климе у државама северне Европе.

Процењено је, JRC (2016), да је чак 42 милиона ha пољопривредног земљишта на европском континенту угрожено процесом еолске ерозије. Према начину коришћења земљишног простора, пољопривредне површине, које се мењају у простору и времену (Negyesi et al., 2019) су посебно угрожене. Интензивна пољопривредна производња је широм света често повезана са пределима непрегледних ораница, готово без присуства дрвенасте вегетације (Слика 1). Недовољна заштита коју пружају усеви, неправилно управљање жетвеним остацима и начин обраде чине пољопривредна земљишта веома осетљивим на еолску ерозију (Blanco and Lal, 2008). Такви пејзажи пореде се са пустињом, тзв. аграрна пустиња. На пољопривредном земљишту, еолска ерозија изазива уклањање и транспорт биолошки најактивнијег површинског слоја земљишта, који је и најбогатији органском материјом и нутријентима (Funk and Reuter 2006, Negyesi et al., 2019). Осим тога, оштећује усеве утичући на раст биљака, квалитет и квантитет усева, и погоршава услове животне средине повећавајући количину честица прашине у атмосфери (Lyles, 1988; Duniway et al. 2019; Marcias-Corral et al., 2020).

Слика 1. Пољопривредна производња на подручју АП Војводине (фото: Дожић С.)

У процесу еолске ерозије делују две супротстављене силе (Fryrear et al. 1998) (Слика 2):

1. Сила којом ветар тежи да покрене честице
2. Силе које се одупиру ерозивном деловању ветра



Слика 2. Супротстављене силе у процесу еолске ерозије (Fryrear et al. 1998)

Енергија ветра, као ерозивни фактор, представља покретни фронт и кроз њу је изражена сила којом ветар тежи да покрене честице земљишта. Покретном фронту супротставља се стационарни фронт, кога представљају природна отпорност земљишта на деловање силе ветра и присуство вегетације или биљних остатака на површини. Еолска ерозија настаје када енергија ветра пређе критичан ниво отпорности земљишта.

Природни фактори који доприносе развијању процеса еолске ерозије обухватају: климатски фактор; особине и стање земљишта у погледу еродибилности; микрорељеф, који обухвата аеродинамичку храпавост, геометрију површине, стање усева и жетвених остатака, неародибилних елемената, као и различите форме макрорељефа, укључујући и препреке од дрвенасте вегетације у различитим формама (Shao, 2008). Велики број различитих фактора чини процес еолске ерозије веома варијабилним у простору и у времену, што моделo-

вање еолске ерозије чини комплексним. Природни фактори су у моделима за процену еолске ерозије изражени преко релевантних параметара (Woodruff and Siddoway, 1965; Fryrear et al. 1998; Hagen, 1991). Антропогени фактори еолске ерозије везани су за управљање земљишним простором и праксе у оквиру пољопривредних активности, и обухваћени су у моделима за процену еолске ерозије (нпр. RWEQ, WEPS и сл.). Људска активност, која обухвата деструктивно деловање као што је интензивна обрада земљишта, претерана испаша, прекомерна сеча шума за потребе огревног дрвета и неправилно коришћене земљишних и водних ресурса, доводе до уништавања природног вегетационог покривача као битног фактора који се одупире деловању еолске ерозије (Shi et al., 2004). Према Liu et al. (1992), људски фактори доприносе развијању процеса еолске ерозије са приближно 78% у односу на природне, који доприносе са око 22%. Природни и антропогени фактори су у интеракцији, и са напредовањем процеса еолске ерозије долази до значајних промена на површини земљишта, и у физичком и у хемијском погледу (Shao, 2008).

Климатски фактор дефинисан је параметрима као што су ветар, падавине и температура, који су и кључни за процес еолске ерозије (Yang and Lu, 2016; Marcias et al., 2020). Ерозивна снага ветра одређена је правцем и брзином ветра, док су количина и дистрибуција падавина и температура у директној вези са количином расположиве влаге. Климатске промене значајно утичу на интензитет еолске ерозије (Sharratt et al., 2015; Li et al., 2020; Liddcoat et al., 2012; Mezosi et al., 2016). Од почетка 21. века расте забринутост због ефеката климатских промена и њиховог негативног утицаја на велики број процеса и компонената глобалног екосистема. Према климатском моделу ЕБУ-ПОМ, развијеном за југоисточну Европу, према песимистичком сценарију А2, у периоду од 2071. до 2100. године очекује се повећање средње годишње температуре ваздуха за 3,7°C, а истовремено смањење годишње количине падавина за 10% (Ђурђевић, 2010; Vuković и сар., 2018).

Стање и особине земљишта сублимирани су у фактору еродибилности земљишта. Фактор еродибилности показује колико је земљиште способно да се одупре ерозивној сили ветра. Поред инхерентних физичких и хемијских особина које утичу на способност земљишта да се одупре еолској ерозији, међу које спадају текстура, хидрауличка својства, густина, структура, садржај органске материје (Colazo and Buschiazzo, 2010; Stredova et al., 2015), утиче и тренутно стање земљишта у погледу садржаја влаге, збијености и присуства покорице (Fan et al., 2008).

Карактеристике површине које повећавају храпавост површине, као што су усеви, жетвени остаци, природна вегетација и шумски заштитни појасеви, повећавају отпорност на деловање еолске ерозије. Утицај вегетационог покривача је један од кључних фактора који редукује еолску ерозију и емисију прашине (Podhrazska et al., 2015; Bartus et al., 2017; Luo et al., 2020). Присуство вегетације издиже раван аеродинамичке храпавости од површине земљишта штитећи га

на тај начин од директног деловања ветра (Morgan, 2005). У подручјима интензивне пољопривреде, пошумљавања на већим површинама би ометала несметано функционисање начина коришћења земљишног простора. Као прихватљиво решење у виду линијских засада дрвенасте и жбунасте вегетације уз ободе њива, тзв. шумски заштитни појасеви се примењују још од краја 19. века (Lujić, 1973; Lukić, 2019). Улога шумских заштитних појасева (ветрозаштитних појасева, пољезаштитних појасева на пољопривредним површинама и др.) је потврђена у смањењу брзине ветра и турбуленције (Woodruff and Siddoway 1965; Heisler and Dewalle 1988; Лукић и Дожић 2006а; Лукић и Дожић 2006б; Středová et al., 2012). Бројни ефекти деловања шумских заштитних појасева су директној или индиректној вези са њиховим утицајем на начин струјања ваздуха и смањење брзине ветра. Директан ефекат се огледа у контроли еолске ерозије, побољшању микроклиме у заштићеној зони и смањењу механичких оштећења биљака. Утицај различитих типова вегетационог покривача на смањење стопе еолске ерозије и емисије прашине потврђен је бројним истраживањима (Lukić и Dožić 2007; Li et al., 2007). Вегетациони покривач и шумски заштитни појасеви, поред примарне улоге у контроли еолске ерозије, обезбеђују и бројне друге функције, од очувања и унапређења биодиверзитета (Xie et al., 2018), заштите квалитета вода (Thevs et al., 2017) до акумулације угљеника, за коју шумски заштитни појасеви имају велики потенцијал (Fortier et al., 2010; Amichev, 2017, Lukić et al.; 2018)

У климатским условима који погодују аридизацији, на хомогеним аграрним комплексима без присуства шумске вегетације, потенцијална угроженост процесима деградације земљишта и целокупног земљишног простора је веома велика. То потврђује истраживање спроведено на подручју Војводине, где се најугроженије зоне поклапају са зонама где често дувају ветрови брзине преко 12,4 $m \cdot s^{-1}$, са земљиштима смањеног садржаја органске материје, у чијој текстури доминира фракција песка и где је веома оскудан вегетациони покривач (Baumgertel et al., 2019).

1.1. Механизам настанка процеса еолске ерозије

Еолска ерозија је динамички процес у коме се откидају и премештају честице земљишта под дејством ерозивне силе ветра. Честице земљишта се покрећу када је: 1) кинетичка енергија ветра довољно велика да покрене честице земљишта, 2) када је земљиште подложно ерозији због својих својстава као што су: текстура, садржај органске материје и садржај влаге, и 3) недостатак вегетације, неродибилног материјала или снега (Bagnold, 1941; Nordstrom and Hotta, 2004; Shao, 2008; Borrelli et al., 2014). Ветар, као основни фактор који изазива еолску ерозију, доводи до покретања (откидања и транспорта) честица земљишта.

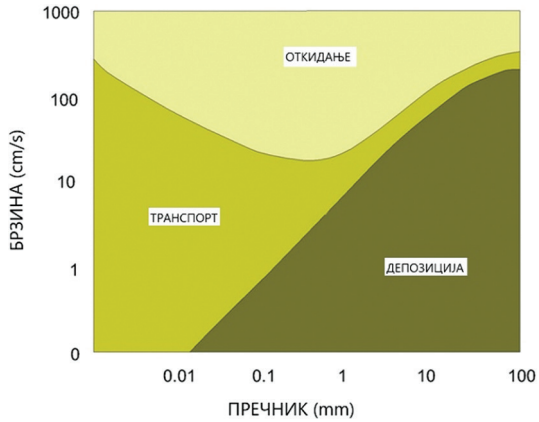
Процес еолске ерозије се састоји од два основна процеса, а то су дефлација и абразија (Laity, 2016), и може бити објашњен и кроз деловање три међу-

собно повезана процеса (откидања, транспорта и депоновања), који се међусобно смењују у зависности од степена израженості ерозивног фактора (енергије ветра).

Дефлација је доминантан процес који изазива еолску ерозију. Приликом дефлације долази до издувавања некохерентних, ситних честица са површине које су уситњене природним процесима распадања деловањем атмосферилија или приликом обраде земљишта. Као резултат дефлације могу се јавити мања или већа удубљења у рељефу. Дефлација и њен интензитет зависе од брзине ветра и величине честица. Брзина ветра је директно пропорционална дефлацији, док је величина честице обрнуто пропорционална (Gonzales et al., 2017).

Абразија настаје механичким деловањем честица које се крећу салтацијом на кохерентни материјал. Абразија резултује оштећивањем како стенског материјала, тако и биљака на путу транспорта еолског материјала (Gonzales et al., 2017). Степен утицаја абразије зависи од састава (густине и чврстоће), облика и величине честица еолског наноса (Laity, 2016). Густина честица еолског наноса директно утиче на укупну кинетичку енергију, док чврстоћа одређује да ли ће се кинетичка енергија утрошити на оштећење објекта/биљке или на деформисање саме честице.

У процесу депозиције, ерозивни фактор је знатно ослабљен. Који од процеса (откидање, транспорт, депозиција) ће у неком моменту бити доминантан, зависи од брзине ветра и пречника честице.



Слика 3. Однос ерозије, транспорта и депозиције са променом брзине ветра и пречника честице (Lukić, 2019)

Откидање. Откидањем започиње процес ерозије када брзина ветра достигне и прекорачи ***праг брзине*** покретања честица. Оно зависи од карактеристика честица и њиховог међусобног односа у различитим типовима земљишта.

Праг брзине покретања честица земљишта ($m \cdot s^{-1}$) се одређује комбиновањем једначине критичне брзине трења [1] и логаритамског закона [2].

Критична брзина трења представља напон смицања које се може изразити у јединици за брзину, потребан да се честица земљишта откине. Према Cornelis and Gabriels (2005), критична брзина трења је у функцији ρ_s - густине честица ($kg \cdot m^{-3}$), ρ_f - густине флуида ($kg \cdot m^{-3}$), g - убрзања гравитације ($m \cdot s^{-1}$), d - пречника честице (m) и A_1 и A_2 - коефицијената који износе 0,013 и $1{,}695 \times 10^{-4}$ Nm^{-1} и израчунава се:

$$u_{*t} = \sqrt{A_1 \left[1 + A_2 \frac{1}{(\rho_s - \rho_f) g d^3}\right] \sqrt{\frac{\rho_s - \rho_f}{\rho_s} g d}} \quad [1]$$

Брзина покретања честица ($m \cdot s^{-1}$) зависи од просечне брзине ветра $U_{(z)}$ ($m \cdot s^{-1}$) на висини z (m) и тај однос је дефинисан логаритамским законом (Panofsky и Dutton, 1984; Vigiak et al. 2003). Према логаритамском закону (Prandtl, 1935) u - брзина ветра на висини z ($m \cdot s^{-1}$) је у функцији z_0 – висине аеродинамичке храпавости и k – Вон Карманова константа која износи ≈ 0,4:

$$u = \frac{u^*}{k} ln \left[\frac{z}{z_0}\right] \quad [2]$$

У присуству различитих препрека, укључујући вегетацију, долази до подизања ефективне висине аеродинамичке храпавости z_0 на висину d тј. вредност z_0 постаје z_0+d. Ефективна висина аеродинамичке храпавости у присуству вегетације налази се на висини од око 70% висине биљака - x (Troeh et al. 1980; Kadović, 1999; Morgan, 2005), а може се израчунати и према једначини Zobeck and Van Pelt (2014) [3]:

$$d = \frac{2}{3} h \quad [3]$$

Брзина ветра на висини z - $U_{(z))}$ под различитом вегетацијом може се израчунати увођењем аеродинамичког измештања d у присуству вегетације у једначину логаритамског закона [4]:

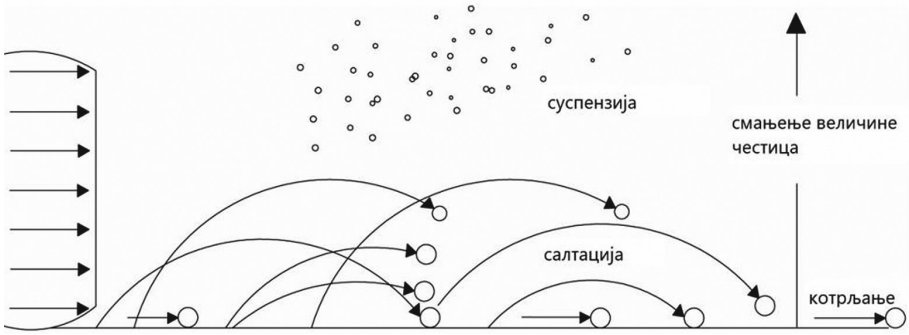
$$U_{(z)} = \frac{u^*}{k} ln \left[\frac{z-d}{z_0}\right] \quad [4]$$

Транспорт. Када се честица откине, почиње транспорт. Честице се могу кретати котрљањем, салтацијом и суспензијом (Bagnold, 1941) (Слика 4).

Котрљање. Достизањем критичне брзине, честица земљишта се откида/покреће и почиње да се котрља по површини. Са повећањем кинетичке енергије ветра, под утицајем силе узгона, котрљајућа честица прелази у скоковити начин кретања – салтацију.

Салтација. Висина до које се крећу честице салтацијом износи 15–30 cm. Када честица достигне максималну висину, под утицајем силе гравитације почиње да се креће по благо силазној путањи и пада на површину под углом од 6–12°. При додиру са површином земљишта, честица изазива покретање околних честица земљишта и доводи до повећања укупног броја честица које су у покрету.

Суспензија. Суспензија је лебдећи начин кретања честица. На тај начин се крећу најситније честице еолског наноса.



Слика 4. Начини транспорта честица (Blanco and Lal, 2008)

Начин транспорта честица земљишта у процесу ерозије зависи од величине честице и од брзине ветра.

- Ситне честице (< 0,1 mm) земљишног праха обично се крећу у суспензији.
- Честице средње величине (0,1–0,5 mm) у салтацији.
- Крупне честице (0,5–2,0 mm) котрљањем.

Већина честица земљишта транспортује се салтацијом (50–70% честица покренутих еолском ерозијом). Суспензијом се транспортује 30–40% честица, док се по површини котрља 5–25% (White, 1997).

Честице, које се крећу на различите начине, прелазе различите раздаљине у следећем распореду: котрљање < салтација < суспензија. Раздаљина коју честице у суспензији прећу разликује се од раздаљине коју прећу честице у салтацији и котрљајуће честице, које прелазе мање раздаљине од честица у суспензији.

Транспорт зависи од дужине огољеног поља (Woodruff and Siddoway, 1965). Количина честица које се транспортују у суспензији повећава се са повећањем дужине огољеног поља и брзине ветра.

Депозиција. Када кинетичка брзина ветра опадне (тј. када се смањи брзина ветра), долази до смањења преносног капацитета (*carrying capacity*) и честице почињу да се депонују. Прво почиње депозиција крупних честица, а затим ситнијих. Такође се мењају начини кретања, тако да честице које су се кретале у суспензији прелазе на скоковити начин кретања, оне које су се кретале у салтацији почињу да се котрљају, док се котрљајуће честице заустављају, итд. Транспортоване честице се депонују на одређеном растојању од извора као резултат нагле промене у преносном капацитету.

1.2. Ефекти деловања еолске ерозије

Еолска ерозија је у прошлости била занемарена као процес деградације. Међутим, тек када је препозната као узрок наглог смањења плодности земљишта и као извор атмосферског загађења, посвећена јој је већа пажња (Oldemann et al., 1990; Gobin et al., 2003; Funk and Reuter, 2006).

Ефекти деловања еолске ерозије су присутни на локацији где се дешава процес дефлације (*on-site* ефекти), али и изван тих локација, на путу транспорта еолског наноса и на местима депозиције честица (*off-site* ефекти). Главни *on-site* ефекат еолске ерозије је опадање квалитета земљишта, чији је узрок одношење површинског слоја земљишта са највећим садржајем органске материје и нутријената (Buschiazzo and Funk 2015; Négyesi et al. 2019), као и редукција капацитета ретенције. Због исушујућег деловања ветра, у органским земљиштима стабилност структурних агрегата опада и повећава се садржај сувог еродибилног материјала, док се смањује садржај органске материје (Zobeck et al., 2013; Kučera and Podhrazska, 2016). Фактор који погоршава стање земљишта и ствара услове за развијање еолске ерозије су праксе обраде и коришћења земљишта, које посебно утичу на најфиније честице земљишта, чинећи га посебно осетљивим на еолску ерозију (Blanco and Lal 2008). Пољопривредним земљиштима се вештачким ђубривима може, донекле, ублажити ефекат губитка плодности, међутим то може изазвати *off-site* ефекат повезан са загађењем подземних и површинских вода. *Off-site* ефекти еолске ерозије се огледају у штетном деловању на здравље, изазваном олујама прашине и оштећењима на саобраћајној, комуникационој и инфраструктури за наводњавање и одводњавање (Shi et al., 2004; Kisić, 2017). На путу транспорта честица еолског наноса, услед абразије долази до оштећивања биљака. Честице еолског наноса оштећују усеве и природну вегетацију, посебно младе биљке, а често долази и до ископавања корена и излагања исушивању (Riksen 2004; Gonzales et al., 2017). То значајно умањује виталност биљака и усева, и чини их подложним нападима биљних обољења и штеточина. Сем тога, турбулентно струјање ваздуха доводи до повећања евапотранспирације и даље утиче на смањење влаге у земљишту. На локацијама где кинетичка енергија ветра није довољна да транспортује еолски нанос, *off-site* ефекти такође се уочавају у процесу депозиције, који се манифестују засипањем оранице и младих усева на њима.

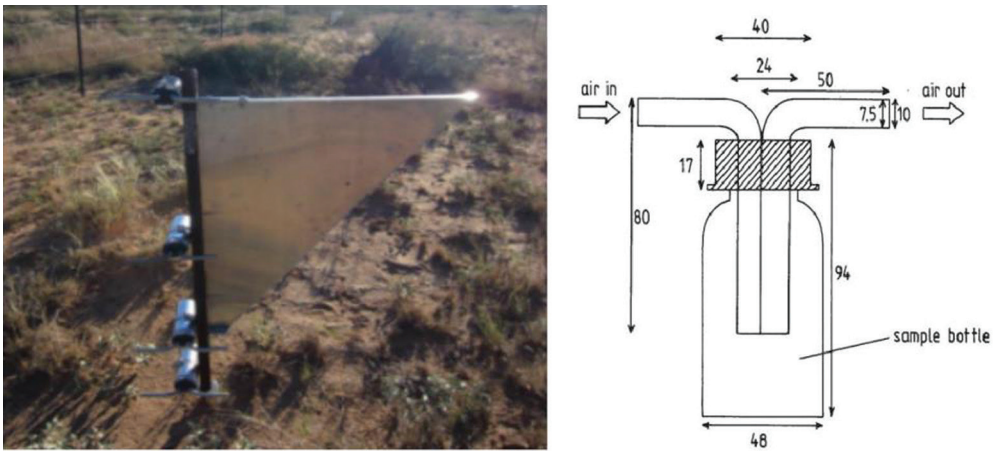
Темпо деградације земљишног простора померио је фокус са *on-site* ефеката, који су углавном везани за економске ефекте, на *off-site* ефекте који се тичу утицаја на животну средину (Funk and Reuter, 2006).

2. Квантификација процеса еолске ерозије

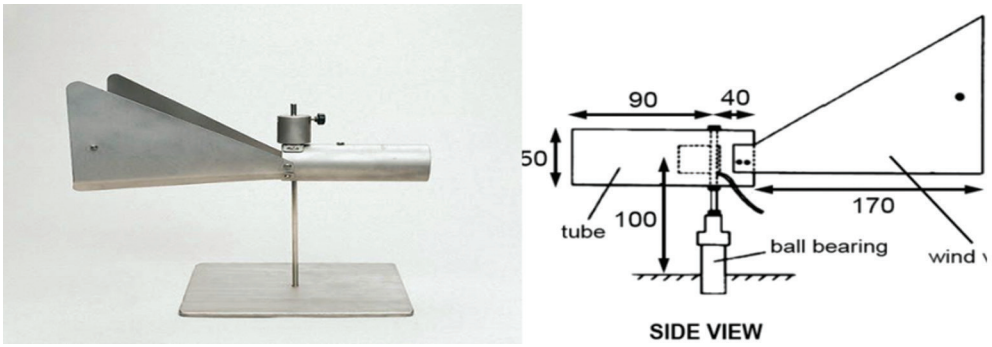
2.1. Мерење интензитета еолске ерозије применом хватача еолског наноса

Интензитет ерозионих процеса се може квантификовати мерењем губитака земљишта, односно количине покренутог материјала. За те потребе, дизајниран је велики број хватача еолског наноса, који „хватају" покренуте честице земљишта, које се крећу салтацијом или у суспензији (Fryrear et al., 1991). Хватачи еолског наноса могу бити једноставни механички уређаји, или пак софистицирани уређаји са уграђеним електричним сензорима (Goossens et al., 2018). Хватачи се могу разликовати у односу на то да ли су дизајнирани за при-

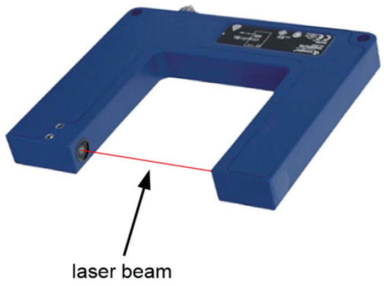
мену у теренским или лабораторијским условима (тунелски експерименти), разлике могу бити у њиховој мобилности, тј. да ли су мање или више преносиви, или у погледу њихове осетљивости за детекцију честица земље различите гранулације (Basaran et al., 2011). Прва истраживања у којима је мерен еолски нанос применом експерименталних тунела и у оквиру којих су дизајнирани први хватачи еолског наноса спроведена су од стране Bagnold (1939) и Chepil and Milne (1939). Од тада па до данас, даљим развојем технологије, развијен је велики број хватача еолског наноса, а неки од најчешће примењивани су: Modified Wilson and Cook (MWCA) (Слика 5), *Saltiphone* (Слика 6), Wenglor (Слика 7), модификовани САНТИ (Слика 8), Big Spring Number Eight (BSNE) (Слика 9). Стандардан уређај за мерења еолског наноса према документу Стандардне методе за истраживања развоја модела еолске ерозије, је MWCA (Webb et al., 2019).



Слика 5. MWCA хватач наноса (Webb et al., 2019; Goossens et al., 2018)

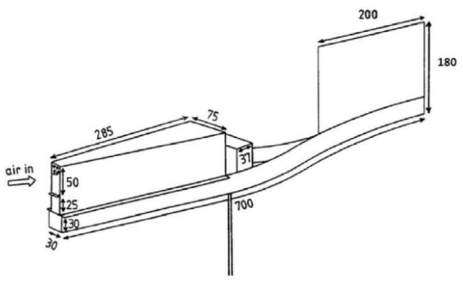


Слика 6. Saltiphone (Goossens et al., 2018)



Слика 7. „Wenglor" хватач еолског наноса (Goossens et al., 2018)

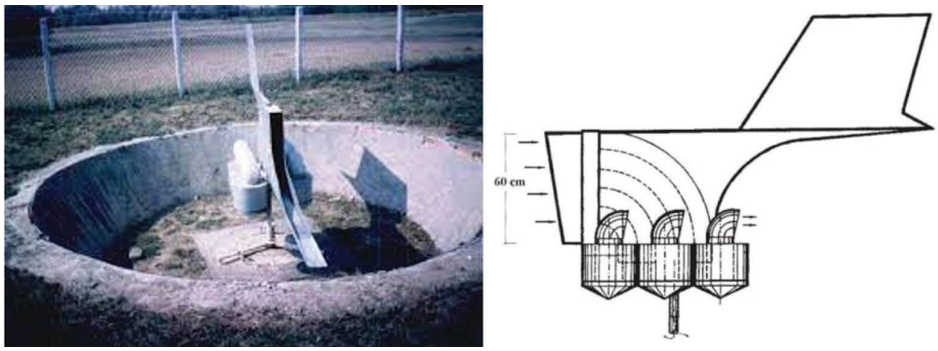
Слика 8. Модификована SANTRI платформа (Goossens et al., 2018)



Слика 9. Big Spring Number Eight (BSNE) (Zabihi et al., 2018)

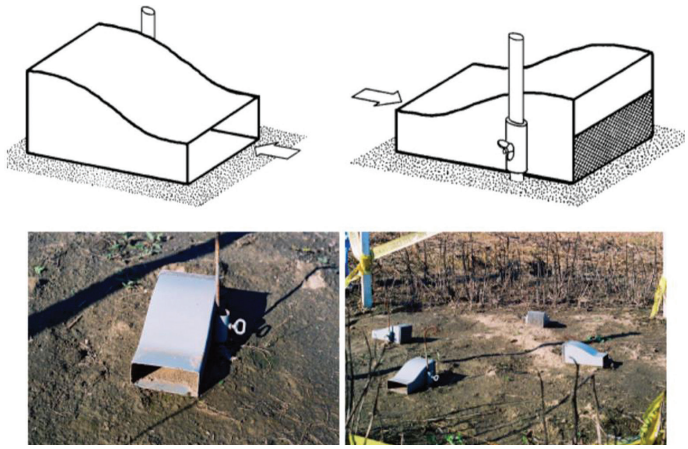
Хватачи еолског наноса прихватају честице земљишта у посебно дизајниране делове. На тај начин је могуће прецизно измерити количину еолског наноса која се преноси у процесу еолске ерозије. Мерења на терену применом хватача еолског наноса представљају есенцијална истраживања, која могу бити основ за развијање модела за процену угрожености неког подручја еолском ерозијом. У том контексту, Velojić (2016) наводи да су истраживања са ротационим „пивот" хватачима претходила изради симулационих модела за процену интензитета еолске ерозије - WEPS. С друге стране, подаци добијени применом хватача еолског наноса могу да служе за валидацију резултата добијених применом одређених модела.

На основу истраживања спроведених у Републици Србији, крајем 60-их година двадесетог века конструисан је мерач транспорта еолског наноса (Jevtić, 1975), који је касније коришћен за мерење транспорта еолског наноса на подручју Хоргошке пешчаре (Letić, 1989), а у то време је представљао један од најмодернијих хватача наноса (Слика 10).



Слика 10. Хватач наноса по Јефтићу на станици Таванкут (Jevtić, 1973, Velojić, 2016)

За потребе каснијих истраживања (Savić, 1999), конструисан је хватач еолског наноса по идеји проф. др М. Божиновића (Слика 11). Применом овог хватача извршена су систематска истраживања еолске ерозије на два локалитета у Војводини (Таванкут и Римски Шанчеви) током трогодишњег периода. На основу ових истраживања, која су обухватила мерење интензитета еолске ерозије из различитих праваца, осмотрених метеоролошких података и њихове коинциденције, развијен је „климатски фактор", коју омогућава приближну процену потенцијалне угрожености од еолске ерозије.



Слика 11. Хватач наноса конструисан по идеји проф. др М. Божиновића (Savić, 1999; Velojić, 2016)

У новијем истраживању спроведеном на подручју Делиблатске пешчаре (Velojić, 2016), где је анализиран интензитет ерозионих процеса применом методологије праћења ^{137}Cs, за валидацију примењене методологије мерени су и губици земљишта применом хватача еолског наноса конструисани по моделу Big Spring Number Eight (BSNE) механичког хватача еолског наноса (Слика 12).

Слика 12. Статични хватачи наноса типа дефламетар (Velojić, 2016)

Подаци добијени применом механичких хватача еолског наноса пружају најпрецизније резултате о губицима земљишта и интензитету процеса еолске ерозије. Поред примене у квантификацији процеса еолске ерозије, резултати добијени применом хватача еолског наноса могу да буду коришћени за валидацију модела за процену угрожености еолском ерозијом (Van Pelt et al., 2004; Buschiazzo and Zobeck, 2008)

С друге стране, примена хватача еолског наноса има одређених недостатака, а то се пре свега односи на неекономичност њихове примене. Овакав тип истраживања је веома скуп јер захтева перманентно праћење на терену, што захтева комплексну логистичку подршку. Такође, овакав тип истраживања је лимитиран у погледу просторног опсега на којој истраживања изводе (*small-scale).*

2.2. Модели за процену угрожености еолском ерозијом

Развијање модела за процену еолске ерозије праћено је захтевима за процену ерозије земљишта у ширим размерама у циљу доношења одговарајућих мера и активности у оквиру управљања земљишним простором (Webb and Strong, 2011). Модели за процену еолске ерозије могу се користити за вредновање *on-site* и *off-site* ефеката еолске ерозије у различитим просторно-временским скалама. За процену угрожености еолском ерозијом развијен је велики број модела, као што су: емпиријски (WEQ, EPIC, APEX), емпиријско/процесни (RWEQ) процесни (SWEEP, TEAM, WHEELS) (Jarrah et al., 2020). У новије време развијени су концептуални модели за процену угрожености неког подручја еолском ерозијом (Borreli et al., 2014; Mirmousavi et al., 2014). Концептуални модели се базирају на теоретским основама којима се моделују физички процеси (Zou et al., 2015). У наведеним моделима користи се фази логика (*fuzzy logic*), а као улазни подаци узимају се у обзир еродибилност земљишта, климатске карактеристике подручја (температура, ветар, падавине) и стање вегетационог покривача (Borreli et al., 2014; Mirmousavi et al., 2014; Borreli et al., 2015; Mezosi et al., 2015; Saadoud et al., 2018).

Велики број актуелних модела за процену еолске ерозије проистекао је из првих истраживања еолске ерозије која је спровео Chepil (1945).

Као резултат дугогодишњих истраживања динамике ерозије ветром, Woodruff and Siddoway (1965) дају први емпиријски модел за процену еолске ерозије – *Wind Erosion Equation* (WEQ). Овим моделом се одређују просечни годишњи губици земљишта – *E* дуж правца ширине голе, незаштићене, глатке површине без присутне покорице, у јединици површине годишње (Mg ha^{-1}god^{-1}) изражени у функцији [5] *I* - фактора еродибилности земљишта (Mg ha^{-1}god^{-1}), *K* – фактор а храпавости гребена, *C* – климатског фактора, *L* – дужина незаштићеног поља (m) и *V* – фактора еквивалента вегетационог покривача.

$$E = f(I,K,C,L,V) \quad [5]$$

Фактор еродибилности *I* је у функцији процентуалног учешћа неродибилних агрегата > 0,84 mm у површинском слоју земљишта *AGG* [6]:

$$I = 525 \times (2{,}718)^{(-0{,}04AGG)} \quad [6]$$

WEQ модел за одређивање климатског фактора *C* користи модификовану једначину Chepil et al. (1962) и Skidmore (1986), која у прорачун узима средње месечне брзине ветра на висини 2 m (m·s^{-1}) - *У*, месечну евапотранспирацију (mm) ERP_i, месечне падавине (mm) P_i и број дана у месецу који се разматра *d*:

$$C = \sum_{i=1}^{I=12} U^3 \times \left(\frac{ETP_i - P_i}{ETP_i}\right) \times d \quad [7]$$

Фактор храпавости гребена бразда земљишта *K* утиче на губитке у процесима еолске ерозије. Одређује се по једначини коју су предложили Woodruff i Siddoway (1965):

$$K = 0{,}34 + \frac{12}{K_r + 18} + 0{,}62 \times 10^{-6} K_r^2 \quad [8]$$

Фактор храпавости гребена бразда земљишта *K* је у функцији храпавости гребена бразда K_r, која зависи од висине гребена бразда (mm) *H* и растојање између гребена бразда (mm) *S* и одређује се према једначини Zingg and Woodruff-a (1951) [9]:

$$K_r = 4\frac{H^2}{S} \quad [9]$$

Храпавост гребена бразда K_r износи 0 за гола, равна и глатка поља, када је фактор *K* једнак 1.

Фактор вегетационог покривача *V* у WEQ моделу узима у обзир само пољопривредне усеве, и то дубећу живу биомасу, дубеће суве остатке и биљне остатке на површини земљишта. Изражен је као еквивалент малих зрна SG_e (kg·ha^{-1}) *и* може се одредити по једначини [10] (Lyles and Allison 1981):

$$(SG)_e = aR_w^b \quad [10]$$

где су: *a* и *b* су коефицијенти за дату врсту (Lyles and Allison, 1981), а R_w је количина остатака изражена као еквивалент малих зрна (kg·ha^{-1}).

Када је присутно више од једног усева, прорачун биљних остатака рачуна се преко следеће једначине [11]:

$$(SG_e) = a_1^{p_1} \times a_2^{p_2} (Rwt)^{b_1 p_1 + b_2 p_2} \quad [11]$$

где су: p_1 и p_2 учешћа у укупном остатку, а *Rwt*, a_1, a_2 и b_1 и b_2 - коефицијенти за поједине усеве (Lyles and Allison, 1981).

Фактор дужине фронта ветра *L* представља дужину поља мерену по правцу доминантног ветра (m). Одређује се применом правила сличности троуглова (Woodruff i Siddoway 1965) [12]:

$$L = \frac{d}{\cos \alpha} \qquad [12]$$

где су: *L* дужина фронта ветра, *d* дужина поља (m) и α угао дивергенције правца доминантног ветра од правца пружања поља.

WEQ модел подразумева да ерозија ветром варира линеарно са променом климатских фактора, особина земљишта и услова површине, и не узима у потпуности у обзир сложене интеракције, комбинације и просторну варијабилност процеса и фактора ерозије. Главни недостаци WEQ модела су да у погледу климатских фактора даје нереално високе губитке земљишта у аридним условима, а ниске у хумидним условима. Такође, не узима у обзир наводњавање. Индекс еродибилности земљишта не садржи временску варијабилност статуса структурних агрегата под утицајем пракси управљања, временских фактора и др. Недостатак увођења временске варијабилности фактора као што су: клима, храпавост, стање усева по фенофазама и жетвених остатака, онемогућава поуздано одређивање ерозије у различитим периодима. Рандом храпавост и просторна варијабилност, такође, нису препознати у WEQ, а битни су за процену ерозије (Skidmore, 2010).

У циљу поправљања недостатака WEQ модела, развијена је његова модификована верзија, позната као ревидирана једначина еолске ерозије RWEQ (Fryrear et al., 1998). RWEQ модел представља комбинацију емпиријског и процесног модела. RWEQ модел је валидиран на пољопривредним земљиштима Европе (Borrelli et al., 2017). Иако у основи користе исте улазне податке, WEQ и RWEQ модел се разликују у опису процеса еолске ерозије и утицаја климе.

У RWEQ моделу ветар је основни покретач еолске ерозије и без обзира на тип земљишта, односно не може се еродирати више земљишта него што је транспортни капацитет ветра. У WEQ моделу полазна основа је еродибилност земљишта (Fryrear et al., 2001). RWEQ модел је знатно структурнији и много боље приказује физички процес еолске ерозије (Blanco and Lal, 2008).

Излазни податак WEQ модела је **просечна ерозија земљишта** која би се могла јавити на датој дужини поља изражена у јединици масе по површини годишње. У RWEQ моделу просечна ерозија земљишта служи да квантификује количину транспортованог земљишног материјала подељену са дужином поља са наветрене стране. Основна RWEQ једначина служи за процену **хоризонталног транспорта масе,** који представља масу која се транспортује ветром везану за јединицу ширине, од површине земљишта до висине од 2 m (Fryrear et al., 2001).

Једначина транспорта која се користи у RWEQ моделу одређује укупан транспорт честица земљишта које се крећу на сва три начина: котрљањем, сал-

тацијом и у суспензији (Fryrear et al., 2000). Количина транспорта и–Q_j+*1* је у функцији [13] количине транспорта са приветрене стране увећане за капацитет транспорта дуж *Δx*–Q_j, максималног транспортног капацитета датог ветра преко површине земљишта одређених карактеристика и стања жетвених остатака усева Q_{max} и критичне дужине поља на којој се достиже 63,2% транспортног капацитета *s*:

$$Q_{j+1} = Q_j + \left(\frac{Q_{max} - Q_j}{s}\right) \times \frac{2x}{s} \times \Delta x \quad [13]$$

Максимални капацитет транспорта Q_{max} одређује се по једначини [14]:

$$Q_{max} = 109{,}85 \times (WF \times K \times EF \times SCF \times COG) \quad [14]$$

Критична дужина поља *s* на којој се достиже 63,2% транспортног капацитета је у функцији фактора климатских услова *WF*, фактора храпавости земљишта K, еродибилне фракције E*F*, фактора покорице *SCF* и комбинованог фактора усева *COG* и одређује се по једначини [15]:

$$s = 150{,}71 \times (WF \times K \times EF \times SCF \times COG)^{-0{,}3711} \quad [15]$$

Показатељ климатских услова у RWEQ моделу обухвата фактор климатских услова *WF*, који обухвата брзину ветра, правац ветра, соларну радијацију, падавине и снежни покривач. RWEQ користи брзину ветра на висини од 2 m уместо брзине покретања честица, јер честице које се крећу салтацијом модификују профил брзине ветра и отежавају одређивање брзине покретања честица (Fryrear et al., 2000). Величина брзине ветра изнад прага покретања честица одређује потенцијалну ерозију. У пољским условима, стварна брзина покретања честица варира са променом стања површине земљишта током ерозионе епизоде, пошто се мењају услови влажности земљишта, храпавост површине, присуство биљних остатака и обрасци струјања ветра. RWEQ полази од претпоставке да вредност брзине ветра 5 m·s^{-1} на висини од 2 m представља брзину покретања честица, а према истраживањима у пољским условима (Fryrear et al. 1991), то је минимална вредност за минерална земљишта. Фактор климатских услова *WF* (kg·m^{-1}) зависи од брзине ветра на 2 m (m·s^{-1}) U_2, брзине покретања честица на 2 m висине U_t, броја осматрања брзине ветра (обично је 500) *N*, броја дана у временском периоду N_d, густине ваздуха (kg·m^{-3}) ρ, влажности земљишта *SW* и фактора снежног покривача *SD* [16]:

$$WF = \frac{\sum_{i=1}^{N} U_2(U_2 - U_t)^2 \times N_d \rho}{N \times g} \times SW \times SD \quad [16]$$

Компонента ветра у оквиру фактора *WF* се рачуна са 500 осмотрених вредности брзине ветра за сваки 15-одневни или краћи период. Ветар се израчунава за четири правца за сваки временски период и коригује се бројем и количином падавина и снежним покривачем.

Фактор влажности земљишта *SW*, којим се коригује утицај ветра, у функцији је потенцијалне релативне евапотранспирације (mm) ET_P, количине падавина (mm) *R*, кумулативне инфилтрације (mm) *I* и броја дана са падавинама или

броја дана наводњавања R_d и израчунава се по једначини [17] (Skidmore and Tatarko 1990):

$$SW = \frac{ET_p - (R+I)^{\frac{R_d}{N_d}}}{ET_p} \quad [17]$$

Земљиште које је влажно на површини, мање је подложно еолској ерозији, међутим ерозиони процеси могу јавити и када је земљиште сувише влажно да се обрађује.

Потенцијална евапотранспирација ET_P је у функцији укупне соларне радијације за проучавани период (calcm^{-2}) *SR* и просечне температуре (°C) *DT*, а израчунава се (Samani and Passarakali, 1986) [18]:

$$ET_p = 0{,}0162 \times \left(\frac{SR}{58{,}5}\right) \times (DT + 17{,}8) \quad [18]$$

Према (Fryrear et al. 2000), еолска ерозија је контролисана под снежним покривачем дебљине 25,4 mm.

Показатељи стања земљишта укључују фактор храпавости земљишта – *K*, еродибилна фракција – *EF* и фактор стварања покорице – *SCF*.

Фактор храпавости земљишта К изражава бразде и друге облике храпавости које нису последица еродибилности (нпр. операције обраде земљишта). Фактор храпавости земљишта К је у функцији корекције за правац ветра R_c [20], фактора храпавости гребена (m) K_r [21] и рандом храпавости C_{rr} и рачуна се по једначини [19]:

$$K = e^{1{,}86 \times K_r \times R_c - 2{,}41 \times K_r \times R_c^{0{,}934} - 0{,}124 \times C_{rr}} \quad [19]$$

$$R_c = 1 - 0{,}00032 \times \alpha - 0{,}000349 \times \alpha^2 + 0{,}00000258 \times \alpha^3 \quad [20]$$

где је: α угао ветра у односу на правац пружања гребена и износи 0° ако је управан, а 90° ако је паралелан са правцем гребена (Saleh, 1994).

$$K_r = \frac{0{,}08 \times H^2 \times W \times R}{S \times [(2W) - S]} \quad [21]$$

Фактор храпавости гребена је у функцији висине гребена (m) *H*, растојања између гребена (m) *S*, страна једнаких гребена (m) *W* и индекса храпавости површине (%) *R* (Saleh and Fryrear, 1999) [22]:

$$R = \left(1{,}0 - \frac{S}{2 \times W}\right) \times 100 \quad [22]$$

Еродибилна фракција *EF* се одређује на основу гранулометријског састава земљишта, тј. садржаја фракције песка (%) *Sa*, садржаја фракције праха (%) *Si*, садржај фракције глине (%) *Cl*, садржаја органске материје (%) *OM* и садржаја калцијум-карбоната (%) $CaCO_3$ у земљишту, према једначини (Fryrear et al. 1994) [23]:

$$EF = \frac{29{,}9 + 0{,}31 \times Sa + 0{,}17 \times Si + 0{,}33 \times \frac{Sa}{Cl} - 2{,}59 \times OM - 0{,}95 CaCO_3}{100} \quad [23]$$

Фактор стварања покорице *SCF* одређује се на основу садржаја фракције глине (%) глина и садржаја органске материје (%) ОМ у земљишту према једначини [24]:

$$SCF = \frac{1}{[1+0{,}0066(glina)^2+0{,}21(OM)^2]} \quad [24]$$

Овај показатељ не одређује јачину покорице, већ одражава развијање покорице и њен утицај на развијање процеса ерозије (Saleh and Fryrear, 1999). У RWEQ фактор стварања покорице *SCF* се укључује увек када падне 12,5 mm падавина у периоду од последње операције обраде земљишта. Пошто се површина поремети током обраде земљишта, онда нема покорице на површини и тада вредност фактора *SCF* износи 1.

Показатељи стања усева изражавају утицај склопа усева и жетвених остатака у RWEQ моделу и представљени су комбинованим фактором усева *COG*. Овај фактор симулира ефекте склопа усева, силуета дубећих жетвених остатака и лежећих жетвених остатака на еолску ерозију кроз једначине развијене у лабораторијским условима у ваздушним тунелима (Bilbro i Fryrear 1994). *COG* представља производ вредности три индекса који симулирају стање склопа усева [25] и то: индекса односа губитака земљишта и лежећих остатака који изражава утицај процентуалног учешћа површине земљишта покривене неродибилним биљним материјалом SLR_f [26], индекса односа губитака земљишта и дубећих остатака који изражава силуете дубећих биљних остатака SLR_s [27] и индекс односа губитака земљишта и склопа усева који изражава утицај покривача усева у фази гајења SLR_c [28].

Индекс однос губитака земљишта и лежећих остатака

$$COG = SLR_f \times SLR_s \times SLR_c \quad [25]$$

$$SLR_f = exp[-0{,}0438 \times (SC)] \quad [26]$$

где је *SC* учешће неродибилних лежећих остатака на површини.

Када неродибилни биљни остаци покривају површину земљишта, ерозија се редукује 98,7% (Fryrear et al., 2000). Када је лежећим биљним остацима покривено 30% површине земљишта, смањује се индекс односа губитака земљишта на 0,3.

$$SLR_s = exp[-0{,}0344 \times (SA)] \quad [27]$$

где је *SA* површина силуета дубећих биљних остатака који апсорбују део ерозивне енергије ветра.

Ова вредност се одређује на основу висине и пречника стабљика и броја стојећих стабљика по m^2 и може се израчунати множењем висине жетве са бројем јединки по m^2 и просечним пречником стабљика. Уколико дође до полегања стабљика после жетве, при израчунавању вредности површине силуета у прорачун се узима само висина стабљике изнад површине, а не укупна висина стабљике. Дубећи жетвени остаци су шест пута ефикаснији у редукцији еолске ерозије него иста количина лежећих биљних остатака (Fryrear et al. 2000).

$$SLR_c = exp[-5{,}614 \times (cc^{0{,}7366})] \quad [28]$$

где је *cc* – удео површине земљишта под склопом усева.

Склоп усева не пружа подједнаку заштиту од ерозије у свим фенофазама усева, што значи да је његова ефикасност у функцији броја дана од сетве/садње. То је имплицирало да се развију једначине за одређивање склопа усева за лето, зиму, усеве са ужим и ширим листовима (Fryrear et al. 2000).

Показатељи присутних препрека обухватају и препреке које могу бити у виду линијских засада дрвећа и жбуња – ветрозаштитни појасеви (шумски заштитни појасеви). RWEQ модел укључује ефекте препрека од вегетације, укључујући ветрозаштитне појасеве, на брзину ветра и еолску ерозију. Утицај ветрозаштитних појасева је инкорпориран у RWEQ на основу података до којих је дошао Sturrock (1969, 1972) у истраживањима у пољским условима, којима је верификовао утицај ветрозаштитних појасева на смањење брзине ветра (Fryrear et al. 1998).

Ветрозаштитни појасеви се дефинишу висином појаса, оптичком густином, размаком и оријентацијом појаса, а њихов утицај у RWEQ описује однос оптичке густине (у распону од 28–100%) *OD* и растојање од препреке са заветринске стране (изражено у висинама препреке x) *DD*, приказан једначином [29] ($p^2 = 0{,}86$) који представља проценат од долазне брзине ветра *PUV*:

$$PUV = 100 \times e^{-(OD)\times 0{,}423\times(DD)\times -1{,}098} \qquad [29]$$

Са повећањем оптичке густине, повећава се редукција брзине ветра. Ограничења ове једначина су: да *PUV* не може бити већи од 100 и да заштићена зона не може бити већа од 30 висина препреке (Fryrear et al. 1998).

Ветрозаштитним појасевима се коригује дужина поља дуж правца доминантног ветра, тј. скраћује се дужина поља по правцу дувања ветра и на тај начин доприноси контроли еолске ерозије. Уношењем величине поља и орјентације, модел рачуна дужине за свако годишње доба, а утицај ветра се модификује постављањем ветрозаштитних појасева одређених структурних карактеристика.

Разумевање односа између дужине поља, транспорта земљишта и просечних губитака земљишта је од изузетног значаја за разумевање механизама еолске ерозије уграђеног у RWEQ. У моделу, стопа транспорта се повећава са дужином поља, све док струја ветра не транспортује сав материјал који ветар може да пренесе. За поља велике дужине, количина транспортованог земљишта на ивици поља низ ветар може достићи максималан транспортни капацитет ветра на тој површини. Ако се претпостави да се максималан капацитет транспорта достиже на дужини поља од 1000 m, просечни губитак земљишта са дела поља са стране изложене ветру представља количину транспорта подељену са 1000 m. Уколико се услови на пољу не мењају а дужина поља се повећа на 2000 m, иста количина транспорта се дели са 2000 m. Крајњи резултат је редукција просечних губитака земљишта са повећањем дужине поља.

Просечни губици земљишта еолском ерозијом *SL* изражени у $kg \cdot m^{-2}$ за одређено поље дужине *x* рачунају се као [30]:

$$SL = \frac{Q_{max}}{x} \quad [30]$$

Да би се могле поредити вредности процењене RWEQ моделом са вредностима добијеним помоћу модела WEQ, потребно је упоредити просечну ерозију земљишта добијену RWEQ моделом, уместо максималне ерозије земљишта на пољу.

Поред многобројних унапређивања емпиријских модела, решења су била незадовољавајућа, што је имплицирало развијање процесних модела као што је WEPS (Hagen 1996), са намером да се нађе решења за недостатке WEQ модела.

WEPS је процесни модел, континуалан, на дневном нивоу (Tatarko et al., 2019). WEPS модел састоји се од три основне компоненте: научног модела, WEPS интерфејса и база података (Wagner, 2013). WEPS модел чине седам подмодела, који врше симулације на дневном нивоу (временских прилика, стања земљишта, хидрологије, раста усева, разлагања остатака, ерозије, операција управљања) и четири базе података (клима, земљиште, управљање и усеви) (Слика 13). WEPS модел је нашао широку примену у САД, где га USDA - Сервис за конзервацију природних ресурса (NRCS) користи за планирање конзервационих мера и контролу еолске ерозије (Tatarko et al., 2019).

Слика 13. Структура WEPS модела (Skidmore, 2010)

WEPS модел комбинује комплексне сетове математичких једначина у циљу предикције ерозије (Hagen 1991) и симулира сложене пољске услове, узимајући у обзир просторну и временску варијабилност, транспорт у суспензији, салтацијом и котрљањем, и процењује емисије PM-10 честица са поља

(Wagner 2013). Ове предности омогућавају да WEPS модел може да се користи за планирање система за конзервацију земљишта и процену *off-site* ефеката еолске ерозије на пољопривредним површинама под одређеним начинима управљања (Jarrah et al. 2020). Ограничења овог модела су захтев за огромним базама података, као што су топографске базе података, као и базе података за мања подручја које нису лако доступне (Tatarko et al., 2019), као и чињеница да потцењује губитке земљишта за мале и велике ерозионе епизоде, прецењујући брзине покретања честице.

2.3. Примена ГИС-а и технологија даљинске детекције за процену угрожености

Развојем технологија геоинформационих система (ГИС), омогућено је моделирање процеса у животној средини (*environmental modeling*) (Fedra, 1994). У великом броју истраживања, постојећи модели за процену губитака земљишта (или угрожености) од еолске ерозије су интегрисани у ГИС окружењу. На тај начин, могуће је извршити комплексне просторне анализе, посебно анализе утицаја сваког појединачног фактора и као излазни податак одредити најугроженија подручја („*hot-spot*" зоне). У досадашњим истраживањима са ГИС-ом су интегрисани WEQ (Mandakh et al., 2016), RWEQ (Borrelli et al., 2017), WEPS (Coen et al., 2004) и други.

Неке улазне податке који фигурирају у наведеним моделима могуће је одредити применом метода даљинске детекције. У великој мери је заступљена примена бесплатних сателитских снимака мисија Landsat и Copernicus. Применом оптичких сензора, могуће је детаљно анализирати стање вегетационог покривача. Као показатељи стања вегетације, широку примену имају различити вегетациони индекси, као што је NDVI, SAVI, EVI и други (Поглавље 5) (Hue and Su 2017). Податке о климатским карактеристикама неког подручја је, такође, могуће добити анализом сателитских снимака, али такви подаци о клими углавном поседују веома крупну просторну резолуцију, што знатно ограничава њихову примену. У том погледу, њихова примена је ограничена на истраживања која захватају велике површине (*large scale*). У погледу доступности података о особинама земљишта (физичким и хемијским) које су битне са аспекта настанка процеса еолске ерозије, такође је могуће прикупити податке применом метода даљинске детекције (Ge et al., 2011). Поред оптичких сензора, примену у анализи процеса еолске ерозије налазе и сензори који раде на принципу радара (del Valle et al., 2015) и ласера (Asensio et al., 2019). Овом технологијом је могуће добити податке о морфологији терена повезаној са процесима еолске ерозије, односно детектовати места са којих је дошло до премештања земљишта, као и места где је оно депоновано. Технологијом која се заснива на примени различитих сензора (оптичких, радарски, ласерских...) у истраживањима еолске ерозије, своје место налазе и беспилотне летелице (Zhang et al., 2021). Беспилотне летелице пружају снимке оптималне просторне и временске резолуције, што

представља њихову велику предност у односу на примену сателитских снимака. Методе даљинске детекције (сателити, дронови), генерално, имају велики број бенефита (поглавље 5), као што су: могућност бесплатних података, економична примена, добијање података са великих површина. Ипак, њихова поузданост је још увек предмет великог броја истраживања, те постоји потреба за константном валидацијом резултата добијених применом метода даљинске детекције.

Иако постоји велики број база података које бесплатно уступају податке на глобалном нивоу, да би се вршила релевантна истраживања на локалном или регионалном нивоу, од велике је важности поседовати националне базе различитих података (о клими, стању земљишта, демографском стању, итд.)

У последње време, као веома ефикасна платформа за анализу модела са великим бројем улазних података широко је примењиван *Google Earth Engine* (GEE). Ова платформа, применом одговарајућег кода написаног у Java Script програмском језику, омогућава приступ веома великим и комплексним базама података о вегетацији, земљишту, климатским карактеристикама, начину коришћења и слично. Даље, могуће је применом истог програмског језика написати код који аутоматски преузима улазне податке из база података које су на располагању и убацује их у неки од модела за процену угрожености еолском ерозијом. Овакво истраживање је спроведено за подручје Кине, где су улазни подаци за RWEQ модел добијени из база података које се налазе на *Google Earth Engine* (GEE) серверу (Wang et al., 2020)

3. Примена концептуалног модела базираном на фази логици (fuzzy logic)

Истраживања угрожености еолском ерозијом применом концептуалних модела базираним на фази логици (*fuzzy logic*) вршена су у различитим деловима света и обухватала су истраживана подручја од регионалног до континенталног нивоа (Табела 1).

Предност фази логике у односу на класичну (Аристотелову, односно „*Boolean logic*") логику се огледа у могућности да се применом одговарајуће фази функције припадања свакој вредности променљиве (у овом случају, нпр. фактору еродибилности) додели одређена вредност (од 0 до 1), чиме се избегава проблем отежавања. Резултати модела се не односе на процену губитака земљишта, већ указују на зоне велике угрожености еолском ерозијом, али без квантификације интензитета процеса еолске ерозије. Резултати добијени применом оваквих модела могу да послуже доносиоцима одлука при креирању регионалних и локалних планова за борбу са еолском ерозијом.

Табела 1. Улазни подаци и валидација примењених концептуалних модела за процену угрожености еолском ерозијом

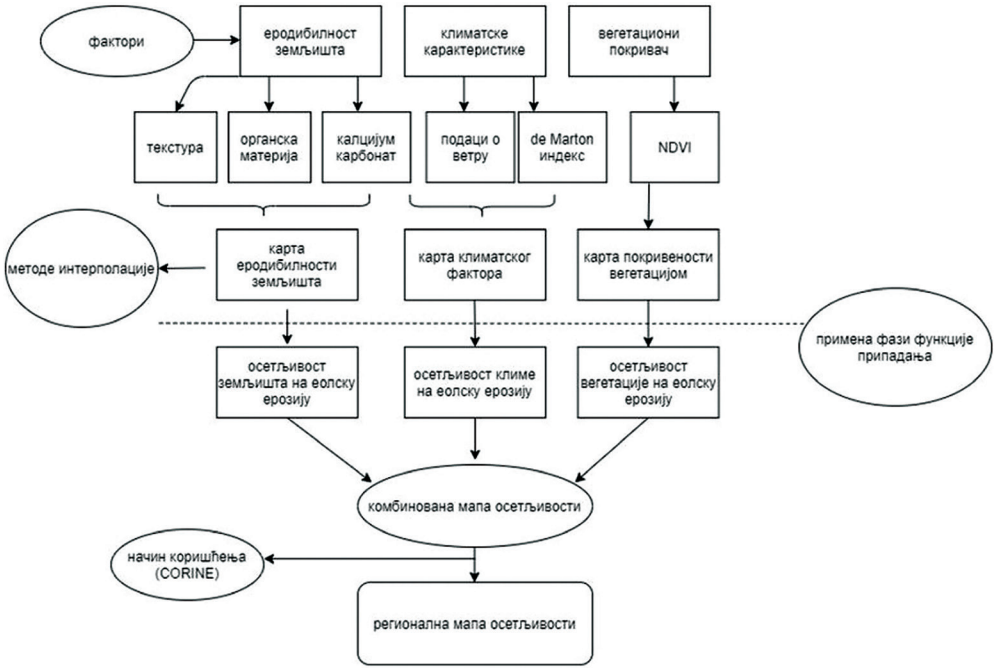
Територија	Подручје	Валидација	Улазни подаци			Извор
			Вегетација	Земљиште	Клима	
Немачка	Регионално/ Локално	-	-	-	-	Schmidt et al. (2017)
Иран	Регионално	Економски губици	NDVI	Величина честица (текстура), $CaCO_3$	ветар	Mirmousavi (2014)
Алжир	Регионално	Мерења на терену	MSAVI	Величина честица (текстура), $CaCO_3$, Fe, AW, Na^+, Ca^{++}, Mg^{++}	ветар, температуре, падавине	Saadoud et al. (2017)
Србија	Регионално	Мерења на терену	NDVI	Величина честица (текстура), $CaCO_3$, органска материја	ветар, температуре, падавине	Baumgertel et al. (2019)
Мађарска	Национално	Економски губици	NDVI	Величина честица (текстура), $CaCO_3$	ветар	Mezosi et al. (2015)
Европски континент	Континентално	Мерења на терену	LAI, F_{cover}	Величина честица (текстура), $CaCO_3$, органска материја, водни капацитет, влага у земљишту	ветар, температуре, падавине, LAI	Borrelli et al. (2015)
Источна Африка	Континентално	Учесталост олуја	F_{cover}	Величина честица (текстура), $CaCO_3$, органска материја	ветар, температуре, падавине	Fenta et al. (2020)

Поред разноликости изабраних фактора и параметара за концептуалне моделе који су примењени у бројним истраживањима, принципи функционисања оваквих модела (*basic flow*) су засновани на заједничким основним поставкама (Слика 14). У наставку су приказани основни кораци и детаљно објашњење примене концептуалног модела:

1. На основу прелиминарних истраживања, бирају се одговарајући фактори који утичу на развијање процеса еолске ерозије. Најчешће су то стање вегетационог покривача, земљишта и климатске карактеристике.
2. За сваки од одабраних фактора креирају се карте, које представљају просторни приказ њихових вредности. Ово се врши одговарајућим алатима геопросторне анализе (интерполација, регресија или слично).
3. У наредном кораку, одређује се осетљивост сваког од одабраних фактора на еолску ерозију. Под термином „осетљивост" се подразумева колико одређени фактор доприноси развоју процеса еолске ерозије. На пример, осетљивост климе на процесе еолске ерозије означава у којој мери климатске карактеристике погодују развијању процеса еолске ерозије. Осетљивост сваког од фактора на еолску ерозију (осетљивост климе, вегетације и земљишта) је представљена вредностима од 0 (није осетљиво) до 1 (веома је осетљиво). Осетљивост (од 0 до 1) сваког од фактора је добијена помоћу одговарајуће фази функције припадања („*fuzzy membership function*"). Овим поступком се карте сваког од фактора (из корака 2) трансформишу у нове карте са вредностима од 0

до 1. Одговарајућа фази функције припадања бира се на основу анализе литературе и досадашњих истраживања које доводе у вези осетљивост на процесе еолске ерозије, са једне стране, и вредностима фактора, са друге стране.

4. У наредном кораку се све карте осетљивости добијене у кораку 3 повезују применом одговарајућег алата просторне анализе (*Raster Calcultor*) у циљу добијања интегралне карте угрожености од еолске ерозије.
5. У последњем кораку, у примени концептуалних модела се, по потреби, могу изузети површине које нису предмет анализе, као што су: урбане површине, водене површине, места експлоатације, итд., применом одговарајућих геопросторних база података (нпр. CORINE LU/LC), или података добијених методама даљинске детекције (класификација сателитских снимака).
6. Валидација резултата.



Слика 14. Основна шема тока примене концептуалних модела на примеру процене осетљивости земљишног простора на еолску ерозију на подручју Војводине (Baumgertel et al, 2019)

4. Процена угрожености од еолске ерозије на подручју Војводине

У истраживању угрожености од еолске ерозије спроведеном у Републици Србији (АП Војводини), анализирани су кључни фактори покретачи еолске ерозије на проучаваном подручју, који су квантификовани подацима о клими, стању земљишта и вегетацији. У анализи осетљивости климе коришћен је климатски фактор развијен за подручје Војводине, који се рачуна према формули (Savić, 1999):

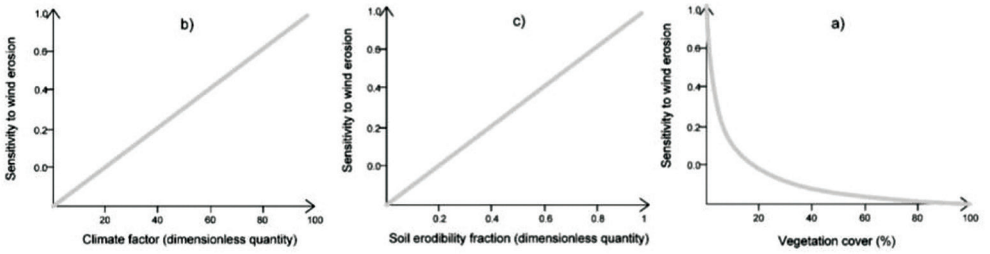
$$CF = \frac{\mathrm{v}^{\prime} * \mathrm{N}}{\mathrm{I}_s}, \qquad [31]$$

где је: V средња месечна брзина ветра ($m \cdot s^{-1}$), N број дана у месецу са ветром јачине преко 12,4 $m \cdot s^{-1}$, I_s индекс суше де Мартона.

У анализи осетљивости земљишта, коришћен је фактор еродибилности који се рачуна по формули [23] (Fryrear et al. 1994).

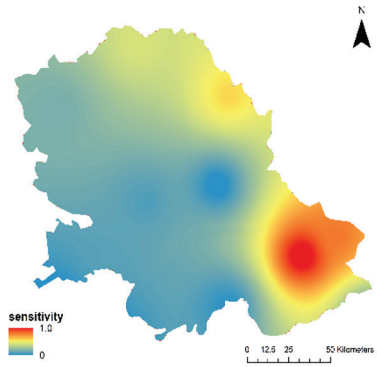
Осетљивост вегетације је анализирана на основу вредности NDVI у најугроженијем месецу у години (март) за вишегодишњи низ.

Веза између климатског фактора и еродибилности земљишта, са једне стране, и осетљивости не процесе еолске ерозије, са друге, дефинисана је линеарном фази функцијом припадања (Слика 15b и 14c). Покривеност земљишта вегетацијом и осетљивост вегетације на процесе еолске ерозије доведена је у везу помоћу обрнуте експоненцијалне фази-функције (Слика 15a).



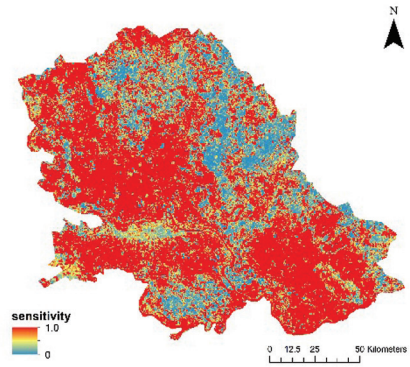
Слика 15. Фази-функције коришћене у анализи угрожености еолском ерозијом подручја АП Војводине

Југоисточни делови истраживаног подручја у погледу осетљивости климе на еолску ерозију издвајају се као најугроженији (Слика 16). У ванвегетационом периоду (март) на овом подручју забележене су највеће брзине ветра, који дува брзином од преко 12,4 $m \cdot s^{-1}$.



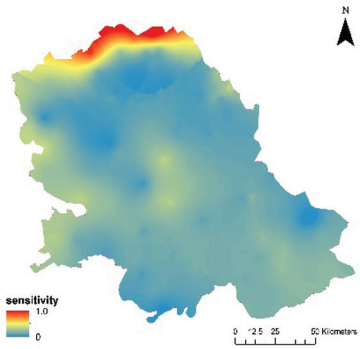
Слика 16. Карте осетљивости климе на процесе еолске ерозије (АП Војводина).

Резултати анализе осетљивости земљишта показују да се на највећем делу истраживаног подручја налазе земљишта која су веома мало осетљива на процесе еолске ерозије. Овакви резултати су у сагласности са чињеницом да на подручју АП Војводина доминирају чернозем и ритска црница, као земљишта са добрим физичко-хемијским особинама (високим садржајем органске материје и повољном структуром). На крајњем северном делу истраживаног подручја налазе се одређене површине са значајном осетљивошћу земљишта на еолску ерозију (Слика 17).



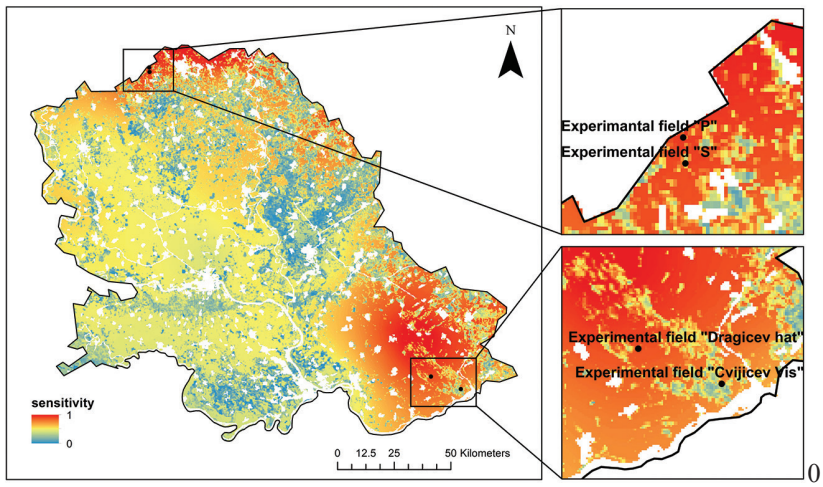
Слика 17. Карте осетљивости земљишта на процесе еолске ерозије (АП Војводина).

У погледу стања вегетационог покривача у ванвегетационом периоду, резултати показују да је скоро целокупно истраживано подручје без вегетационог покривача. У овом периоду на подручју АП Војводине пољопривредне површине су, углавном, без вегетације (под угаром), у фази припреме за пролећну сетву. Како присуство и стање вегетације представља један од фактора који веома утиче на развијање процеса еолске ерозије, оскудан вегетациони покривач у ванвегетационом периоду доприноси повећању осетљивости овог подручја на развијање процеса еолске ерозије (Слика 18).



Слика 18. Карте осетљивости вегетације на процесе еолске ерозије (АП Војводина).

Резултати анализе осетљивости истраживаног подручја на еолску ерозију показују да се највећа угроженост може очекивати у југоисточним и крајњим северним деловима подручја (Слика 19). У зонама које су идентификоване као најугроженије налазе се две пешчаре, које су због карактеристика матичног супстрата и земљишта веома угрожене еолском ерозијом. У југоисточним деловима истраживаног подручја климатски услови веома погодују развијању ерозионих процеса, а то су првенствено велике брзине ветра. Додатно, на целом истраживаном подручју присутни су повољни услови за развијање процеса еолске ерозије у погледу стања вегетационог покривача. У месецу марту, пољопривредне парцеле су голе површине у процесу припреме за пролећну сетву, те је земљиште потпуно незаштићено и веома осетљиво на процесе еолске ерозије.



Слика 19. Карта угрожености од еолске ерозије добијена применом концептуалног модела и локације експерименталних поља на основу који је вршена валидација резултата

Валидација резултата добијених применом концептуалног модела у Републици Србији (АП Војводина) је извршена поређењем са мереним подацима добијеним у оквиру истраживања интензитета еолске ерозије која су вршена на 4 огледна поља на подручју Хоргошке и Делиблатске пешчаре (Velojić, 2016 и Letić, 1989). Резултати мерења у истраживању Velojić (2016) показују да је на локалитету Цвијићев вис (Делиблатска пешчара) интензитет еолске ерозије чак четири пута већи у односу на интензитет еолске ерозије на локалитету Драгићев хат (Делиблатска пешчара), док је Letić (1989) измерио вишеструко веће губитке на огледном пољу П (без вегетације) у односу на огледно поље С које се налази под заштитном вегетацијом. Подаци о губицима на оба огледна поља указују на значајно веће губитке на површинама (огледним пољима) које се налазе без заштитног вегетационог покривача. Наведени резултати добијени мерењем на терену су у сагласности са картом угрожености добијеном применом концептуалног модела.

Закључна разматрања

Еолска ерозија спада међу главне процесе деградације у умереној зони. Процена еолске ерозије је, стога, посебно битна са два аспекта: локализовање *hot spot* зона осетљивих на еолску ерозију и планирање мера и система за управљање земљишним простором који је угрожен еолском ерозијом. Модели за процену еолске ерозије су различити по сложености, потребним улазним подацима и генерисаним излазним подацима модела. Према Jarrah et al. (2020), иницијални модели, и поред низа ограничења и несигурности, укључујући нереалне основне претпоставке и неадекватну валидацију у различитим регионима и даље су коришћени за процене еолске ерозије у циљу планирања управљања и предлагања мера за контролу деградације. Корисници модела, у зависности од потреба, одлучују се за коришћење одређених модела. Сваки модел има ограничења како у погледу обима и доступности улазних података, тако и у погледу степена поузданости процењених вредности. Стога треба тежити избору модела који најбоље одговара условима подручја у ком се врши процена, расположивости улазних података и захтеваној поузданости процена.

За услове у Републици Србији, најподеснијим су се показали концептуални модели које се базирају на *fuzzy* логици. Она омогућује да се боље сагледају појединачни фактори деградације који утичу на развијање процеса еолске ерозије. Подаци добијени применом метода даљинске детекције, уз примено геоинформационих система, пружају могућност анализе угрожености у ширим размерама. Резултати оваквих истраживања указују на „*hot spot*“ зоне које даље могу представљати полазну основу у оквиру предузимања одговарајућих мера управљања земљишним простором.

Литература

1. Amichev, B.Y., Bentham, M.J., Kulshreshtha, S.N., Laroque, C.P., Piwowar, J.M., Van Rees K.C.J. (2017). Carbon sequestration and growth of six common tree and shrub shelterbelts in Saskatchewan, Canada, Can. J. Soil Sci. 97, Canadian Science Publishing, 368-381.
2. Asensio, C., Weber, J., Lozano, F. J., Mielnik, L. (2019): Laser-scanner used in a wind tunnel to quantify soil erosion. Int. Agrophys, 33(2), Institute of Agrophysics, 227-232.
3. Ayub, M. A., Usman, M., Faiz, T., Umair, M., Ul Haq, M. A., Rizwan, M., Ali, S. Ur Rehman, M. Z. (2020): Restoration of degraded soil for sustainable agriculture Soil Health Restoration and Management, edited by Ram Swaroop Meena y Verlag: Springer Singapur, 31-8
4. Bagnold, R.A. (1939): The Measurement of SandStorms. Proc. R. Soc. Lond. The A 167, The Royal Society, 282-291.
5. Bagnold, R.A. (1941): The Physics of Blown Sand and Desert Dunes. Methuen and Company, London, p. 265
6. Bartus, M., Barta, K., Szatmari, J., Farsang, A. (2017): Modeling wind erosion hazard control efficiency with an emphasis on shelterbelt system and plot size planning, Zeitschrift für Geomorphologie 61, Schweizerbart Science Publisher, 123-133
7. Basaran, M., Erpul, G., Uzun, O., Gabriels, D. (2011): Comparative efficiency testing for a newly designed cyclone type sediment trap for wind erosion measurements, Geomorphology 130 (3-4), Elsevier, 343-351.
8. Baumgertel, A., Lukić, S., Belanović Simić, S., Kadović, R. (2019): Identifying Areas Sensitive to Wind Erosion—A Case Study of the AP Vojvodina (Serbia), Appl. Sci. 9, MDPI, Article 5106.
9. Bilbro, J.D., Fryrear, D.W. (1994): Wind erosion losses as related to plant silhouette and soil cover, Agron. J 86(3), Science Society of America, 550-553.
10. Blanco-Canqui, H., Lal, R. (2008): Principles of Soil Conservation and Management 23. Springer Science+Business Media B.V., Berlin
11. Borelli, P., Ballabio, C., Panagos, P., Montanarella, L. (2014): Wind erosion susceptibility of European soils, Geoderma 232-234, Elsevier, 471-478.
12. Borrelli, P., Panagos, P., Ballabio, C., Lugato, E., Weynants, M., Montanarella, L. (2014): Towards a pan-Europan assessment of land susceptibility to wind erosion, Land Degrad. Dev. 27, Wiley, 1093-1105.
13. Borrelli, P., Panagos, P., Montanarella, L. (2015). New Insights into the Geography and Modelling of Wind Erosion in the European Agricultural Land. Application of a Spatially Explicit Indicator of Land Susceptibility to Wind Erosion. Sustainability 7, MDPI, 8823-8836.
14. Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., Panagos, P., (2017): A new assessment of soil loss due to wind erosion in European agricultural soils using a quantitative spatially distributed modelling approach, Land Degrad. Dev. 28, Willey, 335-344.
15. Buschiazzo, D.E., Zobeck, T.M. (2008): Validation of WEQ, RWEQ and WEPS wind erosion for different arable land management systems in the Argentinean Pampas. Earth Surf. Process. Landforms 33, Wiley, 1839-1850.
16. Buschiazzo, D.; Funk, R. (2015) Wind Erosion of Agriculutral Soils and the Carbon Cycle 2015, in Soil Carbon: Science, Management and Policy for Multiple Benefits, edited by: Banwart, S.A., Noellemeyer, E., Milne E., CAB International.

17. Chepil, W.S., Milne, R.A. (1939): Comparative study of soil drifting in the field and in a wind tunnel. Sci. Agric. 19, Canadian Science Publishing, 249.
18. Chepil, W.S., Siddoway, F.H., Armbrust, D.V. (1962): Climatic factor for estimating wind erodibility of farm fields. Journal of soil and water conservation 17, Soil and Water Conservation Society 162-165
19. Coen, G.M., Tatarko, J., Martin, T.C., Cannon, G.R., Goddard, T.W., Sweetland, N.J. (2004): A method for using WEPS to map wind erosion risk of Alberta soils. Environmental Modelling and Software 19(2), Elsevier, 185-189.
20. Colazo, J. C., Buschuazzo, D. E. (2010): Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina, Geoderma, Elsevier 159(1-2), 228 236.
21. Cornelis, W.M., Gabriels, D. (2005): Optimal windbreak design for wind-erosion control, Journal of Arid Environments 6, Elsevier, 315-332.
22. del Valle, H.F., Blanco, P.D., Hardtke, L.A., Bouza, P.J., Rostagno, C.M. Metternicht, G.I., Zinck, J.A. (2015): Identifying and mapping land degradation due to wind erosion in drylands: The potential of SAR-based satellite data, 3 UNCCD Scientific Conference, 9-12 March 2015, Cancun, Mexico.
23. Duniway, M.C., Pfennigwerth, F., S.E., Nauman, T.W., Belnap, J., Barger, N.N. (2019): Wind erosion and dust from US drylands: a review of causes, consequences, and solutions in a changing world, Ecosphere 10(3), Willey, Article e02650.
24. ESDAC JRC (2016), The European Soil Data Centre, преузето са: https://esdac.jrc.ec.europa.eu/themes/wind-erosion (приступљено: 29.03.2021. године).
25. Fan, Y., Liu, J., Cai, Q. (2008): The effects of wetting rate on aggregate stability in three soils. In: 15th ISCO Congress "Soil and Water Conservation, Climate Change and Environmental Sensitivity", 18- 23 May 2008 Budapest (p. 4). Geographical Research Institute, Hungarian Academy of Science, Budapest, Hungary.
26. Fedra, K. (1994): GIS and Environmental Modeling, in Environmental Modeling with GIS, edited by: Goodchild, M.F., Parks, B.O., Steyaert, L.T., Oxford University Press, New York, USA
27. Fenta, A.A., Tsunekawa, A., Haregeweyn, N., Poesen, J., Tsubo, M., Borrelli, P., Panagos, P., Vanmaercke, M., Broeckx, J., Yasuda, H., Kawai, T., Kurosaki, Y. (2020): Land susceptibility to water and wind erosion risks in the East Africa region. Science of The Total Environment 703, Elsevier, 135016.
28. Fortier, J., Gagnon, D., Truax, B., Lambert, F. (2010): Nutrient accumulation and carbon sequestration in 6-year-old hybrid poplars in multiclonal agricultural riparian buffer strips, Agriculture, Ecosystems & Environment 137(3-4), Elsevier, 276-287.
29. Fryrear, D.W., Stout, J.E., Hagen, L.J., Vories, E.D. (1991): Wind Erosion: Field Measurement And Analysis, Transactions of the ASAE 34(1), The American Society of Agricultural and Biological Engineers, Article 0155.
30. Fryrear, D.W., Saleh, A., Bilbro, J.D., Schomberg, H.M., Stout, J.E., Zobeck, T.M. (1998): Revised wind erosion equation (RWEQ). Wind Erosion and Water Conserv. Res. Unit, USDA-ARS, Southern Plains Area Cropping Syst. Res Lab Tech Bull No. 1.
31. Fryrear, D.W., Bilbro, J.D., Saleh, A., Schomberg, H., Stout, J.E., Zobeck T.M. (2000): RWEQ: Improved Wind Erosion Technology, Journal of Soil and Water Conservation 55(2), Soil and Water Conservation Society, 183-189.
32. Fryrear, D.W., Sutherland, P.L., Davis, G., Hardee, G., Dollar, M. (2001): Wind erosion estimates with RWEQ and WEQ. In: Sustaining the Global Farm, edited by: Stott, D.E., Mohtar, R.H., Steinhardt, G.C. Selected papers from 10th International Soil Conservation

Organization Meeting May 24-29, 1999, Pardue University and USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory
33. Funk, R., Reuter, H.I. (2006): Wind Erosion. In: Boardman J. Poesen J. (eds.) Soil Erosion in Europe, John Wiley & Sons, Ltd.
34. Ge, Y., Thomasson, J.A., Sui, R. (2011): Remote sensing of soil properties in precision agriculture: A review. Front. Earth Sci. 5, Springer 229-238 (2011).
35. Gobin, A., Govers, G., Jones, R., Kirkby, M., Kosmas, C. (2003): Assessment and Reporting on Soil Erosion. Technical Report 94. European Environment Agency, Copenhagen.
36. Gonzales, H.B., Casada, M.E., Hagen, L.J., Tatarko, J., Maghirang, R.G. (2017): Sand Transport and Abrasion within Simulated Standing Vegetation, Transactions of the ASABE 60(3), The American Society of Agricultural and Biological Engineers, 791-802.
37. Goossens, D., Nolet, C., Etyemezian, V., Duarte-Campos, L., Bakker, G., Riksen M. (2018): Field testing, comparison, and discussion of five aeolian sand transport measuring devices operating on different measuring principles, Aeolian Research 32, Elsevier, 1-13.
38. Hagen, L.J. (1991): A wind erosion prediction system to meet user needs, Journal of soil and water conservation 46, Soil and Water Conservation Society, 106-111.
39. Hagen L.J. (1996): Wind erosion prediction systems (WEPS) documentation. http://www.weru.ksu.edu/weps/docs/weps tech.pdf
40. Heisler, G.M., Dewalle, D.R. (1988): Effects of windbreak structure on wind flow. In: Windbreak technology, edited by: Brandle, J.R., Hintz, D.L., Sturrock, J.W. Agriculture, Ecosystems and Environment 22/23, Elsevier, 41-69
41. Jarrah, M., Mayel, S., Tatarko, J., Funk, R., Kuka, K. (2020): A review of wind erosion models: Data requirements, processes, and validity, Catena 187, Elsevier, Article 104388
42. Jevtić, Lj. (1975): Rezultati istraživanja režima eolskih nanosa na Deliblatskoj peščari, Zbornik radova III „Deliblatski pesak", prethodno saopštenje, str. 147-149.
43. JRC (2016): преузето са: https://esdac.jrc.ec.europa.eu/themes/wind-erosio, (приступљено: 29.03.2021. године).
44. Kadović, R. (1999): Protiverozioni agroekosistemi, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
45. Kisić I. (2017). Erozija vjetrom. Hrvatske vode 25(99): 1-12
46. Kučera, J., Podhrázská, J. (2016): Analysis of Soil Aggregate Degradation in Heavy Soils Situated in Localities at Risk of Wind Erosion. Conference MendelNet 2016, November 10-12, 2021, Brno, Chez Republic
47. Laity, J.E. (2016): Eolian Erosional Processes and Landforms. The International Encyclopedia of Geography, edited by Richardson, D., Castree, N., Goodchild, M.F., Kobayashi, A., Liu, W., Marston, R.A., John Wiley & Sons, Ltd. Published, 1-7.
48. Letić, L.J. (1989): Research of Wind Erosion Intensity in the Region of Subotica-Horgoš Sands. Ph.D. Thesis, Univesity of Belgrade, Belgrade, Serbia, 1989.
49. Li, J., Okin, G., Alvarez, L., Epstein, H. (2007): Quantitative effects of vegetation cover on wind erosion and soil nutrient loss in a desert grassland of southern New Mexico, USA, Biogeochemistry 85, Springer, 317-332.
50. Li, J., Ma X., Zhang, C. (2020): Predicting the spatiotemporal variation in soil wind erosion across Central Asia in response to climate change in the 21st century, Science of The Total Environment 709, Elsevier, 136060.
51. Li, X.Y., Liu, L.Y., Wang, J.H. (2004): Wind tunnel simulation of aeolian sandy soil erodibility under human disturbance, Geomorphology 59, Elsevier, 3-11.

52. Liddicoat, C., Hayman, P., Alexander, B., Rowland, J., Maschmedt, D., Young, M.A., Hall, J., Herrmann., T, Sweeney, S. (2012): Climate change, wheat production and erosion risk in South Australia's cropping zone: Linking crop simulation modelling to soil landscape mapping, Government of South Australia, through Department of Environment, Water and Natural Resources.
53. Liu, Y.Z., Dong, G.R., Li, C.Z. (1992): Study on some factors influencing soil erosion by wind tunnel experiment, Journal of Desert Research 12(4), 41-49.
54. Lukić, S., Dožić, S. (2007): Effect of mixed broadleaf-coniferous belt on the change of wind erosion intensity during the growing and nongrowing season. Proceedings of the International Conference „Erosion And Torrent Control As A Factor In Sustainable River Basin Management", Belgrade.
55. Lukić, S., Belanović Simić, S., Pantić, D., Beloica, J., Baumgertel, A., Miljković, P., Borota, D., Kadović, R. (2018): Carbon storage in shelterbelts in the agroforestry systems of the Bačka Palanka area (Serbia), AGROFOR International Journal 3(2), University of East Sarajevo, Faculty of Agriculture, 80-90.
56. Luo, Q., Zhen, L., Xiao, Y., Wang, H. (2020): The effects of different types of vegetation restoration on wind erosion prevention: a case study in Yanchi. Environmental Research Letters 15, IOP Publishing Ltd, 115001.
57. Lyles, L., Allison, B.E. (1981): Equivalent wind-erosion protection from selected crop residues. Trans ASAE 24, The American Society of Agricultural and Biological Engineers, 405-408
58. Lyles, L. (1988): Basic wind erosion processes. In: Windbreak technology, edited by: Brandle, J.R., Hintz, D.L., Sturrock, J.W. Agriculture, Ecosystems and Environment 22/23, Elsevier, 91-101
59. Macias-Corral, MA., Esquivel-Arriaga, G., Sanchez Cohen, I. (2020): Potential of wind erosion and dust emission in an arid zone of northern Mexico: A simple assessment method, Rev Bras Cienc Solo 44, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Article 0190170.
60. Mandakh, N., Tsogtbaatar, J., Dash, D., Khudulmur, S. (2016). Spatial assessment of soil wind erosion using WEQ approach in Mongolia. J. Geogr. Sci. 26, Springer 473-483.
61. Mezősi, G., Blanka, V., Bata, T., Ladányi, Z., Kemény, G., & Meyer, B. C. (2016): Assessment of future scenarios for wind erosion sensitivity changes based on ALADIN and REMO regional climate model simulation data, Open Geosciences 8(1), De Gruyter 465-477.
62. Mirmousavi, S.H. (2014): Regional modeling of wind erosion in the North West and South West of Iran. Eurasian Soil Sci. 49, Springer, 942-953.
63. Morgan, R.P.C. (2005): Soil erosion and conservation. 3rd edition. Blackwell Science Ltd. p. 304
64. Négyesi, G., Lóki, J., Buró, B., Bertalan-Balázs, B., Pásztor, L. (2019): Wind erosion research in Hungary - past, present and future possibilities, Hungarian Geographical Bulletin 68(3), Research Centre for Astronomy and Earth Sciences, 223-240.
65. Nordstrom, K.F., Hotta, S., (2004): Wind erosion from cropland in the USA: a review of problems, solutions, and prospects, Geoderma 121, Elsevier, 157-167.
66. Oldemann, L.R., Hakkeling, R.T.A., Sombroek, W.G. (1990): World Map of Human-induced Soil Degradation: an Explanatory Note. Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD), ISRIC and United Nations Environment Program (UNEP), FAO-ITC. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), Wageningen. United

Nations Environment Programme (UNEP), in cooperation with Winand Staring Centre, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). International Institute for Aerospace Survey and Earth Science (ITC), Enschede.
67. Panofsky, H.A., Dutton, J.A. (1984): Atmospheric turbulence, Wiley, N.Y., p397
68. Podhrazska, J., Kucera, J., Stredova, H. (2015): The Methods of Location Areas Exposed to Wind Erosion in the South Moravia Region, Acta Univ. Agric. Silvic. Mendelianae Brun. 63, Mendel University in Brno, 113-121.
69. Prandtl, L. (1935): The Mechanics of Viscous Fluids, In: Aerodynamic Theory III, edited by: Giga, N., Novotny, A., Springer, Berlin
70. Riksen, M. (2004): Off-site effects of wind erosion on agricultural land in Northwestern Europe, In: Wind Erosion and Dust Dynamics: Observations, Simulations, Modelling, edited by: Goossens, D., Riksen, M., ESW Publications, Wageningen,2004, pp 103-121
71. Saadoud, D., Hassani, M., Peinado, F.J.M., Guettouche, M.S. (2018). Application of fuzzy logic approach for winderosion hazard mapping in Laghouat region (Algeria) using remote sensing and GIS, Aeolian Res. 32, Elsevier, 24-34.
72. Saleh, A. (1994): Measuring and predicting ridge-orientation effect on soil surface roughness, Soil Sci. Soc. Am. J. 58(4), Science Society of America, 1228-1230.
73. Saleh, A., Fryrear, D.W. (1999): Soil roughness for the revised wind erosion equation, Journal of Soil and Water Conservation 54(2), Soil and Water Conservation Society, 473-476.
74. Samani, Z.A., Passarakali, M. (1986): Estimating potential crop evapotranspiration with minimum data in Arizona, Transactions of American Society of Agricultural Engineers 29(2), The American Society of Agricultural and Biological Engineers, 522-524.
75. Savić, R. (2000): Ugroženost Zemljišta Vojvodine Eolskom Erozijom. Ph.D. Thesis, University of Belgrade, Belgrade, Serbia, 2000.
76. Schmidt, S., Meusburger, K., de Figueiredo, T., Alewell, C. (2017): Modelling Hot Spots of Soil Loss by Wind Erosion (SoLoWind) in Western Saxony, Germany. Land Degrad. Develop., 28, Wiley, 1100- 1112.
77. Shao, Y. 2008. Physics and modelling of wind erosion. Atmospheric and Oceanographic Sciences Library 37 2nd Revised and Expanded Edition. Springer Science + Business Media B.V.
78. Sharratt, B.S., Tatarko, J., Abatzoglou, J. T., Fox, F. A., & Huggins, D. (2015): Implications of climate change on wind erosion of agricultural lands in the Columbia plateau, Weather and Climate Extremes 10(A), Elsevier, 20-31.
79. Shi, P., Ping, Y. Nearing, M.A. (2004): Wind erosion research in China: Past, present and future, Progress in Physical Geography 28(3), SAGE Publications, 366-386.
80. Skidmore, E., (1986): Wind erosion climatic erosivity. Clim. Change 9, Springer, 195-208
81. Skidmore, E.L., Tatarko, J. (1990): Stochastic wind simulation for erosion modeling, Transactions of American Society of Agricultural Engineers 8(3), The American Society of Agricultural and Biological Engineers, 1893-1899.
82. Skidmore E. (2010) Wind Erosion Processes & Prediction, Conference College on Soil Physics. 30 August - 10 September 2010, Trieste, Italy
83. Středová, H., Podhrázská, J., Litschmann, T., Středa, T., Rožnovský, J. (2012): Aerodynamic parameters of windbreak based on its optical porosity, Contributions to Geophysics and Geodesy 42(3), Earth Science Institute of the Slovak Academy of Sciences, 213-226.

84. Stredova, H., Spacilova, B., Podhrazska J., Chuchma, F. (2015): A universal meteorological method to identify potential risk of wind erosion on heavy textured soils, Moravian Geographical Report 23(2), Czech Academy of Sciences, Institute of Geonics, 56-62.
85. Sturrock J.W. (1969) Aerodynamic studies of shelterbelts in New Zealand - 1: Low to medium hight shelterbelts in Mid-Canterbury, New Zealand Journal of Science, 12, Dunedin 754.
86. Sturrock, J.W. (1972): Aerodynamic studies of shelterbelts in New Zealand - 1: Medium hight to tall shelterbelts in Mid-Canterbury, New Zaeland Journal of Science 15, Dunedin, 113-140.
87. Tatarko, J., Wagner, L.E., Fox, F., 2019. The wind erosion prediction system and its use in conservation planning. In: Bridging Among Disciplines by Synthesizing Soil and Plant Processes, edited by: Wendroth, Adv. Agric. Syst. Model. 8. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
88. Thevs, N., Strenge, E., Aliev, K., Eraaliev, M., Lang P., Baibagysov, A., Xu, J. (2017): Tree Shelterbelts as an Element to Improve Water Resource Management in Central Asia, Water 9(11), MDPI, Article 842.
89. Troeh, F.R., Hobbs, J.A. Donohue, R.L. (1980): Soil and water conservation for productivity and environmental protection. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
90. UNCCD (1994): United Nations Convention to Combat Desertification. A/AC.214/27. Paris, October 1994.
91. UNCCD (United Nations Convention to Combat Desertification) 2017 'Global land outlook First Edition', преузето са: https:// knowledge.unccd.int/glo (приступљено: 29.03.2021. године).
92. Van Pelt, R.S., Zobeck, T.M., Potter, K.N., Stout, J.E., Popham, T.W. (2004): Validation of the wind erosion stochastic simulator (WESS) and the revised wind erosion equation. Environmental Moddeling and Software, 19(2), Elsevier, 191-198.
93. Velojić, M. (2016): Wind Erosion Quantification Process in Deliblato Sands. Ph.D. Thesis, University of Novi Sad, Novi Sad, Serbia, 2016.
94. Vigiak, O., Sterk, G., Warren, A., Hagen, L.J. (2003): Spatial modeling of wind speed around windbreaks, Catena 52, Elsevier, 273-288.
95. Vuković, A.J. Vujadinović, M.P, Rendulović, S.M., Ruml, M.M., Babić, V.P., Popović, D.P. (2018): Global Warming Impact on Climate Change in Serbia for the Period 1961-2100, Thermal Science 22(6A), Vinča Institute of Nuclear Sciences, 2267-2280.
96. Wagner, L.E. (2013): A history of Wind Erosion Prediction Models in the United States Department of Agriculture: The Wind Erosion Prediction System (WEPS), Aeolian Res. 10, Elsevier, 9-24.
97. Wang, W., Samat, A., Ge, Y., Ma, L., Tuheti, A., Zou, S., Abuduwaili, J. (2020): Quantitative Soil Wind Erosion Potential Mapping for Central Asia Using the Google Earth Engine Platform. Remote Sens. 12, MDPI, 3430.
98. Webb, N. P., Strong, C. L. (2011): Soil erodibility dynamics and its representation for wind erosion and dust emission models, Aeolian Research, 3(2), Elsevier 165-179.
99. Webb, N.P., Herrick, J.E., Van Zee, J.W., Hugenholtz, C.H., Zobeck, T.M., Okin, G.S. (2019) Standard Methods for Wind Erosion Research and Model Development: Protocol for the National Wind Erosion Research Network. USDA-ARS Jornada Experimental Range P.O. Box 30003, MSC 3JER, NMSU Las Cruces, New Mexico 88003-8003

100. Weinan, C., Fryrear, D.W (1996): Grain-size distributions of wind-eroded material above a flat bare soil, Phys. Geography 17, Hindawi, 554-584.
101. White, R.E. (1997): Principles and practice of soil science: The soil as a natural resource, 3rd edn. Blackwell, Oxford.
102. Woodruff, N.P., Siddoway, F.H. (1965): A wind erosion equation, Soil Science Society of America Proceedings 29, Wolters Kluwer, 602-608.
103. Xie, H., Wang, G.G., Yu, M. (2018): Ecosystem multifunctionality is highly related to the shelterbelt structure and plant species diversity in mixed shelterbelts of eastern China, Global Ecology and Conservation 16, Elsevier, Article e00470.
104. Xue, J., Su, B. (2017): Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications. Journal of Sensors 2017, Hindawi, Article ID 1353691.
105. Yang, F., Lu, C. (2016): Assessing changes in wind erosion climatic erosivity in China's dryland region during 1961-2012, Journal of Geographical Sciences 26, Springer, 1263-1276.
106. Zabihi, F., Esfandiari, M., Dalalian, M., Moeini, A. (2018): Horizontal Flux Of Suspended Particles Sampling By Big Spring Number Eight (Bsne) Sampler In Lake Urmia Area, Applied Ecology And Environmental Research 16(2), LÖKI Applied Ecological Research and Forensic Institute Ltd., Budapest, 1313-1327.
107. Zhang - Zhang, H., Fan, J., Cao, W., Harris, W., Li, Y., Chi., W., Wang, S. (2018): Response of wind erosion dynamics to climate change and human activity in Inner Mongolia, China during 1990 to 2015, Sci Total Environ 639, Elsevier, 1038-1050.
108. Zhang, J., Guo, W., Zhou B., Okin G.S. (2021): Drone-Based Remote Sensing for Research on Wind Erosion in Drylands: Possible Applications, Remote Sensing 13(2), MDPI 283
109. Zingg, A.W., Woodruff, N.P. (1951): Calibration of a portable wind tunnel for the simple determination of roughness and drag on field surfaces. Agronomy journal American Society of Agronomy 43, Americal Society of Agronomy,191-193.
110. Zobeck, T.M., Baddock, M., Van Pelt, R.S., Tatarko, J. Acosta-Martinez, V. (2013). Soil property effects on wind erosion of organic soils. Aeolian Research 10, Elsevier, 43-51.
111. Zobeck, T.M., Van Pelt, R.S. (2014) Wind erosion. Publications from USDA-ARS / UNL Faculty, Paper 1409
112. Zou, X.Y., Zhang, C.L., Cheng, H., Kang, L.Q., Wu, Y.Q. (2015): Cogitation on developing a dynamic model of soil wind erosion, Science China Earth Sciences 58, Springer, 438-473.
113. Ђурђевић, В. (2010) Симулација климе и климатских промена у југоисточној Европи коришћењем регионалног климатског модела. Докторска дисертација - Физички факултет, Универзитет у Београду.
114. Лујић, Р. (1973): Шумске мелиорације. Универзитет у Београду Шумарски факултет 415.
115. Lukić, S., Dožić, S. (2006a): Uticaj pojasa od crnog oraha pored puta Pančevo-Kovin na promenu brzine vetra. Zbornik radova Melioracije - Zemljište i voda, Novi Sad. 24-28.
116. Лукић, С., Дожић, С. (2006b): Ефикасност тополе у ветрозаштити на неким локалитетима у Војводини, Гласник Шумарског факултета у Београду 93, Шумарски факултет Универзитета у Београду, 65-76.
117. Lukić, S. (2019): Praktikum - Šumski zaštitne pojasevi, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.

Поглавље 7

Савремен и традиционалан приступ моделирању процеса деградације земљишта услед деловања водне ерозије

Аутори:
Др Ратко Ристић*,
Др Борис Радић,
MSc Синиша Половина,
MSc Петар Нешковић,
MSc Иван Малушевић,
Др Вукашин Милчановић

Садржај:

1. Увод
1.1. Механизам настанка процеса водне ерозије
1.2. Негативни ефекти водне ерозије на квалитет животне средине
2. Методе за процену интензитета водне ерозије
2.1. Метод потенцијала ерозије (МПЕ)
2.2. Картирање ерозионих процеса према категоријама разорности
2.2.1. Метод потенцијала ерозије (МПЕ) - оригинална верзија проф. Слободана Гавриловића
2.2.2. Модификације оригиналног Метода потенцијала ерозије
2.2.3. Метод потенцијала ерозије према Раденку Лазаревићу (модификација оригиналне верзије)
3. Процена угрожености и картирање водне ерозије на територији Републике Србије: традиционалан насупрот савременог приступа
4. Закључак
Литература

A modern and traditional approach to modelling the land degradation process due to water erosion

Abstract – Soil erosion is a complex natural process, conditioned by climatic factors, relief features, geological and pedological properties, in cooperation with a more or less strong influence of anthropogenic factors. Soil erosion is one of the most widespread and severe forms of degradation that directly affects the disruption of natural soil functions. Adequate assessment of the soil erosion intensity is the initial step in the development of a prevention and protection strategy, the type and scope of anti-erosion works, and measures. To this end, numerous models have been created that can be used to determine the total erosion production in an area, sediment transport, and the degree of representation of bedload and suspended sediment. Although the models can have very different input sizes, those used to calculate soil losses share common parameters, which can be classified into indicators of topography,

* e-mail: ratko.ristic@sfb.bg.ac.rs

soil properties, and land use. The results of the model application are necessary elements for the planning and management of soil resources. In the territory of the Republic of Serbia, the Erosion Potential Method has been represented for many years as an empirical model for the calculation of land losses. The method was developed by prof. Slobodan Gavrilović in the early 1950s, based on many years of field research, observation, and measurement. The production of the first erosion map of the Republic of Serbia began back in 1966 and was completed in 1983. The basis for creating the first erosion map was the original version of prof. Slobodan Gavrilović, with the application of modifications proposed by prof. Radenko Lazarević. In regards to the traditional approach, where field mapping is used, the modern approach uses current achievements in the application of geographic information systems (GIS) technologies. In order to perform a comparative analysis between the traditional and modern approach, the available global and regional data were used to calculate soil losses due to water erosion and the 1983 Erosion Map was digitized. The comparison of the traditional and modern approach was performed in the GIS environment, where the change of the soil erosion category was analyzed by applying the confusion matrix. The confusion matrix compares by categories the relation between the traditional (Erosion Map 1983) and modern approach (current situation).

Keywords: soil erosion, water erosion, erosion models, GIS, Erosion Potential Method, mapping, confusion matrix.

1. Увод

1.1. Механизам настанка процеса водне ерозије

Ерозија земљишта је сложен процес који започиње ударом кишних капи о површину тла („бомбардовање"), што доводи до примарне дестабилизације, одвајања честица и деструкције земљишних агрегата, после чега следи миграција створених продуката (Morgan, 2005). Транспорт материјала са хипсометријски виших на ниже делове терена одвија се посредством кинетичке енергије површинског отицаја и гравитације, што за последицу има одношење земљишта у слојевима, формирање бразда, ембриона јаруга, система јаруга или других тежих ерозионих форми (Đorović, 2005). Губитком кинетичке енергије текуће воде, која носи ерозиони материјал, започиње завршна фаза процеса ерозије - таложење (Kostadinov, 2008; Ристић и Малошевић, 2011). Динамички аспект ових фаза је условљен метеоролошким, хидролошким и хидрауличким факторима, физичко-географским, геолошким и педолошким карактеристика слива, као и нивоом антропогеног утицаја, који је најексплицитније изражен кроз структуру земљишног покривача (Kostadinov, 2008).

Процес кретања падавинске воде започиње са кондензацијом водене паре и формирањем кишних капи чији пречник превазилази 0,10 mm. Маса кишне капи може достићи вредност око 0,2 g и највећу брзину приликом слободног пада од 8 $m \cdot s^{-1}$ (Ристић и Малошевић, 2011). Са повећањем интензитета кише расту димензије кишних капи, њихова брзина, а последично и кинетичка енергија, која представља доминантан фактор дестабилизације земљишних агрегата приликом удара о површину земљишта. У овом контексту, посебну опасност

представља део падавина које се формирају унутар кумулонимбуса, у форми ледених облутака (град), који имају неколико пута већу кинетичку енергију од кишних капи (Zachar, 1982). Досадашња истраживања показују да је најмања енергија потребна за разарање земљишта са средњом величином честица од 0,125 mm, као и да су честице између 0,063 и 0,250 mm најосетљивије на процес декомпозиције (Morgan, 2005).

Уколико земљиште има неповољне карактеристике и није заштићено вегетацијом, губици могу већ у првој фази да достигну и до 260 $t \cdot ha^{-1}$ (Gavrilović, 1972). У почетку се откидају и односе елементарне честице чија је веза са основном масом земљишта нарушена, при чему се формира храпава површина састављена од најкрупнијих структурних агрегата, које струјни ток не може да помери (Kostadinov, 2008). После ове фазе следи спирање издвојених честица, растварање појединих супстанци и даља ерозија изазвана површинским и потповршинским отицајем (Zachar, 1982).

Ерозиони ефекат кишних капи најизраженији је на највишим деловима слива, у складу са чињеницом да висина падавина расте са порастом надморске висине. Површински отицај по падинама има одређени ниво утицаја на ерозију земљишта, а значајно већи на покретање и транспорт честица (Zachar, 1982). Током кишне епизоде део воде пада директно на тло, док се део задржава на деловима дрвенасте, жбунасте и травне вегетације (процес интерцепције), одакле се испаравањем враћа у атмосферу, или проналази пут до земље капањем с лишћа, односно сливањем низ стабљике (Morgan, 2005; Ристић и Мацан, 2002).

Један од најважнијих фактора отпорности земљишта на ерозију јесте његова влажност у тренутку појаве падавина, односно степен засићења влагом постојећег система пора и пукотина. Од овог фактора зависи интензитет инфилтрације воде која потиче од кишних падавина или отопљеног снежног покривача, што директно утиче на могућност формирања брзог површинског отицаја (Kostadinov, 2008). Кише слабијег интензитета које доспевају на водом незасићено земљиште не могу да формирају површински отицај. Чак и кише јачег интензитета, у случајевима када земљиште има повољне инфилтрационе карактеристике и обрасло је квалитетном шумском вегетацијом, не могу да произведу површински отицај. Са друге стране, кише мањег интензитета на засићеном земљишту могу изазвати брзу појаву површинског отицаја (Ристић и Малошевић, 2011).

Интензитет инфилтрације примарно зависи од количине и интензитета падавина, затим претходног садржаја земљишне влаге, гранулометријског састава, садржаја органских материја у земљишту, хидрогеолошких карактеристика матичног супстрата, земљишног покривача и квалитета присутне вегетације (Morgan, 2005). Како инфилтрациони капацитет земљишта расте са повећањем средњег пречника зрна, највећи капацитет имају типови земљишта са високим учешћем песковитих фракција, док је најмањи у земљиштима са високим учешћем глиновитих фракција (Ристић и Малошевић, 2011). Кретање површин-

ског отицаја је условљено нагибом и морфологијом падина, где се смењују стрме деонице и локалне депресије, које задржавају део воде, до пријема у иницијалне форме дефинисане хидрографске мреже, са препознатљивим поточним коритом и формираним протицајем. Док је кинетичка енергија текуће воде већа од отпорних сила земљишта траје процес покретања и транспорта честица, чије таложење започиње са смањењем брзине и тангенцијалних напона тока. (Morgan, 2005; Kostadinov, 2008). Са повећањем брзине воде, повећавају се и димензије честица које се транспортују.

1.2. Негативни ефекти водне ерозије на квалитет животне средине

Ерозија земљишта је сложен природни процес, условљен климатским факторима, особеностима рељефа, геолошким и педолошким својствима, у садејству са више или мање снажним утицајем антропогеног фактора. Ерозија земљишта је један од најраспрострањенијих и најтежих облика деградације који директно утиче на поремећај природних функција земљишта. Са једног аспекта, ерозија се може сматрати природним процесом при коме је запремина однетог земљишта једнака количини новоствореног земљишта, чиме се земљиште природно обнавља. Међутим, услед интензивног антропогеног утицаја од праисторије до данас, процес ерозије може бити убрзан урбанизацијом, уништавањем природних и природи блиских хабитата (Radić и Gavrilović, 2020), прекомерном испашом и применом неодговарајућих техника обраде земљишта. Један од основних проблема током историје цивилизације јесте губитак и смањење обрадивих површина, које су предуслов опстанка било које људске заједнице. Према неким истраживањима, за око 450.000.000 ha обрадивог земљишта на свету је утврђено да је било непродуктивно до средине 1990-их, а процењује се да се 10 милиона ha обрадивог земљишта сваке године напушта због ерозије земљишта (Pimentel, 2006; Shikangalah, 2016; Polovina et al., 2021).

Поред тога што ерозија утиче на губитак плодности, она мења водно-ваздушне карактеристике земљишта, пре свега кроз редукцију његовог инфилтрационо-ретенционог потенцијала, што је један од основних генератора појаве бујичних поплава. У Србији је регистровано око 11.500 бујичних водотокова, на сливовима величине од неколико хектара до неколико стотина квадратних километара (Ристић и сар., 2016). Бујичне поплаве се одликују брзом појавом поплавног таласа (60–300 минута од завршетка кише), значајним учешћем чврсте фазе и израженом деструктивношћу. Само у периоду од 1950 до 2018. године бујичне поплаве су однеле преко 130 људских живота и проузроковале материјалне штете веће од 12 милијарди евра (Ристић и сар., 2016). Учесталост појаве бујичних поплава, њихов интензитет и распрострањеност чине их сталном претњом са екстремним еколошким, економским и социјалним последицама. Бујичне поплаве су данас учесталије и разорније него раније, пре свега услед деградације шумских површина, неконтролисане урбанизације и неодговарајућих агротехничких мера, као и текућих климатских промена. Некадашње

велике воде са повратним периодом од 100 година постају појаве са повратним периодом од свега 20 година (Ristić et al., 2006).

Ерозија значајно убрзава процес покретања различитих полутаната који се налазе у земљишту. Током обраде земљишта, а у циљу повећања приноса, користе се вештачка ђубрива и различити биоциди (хербициди, фунгициди, инсектициди и др.). Такође, земљиште акумулира тешке метале, који могу доспети до подземних вода, речних токова, језера и океана, или се акумулирају у биљним ткивима (Bortman et al., 2003).

Значајан фактор деградације земљишта представља и крашка ерозија, чији интензитет зависи од хемијског састава тла, природе једињења у земљишту, хемијског састава кишнице, временског интервала у коме је тло изложено деловању падавина и температуре. Процењује се да у појединим регионима на овај начин чак 40% хемијских супстанци доспева до водотокова или водних тела као реципијената (Bortman et al., 2003). Убрзани унос фосфата и нитрата у потоке, реке и језера назива се „културном еутрофикацијом" (Лаушевић, 2000). Прекомерне концентрације ових једињења изазивају бујање подводне флоре и алги. Уколико значајно опадне концентрација кисеоника у води, долази до масовног изумирања водених организама, понекад и стварања анаеробних услова и потпуне деградације квалитета воде, што еутрофикацију чини веома штетним процесом (Лаушевић, 2000).

Хемијска средства која се користе у пољопривреди представљају сталан извор загађења, која се преносе површинским и потповршинским течењем до отворених водних тела (језера, речни токови) и резерви подземних вода (Zachar, 1982). Чак и када нанос незагађен хемијским супстанцама доспе до реципијента, он угрожава живи свет у водотоку, јер долази до смањења протицајног профила, поремећаја термичког режима, таложења ситних фракција на локацијама мрестилишта, замућивања воде и погоршања услова средине за опстанак ихтиофауне и биљног света (Bortman et al., 2003).

2. Методе за процену интензитета водне ерозије

Адекватна процена интензитета ерозије земљишта представља почетни корак у изради стратегије превенције и заштите, врсте и обима противерозионих радова и мера. У том циљу су креирани бројни модели помоћу којих је могуће одредити укупну ерозиону продукцију на неком подручју, транспорт наноса и степен заступљености вученог и суспендованог наноса. Основна подела модела је на физичке, аналогне и дигиталне (Kadović,1999). Модели се могу поделити на основу неколико критеријума. Уколико је критеријум временски период, онда се примењују модели епизода и континуалних симулација (Morgan, 2005). Модели епизода описују тренутно стање на неком подручју (парцели, сливу и сл.) у погледу ерозије и транспорта наноса. Модели континуалних ситуација описују промене на неком подручју које су настале у дужем временском периоду, у коме је било и кишних периода и периода без кише. Други критеријум за поде-

лу модела јесте просторна променљивост физичких карактеристика слива, тако да они могу бити глобални и дистрибутивни. Код глобалних модела, претпостављају се хомогени услови на истраживаном подручју и примењују се јединствене вредности улазних параметара. Код дистрибутивних модела, узима се у обзир просторна променљивост физичких карактеристика истраживаног подручја (парцеле, слива и сл.) (Morgan, 2005). Трећи критеријум класификације се односи на ниво расположивог знања о појави која се описује, што доводи до поделе на емпиријске, концептуалне и топографске моделе (de Vente, Poesen, 2005). Емпиријски модели не узимају у обзир физичке законе који утичу на поједине параметре или процесе, једноставни су и захтевају мали број улазних података, што их чини погодним за брзу примену. Заснивају се на дефинисању најзначајнијих параметара који условљавају ерозију земљишта и транспорт наноса, а затим се на основу осматрања, експерименталних мерења и статистичких анализа детерминише зависност између улазних параметара са ерозијом земљишта и проносом наноса (de Vente и Poesen, 2005). Концептуални модели називају се још и семифизичким, јер узимају у обзир одређене физичке законитости које су карактеристичне за поједине процесе, али уз знатан ниво симплификације. Топографски модели описују појаве коришћењем доминантних параметара који се могу измерити или одредити применом различитих једначина. Топографски модели полазе од суштинске повезаности процеса површинског отицаја, продукције ерозионог материјала и транспорта наноса. Њиховом применом могуће је одредити репрезентативне вредности инфилтрације, интерцепције, укупног отицаја, евапорације из земљишта, транспирације и инфилтрације.

Емпиријски модели представљају једне од најшире примењених модела широм света који могу да се примењују на различитим просторним размерама. Из групе емпиријских модела, Метод потенцијала ерозије (Gavrilović, 1972) представља најзначајније средство у инжењерско-пројектантској и просторно-планерској пракси за израду карте ерозије, прорачуна ерозионе продукције и проноса наноса на подручју региона (Ристић и сар., 2018).

2.1. Метод потенцијала ерозије (МПЕ)

Метод потенцијала ерозије (МПЕ) је развијен на основу дугогодишњих теренских истраживања, осматрања и мерења на сливовима Јужне, Западне и Велике Мораве, Ибра, Тимока и Вардара (Gavrilović, 1972). У пракси, ова метода је позната као „Гавриловићева метода“, која је намењена за проучавање ерозије на сливовима бујичних токова. Представља стандардну методу и „инструмент“ за све инжењерске проблеме у вези са ерозијом и бујицама, за потребе израде техничке документације, водопривредних основа и студија. Прва верзија методе садржала је следеће модуле:

- квантитативна класификација ерозије (1954);
- квантитативни режим наноса (1955);
- класификација бујичних токова (1956);

- методе оптимизационих прорачуна количине противерозионих радова (1958).

Метода је усавршавана и допуњавана новим модулима неколико пута, и то:
- метода потенцијала ерозије I фаза (1966);
- метода потенцијала ерозије II фаза (1968);
- метода потенцијала ерозије III фаза (1986);
- идентификација ерозионих подручја (1998);
- метода активне борбе са бујичним поплавама на неуређеним водотоковима (1998);
- развој информационих и ГИС процедура и апликација за метод потенцијала ерозије (од 1985. до данас).

С обзиром на то да је метода развијена за потребе примене на целој територији тадашње државе (Југославије), морала је да одговори условима свих климатских варијација на том простору: годишњој суми падавина у распону од 260 mm до 5000 mm; средњој годишњој температури ваздуха од +3°C до +28°C; појави ветрова чија брзина достиже 200 km/h. У Србији се користи већ 50 година и уз скромна материјална улагања се и даље усавршава у складу са новим сазнањима о ерозионим процесима. Метода полази од аналитичке обраде података о чиниоцима који утичу на ерозију. Како је ерозија просторна појава, приказује се на карти према класификацији на основу аналитички израчунатог коефицијента ерозије (Z), који не зависи од климатских карактеристика, већ од карактеристика тла, вегетационог покривача, рељефа и видљиве заступљености ерозионих процеса. Коефицијент ерозије (Z) добија се из следећег израза (Gavrilović, 1972):

$$Z = Y \cdot X \cdot a \cdot \left(\varphi + \sqrt{I_{sr}}\right)$$

Z – коефицијент ерозије
Y – реципрочна вредност коефицијента отпора земљишта на ерозију
$X \cdot a$ – коефицијент уређења слива
φ – бројни еквивалент видљивих и јасно изражених процеса ерозије
I_{sr} – средњи нагиб на сливу

$$W_{god} = T \cdot H_{god} \cdot \pi \cdot \sqrt{Z^3} \cdot A \qquad [m^3 god^{-1}]$$

W_{god} – укупна продукција ерозионог материјала на сливу
T – температурни коефицијент подручја
H_{god} – средња годишња количина падавина [mm]
π – Лудолфов број (Архимедова константа) – 3,14159
Z – коефицијент ерозије
A – површина сливног подручја [km^2]

2.2. Картирање ерозионих процеса према категоријама разорности

2.2.1. Метод потенцијала ерозије (МПЕ) - оригинална верзија проф. Слободана Гавриловића

Према коефицијенту ерозије Z дата је категоризација ерозионих процеса по Гавриловићу (Табела 1). Вредности се обично крећу од 0,1 до 1,5 и више, тј. од очуваних, ерозијом слабо нападнутих сливова и подручја, до сливова који су екстремно деградирани услед деловања ерозије земљишта. Вредности Z могу да буду изнад и испод наведених граница само у изузетним случајевима (Gavrilović, 1972). Према типу владајуће ерозије и вредностима коефицијента ерозије Z категорисано је 13 категорија.

Табела 1. Вредност коефицијента ерозије Z према Гавриловићу

Категорија разорности (ерозивности)	Јачина ерозионих процеса	Тип владајуће ерозије	Коефицијент ерозије Z	Сред. вредност коеф. ерозије Z
I	Ексцесивна ерозија	дубинска	> 1,51	1,25
		мешовита	1,21-1,50	
		површинска	1,01-1,20	
II	Јака ерозија	дубинска	0,91-1,00	0,85
		мешовита	0,81-0,90	
		површинска	0,71-0,80	
III	Осредња ерозија	дубинска	0,61-0,70	0,55
		мешовита	0,51-0,60	
		површинска	0,41-0,50	
IV	Слаба ерозија	дубинска	0,31-0,40	0,30
		мешовита	0,25-0,30	
		површинска	0,20-0,24	
V	Врло слаба ерозија	трагови ерозије	0,01-0,19 и мање	0,01

Извор: *Gavrilović, 1972.*

2.2.1.1. Коефицијент отпора земљишта на ерозију (Y)

Коефицијент Y представља реципрочну вредност коефицијента отпора земљишта на ерозију и зависи од геолошке подлоге, климата и типова педолошких творевина (Табела 2). Вредности коефицијента Y су димензионисане у Лабораторији за бујице и ерозију, Одсека за ерозију и мелиорације Шумарског факултета у Београду. Односе се на реципрочну отпорност земљишних творевина и стена на деловање „бомбардовања земљишта кишним капима“ и на отпорност одношења земљишних честица текућом водом и услед деловања еолске ерозије (Gavrilović,1968; Gavrilović, 1972).

Табела 2. Вредности коефицијента Y

Типови земљишта и други супстрати		Средњи коефицијент Y
1	Пескови, шљунак и невезана земљишта	2,0
2	Лес, туфови, слатине, степска земљишта и сл.	1,6
3	Распаднути кречњаци и лапорци	1,2
4	Серпентини, црвени пешчари, флишне наслаге	1,1
5	Подзоли и параподзоли, распаднути шкриљци, микашисти, гнајшисти, агрилошисти и сл.	1,0
6	Једри и шкриљасти кречњаци, црвенице и хумусно-силикатно земљиште	0,9
7	Гајњаче и планинска земљишта	0,8
8	Смонице, ритске оранице и мочварна земљишта	0,6
9	Чернозем и алувијални нанос добре структуре	0,5
10	Голи, компактни еруптиви	0,25

Извор: *Gavrilović, 1972.*

2.2.1.2. Коефицијент уређења слива (X·a)

Коефицијент уређења слива или ерозионог подручја односи се на заштићеност земљишта од атмосферских утицаја у природним условима (вегетацијом) (коефицијент X), или вештачки створеним условима, односно применом противерозионих техничких, биотехничких и биолошких радова на сливу или ерозионом подручју (коефицијент „a“). То су у суштини два коефицијента, чији се производ креће од 0,01 за заштићено земљиште, до 1,0 за потпуно голо, незаштићено и неуређено земљиште (Табела 3)

Табела 3. Вредност израза X·a

Услови који утичу на вредност коефицијента Xa		X·a
1. Слив или подручје пре антиерозионих радова		
1	Потпуно голо, необрађено земљиште (голети)	1,0
2	Оранице са орањем уз и низ падину	0,9
3	Воћњаци и виногради без приземне вегетације	0,7
4	Планински пашњаци и сувати	0,6
5	Ливаде, детелишта и сличне пољопривредне културе	0,4
6	Деградиране шуме и шикаре са еродираним земљиштем	0,6
7	Шуме и шикаре доброг склопа и обраста	0,05
2. Слив или подручје пре антиерозионих радова		
1	Оранице са контурним орањем	0,63
2	Оранице добре неге и заштићене малчирањем	0,54
3	Контурно-појасна обрада са плодоредом (оранице)	0,45
4	Контурни воћњаци и виногради	0,315
5	Терасирање ораница, терасе и градони	0,36
6	Затрављивање голих земљишта и мелиорације пашњака и сувати	0,3

Услови који утичу на вредност коефицијента Ха		Х·а
7	Израда контурних ровова средње густине	0,24
8	Ретардациони водопутеви, микроакумулације	0,27
9	Обично пошумљавање на јаме или на пруге	0,2
10	Пошумљавање на градонима	0,1
11	Уређивање корита водотокова техничким објектима: каналисање, кинетирање, изградња преграда, габиона и сл.	0,7

Извор: *Gavrilović, 1972.*

2.2.1.3. Коефицијент видљивих и јасно изражених ерозионих процеса φ

Коефицијент φ представља бројни еквивалент видљивих и јасно изражених процеса ерозије на сливу или подручју (Табела 4).

Табела 4. Вредности коефицијента φ

Услови који утичу на вредност коефицијента φ		Средња вредност φ
1	Слив или подручје потпуно обухваћено јаружастом ерозијом и урвинским процесима (дубинска ерозија)	1,0
2	Око 80% слива или подручја под браздастом и јаружастом ерозијом	0,9
3	Око 50% слива или подручја под браздастом и јаружастом ерозијом	0,8
4	Цео слив под површинском ерозијом: распадине и осулине, нешто мало бразди и јаруга (дубинска ерозија, као и јака крашка ерозија)	0,7
5	Цео слив под површинском ерозијом, али без видљивих дубинских процеса (бразде, јаруге, одрони и сл.)	0,6
6	Земљиште на 50% површине обухваћено површинском ерозијом, а остали део слива очуван	0,5
7	Земљиште на 20% површине обухваћено површинском ерозијом, док је 80% слива или подручја очувано	0,3
8	Земљиште у сливу без видљивих трагова ерозије, али у коритима водотока има мањих одрона и клижења	0,2
9	Слив без видљивих трагова ерозије, али претежно под ораницама	0,15
10	Подручје без видљивих трагова ерозије како у сливу тако и у кориту водотока, претежно под шумама или вишегодишњом вегетацијом (ливаде, пашњаци и сл.)	0,1

Извор: *Gavrilović, 1972.*

2.2.1.4. Средњи нагиб терена на сливу

Средњи нагиб терена одражава утицај топографских карактеристика, коришћењем квадратног корена средњег пада слива, односно ерозионог подручја или парцеле земљишта. Правилно генерисана карта ерозије и репрезентативна

вредност коефицијента ерозије представљају основ за даље прорачуне ерозионе продукције, проноса и структуре наноса.

2.2.2. Модификације оригиналног Метода потенцијала ерозије (МПЕ)

Као илустрација успешности Метода потенцијала ерозије (МПЕ) се може сматрати појава честих случајева успешног тестирања модификованих варијанти оригиналне верзије током последње две деценије. Модификације су, поред примене савремене технологије, пре свега метода и техника ГИС-а и даљинске детекције, подразумевале и промене вредности одређених фактора коришћених у оригиналној верзији МПЕ. Важно је нагласити да се до сада није појавила модификација која би подразумевала суштинску измену методе, нпр. увођење или избацивање постојећих фактора, што говори у прилог квалитету и веродостојности оригиналне верзије МПЕ.

Највећи број интервенција над оригиналним приступом проф. Гавриловића односио се на коефицијенте уређења слива (X·a) и видљивих и јасно изражених ерозионих процеса (φ). Према оригиналној методи (Гавриловић, 1972), коефицијент X·a има распон вредности од 0,05 до 1,0, док други аутори предлажу распон вредности параметра у дијапазону вредности X·a=0–0,95 (Globevnik et al. 2003), односно, X·a=0,05–0,6 (Fanetti, Vezzoli 2007). Према резултатима примене оваквог приступа, на бујичним сливовима у Ирану се користи другачија структура вредности овог коефицијента, заснована на 7 категорија, са распоном вредности X·a=0,4–1,0 (Amiri, 2010). Како је МПЕ широко коришћен у иранској инжењерској и истраживачкој пракси (Amiri et al., 2012), уследила је израда и нове класификације коефицијента ерозије Z (Табела 5):

Табела 5. Класификација вредности коефицијента ерозије Z, према Amiri et al. (2012)

Ознака	Коефицијент ерозије Z	Класа	Категорија
1	< 0,2	Слаба	S1
2	0,2-0,7	Средња	S2
3	0,7-1	Јака	S3
4	>1	Ексцесивна	N

Извор: *Amiri et al., 2012.*

Према приказаној класификацији може се закључити да се средња вредност коефицијента ерозије Z креће у распону вредности Z=0,2–1,0, за разлику од стандардне Гавриловићеве методе, где се средња вредност коефицијента Z креће у распону вредности Z=0,01–1,25. Аутори даље дају објашњење значења колоне под називом „Категорија“: ознака S1 се односи на врло слабу ерозију, док је S2 показатељ слабе и средње ерозије. Јака ерозија је означена категоријом S3, а ознака N припада процесима ексцесивне ерозије.

Поред ове нове поделе коефицијента ерозије, у употребу су уведене и модификоване категоризације осталих параметара (De Vente, Poesen, 2005).

Коефицијент отпора земљишта на ерозију (Y) је обухваћен распоном вредности које су класификоване у 5 категорија, са дијапазоном Y=0,1–1,0. Распони вредности коефицијента X·a и φ су остали непромењени, али су њихове класе представљене на другачији начин (Табела 6):

Табела 6. Категоризација коефицијента уређења слива (X·a) и видљивих и јасно изражених ерозионих процеса (φ) (према: De Vente, Poesen, 2005)

Коефицијент уређења слива	X·a
Мешовите и густе шуме	0,05–0,20
Шуме ретког склопа са приземном вегетацијом	0,05–0,20
Четинарске шуме и шикаре	0,20–0,40
Деградиране шуме, пашњаци	0,40–0,60
Деградирани пашњаци и обрадиво земљиште	0,60–0,80
Голети	0,80–1,00
Коефицијент отпора земљишта на ерозију	Y
Компактне стене, камен	0,1–0,3
Умерено каменито земљиште	0,3–0,5
Слабо каменито	0,5–0,6
Седиментне стене, морене и глиновита земљишта	0,6–0,8
Песковита и невезана земљишта	0,8–1,0
Коефицијент видљивих процеса ерозије	φ
Слив без видљивих трагова ерозије	0,1–0,2
20-50% површине слива захваћено ерозијом	0,3–0,5
Крашка и јаружаста ерозија	0,6–0,7
Од 50-80% слива захваћено ерозијом (појава клизишта)	0,8–0,9
Цео слив обухваћен ерозијом	1,0

Према оригиналној верзији МПЕ (Гавриловић, 1972), коефицијент видљивих и јасно изражених ерозионих процеса (φ) се одређује директно на терену. Овај параметар је једини параметар МПЕ са примесом субјективности, која га највише удаљава од атрибута „емпиријски“. Управо из овог разлога аутори De Vente и Poesen (2005) овај метод класификују као „семиквантитативан”. Да би се превазишао овај недостатак, поједини аутори вредност φ детерминишу помоћу мултиспектралних сателитских снимака, као и помоћу одређених спектралних канала добијених даљинском детекцијом (Chaaouan et al., 2013; Milevski, 2015; Durlević et al., 2021).

2.2.3. Метод потенцијала ерозије према Раденку Лазаревићу (модификација оригиналне верзије)

Једна од најпознатијих модификација оригиналне верзије МПЕ је, свакако, она коју је реализовао професор Раденко Лазаревић, која је нашла своју примену, пре свега, за потребе израде карата ерозије, али и у другим истраживањима која су спроведена на територији Србије и Босне и Херцеговине. Израда прве

карте ерозије Републике Србије започела је 1966. године на Институту за шумарство и дрвну индустрију (сада Институт за шумарство) под руководством Раденка Лазаревића (Lazarević, 1983; Lazarević, 1985). Картирање је спровођено на терену, коришћењем топографских карата размере P=1:100.000, обрада је извршена на картама размере P=1:50.000, док је завршна верзија представљена 1971. године, на карти размере P=1:200.000. Четворогодишњи теренски рад спроводила је увек иста теренска екипа предвођена проф. Раденком Лазаревићем, како би се минимизирао фактор субјективности и могуће грешке (Лазаревић, 2009).

Основу за израду прве карте ерозије представљала је оригинална верзија проф. Слободана Гавриловића, где су задржани „комплетни нумерички обрасци изворне методе", као и „прописана процедура истраживања и утврђивања свих коефицијената", уз промену вредности појединачних коефицијената предложених од стране проф. Раденка Лазаревића (Gavrilović, 1989). Главне модификације односиле су се на прорачун коефицијента ерозије Z, уз констатацију да је најпоузданија вредност средњег пада, која се одређује са топографске карте. Према табели 7, приказана је вредност коефицијента ерозије Z према Лазаревићу, који уводи нову категорију, категорију акумулација наноса. Поред тога, истовремено се смањује број категорија према вредностима коефицијента ерозије Z на 12 категорија и тип владајуће ерозије у табелама није приказан. У наставку су приказане табеле са вредностима коефицијената улазних параметара према модификованој верзији оригиналне методе.

Табела 7. Вредност коефицијента ерозије Z према Лазаревић

Категорија разорности (еродивности)	Јачина ерозионих процеса	Коефицијент ерозије Z
1	Ексцесивна ерозија	1,41–1,50
2	Ексцесивна ерозија	1,21–1,40
3	Ексцесивна ерозија	1,01–1,20
4	Јака ерозија	0,86–1,00
5	Јака ерозија	0,71–0,85
6	Средња ерозија	0,56–0,70
7	Средња ерозија	0,41–0,55
8	Слаба ерозија	0,31–0,40
9	Слаба ерозија	0,21–0,30
10	Врло слаба ерозија	0,11–,020
11	Врло слаба ерозија	< 0,11–0,10
12	Акумулација наноса	0

Извор: *Lazarević, 1983*

2.2.3.1. Коефицијент отпора земљишта на ерозију (Y)

Вредности коефицијента Y (Табела 8) Лазаревић класификује у 7 категорија: прве две категорије односе се на садржај скелета у земљишту, док се оста-

лих пет посматрају у контексту геолошке подлоге. Код Гавриловића (Табела 2) се тип земљишта и геолошка подлога заједно анализирају у оквиру исте категорије. Једна од критика овакве класификације се односи на квалификацију пескова као врсте стена које су отпорније од „земљишта“ (није даље елаборирано којих типова и стања земљишта) док су ранијим мерењима добијени супротни резултати (Gavrilović, 1989).

Табела 8. Коефицијент отпора земљишта на ерозију Y

Редни број	Врста земљишта - стена	Вредност Y
1	Земљиште	1,0–0,8
2	Скелетоидно и скелетно земљиште	0,7
3	Непропустљиве и неотпорне стене (шкриљци, флиш, глина)	0,6
4	Пропустљиве и неотпорне стене (песак, шљунак, лес)	0,5
5	Полупропустљиве стене	0,4
6	Непропустљиве и отпорне стене (еруптиви)	0,25
7	Пропустљиве и отпорне стене (кречњак, доломит)	0,1

Извор: *Lazarević, 1983*

2.2.3.2. Коефицијент уређења слива (X·a)

Лазаревић, за разлику од Гавриловића, користи вредности коефицијента X (без коефицијента a) јединствено, односно, нема парцијалне анализе површина пре и после примене противерозионих мера (Табела 9). Такође, Лазаревић креира и таблицу за одређивање коефицијента ерозије Z водећи рачуна о изворним категоријама по Гавриловићу, при чему аналитички поступак модификује у синтетички (Lazarević, 1985).

Табела 9. Коефицијент заштићености земљишта од атмосферских утицаја и ерозије X

Редни број	Начин коришћења земљишта	Вредност X
1	Површина без вегетационог покривача	1,0
2	Оранице са орањем уз и низ падину, виногради	0,9
3	Оранице са орањем по изохипси	0,8
4	Вишепољни плодоред	0,6
5	Деградирани пашњаци	0,4
6	Деградиране шуме	0,3
7	Ливаде	0,2
8	Шуме доброг склопа	0,1

Извор: *Lazarević, 1983*

2.2.3.3. Коефицијент видљивих и јасно изражених ерозионих процеса φ

Вредности коефицијента φ по Лазаревићу (Табела 10) и оригиналне вредности по Гавриловићу (Табела 4), су разврстане у шест, односно, десет категорија. Оригиналан мотив овог коефицијента раније је био везан за процентуално учешће еродираних површина, што је исказано максималном вредношћу овог коефицијента од 1 (100%), док је у приступу Лазаревића повећана вредности овог коефицијента до 1,5, чиме је изгубљена примарна логика. Поред овога, Лазаревић уводи нулту вредност коефицијента φ као нове „категорије ерозије“ (Gavrilović, 1989) за акумулационе површине (нпр. алувијалне равни) на којима се одвија процес таложења наноса, што је блиско географској перцепцији геоморфолошких процеса. У овој интерпретацији оригиналне методе није узета у обзир чињеница да депонован нанос наставља кретање ка низводним деоницама, већ приликом прве појаве великих вода, тако да се алувијалне равни могу посматрати и као изворишта ерозионог материјала. Неки аутори сматрају да ова модификација Методе потенцијала ерозије оваквим приступом коефицијенту φ неадекватно третира процес ерозије и транспорта наноса „јер је акумулација наноса у алувијалним долинама само привремена фаза у транспорту наноса од места настанка до ушћа“ (Gavrilović, 1989).

Табела 10. Коефицијент вида ерозије φ

Редни број	Стање ерозионих процеса	Средња вредност коефицијента φ
1	Површине су избраздане јаругама, вододеринама и браздама, које су усечене у елувијално-делувијалне наслаге или јако распаднуте неотпорне стене; такве површине није могуће користити без посебних антиерозионих радова и мера; у речним коритима преовлађује акумулација наноса.	1,01–1,50
2	Јака површинска и скривена линијска ерозија на ораничним површинама, на падовима изнад 10°; деградиране шуме и пашњаци, са појединачним вододеринама и браздама; у речним коритима преовлађује акумулација наноса.	1,00–0,71
3	Површине под ораницама на нагибима од 5–10° (φ=0,5); деградирани пашњаци и шуме са оштећеном простирком; голети на отпорним непропусним стенама (φ= 0,3); водотоци односе нанос из слива и усецају се.	0,70–0,41
4	Слаба ерозија у шумама слабијег склопа, на лошијим ливадама и пашњацима, на падовима до 10° (φ=0,25); шуме и ливаде на падовима 10–30° (φ= 0,2); шуме и ливаде на падовима већим од 30° (φ=0,25); шуме и ливаде на доњем делу падине; оранице на падовима од 3–5°; у речним коритима преовлађује дубинска ерозија.	0,40–0,21

Редни број	Стање ерозионих процеса	Средња вредност коефицијента φ
5	Латентна ерозија; шуме доброг склопа, са простирком, заузимају површине од развођа; добре ливаде и пашњаци-сувати, на падовима до 10°; простране равнице, са падовима мањим од 3°; карбонатне стене (голи крас или са очуваном вегетацијом); у речним коритима дубинска ерозија.	0,20–0,10 и мање
6	Акумулација наноса на алувијалним равнима, у касетама између падина и насипа за путеве и пруге, иза одбрамбених насипа и слично; затворени крас.	0

Извор: *Lazarević, 1983*

3. Процена угрожености и картирање водне ерозије на територији Републике Србије: традиционалан насупрот савременог приступа

У односу на традиционални приступ, где је коришћено картирање на терену, у савременом приступу користе се актуелна достигнућа у примени технологија географских информационих система (ГИС). ГИС омогућава представљање реалног просторног окружења у дигиталној форми, односно кроз базе података које су прилагођене компјутерској обради. Једна од бројних могућности ГИС-а је издвајање репрезентативних информација о комплексним односима фактора који учествују у динамичним просторним процесима. ГИС омогућава да се сви релевантни просторни подаци адекватно систематизују, анализирају и на крају прикажу. Употребу ГИС-а у мапирању карте ерозије могуће је двојако посматрати. Прво, ГИС се може користити као савремени алат за прикупљање и визуелизацију података. Други аспект осветљава улогу ГИС-а као базе података, која омогућава њихово складиштење, ажурирање, обраду и анализу (Половина и сар., 2016).

С обзиром да је сама логика МПЕ заснована на формирању релативно хомогених просторних јединица на истраживаном подручју, сливу или ерозионој парцели за које се одређује коефицијент ерозије Z, репрезентативна вредност коефицијента ерозије је пондерисана аритметичка средина издвојених јединица. Овакав приступ одговара логици ГИС-а, у којој је основна градивна јединица дводимензионалног простора пиксел, чему у Гавриловићевом приступу одговара примарни испитивани ентитет (Mitasova et al., 2013). На основу овог односа, Гавриловићев алгоритам се може применити на елементарну површину (пиксел), као и на скуп пиксела, односно растер (Globevnik et al., 2003; Emmanouloudis et al., 2003; Mitasova et al., 2013). На тај начин формира се одговарајућа база података, односно, карта у дигиталној форми, која је носилац информација, како на нивоу пиксела, тако и на нивоу растера. Дакле, одређене „теме“ у растерском формату представљају чиниоце формуле за прорачун кое-

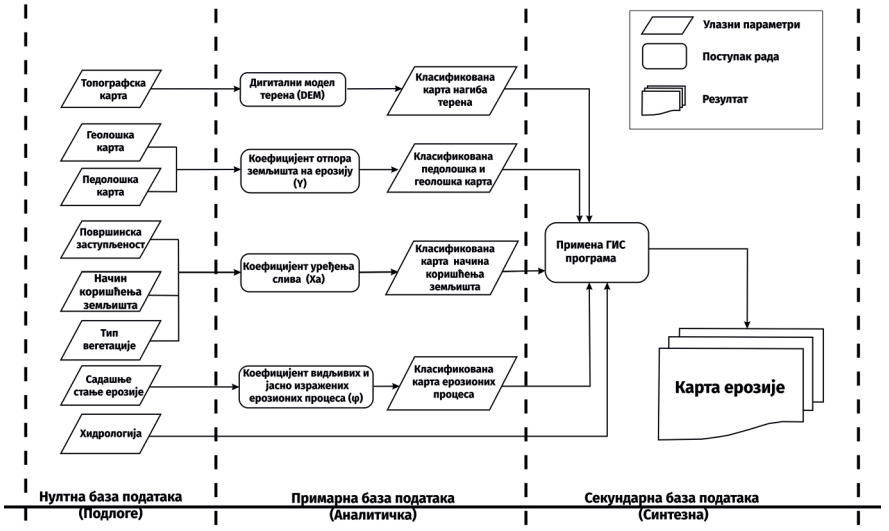
фицијента ерозије Z, који преко растерске алгебре експлицитно утичу на просторну расподелу Z (Радић, 2014).

За израду Карте ерозије, која поред просторних информација садржи и квантитативне показатеље о ерозионој продукцији, неопходно је формирати три нивоа база података према шеми на слици 1, који су прилагођени примени МПЕ. Први ниво је нулта база података, која омогућава креирање различитих примарних база као полазишта за примену поменутих модела. Нулта база, заправо, представља скуп основних информација које имају потенцијал, после одговарајуће обраде и интерпретације, да обезбеде основне улазне податке за примену МПЕ.

Климатске и хидролошке карактеристике у нултој бази података обухватају информације о низовима резултата мерења падавина и температура ваздуха. У зависности од размере и нивоа детаљности, ти подаци могу да се прикупљају преко глобалних база података, па све до меродавних метеоролошких и кишомерних станица у Србији. Климатски подаци се сакупљају у виду нумеричке базе података. Дигитални модели терена у нултој бази података су приказани у форми растерске базе података, која је сирова, необрађена, и у зависности од нивоа размере Карте ерозије приказује се са различитим нивоима детаљности. Педолошке и геолошке карактеристике, у почетној фази обраде, представљене су преко педолошких и геолошких карата различитих размера, које су у папирној форми, или су у скенираној растерској форми. Начин коришћења земљишта (структура површина) представљен је у нултој бази података у виду растера. Последњи улазни параметар у нултој бази података је архива, која може бити у виду текстуалног записа, извештаја, релевантне стручне и научне литературе и документационе основе о изведеним планским и пројектним активностима.

Примарна или аналитичка база података представља фазу обраде и процесуирања нулте базе података, како би добили секундарну или синтезну базу података. У примарној бази података, код дигиталног модела терена, у овој фази врше се анализе топографских фактора (Isr), применом геоинформационих алата. Педолошке карте у примарној бази података се обрађују путем георефернцирања и дигитализације, после чега се генеришу улазни подаци. Начин коришћења земљишта (структура површина), у зависности од размере и квалитета подлога, се представља у форми растерских база података, применом геоинформационих алата. Архивски подаци се у овој фази обраде анализирају уз увођење одређених корекција, које репрезентују побољшање или погоршање стања на истраживаном подручју.

Завршну етапу израде карте ерозије представља креирање секундарне (синтезне) базе података, са резултатима који су производ примене МПЕ. Практично, у овој фази се долази до квантификације интензитета ерозионих процеса, односно ерозионе продукције и проноса наноса. Синтезни излазни резултат јесте Карта ерозије, која у зависности од размере има своју научну и практичну вредност.



Слика 1. Алгоритам процеса израде карте ерозије према методи МПЕ

Примена савременог приступа у креирању карте ерозије обављена је током израде Нацрта просторног плана Републике Србије (2021–2035), односно прилога (тематске свеске) под називом: Ванредне ситуације, природне непогоде (заштита и безбедност људи и добара - ерозија, поплаве и бујице, земљотреси, ратна разарања) и технолошки удеси. Због динамике израде Просторног плана, кратких временских рокова и ограничених финансијских средстава, непотпуних база података, али и потребе да се креира карта ерозије која ће на исти начин третирати целокупну територију Републике Србије, коришћене су расположиве глобалне и регионалне базе. Инвентаризација земљишног покривача обављена је коришћењем Corine Land Cover база података из 2018. године (European Environmental Agency, 2017). Информације о карактеристикама земљишта су добијене из Географске базе података о земљишта Европе (European Soli Data Base), која је у размери 1:1.000.000 (European Commission Joint Research Centre, 2003). У анализи топографских параметара као основна база података коришћен је SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) (2021) дигитални елевациони модел (ДЕМ). Резолуција дигиталног елевационог модела је 3 лучне секунде у географској пројекцији (WGS84 датум), што оквирно износи 90x60 m према пројектованој Гаус Кригеровој правоугаоној Меркаторовој пројекцији. С обзиром на то да су коришћени улазни подаци различитих просторних резолуција (од 90 до 500 m), њихова хомогенизација је обезбеђена применом интерполационих метода на излазну резолуцију од 500 m, како би се обезбедила димензија пиксела са минималним губитком нивоа детаљности. Ово је стандардан метод хомегенизације база података, који је већ за сличне потребе примењен на територији Европске уније: истраживачи из Обједињеног истраживачког цен-

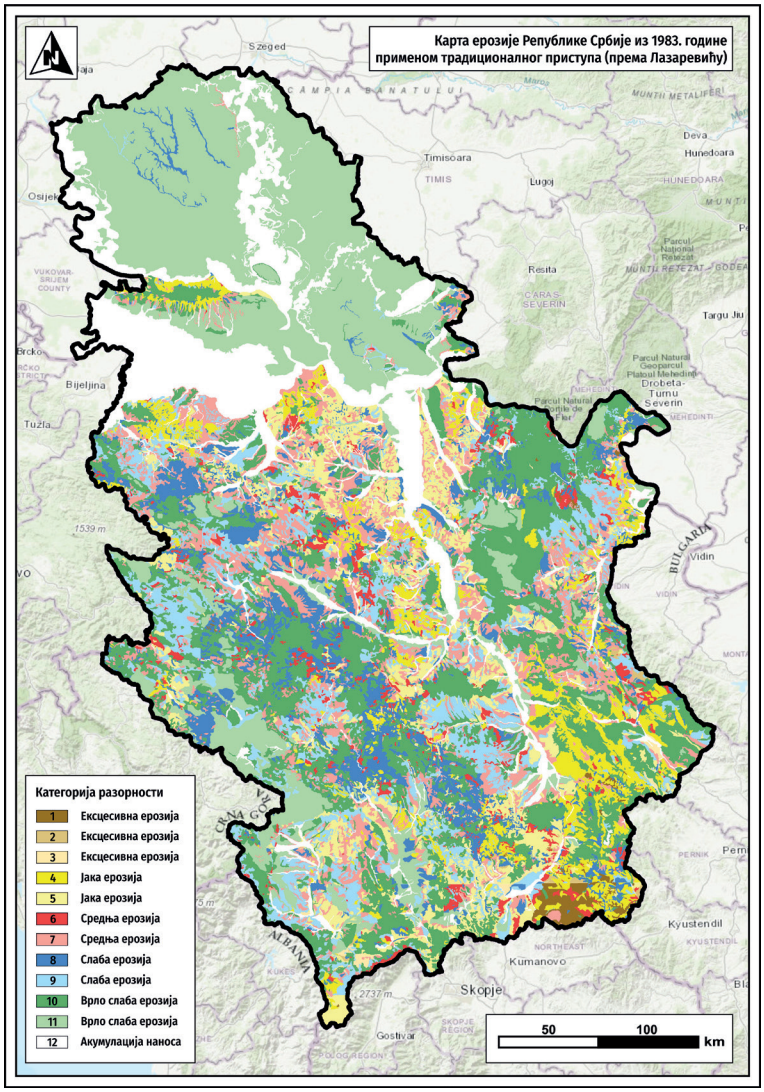
тра (Joint Research Centre-JRC) су применили методу RUSLE2015, користећи квантификоване и верификоване улазне податке, који су такође поседовали различите просторне резолуције (од 25 до 1000 m) (Panagos et al.,2015). За потребе компарације извршена је дигитализација карте ерозије из 1983. године, коју је израдио проф. Лазаревић.

Компарација традиционалног и савременог приступа је обављена у ГИС окружењу, где је применом матрице конфузије (енг. *Confusion matrix*), или матрице грешке (енг. *Error matrix*) (Levin, 1999; Tempfli et al., 2009), анализирана промена категорије ерозије земљишта. Матрица конфузије упоређује по категоријама однос између традиционалног (Карта ерозије 1983. године) и савременог приступа (актуелно стање). Резултати добијени матрицом конфузије приказани су у табели 11, где колоне представљају резултате савременог приступа, а редови традиционалног приступа. Да би се извршила компарација између традиционалног и савременог приступа, примењени су распони вредности према Лазаревићу за коефицијент Z (Табела 7). Табела 11 показује разлике у површинама под 12 различитих категорија ерозије, с тим што у савременом приступу категорија 12 (акумулација наноса) није издвојена као посебна. У периоду од 1983. до 2020. године дошло је до промена у површинама под различитим категоријама ерозије и евидентно је да су промене у различитим категоријама различитог интензитета. Тако на пример, у категорији 1 (ексцесивна ерозија) површина је од 1983. до 2020. године смањена са 525,09 km^2 на 206,82 km^2, док је у категорији 2 (ексцесивна ерозија) са 154,3 km^2 повећана на чак 916,13 km^2. Ове промене се визуелно најбоље могу уочити упоређивањем следећих карата ерозије из 1983. и 2020. године, на сликама 2 и 3.

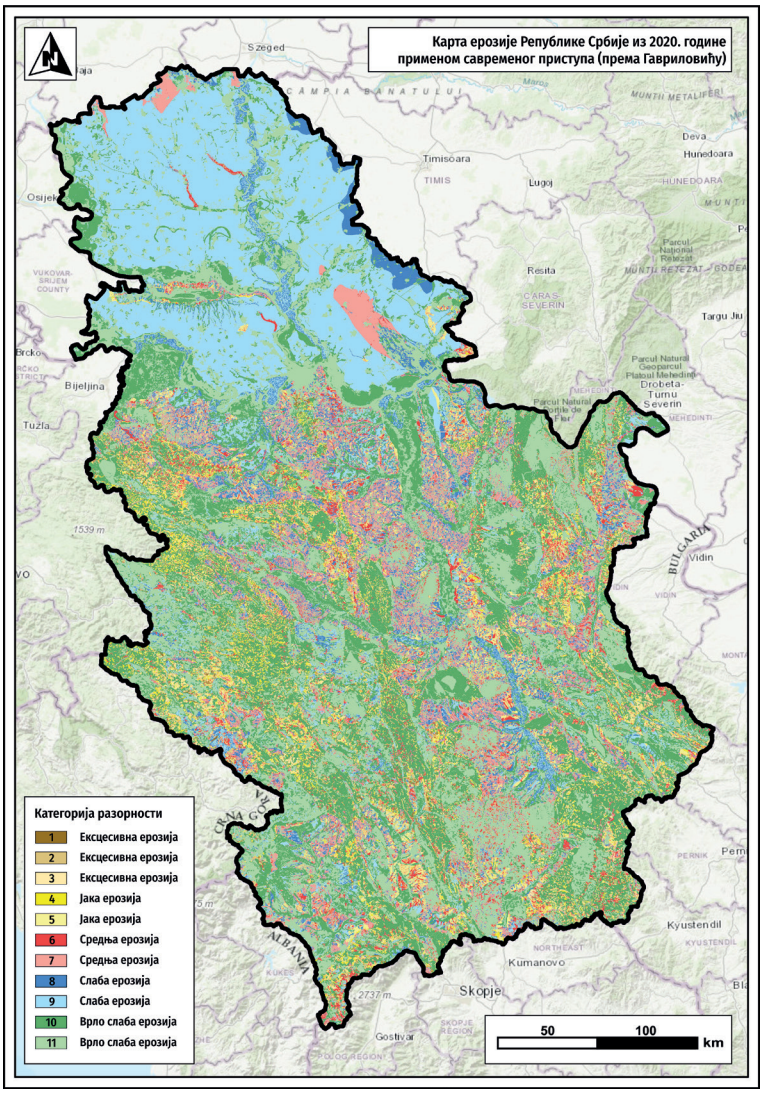
Табела 11. Матрица конфузије између традиционалног (Карта ерозије 1983. године) и савременог приступа (актуелно стање 2020) картирања водне ерозије. Промене категорија разорности приказане су у km^2

год.	**2020**												
1983.	Категорије разорности	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Укупно у km^2 за 1983. год
	1	**4,78**	42,41	32,42	33,11	34,87	28,36	13,74	5,53	3,65	228,89	97,33	0	**525,09**
	2	1,24	**6,46**	7,35	7,07	5,11	3,14	3,94	3,05	3,08	60,86	53	0	**154,3**
	3	2,76	12,08	**7,31**	12,65	12,34	11,31	9,05	6,57	17,06	69,55	65,64	0	**226,32**
	4	29,44	148,43	217,41	**296,84**	409,76	362,59	813,48	456,82	199,23	1369,01	1110,21	0	**5413,22**
	5	27,14	86,73	194,8	379,35	**652,79**	568,54	1440,2	753,88	266,38	958,68	1331,46	0	**6659,95**
	6	11,09	48,04	76,85	129,58	139,04	**129,71**	227,81	138,17	103,54	575,73	500,53	0	**2080,09**
	7	31,82	105,95	238,29	502,05	1070,68	658,43	**1552,52**	929,85	546,95	1659,07	1677,03	0	**8972,64**
	8	19,66	114,05	194,24	303,46	481,35	403,97	489,69	**351,11**	605,87	1975,89	1855,01	0	**6794,3**
	9	27,06	94,12	187,63	328,71	571,63	540,01	826,21	493,42	**551,23**	2313,7	2538,34	0	**8472,06**
	10	33,19	206,51	343,34	371,6	430,28	420,2	435,88	293,2	1033,84	**7273,23**	6612,2	0	**17453,47**
	11	16,68	44,13	56,24	70,03	290,36	249,44	858,72	1010,88	11033,13	2510,95	**3519,79**	0	**19660,35**
	12	1,96	7,22	17,56	27,05	143,44	181,6	215,26	820,44	2699,85	4004,97	3966,36	**0**	**12085,71**
	Укупно у km^2 за 2020. год	**206,82**	**916,13**	**1573,44**	**2461,5**	**4241,65**	**3557,3**	**6886,5**	**5262,92**	**17063,81**	**23000,5**	**23326,9**	**0**	**88497,5**

Легенда категорије разорности*: 1*– Ексцесивна ерозија; 2– Ексцесивна ерозија; 3– Ексцесивна ерозија; 4– Јака ерозија; 5– Јака ерозија; 6– Средња ерозија; 7– Средња ерозија; 8– Слаба ерозија; 9– Слаба ерозија; 10– Врло слаба ерозија; 11– Врло слаба ерозија; 12– Акумулација наноса



Слика 2. Карта ерозије Републике Србије из 1983. године применом традиционалног приступа (Према Лазаревићу)



Слика 3. Карта ерозије Републике Србије из 2020. године применом савременог приступа (Према Гавриловић)

Разлике између оригиналне методе МПЕ (Гавриловић) и модификоване (Лазаревић) су евидентне и издвојене у табели 12.

Табела 12. Разлике у примени оригиналне верзије МПЕ (Гавриловић) и модификоване (Лазаревић)

	Гавриловић	Лазаревић
	Метод потенцијалне ерозије (МПЕ) је оригинална емпиријска метода коју је представио проф. Гавриловић. Развијена је и калибрисана на основу вишегодишњих теренских истраживања, посматрања и мерења на сливовима СФР Југославије. Користи се за картирање и квантификацију ерозионих процеса, као „инструмент“ за све инжењерске аспекте који се односе на ерозионе и бујичне процесе (техничка документације, елаборати, студије, водопривредне основе).	Лазаревићев синтетички метод је покушај модификације оригиналне верзије МПЕ (Гавриловић).
Приступ	У складу са чињеницом да је ерозија земљишта природан процес, често убрзан антропогеним утицајима, неопходна је употреба репрезентативних показатеља који одражавају његову сложеност, тако да се користи пет параметара.	Метода користи један коефицијент (врста ерозије „φ“), који се детерминише на терену. Представља главни фактор ерозије земљишта, описан као „носилац свих параметара“.
	Аналитичко моделирање свих релевантних фактора коришћењем ГИС метода и техника. Идентификовани екстреми се верификују на терену и њихове објективне карактеристике користе се за валидацију модела и/или калибрацију.	„Теренска процена“ видљивог и јасно уоченог интензитета ерозије тла.
Коефицијент X·**a**	Овај коефицијент је бројчано пондерисан, у складу са статусом површина у натуралном облику и после примене противерозионих мера. Мапе генерисане коришћењем и ових информација могу послужити као смернице за смањење ерозионог процеса.	Вредности су дате само за различите типове земљишног покривача.

	Гавриловић	Лазаревић
Коефицијент **Y**	Резултат синтезе карактеристика повезаних са специфичним односом према ерозији, у складу са геолошким и педолошким својствима. Вредности су дате засебно за сваку групу геолошких и педолошких фактора.	Много више се односи на геолошке формације, док се типови земљишта једва помињу, односно, сви педолошки слојеви су категорисани као **„земљиште“** са променљивим вредностима које се визуелно одређују на терену.
Коефицијент φ	Фактор који је дефинисан на терену и побољшан релевантним подацима даљинске детекције.	Комбинација коефицијената Y и X·a што смањује њихов значај за процену интензитета ерозије земљишта.
Локалне околности	Гавриловићева метода је прихваћена на регионалном и глобалном нивоу, што доказује доступност великог броја научних радова и пројеката у којима је коришћена.	Лазаревићева модификација није нашла ширу примену у научним круговима и инжењерско-пројектантској пракси, што показује ограничен број научних радова и пројеката у којима је коришћена.
Подаци	Нове методе даљинске детекције и алгоритми машинског учења примењени су у научним и стручним аспектима оригиналне верзије МПЕ.	Нове методе даљинске детекције и алгоритми машинског учења нису примењене у Лазаревићевој модификацији МПЕ.
	Према Гавриловићу, аналитичким поступком се израчунава коефицијент ерозије Z на свим размерама, од малог слива (P=1:5.000; 1: 2.500), до државног нивоа (P=1: 1.000.000), уз коришћење ГИС базе података и геопросторних слојева (вектор, растер), као и коефицијената Y и X·a.	Аналитички приступ не може се применити у свим размерама, коришћењем модификоване верзије МПЕ.
	Излазна Карта ерозије се генерише у форматима растера и вектора, са дефинисаним нивоима размере и величине полигона.	Карта ерозије је у формату вектора, где нивои размера и величине полигона нису јасно дефинисани.

4. Закључак

Технолошки и информациони напредак који је достигнут протеклих деценија оставио је трага на бројним дисциплинама које третирају простор као физичку димензију, тиме и на проблематику картирања ерозионих процеса. У ранијем периоду, обрада просторних података се доминантно заснивала на ко-

ришћењу аналогних карата и теренском истраживању, док се у савременом контексту, картирање ерозионих процеса ослања на примену рачунарских технологија и даљинску детекцију. Оригинална верзија Метода потенцијала ерозије (према проф. Слободану Гавриловићу) је последњих деценија глобално примењивана у изради сложених модела, научно-истраживачким активностима, као и националним инжењерским праксама. Модификација оригиналног метода од стране проф. Раденка Лазаревића је нашла регионалну примену, пре свега за потребе израде карата ерозије.

Просторни и квантитативни параметри карте ерозије која је креирана применом оригиналне верзије МПЕ, уз примену савремених модела (2020) и карте која је креирана уз помоћ модификоване методе (1983), евидентно се разликују. Разлике се могу објаснити како променом структура површина у периоду од скоро пола века, тако и напретком у примени географских информационих система. Према карти ерозије из 1983. године, категоријом ексцесивне ерозије захваћено је 905,71 km^2, односно 1,02% укупне територије Републике Србије. Примена савременог приступа је детектовала повећање ексцесивне ерозије на 2.696,39 km^2, односно 3,05% од укупне територије. У односу на процесе јаке ерозије, између ова два периода и приступа дошло је до смањења површина под овом категоријом за 44,48%. Укупна површина захваћена категоријом јаке ерозије која је добијена традиционалним приступом износи 12.073,17 km^2, односно 13,64% територије. Применом савременог приступа, ова категорија заузима површину од 6.703,15 km^2, односно 7,57%. Процеси који припадају средњој категорији ерозије се у односу на два периода и приступа разликују за 5,51%. Површинска заступљеност средње категорије ерозије добијене традиционалним приступом износи 11.052,73 km^2 (12,49%). У односу на резултате добијене савременим приступом, категорија средње ерозије заузима 10.443,81 km^2 (11,80%). Знатно повећање површина под процесима слабе ерозије забележено је на основу ова два приступа и износи 46,25%. Укупна површина која је захваћена слабом ерозијом износи 22.326,73 km^2 (25,23%). Према вредностима датим на карти ерозије из 1983, слаба ерозија захвата 15.266,36 km^2 (17,25%). Применом савременог приступа, врло слаба ерозија је уочена на 46.327,46 km^2 (52,35%), док се применом традиционалног приступа уочава на 37.113,82 km^2 (41,94%). Акумулација наноса представља посебну просторну категорију, која је издвојена применом традиционалног приступа и модификоване оригиналне верзије. Према карти ерозије из 1983. године, под акумулацијом наноса је 12.085,71 km^2 (13,66%), док се применом савременог приступа и оригиналне верзије МПЕ ова категорија не идентификује.

Важно је нагласити да је приказана примена савременог приступа коришћењем оригиналне верзије МПЕ, односно њен резултат у форми карте ерозије је резултат активности на изради подлога за потребе радних свески Нацрта просторног плана републике Србије. Ова база има значајну вредност за преглед стања ерозије земљишта на националном нивоу, тако да не претендује да укаже

на проблеме ерозије земљишта на регионалном и локалном нивоу. Приликом картирања ерозионих процеса за потребе инжењерског решавања проблема (пројектовање противерозионих радова, заштита од ерозије и бујичних поплава), или специфичних истражних радова у циљу израде стручно-научних анализа на регионалном и локалном нивоу, као и на сливовима мањег просторног обухвата (до 1.000 km^2), неопходно је користити детаљније базе података уз обавезне теренске активности које представљају интегрални део процеса израде карте ерозије на поменутим нивоима.

Литература

1. Amiri F. (2010): Estimate of erosion and sedimentation in semi-arid basin using empirical models of erosion potential within a Geographic Information System, Air, Soil and Water Research 2010:3 37–44.
2. Amiri F., Rashid, A., Shariff, M., Tabatabaie, T., (2012): Monitoring Land Suitability for mixed livestock grazing using Geographic Information System (GIS). http://dx.doi.org/10.5772/47939.
3. Bortman, M., Brimblecombe, P., Cunningham, M.A., Cunningham, W.P., Freedman, W. (2003): Environmental Encyclopedia, Third Edition, Gale, Detroit.
4. Chaaouan, J., Faleh, A, Sadiki, A, Mesrar, H. (2013): Télédétection , SIG et Modélisation de l ' Érosion Hydrique Dans Le Bassin Versant de l ' Oued Amzaz , Rif Central. Revue Francaise D E Teledetection Photogrammetriede ,Universit Sidi Mohamed Ben Abdellah.
5. de Vente, J.; Poesen, J. (2005): Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. Earth Sci. Rev., 71, 95–125.
6. Durlević, U., Novković, I., Samardžić, I., Ćurić, V., Batoćanin, N., Valjarević, A. Lukić, T. (2021): Multi-Hazard Susceptibility Assessment: Case Study – Municipality of Štrpce (Southern Serbia), Environmental Earth Sciences https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-528793/v1.
7. Đorović, M. (2005): Vodna i eolska erozija zemljišta, Unija bioloških naučnih društva Jugoslavije, Beograd, ISBN 86-902783-6-2.
8. Emmanouloudis D., Christou O. and Filippidis E. (2003), Quantitative estimation of degradation in the Aliakmon river basin using GIS. Erosion Prediction in Ungauged Basins: Integrating Methods and Techniques. IAHS Publication, 279, 234.
9. European Commission Joint Research Centre (2003) European Soil Database – Distribution Version 2.0. European Commission Joint Research Centre, Ispra, Italy. http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/ESDBv2/index.htm (accessed / приступљено: 11.02.2021).
10. European Environmental Agency (2017): Updated CLC illustrated nomenclature guidelines, Wien, Austria; https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/corine-land%20covernomenclatureguidelines/docs/pdf/CLC2018_Nomenclature_illustrated_guide_2019051.pdf (accessed / приступљено: 11.02.2021).
11. Fanetti, D.; Vezzoli, L., (2007). Sediment input and evolution of lacustrine deltas: The Breggia and Greggio Rivers case study (Lake Como, Italy). Quaternary International, 173-174, 113-124.
12. Gavrilović S. (1968): Predlog klasifikacije bujičnih tokova za izradu vodoprivredne osnove Jugoslavie. Manuskript „Jaroslav Černi“.

13. Gavrilović, S. (1972): Inženjering o bujičnim tokovima i eroziji, časopis Izgradnja, specijalno izdanje.
14. Gavrilović Z. (1989): Primena metoda „Potencijala erozije“ za utvrđivanje stepena bujičnosti tokova kao osnove za definisanje njihove opasnosti i obima radova i mera za zaštitu od bujičnih poplava, Nagle poplave-uzroci i posledice JUSOP ‘89, Zbornik radova sa savetovanja, 19-21 decembar 1989 Kopaonik, Jugoslovensko društvo za hidrologiju, Jugoslovenski komitet za međunarodni hidrološki program.
15. Globevnik, L.; Holjević, D.; Petkovček, G.; Rubinić, J. (2003): Applicability of the Gavrilovic method in erosion calculation using spatial data manipulation techniques, Erosion Prediction in Ungauged Basins: Integrating Methods and Techniques (Proceedings of symposium HS01 held during IUGO2003 at Sapporo. July 2003). IAHS Publ. no. 279, Sapporo.
16. Kadović, R. (1999): Protiverozioni agroekosistemu –Konzervacija zemljišta, ISBN 86-7299-046-3,Šumarski fakultet Univerziteta u Beogradu, Beograd.
17. Kostadinov, S. (2008): Bujični tokovi i erozija, Šumarski fakultet Univerziteta u Beogradu, Beograd.
18. Lazarević, R. (1985): Novi postupak za određivanje koeficijenata erozije (Z), Erozija–stručno-informativni bilten, 13, Beograd.
19. Levin, N. (1999): Fundamentals of Remote Sensing; Remote Sensing Laboratory, Geography Department, Tel Aviv University: Tel Aviv, Israel.
20. Milevski, I. (2015): An approach of GIS based assessment of soil erosion rate on country level in the case of Macedonia, International Scientific Conference GEOBALCANICA 2015, UDC: 007:004]:[528.8:551.311 (497.7).
21. Mitasova, H.; Barton, M.; Ullah, I.; Hofierka, J.; Harmon, R.S. (2013): GIS-Based Soil Erosion Modeling. In Treatise on Geomorphology; Elsevier Inc.: Amsterdam, The Netherlands,; Volume 3, pp. 228–258. ISBN 9780080885223.
22. Morgan, R. P. C. (2005): Soil Erosion and Conservation, Blackwell Publishing, Oxford.
23. Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K, Montanarella, L., Alewell, C. (2015): The new assessment of soil loss by water erosion in Europe Environmental Science & Policy 54, 438–447.
24. Pimentel, D. Soil erosion: A food and environmental threat. Environ. Dev. Sustain. 2006, 8, 119–137.
25. Polovina, S.; Radić, B.; Ristić, R.; Kovačević, J.; Milčanović, V.; Živanović, N. (2021): Soil Erosion Assessment and Prediction in Urban Landscapes: A New G2 Model Approach. Appl. Sci. 2021, 11, 4154. https://doi.org/10.3390/app11094154.
26. Radić, B.; Gavrilović, S. (2020): Natural Habitat Loss: Causes and Implications of Structural and Functional Changes; Springer: Cham, Switzerland; pp. 1–14.
27. Ristić, R.; Gavrilović, Z.; Stefanović, M.; Malušević, I.; Milovanović, I. (2006): Effects of urbanization on appearance of floods, BALWOIS, Topic: Droughts and Floods, Ohrid, Macedonia.
28. Shikangalah, R.N.; Jeltsch, F.; Blaum, N.; Mueller, E.N. (2016): A review on urban soil water erosion. J. Stud. Humanit. Soc. Sci. 5,163–178.
29. Tempfli, K.; Huurneman, G.C.; Bakker, W.H.; Janssen, L.L.; Feringa, W.F.; Gieske, A.S.; Grabmaier, K.A.; Hecker, C.A.; Horn, J.A.; Kerle, N.; et al. (2009) Principles of Remote Sensing: An Introductory Textbook; International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation: Enschede, The Netherlands, ISBN 978-90-6164-270-1.

30. Zachar, D. (1982): Soil erosion. Developments in Soil Science 10. Elsevier Scientific, Amsterdam.
31. Лазаревић Р. (1983): Карта ерозије СР Србије 1:500000-Тумач, Институт за шумарство и дрвну индустрију, Београд 1983.
32. Лазаревић Р. (2009): Ерозија у Србији, Желнид, Београд.
33. Лаушевић, Р. (2000): И реке убијају, зар не?, Друштво еколога Србије, Завод за заштиту природе Србије, Београд.
34. Половина С., Радић Б., Ристић Р., Милчановић В. (2016): Просторна и временска анализа деградације природних ресурса на сливу реке Ликодре, Гласник Шумарског факултета 114, Универзитет у Београду - Шумарски факултет, Београд (169-188), DOI:10.2298/GSF1614169P.
35. Радић Б. (2014): Ерозија као фактор деградације предела у скијашким центрима Србије, докторска дисертација, Шумарски факултет, Универзитет у Београду, УДК: 502.17: [796.9:551.3.053 (497.11)(043.3).
36. Ристић, Р. Радић Б., Половина С., Милчановић В., Малушевић И. (2018): Стручни елементи нацрта за Правилник о садржини и начину израде карте ерозије, Шумарски факултет, Београд, Министарство заштите животне средине Републике Србије.
37. Ристић, Р., Малошевић, Д. (2011): Хидрологија бујичних токова, Шумарски факултет Универзитета у Београду, Београд.
38. Ристић, Р.; Мацан, Г. (2002): Истраживање процеса интерцепције у буково-јеловој састојини на планини Гоч, Гласник Шумарског факултета (ISSN 0353-4537), бр.86, стр. 181-188 (DOI: 10.2298/GSF0286181R).
39. Ристић, Р.; Милчановић, В.; Малушевић, И; Половина, С. (2016): Бујичне поплаве и ерозија као доминантан фактор деградације земљишта у Србији – концепт превенције и заштите, Деградација и заштита земљишта [Електронски извор]: тематски зборник, Универзитет у Београду, Шумарски факултет ISBN 978-86-7299-242-7 http://www.sepa.gov.rs/download/strano/2016_DegradacijaZemljista.pdf.
40. (2021) https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/ (accessed / приступљено: 11.02.2021).

Поглавље 8

Примена USLE модела: Ограничења, предности и будући изазови

Аутори:
Др Вељко Перовић*,
Др Предраг Миљковић

Садржај:

1. Хронолошки развој универзалне једначине губитка земљишта (USLE)
2. Фактори USLE модела
   2.1. Фактор ерозивности кише (R фактор)
   2.2. Фактор еродибилности земљишта (K фактор)
   2.3. Топографски фактор (LS фактор)
   2.4. Фактор вегетације и начина коришћења земљишта (C фактор)
2.5. Фактор конверзационих мера (P фактор)
3. Класификација губитака земљишта
4. Дозвољени (толерантни) губици земљишта
5. Ограничења у коришћењу USLE модела
6. Будући изазови у коришћењу USLE модела
7. Закључна разматрања
   Литература

Application of the USLE model: Limitations, advantages and future challenges

Abstract – The most commonly used soil erosion model at the global level is the Universal Soil Loss Equation (USLE), whose empirical relationship provides a simple yet comprehensive framework for assessing soil erosion and its factors. In the systematic analysis, we presented different ways of calculation, but also listed some approaches to better and more accurate generation of factors and parameters of the model. In addition, we analyzed some limitations of the model considering its simple empirical character and made some observations regarding advances in modeling in the near future.

Keywords: USLE, modeling, advantages and disadvantages, future challenges.

1. Хронолошки развој универзалне једначине губитка земљишта (USLE)

Основа за разумевање ерозионих процеса је континуитет, али упркос томе, историја научних истраживања о овој теми је релативно кратка. Организовани радови у заштити од ерозије земљишта у Европи најпре су започети у Француској средином XIX века, што је више од 160 година богатог научног и практичног рада у борби против ерозије (Kostadinov, 2012). Истовремено, у пе-

* e-mail: veljko.perovic@ibiss.bg.ac.rs

риоду између 1877. и 1895. године, Ewold Wollny (немачки педолог) изводи пионирска истраживања о улози вегетационог покривача на ерозију земљишта. Међутим, савремена истраживања очувања земљишта, каква данас знамо, започета су тек током XX века. Тако на пример, Cook (1936) врши испитивања у циљу идентификовања главних компоненти које утичу на ерозију земљишта. Први математички алгоритам о ефектима нагиба терена и дужине падине на ерозију земљишта, са парцела изложених природним и симулираним кишама успоставио је Zingg (1940), да би следеће године Smith (1941) унапредио претходно истраживање успостављајући концепт дозвољеног губитка земљишта, данас познат као „T вредност". Напредак у истраживањима је настављен након завршетка Другог светског рата развојем Мусгравеове једначине (Musgrave et al., 1947), или једначине нагиба терена, која је била прва комплетна једначина за предвиђање ерозије земљишта. Browning и сарадници, исте године, представљају ново истраживање засновано на Smith-овом раду, које је обухватало израчунавање претече фактора еродибилности земљишта. Иако аутори нису експлицитно изразили наведени фактор, њихово истраживање представља први квантитативни приступ израчунавања фактора еродибилности земљишта. Од 1954. године фокус научних истраживања је био на анализирању постојећих скупова података и развијању свеобухватне методологије засноване на претходним истраживањима. Дакле, основна истраживања у овом периоду су била усмерена на факторе који утичу на површинску и браздасту ерозију (Smith и Wischmeier, 1957), енергију кише и њен однос према губитку земљишта (Wischmeier и Smith, 1958), развијање фактора ерозивности кише (Wischmeier, 1959), процену фактора вегетације и начина коришћења земљишта (Wischmeier, 1960) и процену фактора еродибилности земљишта (Olson и Wischmeier, 1963). Коначно, 1978. године, Wischmeier и Smith су развили добро познату једначину под називом „Универзална једначина губитака земљишта" (Universal Soil Loss Equation - USLE), као једно од најзначајнијих научних достигнућа у очувању земљишта.

Табела 1. Хронолошки развој USLE модела

Референца	Једначина
Zingg (1940)	$A= C`L^{0,6}S^{1,4}$
Smith (1941)	$A= C``L^{0,6}S^{1,4}P$
Browning (1947)	$A= C```L^{0,6}S^{1,4}P$
Musgrave (1947)	$A`= (P_{30}/1,25)^{1,75}K`(L/72)^{0,35}(S/10)^{1,35}C^*$
Wischmeier и Smith (1965)	$A= RK(L/72,6)^{0,5}(0,065+0,045S+0,0065S^2)CP$
Wischmeier и Smith (1978)	$A= RK(L/72,6)^{0,5}(65,4\sin^2ø+4,56\sin ø+0,065)CP$

Данас је више од 80 ерозионих модела доступно за процену потенцијалног губитка земљишта за различите просторне и временске скале, при чему је највећи број модела управо заснован на USLE методологији (нпр. RUSLE,

RUSLE2, MUSLE, AGNPS, EPIC, ANSWERS, WaTEM/SEDEM, SWAT, USLE-MM, или у новије време G2 и InVEST SDR). Просторна скала односи се на просторни опсег који модели проучавају, док временска скала означава временски интервал који се користи током апликације модела (de Vente и Poesen, 2005). У том смислу, просторне скале обично укључују падину (< 0,1 km^2), мањи слив (< 1000 km^2), средњи слив (1.000–10.000 km^2) и велики слив/регион (> 10.000 km^2), док временске скале обично укључују догађај, који се може анализирати на дневном, месечном и годишњем нивоу. Две врсте просторних података су потребне приликом коришћења ерозионих модела: први сет података чине подаци о ерозионим факторима, док је други сет података везан за процес калибрације и валидације, чиме се процењује тачност и поузданост модела. Наравно, начин примене модела, односно избор различитих алгоритама, употреба скупова података са различитом резолуцијом или тачношћу и њихово порекло, могу играти кључну улогу на његову поузданост.

Савремена анализа и примена USLE модела је готово незамислива без употребе ГИС технологија. У том смислу, просторно моделовање ерозионих подручја USLE моделом представља процес анализа, калкулација и графичких приказа проучаваних екосистемских варијабли кроз призму виртуелне реалности, при чему се методе састоје од низа ентитета и њихових атрибута. Са друге стране, виртуелна реалност представља тродимензионално, или чешће дводимензионално софтверско успостављено окружење, које се формира у различитим просторно-временским оквирима, у зависности од потребе истраживача, али и доступних података. С тим у вези, примена ГИС технологија је веома битна приликом коришћења USLE модела, нарочито са аспекта прецизности, али и утрошка радног времена. Такође, наведени интегрисани приступ је са сегмента истраживања и финансијских улагања прилично економичнији, нарочито у поређењу са традиционалним методама одређивања интензитета ерозије земљишта (Perović, 2015).

2. Фактори USLE модела

USLE модел је резултат великог истраживачког подухвата, спроведеног у природним и симулираним условима на 49 огледних поља у 37 држава САД (у скоро 50-годишњем истраживачком периоду) и на бази 10.000 огледних поља (година) и прорачунатог еквивалента са око 2.000 поља (година) (Kadović, 1999; Đorović, 2005; Kostadinov, 2008). Сви параметри који утичу на процес ерозије земљишта у овој методи своде се на шест главних фактора, чији продукт представља просечан губитак земљишта. Дакле, модел се може представити следећом једначином:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P$$

где је:

A – средња годишња вредност ерозионих губитака земљишта ($t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$),

R – фактор ерозивности кише ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot god^{-1}$),

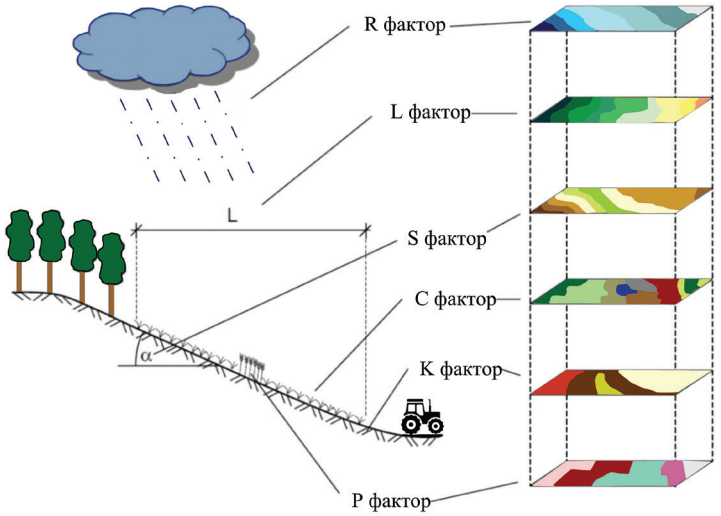
K - фактор еродибилности земљишта ($t \cdot ha \cdot h \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$),

LS - топографски фактор (–), обједињени фактори дужине падине (L) и нагиба падине (S)

C - фактор вегетације и начина коришћења земљишта (–),

P - фактор конверзационих мера (–).

Сваки фактор USLE модела може квантификовати један или више процеса и њихове интеракције. Међу наведеним факторима, K и LS представљају статичке показатеље који се не мењају драматично током времена. Са друге стране, C и P фактори су централни показатељи заштите земљишта, са израженим антропогеним утицајем. Супротно горе наведеним, R фактор се може назвати активним ерозионим показатељем, са малим антропогеним утицајем (Nearing, et al., 2017). Теоретски, модел најбоље процене пружа на земљиштима средње текстурне класе, на нагибима терена од 3–18% и дужинама падина мањим од 120 метра (Kadović, 1999).



Слика 1. Графичка илустрација ерозионих фактора USLE модела

Приликом примене USLE модела треба водити рачуна да су скупови података који се користе геопросторно оријентисани, односно да имају реалне локације на нивоу грида (GRID представља формат за чување и обраду растерских података). У просторној расподели грида, свака растерска ћелија има јединствен параметар вредности фактора из модела, што омогућава преклапање слојева кроз математичко множење. На завршетку геопросторног моделовања ерозионих фактора USLE модела добија се финални прорачун, који представља просечан годишњи губитак земљишта по хектару у свакој ћелији, при чему је важно напоменути да се приликом комбиновања и преклапања растерских слојева користи јединствена резолуција ћелија за све слојеве (Perović et al., 2013; Perović, 2015).

На простору Републике Србије, USLE модел (и његове модификације), у интеграцији са многобројним формама ГИС апликација је примењиван у различитим агроеколошким условима (Perović и сар., 2011; Perović et al., 2012; Životić et al., 2012; Perović et al., 2013; Belanović et al., 2013; Perović, 2015; Perović et al., 2016; Vulević, 2017; Vulević i Dragović, 2017; Radonjić, 2018; Trivan, 2018; Perović et al., 2018; Perović, et al., 2019; Miljković, 2020; Miljković и Simić, 2020).

2.1. Фактор ерозивности кише (R фактор)

Губици земљишта су тесно повезани са падавинама, делом преко енергије удара кишних капи, којима се деградирају честице земљишта са површине и делом преко површинског отицање воде од падавина (Kadović, 1999). Доступност података велике временске резолуције потребних за израчунавање фактора ерозивности кише прогресивно се побољшавала током времена. Међутим, врло често се примењују алтернативни приступи, који се првенствено заснивају на развоју емпиријских једначина на основу годишњих или месечних података. Свакако, велики изазов у израчунавању R фактора односи се на огроман сет улазних података потребних за поуздан прорачун (нпр. препоручује се коришћење историјских серија од ≥ 20 година). Чак и за мање скупове података, израчунавање фактора ерозивности кише постаје дуготрајан посао. У том смислу, последњих година развили су се разни системи за аутоматизацију приликом рачунања овог фактора. Једно од последњих достигнућа те врсте је бесплатан софтверски пакет за напредну статистику, управљање подацима, генерисање мапа и предиктивну аналитику у оквиру Rainfall Erosivity Factor апликације развијене у R (R Core Team, 2018) софтверском окружењу. Поред карактеристика падавина, R фактор обично зависи и од просторно-временске расподеле падавина, при чему ће климатске промене утицати на поменуте обрасце широм света, са варијацијама које могу променити расподелу регионалног или локалног R фактора (Perović, et al., 2019; Perović, et al., 2021). С тим у вези, последњих година формирана је европска база података о ерозивности кише (Rainfall Erosivity Database at European Scale - REDES). REDES је база података са веома добром просторно-временском резолуцијом, која је коришћена за израду недавне мапе фактора ерозивности кише у Европи (Panagos et al., 2015a), као и будуће пројекције наведеног фактора до 2050. године (Panagos et al., 2017), али и прошлих трендова (Bezak et al., 2020).

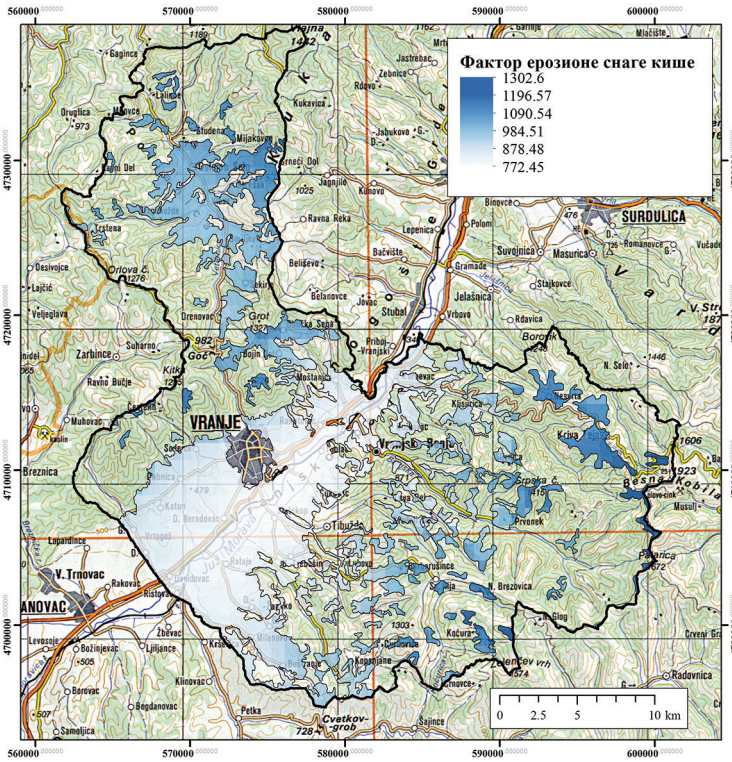
У новије време, појаву падавина је могуће мапирати и коришћењем радара и сателитских снимака (Ристић и Малешевић, 2011). Тако на пример, многе студије су проценили просторно-временску расподелу падавина коришћењем CMORPH (Climate Precipitation Center Morphing Technique) продуката, чиме се добила већа поузданост и тачност добијених резултата у односу на остале стандардне сателитске платформе (Kim et al., 2020).

Већина студија које су користиле податке са мерних станица су своју просторно-временску дистрибуцију добиле применом различитих интерпола-

цијских техника. Најчешће то су методе попут: simple kriging, ordinary kriging, co-kriging или IDW. Статистички гледано, кригинг методе као најзаступљеније технике мапирања R фактора, представљају генерализовани алгоритам најмањих квадрата, при чему се тежи да се створи „ефекат заглађивања“ на процењеним вредностима са мање варијација, било преко прецењивања ниских вредности, или потцењивањем великих вредности (Wang et al., 2002). Такође, у изради фактора ерозивности кише често се користи интерполацијски метод кокригинг. Кокригинг представља снажну надоградњу геостатистичких метода кригинга. Овом методом је могуће израчунати зависност између примарних варијабли (подаци са метеоролошких станица) и секундарних варијабли (нпр. надморска висина или нагиб терена) (Perović et al., 2019, 2021).

На територији Републике Србије, пионирска истраживања у детерминистичком одређивању R фактора очитавањем плувиографских трака урађена су за слив Топчидерске реке (Stefanović, 1992) и подручје Београда (Braunović, 1996).

Као што је наведено, због детаљних захтева за подацима за стандардни USLE прорачун R фактора, могу се користити и алтернативне једначине са мање детаљним подацима, у зависности од доступности података. Van der Knijff et al., 1999, 2002. године развијају једноставан метод за рачунање R фактора применом регресионе анализе на подацима са 47 метеоролошких станица, Grimm et al., 2003. године унапређују претходно истраживање анализом података са 366 метеоролошких станица лоцираних широм Италије. На основу поменуте методе, само вредности средњих месечних падавина су потребан уносни податак које се множи са емпиријским коефицијентом (корекциони фактор), који има вредности од 1,1 до 1,5. На основу истраживања која су спровели Braunović et al., 2010. године, а касније Perović et al., 2019. године, а која су укључивала анализе плувиографских трака за метеоролошку станицу Врање, у периоду од 20 година (402 кишне епизоде висине > 5 mm, минималног трајања 30 минута, интервал између две епизоде минимум 6 часова), извршена је калибрација корекционог фактора поменуте методе за подручје Врањске котлине. Наведена истраживања су утврдила вредност емпиријског коефицијента на 1,1 ($MJ \cdot h^{-1} \cdot mesec^{-1}$), са корекцијама за суме падавина од 20% (разлика месечне суме падавина и суме падавина > 5 mm) и корекционим фактором од 1,5 за падавине од новембра до марта. Наведена системска калибрација и валидација корекционог фактора треба убудуће да буде пракса сваког следећег истраживања на подручју Републике Србије.



Слика 2. Просторна дистрибуција R фактора пољопривредних земљишта града Врања

Табела 2. Једначине за израчунавање R фактора

Аутор	Једначина
Wischmeier и Smith (1978); Renard, et al., (1997)	$R = \frac{\sum_{i=1}^{j}(EI_{30})i}{N}$ $EI_{30} = E \times I_{30}$ $E = 916 + 331log_{10}I$ I: интензитет кише (h^{-1}); EI30i: EI30 максимални 30-оминутни интензитет кише
Renard и Freimund (1994)	$R = 0{,}0483 \times p^{1{,}610}$ $R = 587{,}8 - 1{,}219P + 0{,}004105p^2$ $R = 0{,}07397 \times MFI^{1{,}847}$ $R = 95{,}77 - 6{,}081MFI + 0{,}4770MFI^2$ MFI: Modified Fournier Index; Pi : месечне падавине; P: годишње падавине
Irvem, et al., (2007)	$R = 0{,}1215MFI^{2{,}2421}$ $MFI = \sum_{i=1}^{12}\frac{pi^2}{p}$ MFI: Modified Fournier Index; Pi : месечне падавине; P: годишње падавине

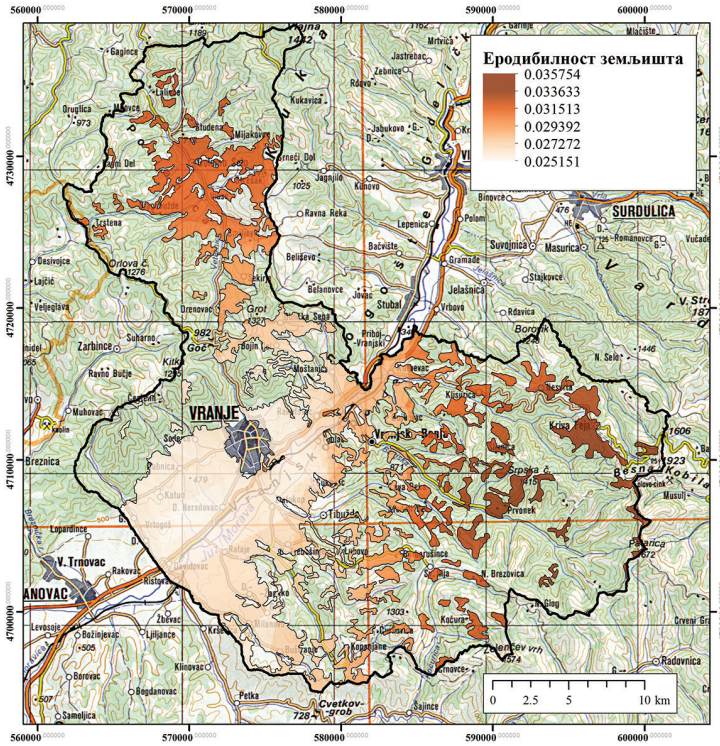
Аутор	Једначина
Zhou, et al., (1995)	$R = \sum_{i=1}^{12} -1{,}15527 + 1{,}792P_i$ Pi : месечне падавине
Sholagberu, et al., (2016)	$R = 0{,}0003p^{1{,}771}$ P: годишње падавине
Ram, et al., (2004)	$R = 81{,}5 + 0{,}38P$ P: годишње падавине за подручја у којима су годишње падавине крећу у распону од 340 до 3500 mm
Grimm, et al., (2003)	$R = a \times P_j$ Pj: средње месечне падавине, a: корекциони фактор који има вредности од 1,1 до 1,5

2.2. Фактор еродибилности земљишта (K фактор)

Земљишта се разликују према отпорности на ерозионе процесе, што је функција низа особина земљишта, као што су текстура, структура, влажност земљишта, садржај органске материје и друго (Kadović et al., 2014). Посебно треба издвојити текстуру земљишта, која може, у основи, указати на одређени степен еродибилности. На пример, земљишта са високим садржајем глине и песка имају ниску еродибилност; насупрот томе, земљишта са високим садржајем праха имају високу еродибилност. Наведене карактеристике земљишта су, у основи, статични елементи, али се могу мењати током времена у условима различитог коришћења и система газдовања земљиштем (Kadović, 1999). Вредности K фактора су у распону од 0,0 до 1,0, при чему, теоретски гледано, вредност 1,0 одговара водонепропусном материјалу, где површинско отицање одговара укупним падавинама, док, са друге стране, вредност K фактора од 0,01 практично одговара нееродибилном земљишту са скоро 100% десцедентним током падавина (Kisić et al., 2000). Бројне једначине су дизајниране да предвиде еродибилност земљишта (Табела 3), а најпознатија је метода номограма (Wischmeier et al., 1971), добијена на основу експерименталних резултата. С тим у вези, директно израчунавање K фактора је најбољи начин за процену и израду тачних предвиђања губитка земљишта. Међутим, имајући у виду да су теренска мерења, која укључују изградњу система за прикупљање отицаја и мерење таложења земљишта, скупа, тешка и понекад изазовна истраживања, многи истраживачи су развили педотрансфер функције, које су олакшале израчунавање овог фактора, попут метода Römkens et al., (1986) и Renard et al., (1997). С тим у вези, Van der Knijff et al. (1999) су анализирали еродибилност земљишта на подручју Европе, у размери 1: 1.000.000, користећи методу засновану на пет текстурних класа Европске базе података о земљишту (ESDB). Истраживања су наставили Panagos et al., 2012. године, узимајући у обзир израчунате вредности K фактора на основу 22.000 узорака (LUCAS пројекат) земљишта распрострањених широм Европске уније, при чему је процена еродибилности земљишта добијена коришћењем ограничене интерполацијске методе IDW. Претходна ис-

траживања су настављена 2014. године применом модела кубистичке регресионе интерполације, чиме се добила реалнија европска дистрибуција K фактора (Panagos et al., 2014). Континуитет и проширење LUCAS пројекта ка балканским државама (Црна Гора, Србија, Босна и Херцеговина, Хрватска, Албанија и Северна Македонија) у наредним годинама ће омогућити мапирање фактора еродибилности земљишта на националном нивоу поменутих држава (Panagos et al., 2019).

Као и код просторне дистрибуције R фактора, фактор еродибилности земљишта може се мапирати коришћењем различитих геостатистичких приступа. Поред тога, у литератури се често могу наћи примери мапирања поменутог фактора додељивањем просечних вредности одређеним педолошким јединицама (Baumgertel, et al., 2018; Miljković и Belanović Simić, 2020). Будући изазови приликом мапирања K фактора требало би да укључе и напредније технике, при чему првенствено мислимо на регресионе методе машинског учења (нпр. Random Forest, Boosting Regression, Regularized Linear Regression и друге). Наведени приступ ће свакако довести до прецизније дистрибуције K фактора, пре свега кроз укључивање континуираних, али и категоријалних независних варијабли (нпр. сетови топографских, вегетационих, климатских и других варијабли, тј. предиктора).



Слика 3. Просторна дистрибуција K фактора пољопривредних земљишта града Врања

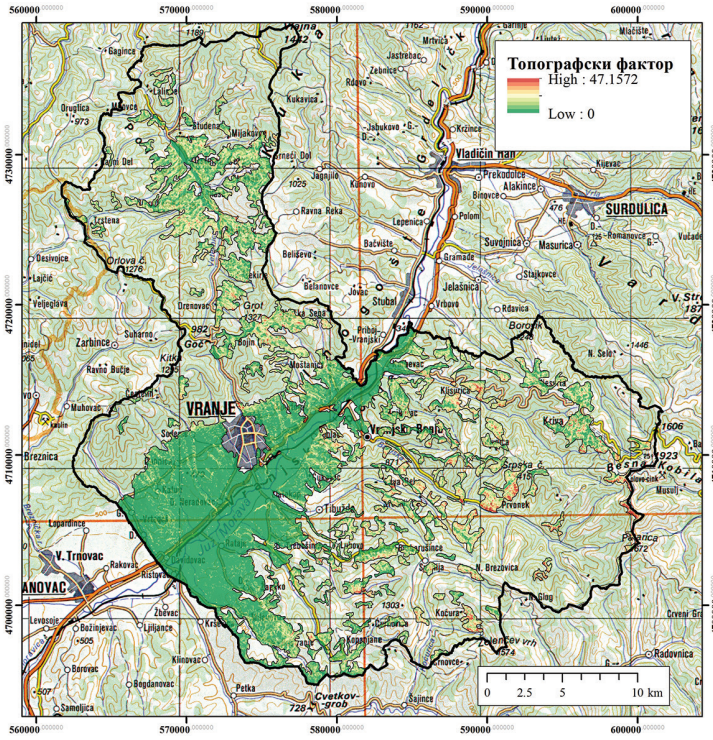
Табела 3. Једначине за израчунавање K фактора

Аутор	Једначина
Wischmeier и Smith *(1978) и Renard, et al., (1997)*	$K = [(2{,}1 \times 10^{-4}\, M^{1.14}(12 - OM) + 3{,}25(s-2) + 2{,}5(p-3))/100] \times 0{,}1317$ *M: фактор текстуре земљишта M = (msilt + mvfs) × (100 - mc);* *mc [%]: садржај фракције глине (< 0,002 mm);* *msilt [%]: садржај фракције праха (0,002–0,05 mm);* *mvfs [%]: садржај фракције врло ситног песка (0,05–0,1 mm);* *OM [%]: садржај органске материје;* *s: класа структуре земљишта;* *p: класа пропустљивости земљишта*
David (1988)	$K = \left[(0{,}043 \times pH) + \left(\frac{0{,}62}{OM}\right) + (0{,}0082S) - (0{,}0062C)\right] \times Si$ *pH: pH земљишта;* *OM: органска материја (%);* *S:* садржај песка *(%);* *C: однос глине = % глине/(% песка + % праха);* *Si: садржај праха = % праха/100;*
Römkens, et al., (1986), Renard, et al., (1997)	$K = 0{,}0034 + 0{,}0405 \times exp\left[-0{,}5 \times \left(\frac{\log Dg + 1{,}659}{0{,}7101}\right)^2\right]$ *Dg: геометријски тежински пречник примарних честица земљишта [mm]* $Dg = exp\left[\sum fi \times \ln\left(\frac{d_i + d_{i-1}}{2}\right)\right]$ *di: максимални пречник [mm];* d_{i-1}*: минимални пречник [mm];* *fi:* одговарајући масени удео
El-Swaify и Dangler (1976)	$K = -0{,}03970 + 0{,}00311X_1 + 0{,}00043X_2 + 0{,}00185X_3 + 0{,}00258X_4 - 0{,}00823X_5$ X_1*:* удео нестабилних агрегата < 0,25 mm (%); X_2*:* модификован прах (0,002–0,1 mm) (%) × модификован песак (0,1–2 mm) (%); X_3*:* засићеност базама (%); X_4*:* фракција праха (0,002–0,050 mm) (%); X_5*:* модификован удео песка (0,1–2 mm) (%)
Anache, et al., (2015)	$K = 0{,}00000748(M) + 0{,}00448059(b) - 0{,}0631175(DMP) + 0{,}010396(REL)$ M: прах (%) + врло ситан песак (%) × 100 - глина (%); *b:* недимензионални код који се односи на структуру земљишта; *DMP: пондерисана средња вредност честица мањих од 2,0 mm;* *REL: однос између садржаја органске материје и честица између 0,1 и 2,0 mm.*

2.3. Топографски фактор (LS фактор)

У USLE моделу, утицај топографије на ерозију се израчунава кроз дужину падине (L) и нагиб (S). Према Risse et al. (1993), топографски фактор и фактор начина коришћења земљишта су фактори који у великој мери утичу на тачност USLE модела. Првобитно је LS фактор процењен на нагибу од 9% и дужини од 22,13 m, међутим, захваљујући емпиријском карактеру једначине, топографски фактор се данас обично ограничава на максимални угао нагиба од 50% (Panagos

et al., 2015b). Са развојем информационих технологија, у новије време су развијени многи алгоритми за израчунавање LS фактора (Табела 4). Међу алатима који олакшавају израчунавање овог фактора су: програм Usle2D (Desmet и Govers, 1996; Van Oost et al., 2000), методологија Mitasova et al. (2001) у обрачуну овог фактора у оквиру ArcGIS апликације, екстензија Topocrop Terrain Indices (Schmidt, 2004), екстензија реализована C^{++} програмском језику од стране Van Remortel et al., (2004), алати за прорачун LS фактора интегрисани у оквиру SAGA GIS и Quantum GIS програма, као и LS-TOOL у Microsoft-овом NET окружењу (Zhang et al., 2013). Приликом израчунавања LS фактора неопходан просторни податак је дигитални елевациони модел (ДЕМ), чија детаљност је веома важна, нарочито приликом израчунавања S фактора, јер се нагиб смањује како се величина ћелије повећава. На пример, површина од 1 km^2 може се, при величини ћелије од 500 m, приказати са четири ћелије, ако се резолуција двоструко повећа, на 250 m, потребан број ћелија ће се повећати на 16, што ће увећати тачност фактора.



Слика 4. Просторна дистрибуција LS фактора пољопривредних земљишта града Врања

Табела 4. Једначине за израчунавање LS фактора

Аутор	Једначина
Wischmeier и Smith (1978)	$LS = (\lambda/22{,}13)^m \times [(65{,}41 \times sin^2\theta) + (4{,}56 \times sin\theta) + 0{,}065]$ *λ: дужина нагиба;* *θ: угао нагиба;* *m: зависно од нагиба;* *0,5: ако је нагиб > 5 %;* *0,4: ако је нагиб између 3% и 5%;* *0,3: ако је нагиб између 1% и 3%;* *0,2: ако је нагиб мањи од 1%*
Renard, et al., (1997)	$L = (\lambda/22{,}13)^m \qquad m = \frac{\beta}{1+\beta} \qquad \beta = \frac{(\frac{sin\theta}{0{,}0896})}{[3{,}0 \times (sin\theta)^{0{,}8} + 0{,}56]}$ *Ако је нагиб мањи од 9%: S =10,8 × sinθ + 0,03;* *Ако је нагиб већи или једнак 9%: S =16,8 × sinθ – 0,50;* *Ако је нагиб краћи од 15 ft (4,572 m): S =3,0 × $sin\theta^{0.8}$ + 0,56;* *λ: дужина нагиба;* *θ: угао нагиба;* *m: зависи од нагиба;* *0,5: ако је нагиб > 5%* *0,4: ако је нагиб између 3,5% и 4,5%* *0,3: ако је нагиб између 1% и 3%* *0,2: ако је нагиб мањи од 1%*
Griffin, et al.,(1988) за L фактор и Moore и Wilson (1992) за S фактор	$L = (m+1) \times \left(\frac{A_s}{22{,}13}\right)^m \qquad S = (sin\beta/0{,}0896)^n$ *m: 0,4 (распон вредности 0,2–0,6);* *n: 1,3 (распон вредности 1,0–1,3) (Mitasova, et al., 1996)*
Desmet и Govers (1996)	$L_{i,j} = \frac{(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{i,j-in}^{m+1}}{D^{m+2} \times x_{i,j}^m \times 22{,}13^m} \quad A = \pi r^2$ *$A_{i,j\text{-}in}$: површина која доприноси мрежној ћелији (i, j) мерено у m ^{2};* *D: величина ћелије;* *$X_{i,j}$: sin a_{ij}, + cos a_{ij} ;* *$a_{i,j}$: аспектни смер мрежне ћелије (i, j);* *m: нагиб експоненте*
McCool, et al., (1987, 1989)	$m = \frac{\beta}{(1+\beta)} \qquad \beta = \frac{sin\,\theta/0{,}0896}{sin^{0{,}8}\theta + 0{,}56}$ *S_m=10,8 sinθ + 0,03 (S < 9%)* *S_m=16,8 sinθ + 0,50 (S ≥ 9%)* *θ: нагиб у степенима*
Mitasova et al., (1996)	$LS = (Flow\ accumulation \times Gridsize/22{,}1)^{0.4} \times (\sin(slope) \times 0{,}1745/0{,}09)^{1{,}4}$ *Flow accumulation: растерски формат акумулираног протока;* *Gridsize: величина mj. резолуција ћелије;* *sin (slope): вредност нагиба*

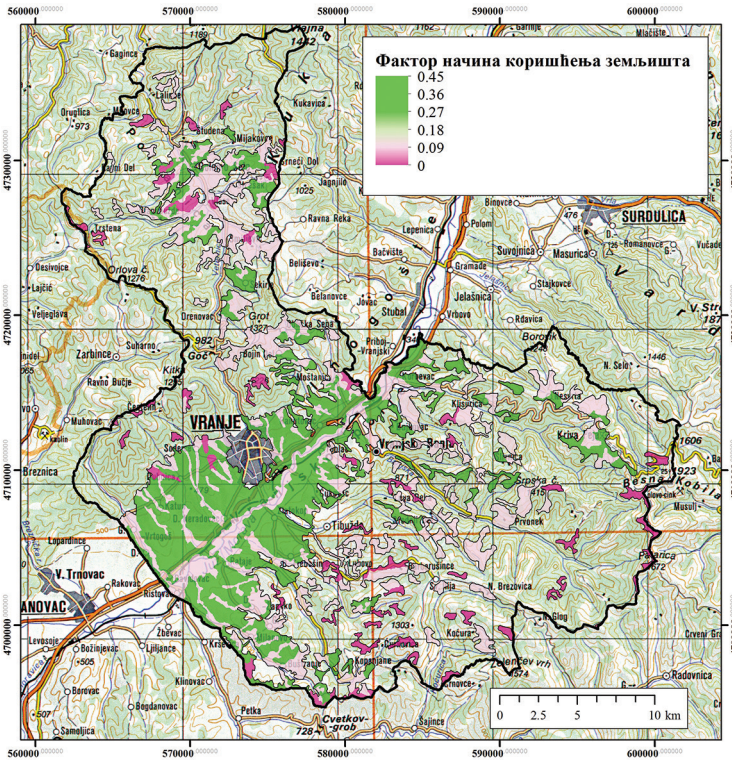
Поузданост топографског фактора не зависи само од величина мреже на којој су представљени подаци о надморској висини, већ и од извора података и сложености терена. Штавише, Liu et al. (2009) наводе да су грешке веће код стрмијих падина, сугеришући да сложеност топографског потенцијала истраживаног подручја приметно утиче на тачност LS фактора. Desmet и Govers (1996) наводе да је LS фактор добијен употребом ГИС технологија генерално већи од 10,

до чак 50% од оних добијених аналогним приступом. Надаље, Wu et al., (2005) су закључили да је резолуција ДЕМ-а од 30 m адекватна за процену ерозије земљишта, док се са „грубљим“ резолуцијама могу добијати мање тачне вредности LS фактора. Новија истраживања (Lu et al., 2020) указују да се приликом анализа које захтевају релативну грешку мању од 10% користи 25 m ДЕМ, док за истраживања која захтевају релативну грешку израчунавања испод 25 % користи 30 m ДЕМ. Сем тога, Wang et al. 2020 наводе да се L фактор повећава, а S фактор смањује у зависности од резолуције ДЕМ, односно да 30 m ДЕМ, у поређењу са резолуцијом од 5 m може се потценити за 19%, а преценити за око 20% вредности LS фактора.

2.4. Фактор вегетације и начина коришћења земљишта (C фактор)

Фактор вегетације и начина коришћења земљишта (C фактор) је можда најважнији фактор када се ради о одлукама о политици коришћења земљишта. Дакле, наведени фактор објашњава како покровност земљишта, усеви и управљање усевима утичу на губитак земљишта. У том смислу, вредност C фактора за одређени тип покривача земљишта се креће у опсегу између 0 и 1. Morgan и Duzant (2008) констатују да вегетациони покривач има значајнији ефекат на интензитет ерозије него особине земљишта и други фактори, и да је у многим случајевима вегетациони покривач у стању да неутралише ефекат падавина на ерозију земљишта. У већини студија које су се бавиле проценом ерозионих губитака, релативне вредности фактора C су преузимане из литературе (Табела 5) и додељиване класама начина коришћења земљишта добијеним методама даљинске детекције. Могућности примене сателитских снимака су различити, а њихова предност је то што се користе од 1970-их година (LANDSAT мисије), што чини већи временски период и омогућава знатно раздобље анализе. У том смислу, препорука је да се на површински малим подручјима користе методе надзиране или ненадзиране класификације (уз добро разумевање разлика у класификацији земљишног покривача) као најефикаснији методолошки приступ приликом мапирања C фактора. Тако на пример, Perović et al. (2018) наводе да за потребе надзиране класификације сателитских снимака са LANDSAT 5 мисије углавном треба користити композите у односу 432 (4-инфрацрвени канал, 3-црвени канал, 2-зелени канал) и 435 (4-блиски инфрацрвени канал, 5-средњи инфрацрвени канал, 3-црвени канал), док код класификације снимака са LANDSAT 8 мисије треба користити следеће композите: 543 (5-инфрацрвени канал, 4-црвени канал, 3-зелени канал) и 564 (5-блиски инфрацрвени канал, 6-средњи инфрацрвени канал, 4-црвени канал). Наравно, приликом обраде снимака истраживачи морају водити рачуна да датум снимања буде у току вегетационог периода, као и о самој обради снимака, попут корекције подручја са облацима и агрегирање канала са више сателитских пролаза. Последњих година детаљније мапирање C фактора је могуће применом модерних система за посматрање Земље, који непрекидно пружају огромне и детаљне количине сателитских података.

Важан пример представља програм Copernicus, који је развила Европска свемирска агенција, а састоји се од неколико сателита који надгледају различите аспекте Земљине површине. На пример, снимци Sentinel-2 мисије укључује констелацију два сателита (Sentinel-2A и Sentinel-2B), пружајући оптичке информације у распону од видљивих до блиских и средњих инфрацрвених канала, са просторном резолуцијом између 10 и 20 метара, са периодом понављања између 5 и 10 дана. Применом поменутих система, на подручју слива Расине мапирана је изузетно детаљна мапа фактора вегетације и начина коришћења земљишта (Miljković, 2020; Miljković и Simić, 2020). Међутим, на већим регионалним размерама ефикаснији приступ добијања C фактора је трансформација NDVI (Normalized difference vegetation index) у вредности фактора вегетације и начина коришћења земљишта (Табела 6). У том смислу, NDVI се показао као добар показатељ расподеле вегетације и представља једну од најчешће коришћених метода за одређивање C фактора (Perović et al., 2016). Дакле, NDVI (код LANDSAT 8 мисије) се израчунава на основу измерене спектралне рефлексије у инфрацрвеном спектру светла (канал 5 у таласној дужини 0,85–0,88 μm) и спектралне рефлексије у црвеном спектру светла (канал 4 у таласној дужини 0,64–0,67 μm). Да би се наведена методологија користила, претпоставља се да су NDVI и C фактор у корелацији, односно да између њих постоји међусобна линеарна веза (нпр. у разним студијама у различитим географским регионима коефицијенти корелације су се кретали од 0,64 до 0,99, респективно). Међутим, овај метод има и нека ограничења. Прво, већина индекса вегетације, па и NDVI, нису у складу са покривеношћу шумских екосистема, јер имају тенденцију да је прецењују током вегетације и потцењују у другом периоду године. Друго, просторна резолуција сателитских снимака утиче на интерпретацију надземног дела вегетационог покривача, јер NDVI али и други вегетациони индекси не могу у потпуности да представе вертикалне вегетационе структуре. Међу једноставније приступе мапирања фактора вегетације и начина коришћења земљишта је свакако трансформација CORINE Land Cover (CLC) базе података у C кодове. Јединствена легенда и метод идентификације у 44 класе омогућавају да се уз помоћ поменуте базе лако и брзо врше истраживања на великим пространствима. Међутим, ограничавајући фактор употребљивости ових података на локалном, па и регионалном нивоу, је минимална величина мапиране површине, која износи свега 25 ha, и минимална ширина елемената линије која износи 100 m. Такође, CLC база података поседује низ мешовитих класа, за које би се могло сматрати да су двосмислене и преклапају се у опису и садржају (нпр. „претежно пољопривредна земљишта с већим подручјима природне вегетације“). Истовремено, постоје класе попут „градске зелене површине“, „спортско рекреативни објекти“ или „градилишта“, који се у већини случајева не могу мапирати у резолуцији од 25 хектара.



Слика 5. Просторна дистрибуција C фактора пољопривредних земљишта града Врања

Табела 5. Вредности C фактора према литературним вредностима

Тип вегетације	David (1988)	Morgan (2005)	Bosco et al., (2015)	Panagos et al., (2015c)	USDA-SCS* (1972)	LDP (2002)*
Урбана подручја	0,20					0
Интензивна пољопривреда			0,335	0,15–0,50	0,28	0,255–0,525
Шума	0,001–0,006	0,001	0,0015–0,02	0,0001–0,003	0,004–0,008	0,003–0,048
Пашњак		0,10	0,01	0,05–0,15	0,08	
Ниско растиње	0,007–0,90	0,01	0,005	0,01–0,10		0,01–0,10

*LDP-Land Development Department; USDA-SCS-United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service

Табела 6. Једначине за израчунавање C фактора коришћењем NDVI

Аутор	Једначина
Van der Knijff et al., (1999)	$C = exp\left[\alpha\left(\frac{NDVI}{\beta - NDVI}\right)\right]$ $\alpha = 2$ $\beta = 1$
De Jong (1994); Smith et al., (2007); Karaburun (2010)	$C = 0{,}431 - 0{,}805 \times NDVI$ $C = 0{,}450 - 0{,}805 \times NDVI$ $C = 1{,}02 - 1{,}21\ \mathrm{C} \times NDVI$
Ma et al., (2010)	$f_g = \frac{NDVI - NDVI_{min}}{NDVI_{max} - NDVI_{min}}$ $C = \{0{,}6508 - 0{,}343_0^1 \times log?(f_g)$ $f_g = 0$ $0 < f_g < 78{,}3\ \%$ $f_g \geq 78{,}3\ \%$
Durigon et al., (2014)	$C = \left(\frac{-NDVI + 1}{2}\right)$

2.5. Фактор конверзационих мера (P фактор)

Фактор мера конзервација представља однос губитка земљишта у условима примене одређених противерозионих мера и губитака без примене противерозионих мера (Kadović, 1999). У суштини, поменути фактор има функцију редукције LS фактора, тако да је код случајева када нема конзервационих мера P фактор једнак 1, а уколико их има, онда се ефекат конзервационих мера огледа у смањењу губитака земљишта и изражава се бројчаним вредностима (< 1), чиме се аналитички смањује LS вредност (Đorović, 2005). Као и код фактора вегетације и начина коришћења земљишта, вредности за P фактор се могу узети из литературе (Табела 7 и 8). Ефикасност противерозионих мера највише зависи од нагиба, при чему се P вредности разликују према појединачним начинима обраде земљишта (Kostadinov, 2008).

Табела 7. Вредности P фактора за појединачне начине обраде земљишта (Wischmeier и Smith, 1978; Kadović, 1999; Kostadinov, 2008)

Нагиб терена (%)	Контурна обрада	Контурно појасна обрада	Терасирање
1–2	0,60	0,30	0,12
3–8	0,50	0,25	0,10
9–12	0,60	0,30	0,12
13–16	0,70	0,35	0,14
17–20	0,80	0,40	0,16
21–25	0,90	0,45	0,18

Табела 8. Вредности P фактора за појединачне начине обраде земљишта (Wischmeier и Smith, 1978)

Нагиб терена (%)	P фактор
9–12	0,6
13–16	0,7
17–20	0,8
21–25	0,9
>25	0,95

Такође, постоје и једноставнији, али и мање поуздани приступи израчунавања P фактора, попут следеће једначине (Wener, 1981):

$$P = 0{,}2 + 0{,}03 \times S$$

где је: S нагиб терена (%).

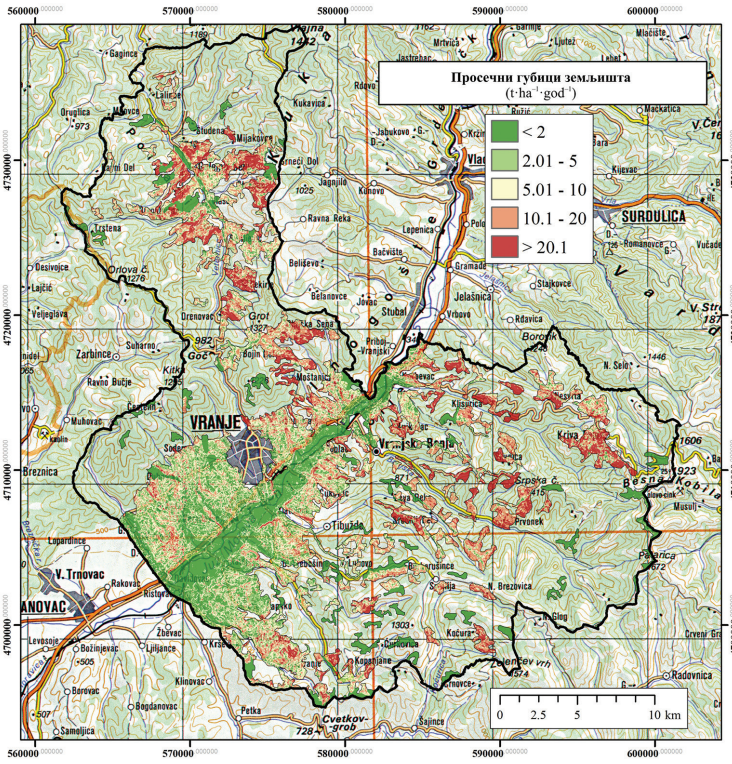
Процене фактора мера конзервација у великим размерама (регионална, национална, или глобална) готово да не постоје, пре свега због врло ограничених просторних података о мерама очувања земљишта. Премда, на европском континенту, Panagos et al., (2015d) су представили истраживање везано за просторну дистрибуцију фактора мера конзервација, спроведено на основу више од 226.000 запажања из статистичког истраживања о коришћењу земљишта. Наведена студија указује да просечна европска вредност P фактора износи 0,97, при чему је уочено да се мере конзервације углавном примењује у подручјима подложним ерозији земљишта, првенствено због великих вредности LS фактора.

Развојем геоинформационих наука, нарочито метода даљинске детекције, многи истраживачи су користили различите сателитске платформе у интеграцији са објектно орјентисаним класификацијама како би су квантификовали P факторе. Тако на пример, Wang и сарадници (2016) су генерисали мапу P фактора према визуелној интерпретацији сателитских снимака. Ипак, овакав вид рачунања P фактора представља прилично компликован и заморан посао, при чему врло често се код корисника јавља одређен степен необјективности приликом саме интерпретације снимака.

3. Класификација губитака земљишта

Класификација губитака земљишта треба да је прилагођена еколошким условима територије на којој се јавља, самим тим она се разликује од подручја до подручја. У том смислу, класификације могу бити описне и нумеричке, у зависности од тога да ли је интензитет ерозије изражен у квалитативном (нпр. врло слаб, слаб, умерен, висок и веома висок), или чешће у квантитативном смислу ($t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$; $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$) (Perović, 2015). У литератури је забележено неколико класификација губитка земљишта. Тако, на пример, Zachar (1982) је предложио шест нивоа интензитета: безначајну, благу, умерену, јаку, веома јаку и катастрофалну, чије су се вредности кретале од < 0,5 $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$

до > 200 $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$. Wall et al. (2002) су дефинисали пет класа губитака земљишта у распону од врло мале, или подношљиве ерозије (< 6 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$) до јаке ерозије (> 33 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$); Morgan et al. (2004) су развили класификацију која се кретала од врло слабе (< 6 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$) до катастрофалне (> 500 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$). На простору централе Србије, Ђоровић (1975) предлаже пет класа јачине ерозионих процеса. Прва категорија квантификује губитке земљишта до 2 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ (граница толерантне ерозије), друга категорија квантификује слабу ерозију (2–10 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$), трећа категорија представља средњу јачину ерозионих процеса (10–20 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$), јака категорија је квантификована када су губици земљишта од 20 до 50 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$, док се према овој класификацији ексцесивна ерозија подразумева код губитака изнад 50 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$. Према Технолошком стандарду за очување земљишта и вода, ерозија земљишта се на територији Кине класификује као: блага (A < 5), слаба (5 < A < 25), умерена (25 < A < 50), интензивна (50 < A < 80), изузетно интензивна (80 < A < 150) и озбиљна (A > 150), где је A губитак земљишта изражен у $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$. Свакако треба навести и класификацију губитака земљишта представљену кроз FAO-PNUMA-UNESCO (1980) класификацију која дефинише четири нивоа ерозије. Низак ниво ерозије дефинисан је за губитак земљишта мањи од 10 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$, док је веома интензивна ерозија утврђена при губицима већим од 200 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$. Међутим, ако имамо у виду да је најчешће цитирани предложени праг толерантних или подношљивих прагова ерозије земљишта на нивоу Европе око 1 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ (Verheijen, 2009), поменуте класификације су углавном потцениле израчунате губитке земљишта изазване водном ерозијом. Или једноставније речено, код већине проучаваних студија, чини се, губици земљишта нису добро предвиђени, тј. углавном су превисоки у односу на стварно стање, што се одразило на прилично неуједначене класификацоне системе (углавном са великим праговима). Другим речима, када би губици земљишта предвиђеним моделима били реални и износили око 20 и више $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ (одређене класификације сврставају поменути губитак у средњу или умерену категорију), докази о њеном постојању јасно би се видели, са озбиљним реперкусијама на животну средину, међутим такви утицаји се ретко виде. С тим у вези, у водећим научним студијама које се баве ерозијом земљишта све се чешће користи класификација по Kosmas et al. (2016), а која је прилично уједначена са класификацијом коју је предложио Ђоровић (1975). На основу поменутог система класификују се следећи варијетети губитака земљишта изазвани водном ерозијом: слаба (<1; 1–2 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$), умерена (2–5; 5–10 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$), висока (10–20 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$) и веома висока, односно озбиљна (20–50; >50 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$). Имајући у виду чињеницу да Република Србија нема уређен класфикациони систем, предложена класификација (или класификација по Ђоровићу, 1975) би могла наћи ширу примену и у нашим условима.



Слика 6. Просечни губици пољопривредних земљишта града Врања

4. Дозвољени (толерантни) губици земљишта

Један од водећих истраживача из области деградације земљишта, Boardman (2006), се у својој комплексној студији суочио са питањима која су донекле занемарена, односно онима којима се неадекватно бавило у науци о ерозији земљишта. Дакле, аутор поставља, како их назива, „велика", или практичније кључна питања, која се односе на временски и просторни контекст ерозије, разлоге њеног настанка, те њен утицај на појединца и друштво уопште. У том контексту треба издвојити основно, тј. приоритетно питање, а које гласи: *„Која вредност губитка земљишта може бити озбиљна?"* Одговор на ово деликатно питање изискује одређену формализацију. Дакле, први део одговора укључује процес израчунавања губитака земљишта, који представља ограничену категорију ако се посматра (анализира) без одговарајуће вредности за прихватљив (дозвољен) или толерантан (T вредност) праг ерозије земљишта (FAO, 2019; Kisić et al., 2000). У том смислу, упоређивање процењених губитака земљишта са дозвољеним представља специфичан водич за успешну контролу ерозије у оквиру одређених ограничења (Kadović, 1999). Wischmeier и Smith (1978), су наведени појам дефинисали као *„максималан ниво ерозије земљишта који ће омогућити неограничено одржавање високог нивоа продуктивности обради-*

вих земљишта“. Свакако, дефиниција би била другачија када би циљ био и квалитет вода, а не само продуктивност обрадивих земљишта. Дакле, појмови подношљиве ерозије су се у почетку фокусирали само на поменут критеријум, да би данас појам подношљиве ерозије могао да се формулише као било која *средња кумулативна категорија ерозије земљишта која доводи до значајног погоршања функција земљишта и екосистемских услуга које ово природно добро пружа* (FAO, 2019).

Многе државе широм света, укључујући Кину, Русију, многе државе ЕУ, Бразил, Аустралију, Индију и друге, формулисале су одговарајуће вредности дозвољених губитака земљишта. Код неколико држава (Аустрија, Чешка, Мађарска, Норвешка и друге) ерозија земљишта није више прихватљива на интензитетима који су опште прихваћени, попут стручно заснованог на 2–3 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ (Perović, 2015). FAO (1977) предлаже подношљив губитак земљишта од 11,2 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ за земљишта преко 150 cm дубине, и 4,5 до 6,7 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ за земљишта чија се дубина креће од 50 до 100 cm. Неразвијена, тј. плитка земљишта, према наведеном упутству, имају толерантан праг постављен у опсегу од 2,2 до 4,5 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$. Иста организација 2019. године коригује претходно истраживање са предлогом јединственог толерантног прага у распону од 0,2 до 2,2 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$. Morgan (2005) је навео различите методологије за идентификовање толерантних прагова, у распону од 6 (OECD, 2001) до 11,2 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ (Soil Survey Division Staff, 1993). Huber et al. (2008) предлажу различите граничне вредности на нивоу Европе, односно веће за јужну Европу и ниже, за северни део континента. Међутим, треба напоменути да се Европска комисија у свом предлогу за Оквирну директиву о земљишту из 2006. године суздржала од дефинисања јединствене толерантне европске вредности. У Србији, Ђоровић (1975) је на основу експерименталних истраживања предложио вредност дозвољених губитака од 2 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$, док је за еутрични камбисол, као најраспрострањеније земљиште централне Србије, предложио толерантни праг од око 4 $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ (Đorović, 1997).

Фактори који се узимају приликом дефинисања толерантних прагова укључују моћност педолошких профила, физичке особине земљишта, губитак органске материје и друго (Kadović, 1999). Укупна дубина земљишта може бити од само неколико центиметара до неколико метара, на основу чега се земљишта, према дубини и толерантним праговима, могу поделити у три групе: плитка, средње дубока и дубока (Табела 9). Процеси формирања земљишта су веома спори, те су неке претпоставке да се земљишта формирају брзином од 25,4 mm за период од 300 до 1.000 година (0,08–0,02 $mm \cdot god^{-1}$) под природним условима, и брзином од 25,4 mm током 100 година (0,02 $mm \cdot god^{-1}$) у пољопривредним условима (Schertz, 1983; Johnson, 1987). За услове у Европи, горња граница формирања земљишта процењена је на приближно 1,4 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$, док је доња граница дата као 0,3 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ (Alewell, et al., 2015; Verheijen, et al., 2009). Посебно је важно напоменути да су губици земљишта на пољопривредним земљиштима далеко већи од стопе формирања земљишта (Verheijen et al.,

2009). На пример, процењени су губици од 0,08 до 2,98 mm·god^{-1} за обрађена поља, 0,02 до 0,55 mm·god^{-1} за парцеле под кукурузом уз обраду и 0,003 до 0,16 mm·god^{-1} за парцеле под кукурузом без обраде (Lal, 2001). Међутим, под стабилним условима и уз довољно временске дистанце, дубина земљишта биће производ равнотеже између ерозије земљишта и временских утицаја, што нас наводи на закључак да дубина земљишта није апсолутни показатељ њене продуктивности, већ је треба посматрати у односу на губитак земљишта.

Као што је наведено, тек недавно је утицај ерозије препознат као проблем у односу на друге екосистемске варијабле. Из тог разлога Larson (1983), а касније и Li et al. (2009) предлажу више T вредности, и то: T1, која дефинише подношљиви губитак једнак стопи формирања земљишта; T2, заснован на специфичној продуктивности земљишта и T3, везан за друге последице ерозије. Генерално, у научној јавности постоји консензус да се T вредности критички разматрају, као и да се модификују и верификују (Kadović, 1999).

На основу експерименталних истраживања, FAO (1992) класификује толерантан губитак земљишта према следећој једначини:

$$TL = \left\{\left(\frac{R_a}{R_m} \times 100B \times D_t\right) + 3T\right\}/T`$$

где је: TL подношљив губитак земљишта (t·ha^{-1}·god^{-1}), Ra прихватљиво смањење приноса (%), R_m смањење приноса (%) када се изгуби ефективни горњи слој земљишта, B запреминска густина земљишта (g·cm^{-3}), D_t дубина ефективног горњег слоја земљишта (cm) и T период (године) током којег је смањење приноса прихватљиво.

Skidmore (1982) је, на основу дубине земљишта, математички формулисао одређивање толерантних губитака земљишта:

$$T\ (x,y,t) = \frac{(T_1+T_2)}{2} - \frac{T_2-T_1}{2\cos(\pi(Z-Z_1)/(Z_2-Z_1)}$$

где је: T (x, y, t) вредност T у тачки (x, y) у тренутку t (тј. садашњости), T_1 доња граница T, T_2 горња граница T, Z садашња дубина земљишта, Z_1 најмања дубина земљишта и Z_2 оптимална дубина земљишта.

Следећи Скидмореову једначину, Duan et al. (2017) су заменили Z индексом продуктивности земљишта (SPI). На основу претходног истраживања, толерантан губитак земљишта се може изразити следећом једначином:

$$\left\{\begin{array}{l} T\ (x,y,t) = T_1 \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots. \\ T\ (x,y,t) = \dfrac{(T_1+T_2)}{2} - \dfrac{T_2-T_1}{2\cos(\pi(SPI-SPI_1)/(SPI_2-SPI_1)} \\ T\ (x,y,t) = T_2 \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots. \end{array}\right\},$$

где је: SPI тренутна продуктивност земљишта, SPI_1 најнижа вредност индекса продуктивности земљишта и SPI_2 оптимални индекс продуктивности земљишта.

Свакако, постоје и једноставнији приступи израчунавања толерантних прагова. Један од таквих приступа је методологија коју је развио Alena 1986.

године, а која је саставни део словачког закона о заштити пољопривредног земљишта (STN 75 4501). Подручје од интереса са становишта ризика од ерозије се процењује степеном ерозионе угрожености земљишта (СЕУЗ). На основу СЕУЗ-а, земљишта се могу класификовати у пет категорија, на основу следеће једначине (прилагођена српском језику):

$$SEUZ = \frac{G_z}{D_{gz}}$$

где су: G_z израчунати губици земљишта ($t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$), D_{gz} дозвољени (толерантни) губици земљишта ($t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$).

Табела 9. Дозвољени губитак земљишта према дубинама земљишта

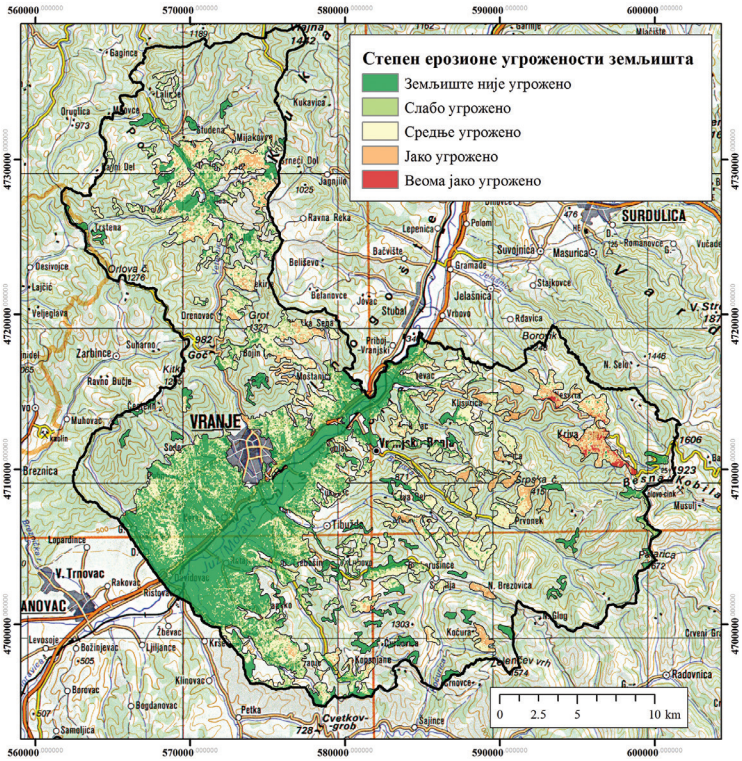
Дубина земљишта (cm)	Дозвољени губитак земљишта ($t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$)
< 30 (плитка)	1,0
од 30 до 60 (средње дубока)	4,0
> 60 (дубока)	10,0

Након прорачуна односа између израчунатих губитака земљишта и дозвољених губитака земљишта, класификација СЕУЗ-а се врши помоћу вредности индекса из табеле 10.

Табела 10. Класификација степена ерозионе угрожености земљишта

Степен ерозионе угрожености земљишта (СЕУЗ)					
Назив	Није угрожено	Слабо угрожено	Средње угрожено	Јако угрожено	Веома јако угрожено
Степен	1	2	3	4	5
Индекс	< 1,00	1,01–2,00	2,01–7,00	7,01–28,00	> 28,00

Према наведеној методологији, за први степен СЕУЗ-а није неопходно предлагати мере против ерозије (земљиште није потенцијално угрожено водном ерозијом). Код другог степена СЕУЗ-а, ефикасност вегетације је у могућности да неутралише ерозију земљишта, док 3, 4, 5 степени указују да је потребно применити ефикасне мере и поступке против ерозије.



Слика 7. Степен ерозионе угрожености земљишта пољопривредних земљишта града Врања (према Alena, 1986)

5. Ограничења у коришћењу USLE модела

Ерозионо моделовање не може бити алтернатива експерименталним истраживањима интензитета ерозије, али може бити моћно средство за боље разумевање наведених процеса. Наиме, без моделовања неће бити процена губитака земљишта на глобалним, националним, па чак и регионалним размерама, а без таквих процена, ерозија земљишта, као једна од најозбиљнијих облика деградације земљишта, неће бити препозната у основним програмима заштите животне средине (Alewell et al., 2019). Као такви, ерозиони модели се могу схватити као средство, односно алати за симулацију и предвиђање који могу дати позитиван аспект и послужити као интегратор унутар различитих научних дисциплина.

Губици земљишта, према USLE моделу, представљају најбоље, али не и најтачније процене (Kadović, 1999). Наведену тврдњу потврђују недавне студије (Pandey et al., 2016; Benavidez et al., 2018; Alewell et al., 2019). Међутим, значајан број проучаваних студија није имао критички осврт повезан са очигледним недостацима примене USLE модела и његових модификација. Наиме, истраживачи често у својим студијама не изводе критичке закључке о моде-

лима које користе, мислећи да тиме дискриминишу нова достигнућа у науци и шире, а заправо, ефекат је потпуно другачији. У том смислу, реалнији однос према оцени квалитета модела, односно његовим карактеристикама, функционалности, и на крају поузданости, довешће до бољег разумевања и напретка у области моделовања у ерозији земљишта.

USLE модел је потпуно емпиријски однос за израчунавање губитка земљишта и не укључује стварне процесе везане за ерозију земљишта (Đukić и Petković, 2009), што може довести до предиктивних грешака приликом моделовања (Perović et al., 2016). У том смислу, треба нагласити да је USLE модел првенствено намењен за пољопривредна земљишта, где преовлађују процеси површинске ерозије, односно да метода није предвиђена код појава јаружасте (каналске) и других облика дубинске ерозије, што је јасно наведено у првим публикацијама о овом моделу (Vischmeier и Smith, 1965, 1978). Поред тога, USLE не процењује транспорт и таложење еродираних седимената, па стога приликом обрачуна, ова једначина мора бити повезана са математичким функцијама које симулирају наведене процесе (Sediment Delivery Ratio - SDR). Такође, употреба модела је ограничена на одређени временски период, па се његова употреба на период од једне године, или за једну кишну епизоду не препоручује (Kostadinov, 2008). Вероватан разлог због којег је модел ограничен на годишње просеке је тај што аутори нису имали довољан приступ детаљним подацима како би се модел могао користити приликом појединачних анализа, и као такав, није имао разуман ниво тачности (модификована верзија USLE модела позната као RUSLE2, поседује могућност предикције ерозије засновану на догађајима, при чему поменути модел захтева комплексан скуп улазних података, који веома често нису доступни истраживачима). Важно је напоменути да се USLE модел често примењује у агроклиматским условима за које није првобитно дизајниран, при чему посебно упозорење важи за просторе који се прилично разликују од базичних (пољопривредних) услова у којима је формулисан модел. Сем тога, оригиналне вредности USLE фактора су изведене из експеримената спроведених на парцелама дужине само 22,13 m. У идеалном случају, размера модела може бити у равнотежи са различитим ерозионим факторима који се јављају на одређеном простору. Међутим, сведоци смо да је у многим студијама USLE модел примењиван на резолуцијама које су значајно веће, што је аналогно првобитним захтевима модела, да се приликом примене на већим подручјима простор подели на већи број хомогених целина (Wischmeier и Smith, 1965; Kostadinov, 2008). Са друге стране, одређен број аутора заступа тезу да се варијабилност добијених резултата не мора нужно мењати са резолуцијом, те да се принципијелна разлика увек своди на величину и квалитет података наспрам хетерогености истраживаног подручја. Један од битних разлога ограничења примене USLE модела је тај што је у структури модела занемарен фактор отицања воде (мада постоје одређене смернице којим би се укључио утицај отицања воде услед отапања снега). Дакле, губитак земљишта у одређеним ситуацијама је условљен брзином отицања, тј. не зависи искључиво од интензи-

тета падавина (код MUSLE модела је замењен фактор енергије кише фактором отицања), тј. долази до просторне промене од ерозије којом доминирају кишне капи, до ерозије којом доминира отицај. У том контексту, Ристић и Малешевић, 2011. године наводе да је на простору централне и југоисточне Европе уочен тренд смањења падавина, али увећана активност бујичних поплава, јер се велики део падавина излучује у кратким временским интервалима. Да би се превазишли наведени проблеми, постојали су предлози да се R фактор замени енергетским појмом „W“, што је функција утицаја кише и енергије отицања. Међутим, наведени предлог није добио ширу примену. Сем тога, уобичајена препрека за инжењере и научнике који користе USLE модел у разним деловима света, састоји се у недостатку континуираних (више од 20 година) и детаљних података за израчунавање R фактора. Основна критика везана за фактор еродибилности земљишта је везана за величину парцела које су коришћене приликом стварања емпиријске једначине K фактора, а које су онемогућавале шири развој браздасте ерозије. Иако наизглед релативно једноставна једначина за израчунавање K фактора (Wischmeier и Smith, 1978), она поседује нека битна ограничења. Наиме, једначина је развијена само на основу података за средње текстурне класе земљишта на средњем западу САД-а, са горњом границом праха од 70% (Benavidez et al., 2018). Еродибилност земљишта варира на начин који чини ерозију вероватнијом током зимско-пролећног периода, што није узето у обзир у основи USLE модела. У том смислу, бројне публикације су сугерисале модификацију фактора еродибилности земљишта како би се побољшало предвиђање ерозије током наведеног периода, али упркос наведеним чињеницама, напредак у детерминистичком предвиђању еродибилности земљишта, у овом смислу, остао је недоречена категорија. Многи аутори, међу којима треба истаћи Sanchis et al., (2008) и Borselli et al., (2012), наводе да је просторна дистрибуција K фактора у тесној корелацији са различитим климатским параметрима истраживаног подручја. Наведена истраживања су нас још снажније навела на закључак да је неопходно модификовати једначину за израчунавање K фактора, првенствено кроз укључивање одређеног сета климатских варијабли у прорачун. Већина корисника USLE модела процењује фактор вегетације и начина коришћења земљишта из табела кодовима, које су објавили Vischmeier и Smith (1978), Morgan, (2005) или Panagos et al., (2015b). Међутим, наведене процене треба прилагодити и верификовати према пракси управљања земљиштем које су уобичајене за истраживано подручје. Такође, иако се методама даљинске детекције даје предност над традиционалним техникама мапирања, чини се да још увек нема општеприхваћене методологије приликом процене поменутог фактора. У том смислу, регионална, а још битнија локална применљивост USLE модела је ограничење које захтева прилагођавање и модификовање (под)фактора на основу специфичних карактеристика истраживаног подручја. Неопходно је напоменути да је USLE модел првобитно развијен користећи америчке (империјалне) јединице, иако сам приручник о коришћењу модела садржи факторе конверзије у метричке јединице, у научној литератури још увек постоји довољ-

но неразумевања у погледу представљања одређених фактора (Benavidez et al., 2018). Да би се поменути проблеми превазишли, Renard et al. (1997) препоручују фактор конверзије од 17,02 за фактор R и 0,1317 за фактор K.

Просторни подаци потребни за израчунавање одређених параметара и фактора модела повлаче за собом одређен ниво несигурности приликом просторне и временске интерпретације, те је веома важан одабир статистичких и геостатистичких техника приликом њихових анализа. Да би се осигурала поменута валидност, резултати симулације морају се упоређивати са теренским мерењима, мада пре валидације, практично, ови модели захтевају и калибрацију модела са теренским подацима. У том смислу, калибрација и валидација модела се могу применити путем универзалног приступа, са само једним сетом података (код површински мањих подручја са уједначеним карактеристикама терена). Код већих подручја, са разноврснијим и сложенијим карактеристикама терена, може се применити партикуларни приступ са више локација истраживаног подручја.

Почетна истраживања приликом примене USLE модела (али и других модела) требало би да започну низом активности, које укључују активирање експерименталних парцела. Подаци о губицима земљишта у размери парцела потребни су за испитивање применљивости модела, али и за процену његових фактора (ерозивност кише и отицаја, еродибилност земљишта, дужина нагиба итд.). Овако системски организована истраживања треба да покрију сва агроклиматска подручја државе, јер парцеле обезбеђују основне податке за прилагођавање и успостављање сигурне примене модела (Kadović, 1999). Упркос наведеним чињеницама, нажалост, систем експерименталних станица у нашој држави је напуштен деведесетих година прошлог века, па чак и станица у Раљи, која је у једном тренутку свог постојања достигла европски карактер (Lazarević, 2004).

6. Будући изазови у коришћењу USLE модела

Једно од основних питања које се јавља у научној заједници која се бави деградацијом земљишта јесте: *„Да ли универзални приступ (ерозиони модел) може добити шири научни консензус“,* или је то приступ који је нужно зависан од свог просторног, временског, економског, еколошког и културног контекста (Warren, 2002)? Да ли се може развити један алат, односно модел за процену ерозије широм различитих региона и размера (Vrieling, 2007), или су приступи суштински повезани са сврхом процена, као и са регионалним односно локалним карактеристикама? У идеалном случају, ерозиони модели треба да буду драгоцено средство за научнике, креаторе политике и заинтересоване стране. За научнике, ови модели пружају оквир за формализацију њихових концептуалних тумачења ерозионих процеса (Batista et al., 2019). Као што је Morgan 2011. године истакао, први корак при избору модела је постављање јасног циља истраживања (или питања), затим одабир рационалне временске и просторне раз-

мере на којима ће модел функционисати, те правилна генерализација улазних и излазних форми модела. Кадовић, 1999. године наводи да се приликом избора модела мора обратити пажња на екстраполацију на услове ван базе података за коју је развијен модел. Дакле, избор за одређени модел у великој мери треба да зависи од сврхе за коју је истраживање намењено, доступности података, времена и потребних материјалних средствима за његову реализацију (Blinkov и Kostadinov, 2010; Perović, 2015). У том смислу, последњих деценија су постојале многобројне иницијативе да се разни начини сагледавања ерозионих модела упореде и анализирају кроз методе усклађивања, стандардизације и хармонизације, али без јасног решења (предлога). Наводити емпиријски однос USLE модела као универзалан, тј. свеобухватан, прилично је неутемељена и смела теза. Упркос наведеном, USLE модел је своју практичну примену нашао у скоро свим деловима света, уз пребогату литературну документацију, али, пре свега, због релативно једноставне формулације модела и његове широке интеграције са ГИС апликацијама. Све то нас наводи на закључак да упркос бројним недостацима и ограничењима, USLE модел (са већином својих модификација) нема већу непоузданост од других, па и комплекснијих ерозионих модела, због чега је препознат као стандардна метода процене интензитета ерозије на територији већине држава Европске уније (Panagos et al., 2016), а и шире. Овакав закључак је, такође, у складу са недавним студијама водећих истраживача из области ерозије земљишта под окриљем JRC (Joint Research Center) (Alewell et al., 2019; Panagos et al., 2020). Уједно, USLE модел и његове модификације (пре свега RUSLE2015) једини су алгоритми модела који се користе у великим размерама, као што су континентални или глобални нивои, са изузетком PESERA и WaTEM/SEDEM модела.

У бројним студијама, ерозиони модели су комбиновани са великим бројем статистичких и геостатистичких приступа и алгоритама у различитим сферама геометријског, тополошког, али најчешће тематског моделовања. Неке од ових студија фокусирале су се на развој скупа критеријума и индекса који се могу геопросторно представити као квантитативне и квалитативне процене деградације земљишта (Perović et al., 2019; Perović et al., 2021). Свакако, у овом тренутку не би требало да будемо превише разочарани квалитетима ерозионих модела, јер се они у овој фази још увек развијају и модификују а понекад незадовољавајући резултати нам могу дати путоказ на које елементе модела морамо обратити пажњу. Наиме, данашњи модели методолошки не обухватају све функције квалитета животне средине, те је неопходна синтеза идеја и метода које узимају у прорачун њене вишеструке функције и хетерогеност (Belanović Simić и сар., 2016). Појава беспилотних летелица, дронова, даљински вођених авионских система и других савремених достигнућа, најавили су нови напредак приликом мапирања ерозионих подручја. Наравно, потенцијал ових нових технологија препознат је у литератури, али тек треба да се структурно интегришу у ерозионе моделе. Стога, недавни научни напредак у методама даљинске детек-

ције, примене климатских модела, статистичким, геостатистичким и методама машинског учења, као и већој доступности теренских података, чини обећавајућу основу ка прецизнијем ерозионом моделовању у блиској будућности. Наведена научна и стручна достигнућа ће, надамо се, инспирисати нове генерације истраживача да пронађу начине ажурирања постојећих методологија, али и креирања нових. У том контексту, будућа истраживања треба да укључе пробабилистичко, а не само детерминистичко моделовање ерозионих подручја, као и ширу употребу техника асимилације података уз примену различитих ансамбала модела. У том контексту, генерално, нова генерација истраживања везана за моделовање у ерозији може се поделити у две основне категорије, и то на примену експертских и хибридних модела, кроз призму структурног моделовања, које комбинује елементе емпиријски и физички заснованих модела. На крају, свакако, ерозиони модели у будућности треба композитно да инкорпорирају динамички концепт одрживости животне средине, подржан системом безбедности земљишта, који повезују земљиште са добрим исходима одрживог развоја (Belanović Simić, 2017), при чему такви системи треба да симулирају процене квалитета животне средине, али и да понуде могућности конзервирања природних ресурса (Kadović, 1999).

7. Закључна разматрања

USLE модел, као методологија стара преко 60 година, са одређеним компонентама које су изведене пре скоро 80 година, замишљен је као отворена формулација која пружа оквир за научно-технолошки развој током дужег временског периода. Иако су важни изазови везани за моделовање у ерозији и даље остали део наше садашњице, а сигурно и будућности, основни циљ, или практичније мотив ове студије је да се са научно-стручне стране помогне, пре свега, младим истраживачима у препорукама приликом примене USLE модела, али са друге стране, да им се скрене пажња на могуће импликације које овакав вид моделовања има. Такође, у овој студији наводимо неколико кључних праваца истраживања у будућности и покрећемо одређена питања која у претходном периоду нису довољно разматрана на одговарајући начин, а која се односе на коцептуални, али и просторно-временски контекст ерозије земљишта.

Захвалност

Ову студију подржало је Министарство просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије, бр. 451-03-9/ 2021-14 /200007.

Литература

1. Alena, F. (1986): Stanovenie straty pôdy erozívnym splachom pre navrhovanie protieróznych opatrení: Metodická pomôcka. Bratislava: ŠMS, 1986, 58.
2. Alewell, C., Egli, M., Meusburger, K. (2015): An attempt to estimate tolerable soil erosion rates by matching soil formation with denudation in Alpine grasslands. Journal of Soils and Sediments, 15(6), 1383e1399. https://doi.org/10.1007/s11368-014-0920-6.
3. Anache, J.A.A., Bacchi, C.G.V., Panachuki, E., Alves, S.T. (2015): Assessment of methods for predicting soil erodibility in soil loss modeling. Geociências, 34, 32-40.
4. Batista, P.V., Davies, J., Silva, M.L., Quinton, J.N. (2019): On the evaluation of soil erosion models: are we doing enough? Earth Sci. Rev. 102898. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.102898.
5. Baumgertel, A., Lukić, S., Belanović Simić, S., Miljković, P. (2018): Effects of ameliorative afforestation on the erodibility factor and soil loss in the Grdelica gorge, Glasnik Šumarskog fakulteta Univerziteta u Banjoj Luci, 28, 37-46.
6. Belanović, S., Perović, V., Vidojević, D., Kostadinov, S., Knežević, M., Kadović, R., Košanin, O. (2013): Assessment of soil erosion intensity in Kolubara District, Serbia. Fresenius Environmental Bulletin, 22 (5A), 1556-1563.
7. Belanović Simić, S., Kadović, R., Knežević, M., Beloica, J., Miljković, P., Lukić, S., Čakmak, D. (2016): Kvalitet i zaštita zemljišnih resursa, Skup "Degradacija i zaštita zemljišta", Šumarski fakultet, Univerzitet u Beogradu, 25-48
8. Belanović Simić, S. (2017): Kvalitet zemljišta: izazovi sistema korišćenja. Šumarski fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd.
9. Benavidez, R., Jackson, B., Maxwell, D., Norton, K. (2018): A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): With a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. Hydrol. Earth Syst. Sci. 22, 6059-6086 https://doi.org/10.5194/hess-22-6059-2018.
10. Bezak, N., Ballabio, C., Mikoš, M., Petan, S., Borrelli, P., Panagos, P. (2020): Reconstruction of past rainfall erosivity and trend detection based on the REDES database and reanalysis rainfall, Journal of Hydrology https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125372.
11. Blinkov, I., Kostadinov, S. (2010): Applicability of various erosion risk assessment methods for engineering purposes. BALWOIS conference, Ohrid, Macedonia
12. Boardman, J. (2006): Soil erosion science: reflections on the limitations of current approaches. Catena, 68(2-3),73-86. https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.03.007.
13. Borselli, L., Torri, D., Poesen, J., Iaquinta, P. (2012): A robust algorithm for estimating soil erodibility in different climates. Catena 97, 85-94, https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.05.012.
14. Bosco, C., De Rigo, D., Dewitte, O., Poesen, J., Panagos, P. (2015): Modelling soil erosion at European scale: Towards harmonization and reproducibility, Natural Hazards and Earth System Sciences, 15, 225-245. https://doi.org/10.5194/nhess-15-225-2015.
15. Braunović, S. (1996): Proučavanje erozione snage kiše i otpornosti zemljišta na eroziju na području Beograda. Magistarski rad. Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet, Beograd, Srbija.
16. Braunović, S., Bilibajkić, S., Ratknić, M. (2010): Calculation of rainfall erosivity factor in the region of Vranje (South-Estern Serbia). In: Global Change-Challenges for Soil

Management; Zlatić, M. Ed.; Advances in Geoecology; Catena Verlag: Reiskirchen, Germany 41:184-191. ISBN 978-3-923381-57-9.
17. Browning, G.M.C., Parish, L., Glass, J. (1947): A method for determining the use and limitations of rotation and conservation practices in the control of soil erosion in Iowa. J. Am. Soc. Agron, 39(1), 65-73.
18. Cook, H.L. (1936): The nature and controlling variables of the water erosion process. Soil Sd. Soc. Amer. Proc. 1, 60-64.
19. David, W.P. (1988): Soil and Water Conservation Planning: Policy Issues and Recommendations, J. Philipp. Dev., 15, 47-84.
20. de Vente, J., Poesen, J. (2005): Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: scale issues and semi-quantitative models. Earth Sci. Rev. 71, 95-125, https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.02.002.
21. Desmet, P.J.J., Govers, G. (1996): A GIS-procedure for automatically calculating the USLE LS-factor on topographically complex landscape units. J. Soil Water Cons., 5/(5), 427-433.
22. Duan, X., Shi, X., Li, Y., Fen, D. (2017): A new method to calculate soil loss tolerance for sustainable soil productivity in farmland. Agron. Sustain. Dev. 37, 2. https://doi.org/10.1007/s13593-016-0409-3.
23. Đorović, M. (1975): Gubici zemljišnog materijala i vode dejstvom erozije s raznih tipova zemljišta u Srbiji, Institut za šumarstvo i drvnu industriju, posebno izdanje, Beograd
24. Đorović, M. (2005): Vodna i eolska erozija zemljišta. Unija bioloških naučnih društava Jugoslavije. Posebna serija, Beograd.
25. Đukić, V., Petković, S. (2009): Mogućnost modeliranja erozionih i transportnih procesa u rečnim slivovima, Vodoprivreda, 41(240-242), 117-125.
26. El-Swaify, S.A., Dangler, E.W. (1976): Erodibilities of selected tropical soils in relation to structural and hydrologic parameters, Soil Conserv. Soc. Am., Ankeny, Iowa.
27. FAO (1977): Conservation guide 1. Guidelines for Watershed Management, Forestry Department, FAO, Rome.
28. FAO (1992): Land and Water Development Division Food and Agriculture Organization of the United Nations and International Institute for Applied Systems Analysis Rome.
29. FAO (2019): Soil erosion: the greatest challenge to sustainable soil management. Rome, 100. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
30. Griffin, M.L., Beasley, D.B., Fletcher, J.J. Foster, G.R. (1988): Estimating soil loss on topographically non-uniform field and farm units. J Soil Water Conserv 43, 326-331.
31. Grimm, M., Jones, R.J.A., Rusco, E., Montanarella, L., (2003): Soil erosion risk in Italy: a revised USLE approach. European Soil Bureau Research Report No. 11, EUR, EN.
32. Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., et al. (2008): Environmental assessment of soil for monitoring: Volume I indicators & criteria. EUR 23490 EN/1, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg. DOI 10.2788/93515, 339.
33. IBISS (2019): Stepen erozione ugroženosti poljoprivrednih zemljišta Jablaničkog upravnog okruga. Ministarstva poljoprivrede, šumarstva i vodoprivrede. Odeljenje za ekologiju, Institut za biološka istraživanja „Siniša Stanković“.
34. Irvem, A., Topaloglu, F., and Uygur, V. (2007): Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey, J. Hydrol.,336, 30-37, https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.12.009.
35. Johnson, L.C. (1987): Soil loss tolerance: fact or myth? J Soil Water Conserv 42(3):155-160.

36. Kadović, R. (1999): Protiverozioni agroekosistemi, ISBN 86-7299-046-3, Šumarski fakultet, Beograd.
37. Kadović, R., Miljković, P., Perović, V., Živanović, N., Ali Bohajar, Y.M., Belanović Simić, S. (2014): Analiza erodibilne frakcije peskovitih zemljišta Deliblatske peščare, Erozija 40, 38-52.
38. Kisić, I., Bašić, F., Mesić, M., Butorac, A. (2000): Procjena rizika od erozije na tlima Vinodolske kotline. Agriculturae Conspectus Scientificus, 65 (4), 199-211.
39. Kim, J., Han, H., Kim, B., Chen, H., Lee, J.H. (2020): Use of a high-resolution-satellite-based precipitation product in mapping continental-scale rainfall erosivity: A case study of the United States, CATENA 193, https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104602.
40. Kosmas, C., Karamesouti, M., Kounalaki, K., Detsis, V., Vassiliou, P., Salvati, L. (2016): Land degradation and long-term changes in agro-pastoral systems: an empirical analysis of ecological resilience in Asteroussia - Crete (Greece). Catena, 147, 196-204 https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.018.
41. Kostadinov, S. (2008): Bujični tokovi i erozija, ISBN 8672991478, 9788672991475, Šumarski fakultet, Beograd.
42. Kostadinov, S., Borisavljević, A. (2012): Zaštita od erozije i konzervacija zemljišta i voda u svetu. Erozija - Naučno-stručni časopis za uređenje bujica i zaštitu od erozije, UDK 626 ISSN 0350-9648.
43. Lal, R. (2001): Soil degradation by erosion. Land Degrad Dev 12(6), 519-539, doi:10.1002/ldr.472.
44. Land Development Department (2002): Assessment of Soil Loss using the Equation of Soil Loss.
45. Larson, W.E., Pierce, F.J., Dowdy, R.H. (1983): The threat of soil erosion to long-term crop production. Science, 219, 458-465.
46. Lazarević, R. (2004): Eksperimentalna istraživanja intenziteta vodne erozije, Društvo bujičara Srbije i Crne Gore.
47. Li, L., Du, S., Wu, L., Liu, G. (2009): An overview of soil loss tolerance. Catena 78(2):93-99. doi:10.1016/j.catena.2009.03.007.
48. Liu, H., Fohrer, N., Hörmann, G., Kiesel, J. (2009): Suitability of S factor algorithms for soil loss estimation at gently sloped landscapes. Journal of Catena, 77(3), 248-255, https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.02.001.
49. Lu, S., Liu, B., Hu, Y., Fu, S., Cao, Q., Shi, Y., Huang, T. (2020): Soil erosion topographic factor (LS): Accuracy calculated from different data sources. CATENA, 187(4), 104334, https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104334.
50. McCool, D.K., Brown, L.C. Foster, G.R., (1987): Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 30, 1387-1396.
51. Miljković, P. (2020): Uticaj načina korišćenja zemljišta na kvalitet suspendovanog nanosa u slivu reke Rasine. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
52. Miljković, P., Simić, S.B. (2020): Soil loss data comparison using USLE and WaTEM/SEDEM model in the Polomska river Catchment, Serbia. Fresenius Environmental Bulletin, 29 (7), 5012-5020.
53. Mitasova, H., Brown, W.M., Hohmann, M., Warren, S., (2001): Using soil erosion modeling for improved conservation planning: A GIS-based tutorial.

54. Moore, I.D., Wilson, J.P. (1992): Length-slope factors for the revised universal soil loss equation: simplified method of estimation. J Soil Water Conserv 47(5), 423-428.
55. Morgan, R.P.C. (2005): Soil Erosion and Conservation. Blackwell Publishing, Oxford, UK
56. Morgan, R.P.C., Duzant, J.H. (2008): Modified MMF (Morgan-Morgan-Finney) model for evaluating effects of crops and vegetation cover on soil erosion. Earth Surf. Process. Landforms, 32, 90-106. https://doi.org/10.1002/esp.1530.
57. Morgan, R.P.C. (2011): Model development: a user's perspective. In: Morgan, R.P.C., Nearing, M.A. (Eds.), Handbook of Erosion Modeling. Wiley-Blackwell, Chichester, 9-32, DOI:10.1002/9781444328455.CH2.
58. Musgrave, G.W. (1947): The quantitative evaluation of factors in water erosion a first approximation. J. Soil and Water Conserv 2(3), 133-138.
59. Nearing, M.A., Yin, S.Q., Borrelli, P., Polyakov, V.O. (2017): Rainfall erosivity: An historical review. Catena, 157. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.004.
60. OECD (2001): Environmental indicators for agriculture. Methods and results, Vol. 3. In: OECD (ed), Agriculture and food. ISBN 92-4-18614-X, 409.
61. Olson, T.C., Wischmeier, W.H. (1963): Soil-erodibility evaluations for soils on the runoff and erosion stations. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 27, 590-592.
62. Panagos, P., Karydas, C.G., Gitas, I.Z., Montanarella, L. (2012): Monthly soil erosion monitoring based on remotely sensed biophysical parameters: a case study in Strymonas river basin towards a functional pan-European service, Int. J. Digit. Earth 5, 461-487, https://doi.org/10.1080/17538947.2011.587897.
63. Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P., and Alewell, C. (2014): Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS, Sci. Total Environ., 479-480, 189-200, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.010.
64. Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., Rousseva, S., Alewell, C. (2015a): Rainfall erosivity in Europe, Sci. Total Environ., 511, 801-814, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.008.
65. Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K. (2015b): A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water, Geosciences, 5, 117-126, https://doi.org/10.3390/geosciences5020117.
66. Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L. (2015c): Estimating the soil erosion cover management factor at the European scale, Land Use Policy, 48, 38-50, https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021.
67. Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Van Der Zanden, E. H., Poesen, J., Alewell, C. (2015d): Modelling the effect of support practices (P -factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale, Environ. Sci. Policy, 51, 23-34, https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.012, 2015c.
68. Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Alewell, C. (2016): The new assessment of soil loss by water erosion in Europe, Environ. Sci. Policy, 54, 438-447, https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012, 2015e.
69. Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K. et al. (2017): Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. Sci Rep 7, 4175, https://doi.org/10.1038/s41598-017-04282-8.
70. Panagos, P., Katsoyiannis, A. (2019): Soil erosion modelling: The new challenges as the result of policy developments in Europe. Environ. Res. 172, 470-474, https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.043.

71. Panagos, P., Ballabio, C., Poesen, J., Lugato, E., Scarpa, S., Montanarella, L., Borrelli, P. (2020): A Soil Erosion Indicator for Supporting Agricultural, Environmental and Climate Policies in the European Union. Remote Sensing, 12, 1365, https://doi.org/10.3390/rs12091365.
72. Pandey, A., Himanshu, S.K., Mishra, S.K., Singh, V.P. (2016): Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. Catena, 147, 595-620, https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.002.
73. Perović, V., Životić, Lj., Đorđević, A., Saljnikov, E., Mrvić, V., Jaramaz, D., Koković, N. (2011): Integracija GIS i USLE metodologije u proceni potencijalne erozije na teritoriji opštine Pirot. Međunarodna menadžerska akademija, Novi Sad; ISSN 978-86-7892-345-6; UDK 631.4(082),159-16.
74. Perović, V., Đorđević, A., Životić, Lj., Nikolić, N., Kadović, R., Belanović, S. (2012): Soil erosion modeling in the complex terrain of Pirot municipality. Carpathian journal of earth and environmental sciences, 7(2), 93-100.
75. Perović, V., Životić, Lj, Kadović, R., Djordjević, A., Jaramaz, D., Mrvić, V., Todorović, M. (2013): Spatial modelling of soil erosion potential in a mountainous watershed of South-eastern Serbia. Environmental earth sciences, 68(1), 115-128, https://doi.org/10.1007/s12665-012-1720-1.
76. Perović, V. (2015): Procena potencijalne erozije zemljišta primenom USLE i PESERA modela na području sliva akumulacije Prvonek, Doktorska disertacija, Šumarski fakultet, Univerzitet u Beogradu.
77. Perović, V., Jaramaz, D., Životić, Lj., Čakmak, D., Mrvić, V., Milanović, M., Saljnikov, E. (2016): Design and implementation of webgis technologies in evaluation of erosion intensity in the municipality of NIS (Serbia). Environmental earth sciences 75, 211-221, https://doi.org/10.1007/s12665-015-4857-x.
78. Perović, V., Jakšić, D., Jaramaz, D., Koković, N., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2018): Spatio-temporal analysis of land use/land cover change and its effects on the soil erosion (Case study in the Oplenac wine-growing district, Serbia). Environmental monitoring and assessment, https://doi.org/10.1007/s10661-018-7025-4.
79. Perović, V., Kadović, R., Djurdjević, V., Braunović, S., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2019): Effects of changes in climate and land use on soil erosion: a case study of the Vranjska Valley, Serbia. Regional environmental change. 19, 1035-1046, https://doi.org/10.1007/s10113-018-1456-x.
80. Perović, V., Kadović, R., Đurđević, V., Pavlović, D., Pavlović, M., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2021): Major drivers of land degradation risk in Western Serbia: Current trends and future scenarios, Ecological Indicators, 123, https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107377.
81. Radonjić, J. (2018): Hidrološki i psamološki efekti protiverozionih radova na bujičnim podslivovima Južne Morave. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
82. Ram, B., Dhyani, B.L., Kumar, N. (2014): Assessment of erodibility status and refined Iso-Erodent Map of India, Indian Journal of Soil Conservation, 32, 171-177
83. Renard, K., Freimund, J.R. (1994): Using monthy precipitation data to estimate R-factor in the revised USLE, J. Hydrol., 157, 287-306.
84. Renard, K., Foster, G., Weesies, G., McCool, D., Yoder, D. (1997): Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), Agricultural Handbook 703, 65-100, https://doi.org/10.1201/9780203739358-5.

85. Risse, L.M., Nearing, M.A., Nicks, A.D., Laflen, J. M. (1993): Error assessment in the universal soil loss equation.SSSAJ, 57(3), 825-833.
86. Ristić, R., Malošević, D. (2011): Hidrologija bujičnih tokova. Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
87. Römkens, M.J.M., Prasad, S.N., Poesen, J.W.A. (1986): Soil erodibility and properties. Trans. 13th congress of the Int. Soc. Of Soil Sci., Hamburg, Germany 5, 492-504.
88. Sanchis, S., Torri, D., Borselli, L., Poesen, J. (2008): Climate Effects on Soil Erodibility. Earth Surface Processes and Landforms 33 (7), 1082-1097, http://dx.doi.org/10.1002/esp.1604.
89. Schertz, D.L. (1983): The basis for soil loss tolerances. J Soil Water Conserv 38,10-14
90. Schmidt, F. (2004): Topocrop documentation. Available from: http://www.fs-privat.de/diss.htm.
91. Sholagberu, A.T., Ul Mustafa, M.R., Wan Yusof, K., aAhmad, M.H. (2016): Evaluation of rainfall-runoff erosivity factor for Cameron highlands, Pahang, Malaysia, J. Ecol. Eng., 17, 1-8, https://doi.org/10.12911/22998993/63338.
92. Skidmore, E.L. (1982): Soil loss tolerance. In: Determinants of soil loss tolerance. ASA Special Publication No. 45, Am Soc Agr, Madison, Wisconsin, 87-94.
93. Smith, D.D. (1941): Interpretation of soil conservation data for field use. Agr. Eng. 22,173-175.
94. Smith, D.D., Wischmeier, W.H. (1957): Factors affecting sheet and rill erosion. Trans. Am. Geophys. Union, 38, 889-896.
95. Soil Survey Division Staff. (1993): Soil Survey Manual. United States Department of Agriculture, Handbook n (18. Washington Stone RP, Hilborn D (2000) Fact sheet, Universal Soil Loss Equation. Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, Ontario.
96. Stefanović, J. (1992): Integralna istraživanja procesa geneze i transporta nanosa u malim slivovima na primeru Topčiderske reke. Magistarska teza. Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet, Beograd, Srbija.
97. Trivan, G. (2018): Zaštita od erozije i bujičnih poplava kao element sistema zaštite životne sredine na teritoriji grada Beograda. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
98. USDA-SCS (1972): Hydrology in SCS national engineering handbook, section 4. US Department of Agriculture, Washington, DC.
99. Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A., Montanarella, L. (1999): Soil erosion risk assessment in Italy.European Soil Bureau. EUR 19044 EN, 52.
100. Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A., and Montanarella, L. (2002): Soil Erosion Risk Assessment in Italy. In: J.L. Rubio, R.P.C Morgan, S. Asins and V. Andreu (eds). Proceedings of the third International Congress Man and Soil at the Third Millennium. Geoforma Ediciones, Logrono, 1903-1913.
101. Van Oost, K., Govers, G., (2000): Usle2D: Online manual [online]. from:http://www.kuleuven.be/geography/frg/modelling/erosion/usle2dhome/.
102. Van Remortel, R., Maichle, R. Hickey R., (2004): Computing the RUSLE LS Factor based on Arraybased Slope Length Processing of Digital Elevation Data Using a C++ Executable. Computers and Geosciences, 30(9-10), 1043-1053.
103. Verheijen, F. G. A., Jones, R. J. A., Rickson, R. J., Smith, C. J. (2009): Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. Earth-Science Reviews, 94(1e4), 23e38. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.02.003.

104. Vrieling, A., (2007): Mapping erosion from space. Wageningen, Wageningen University. Tropical Resource Management Papers = Documents sur la Gestion des Ressources Tropicales 90. ISBN: 978-90-8504-587-8.
105. Vulević, T. (2017): Višekriterijumsko odlučivanje u funkciji konzervacije zemljišnih i vodnih resursa brdsko-planinskih područja Centralne Srbije. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
106. Vulević, T., Dragović, N. (2017): Multi-criteria decision analysis for sub-watersheds ranking via the PROMETHEE method. International Soil and Water Conservation Research, 5 (1), 50-55, https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.01.003.
107. Wang, C., Shan, L., Liu, X., Yang, Q., Cruse, R.M., Liu, B., Li, R., Zhang, H., Pang, G. (2020): Impacts of horizontal resolution and downscaling on the USLE LS factor for different terrains, International Soil and Water Conservation Research, 8(4) https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.08.001.
108. Wang, G., Gertner, G., Singh, V., Shinkareva, S., Parysow, P., Anderson, A. (2002): Spatial and temporal prediction and uncertainty of soil loss using the revised universal soil loss equation: a case study of the rainfall-runoff erosivity R factor. Ecol Model. 153, 143-155, https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00507-5.
109. Warren, A. (2002): Land degradation is contextual. Land Degradation & Development 13 (6), 449-459, https://doi.org/10.1002/ldr.532.
110. Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1958): Rainfall energy and its relationship to soil loss. Transactions, American Geophysical Union 39: doi: 10.1029/TR039i002p00285. issn: 0002-8606.
111. Wischmeier, W.H. (1959): A rainfall erosion index for a Universal Soil-Loss Equation. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 23 (3), 246-249.
112. Wischmeier, W.H. (1960): Cropping management factor evaluation for a universal soil-loss equation. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 12, 322-32.
113. Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1965): Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. USDA Agr. Handbook 282, 47.
114. Wischmeier, W.H., Johnson, C.B., Cross, B.V. (1971): Soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. J Soil Water Conserv. 26,189-93.
115. Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses. USDA Agr. Res. Serv. Handbook, 537.
116. Wu, S., Li, J., Huang, G. (2005): An evaluation of grid size uncertainty in empirical soil loss modeling with digital elevation models. Environ. Model. Assess. 10, 33-42, https://doi.org/10.1007/s10666-004-6595-4.
117. Zhang, H., Yang, Q., Li, R., Liu, Q., Moore, D., He, P., Ritsema, C.J., Geissen, V. (2013): Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. Computers & Geosciences, 52: 177-188. https://doi.org/10.1016/j.cageo.2012.09.027.
118. Zhou, F.J., Chen, M.H., Lin, F.X., Huang, Y.H., Lu, C.L. (1995): The rainfall erosivity index in Fujian Province, J. Soil Water Conserv., 9, 13-18.
119. Zingg, A.W. (1940): Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. Agr. Eng. 21, 59-64.
120. Životić, Lj., Perović, V., Jaramaz, D., Djordjević, A., Petrović, R., Todorović, M. (2012): Application of USLE, GIS, and Remote Sensing in the Assessment of Soil Erosion Rates in Southeastern Serbia. Polish journal of environmental studies, 21(6), 1929-1935.

Поглавље 9

Квалитативна и квантитативна процена губитака земљишта применом WaTEM/SEDEM модела

Аутори:
Др Предраг Миљковић*,
Др Вељко Перовић

Садржај:

1. Увод
1.1. Развој WaTEM/SEDEM модела
1.2. Структура WaTEM/SEDEM модела
1.3. ГИС слојеви и предуслови за коришћење WaTEM/SEDEM модела
2. Процена губитака земљишта и дистрибуција штетних микроелемената
2.1. Улазни подаци
2.2. Излазни подаци
3. Тестови поузданости модела: верификација, калибрација, валидација
4. Закључна разматрања: ограничења, предности и будући изазови
Литература

Qualitative and quantitative assessment of the soil loss using the WaTEM/SEDEM model

Abstract – The spatial-distributive WaTEM/SEDEM model is one of the erosion models based on the (R)USLE methodology. The use of the WaTEM/SEDEM model in estimating soil losses, sediment transport and distribution of some heavy metals and phosphorus is given through the example of one micro-catchment in the river Rasina Basin in central Serbia. By analyzing the structure of the model, the input parameters, generating of the necessary layers and data required for the simulation of erosion processes are described in detail. Also, model reliability tests are explained (verification, calibration, validation, model efficiency ME). Taking into account the fact that the WaTEM/SEDEM model is underrepresented in science literature, the potential advantages and disadvantages of the model in the simulation and assessment of erosion processes are pointed out.

Keywords: WaTEM/SEDEM, model reliability, calibration, validation.

„*И као што вода спира камење и поводањ односи прах земаљски, тако надање човечије обраћаш у ништа.*“

Стари завет – Јов 14:19

„*Модели су нужна поједностављења стварности*.“

R.P.C. Morgan, 2005

* e-mail: predrag.miljkovic@sfb.bg.ac.rs

1. Увод

Земљиште као условно обновљив ресурс јесте природно добро и кључан је елемент егзистенције терестричних екосистема, али и човека. Раст популације на планети довео је до изражених притисака на земљиште, нарочито интензивном пољопривредом, дефорестацијом, неконтролисаном употребом агрохемикалија итд., што доводи до деградације земљишта, међу којима се ерозија водом и ветром истиче као најприсутнији деградациони процес (Pimentel et al., 1995; Sivakumar et al., 1998; Kadović, 1999; Кадовић, и сар., 2014; Borrelli et al., 2014; Миљковић, и сар., 2016; Kisić et al., 2018., Panagos et al., 2018;Кисић Миљковић, 2020).

Иако се термин ерозија (енг. *erosion*, лат. *erosionem*) први пут помиње у 14. веку на латинском језику у водичу за хирургију и практичну медицину (*Inventarium sive chirurgia magna*), а тек у 16. веку у преводу истоименог дела (Copland, 1541) са значењем *изгризати, глодати,* ипак, у геолошком смислу овај израз се помиње први пут тек у књизи *A history of the Earth and animated nature*, цит. *Bounds are thus put to the erosion of the earth by water*. (Goldsmith, 1774).

Ерозија као природни процес представља један од елемената формирања рељефа, који је антропогено потпомогнут (van Andel et al., 1990; Roose, 1996; Dotterweich, 2013; Sandor i Homburg, 2017). Још у неолитско доба, када је пољопривредна производња почела да се развија, па касније у холоцену, када се ширила, један од пратилаца пољопривреде била је и сеча шума, што је доводило до спирања и одношења плодног површинског слоја земљишта (Dotterweich, 2013). У Кини и многим медитеранским земљама ерозиони процеси су миленијумима представљали велики еколошки проблем и изазов (Morgan, 2005). Међутим, у науци је ерозија релативно млада дисциплина. У Сједињеним Америчким Државама пионира научног истраживања ерозије земљишта представља Хју Хамонд Бенет, који је још 20-тих година прошлог века писао о проблемима ерозије и конзервације, те је и добио епитет „отац конзервације земљишта“ (USDA, 2021). У Европи 30-тих година прошлог века почела су научна истраживања и први пут су математички формулисани процеси ерозије, чији је крајњи ефекат било таложења наноса у акумулацијама (Dutta, 2016). У Србији, од оснивања Шумарског одсека на Пољопривредном факултету 1920. године постојао је један предмет на коме се предавала проблематика ерозије и бујичних токова. Касније, професори Сретен Росић, а затим и Слободан Гавриловић, развијају науку о ерозији.

Ерозиони процеси се могу квантификовати директним мерењем на терену, или у контролисаним условима у лабораторији. У зависности од потреба истраживања, као и употребе добијених података, користе се различити методолошки приступи. Реално приказивање ерозионих губитака мерењем на терену, или експеримент у лабораторији дизајниран да објасни процесе и делујуће факторе, јесу довољни да се сагледа целокупан процес и одреди интензитет ерозије

при одређеним условима у различитим просторним и временским размерама (Morgan, 2005). Међутим, директно мерење губитака земљишта на терену није изводљиво за сваки локалитет, који може бити под утицајем екстремних вредности било којих од делујућих фактора или агенаса. Такође, да би се избегао елемент утицаја екстремних падавина, или сушних периода током пар година који излазе из оквира просечних вишегодишњих вредности, потребна је велика база података, која би била производ вишегодишњих осматрања и мерења. Да би се превазишли ови недостаци, користе се модели који представљају нужна поједностављења природних процеса (Morgan, 2005). Једноставно и јединствено решење представља комплексан задатак, којим су се у својим истраживањима бавили геоморфолози, педолози, пољопривредни и шумарски инжењери, хидролози, метеоролози и други (Миљковић, 2020). Због природе процеса и њихових предвиђања у области заштите животне средине, не постоји један *најбољи модел*. Ипак, може се рећи да постоји више уверљивих или довољних решења, што опет зависи од примене и сложености самог модела (Ogden, 2021). Дефиниција најбољег модела, с обзиром на његову сложеност, подразумевала би употребу што мањег броја параметара, чиме би се добили резултати најсличнији стварности (Devi et al., 2015).

Квантификовање ерозионих процеса применом софтвера почело је моделом KINEROS (KINematic runoff and EROSion) 60их година прошлог века (Onstad i Brakensiek, 1968), који се као дистрибутиван модел базира на догађају. Касније су уследили бројни други модели: CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel et al., 1980), EGEM (Ephemeral Gully Erosion Model) (USDA, 1992), EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator) (Williams et al., 1985), EPM (Erosion Potential Method) (Gavrilović, 1972), MESALES (Modèle d'Evaluation Spatiale de l'ALéa Erosion des Sols) (Le Bissonnais et al., 2002), PESERA (Pan-European Soil Erosion Risk Assessment model) (Kirkby et al., 2000), RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) (Renard et al., 1997), STREAM (Sealing, Transfer, Runoff, Erosion, Agricultural Modification model) (Souchere et al., 2001), SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1996), USLE (Universal Soil Loss Equation) (Wischmeier и Smith, 1978), WATEM (Water and Tillage Erosion Model) (Van Oost et al., 2000), WaTEM/SEDEM (Water and Tillage Erosion Model/Sediment Delivery Model) (Van Rompaey et al., 2001a), WEPP (Water Erosion Prediction Project) (Laflen et al., 1991). Свакако, најшире примењиван модел је USLE, чија је ревизија (RUSLE) уследила после непуне две деценије, а детаљан приказ модела и његових параметара дат је у Поглављу 8. Значајне промене у RUSLE моделу су се односиле на фактор вегетационог покривача, прецизнијег прорачуна топографског фактора, али и унапређен софтверски приступ. Почетком 20. века, RUSLE методологија је постала основа већине ерозионих модела.

1.1. Развој WaTEM/SEDEM модела

WaTEM/SEDEM је ерозиони модел који просторно приказује активни процес ерозије, депозицију ерозионог материјала, као и дистрибуцију неких штетних микроелемената (Van Oost et al., 2000; Van Rompaey et al., 2001a; Verstraeten et al., 2002). Развој модела је почео верзијом *Sedem 1.3* (***Se****diment* ***De****livery* ***M****odel*) на Одсеку физичке и регионалне географије Универзитета Лувен у Белгији. Првобитни прорачуни су се односили на пропорционални транспортни капацитет једног тока.

Модел је првенствено развијен како би симулирао губитке земљишта у односу на поједине начине коришћења земљишта у сливу, транспорт наноса у водотокове, али и утицај противерозионих мера на процес ерозије (Alatorre et al., 2011). Један од циљева развоја модела се огледао у информацијама које би биле смернице за усвајање најпогоднијих мера уређења и управљања ресурсима у сливу.

WaTEM/SEDEM модел има експлицитно просторни карактер и растерски засновану структуру, која омогућава да се делови слива поделе у мале просторне јединице, односно растерске ћелије. Посебно је значајан сегмент примене појединих елемената пејзажне структуре, организације различитих јединица и њихове конективности. Модел омогућава да се за сваку ћелију израчуна продукција и транспорт ерозионог материјала. Прорачун губитака земљишта се заснива на RUSLE моделу, а у оквиру последње верзије могуће је симулирати дистрибуцију неких штетних микроелемената и фосфора заједно са наносом (Jordan et al., 2005), као и транспорт ових елемената у водотокове.

Иако се методологија прорачуна интензитета ерозије WaTEM/SEDEM-а базира на RUSLE моделу, а узимајући у обзир број параметара који представљају главни *input*, значајно дуготрајан процес припреме података и генерисања слојева не представља предност овог модела, као и многи други разлози који ће се касније поменути. У прилог томе иде и невелики број научних радова у којима се користио овај модел. Уколико се изузму аутори који су радили на развоју самог модела, листа радова није подугачка (Van Rompaey et al., 2001a; Van Rompaey et al., 2001b; Van Rompaey et al., 2002; Verstraeten et al., 2002; Van Rompaey et al., 2003; Verstraeten et al., 2003; Jordan et al., 2005; Van Rompaey et al., 2005; Van Rompaey et al., 2007; Verstraeten et al., 2007; Van Dessel et al., 2008; Keesstra et al., 2009; Haregeweyn et al., 2011; Alatorre et al., 2011, 2012; Lieskovský и Kenderessy, 2012; Bezak et al., 2015; Todosi et al., 2016; Borrelli et al., 2018; Триван, 2018; Радоњић, 2018; Konečná et al., 2020; Миљковић и Белановић Симић, 2020; Luo et al., 2020). У својим истраживањима, аутори су углавном користили WaTEM/SEDEM 2004 верзију, а врло мали број аутора је користио *WaTEM/SEDEM for metals*, верзију модела за процену дистрибуције и депозиције покренутих штетних микроелемената (Перовић, 2015; Jerker et al., 2017; Миљковић, 2020).

1.2. Структура WaTEM/SEDEM модела

Након првобитне верзије (*Sedem 1.3*), развила се друга компонента *WaTEM* (***Wa**ter and **T**illage **E**rosion **M**odel*) инкорпорирана у WaTEM/SEDEM. У верзији *WaTEM/SEDEM 2004*, прорачуни обухватају водну ерозију, промену стабилности земљишта услед обраде, али и прорачун проноса наноса у водотокове, користећи прорачуне пропорционалног транспортног капацитета више токова. Модел се значајно истиче, јер симулира утицај мера за заштиту земљишта од ерозије, ерозионе процесе, као и пронос наноса у водотокове. Упоређујући га са другим моделима, у основи WaTEM/SEDEM-а је просторна варијабилност релевантних параметара самим тим што је структура предела елемент који је подједнако коришћен као и просторна организација различитих рељефних јединица, као и конективност међу њима.

WaTEM модул се базира на симулацији ерозионих процеса, а просечни губици земљишта се рачунају преко алгоритма који укључује границу проучаваног подручја, путну инфраструктуру и начин и правац обраде земљишта, док модел симулира транспорт наноса дуж ових линија, све до најближег тока. Ова верзија модела не укључује флувијалну ерозију, таложење наноса услед изливања водотока из корита, нити транспорт наноса у водотоку. Главна компонента модела представљена је проценом интензитета водне ерозије и проноса наноса из слива у речне токове.

Побољшана верзија (*WaTEM/SEDEM for metals*) се састоји од 4 модула. Прва два модула се односе на прорачун интензитета ерозије и симулацију дистрибуције тешких метала. Помоћу трећег модула се добија трајекторија наноса према рекама и депозиција наноса. Четврти модул симулира кретање тешких метала са наносом и укључује фактор обогаћења (EF - Enrichment Factor, детаљно описан у Поглављу 13) на местима где долази до таложења. Последња верзија модела *WaTEM/SEDEM 2005* је иста као претходна, с тим што укључује више токова, али непропорционалне транспортне капацитете.

1.3. ГИС слојеви и предуслови за коришћење WaTEM/SEDEM модела

WaTEM/SEDEM модел, без обзира на верзију, захтева унос параметара као израчунату нумеричку вредност, или као растеризовани слој у *idrisi32* формату са **.rst** екстензијом. Поред ових, уколико се као излазни податак генеришу фајлови са подацима о проносу наноса и штетних микроелемената речном мрежом, неопходан је **.txt** фајл са информацијама о конективности и реду водотокова, а на основу ког се генерише фајл са **.rou** екстензијом. У оквиру *WaTEM/SEDEM* модела могу се користити следећи параметри, који се према типу података могу поделити у четири групе: нумеричке вредности, растер слојеви (*.rst*), текстуални формат параметра речне мреже (*.txt*) и њему одговарајућег параметра речне топологије (*.rou*). Сви параметри су приказани у табели 1.

Табела 1. Приказ улазних параметара према датим критеријумима унутар модела

	Критеријуми						
	Факултативност		Тип улазног параметра				Прилагодљивост
	Обавезан	Опциони	нумерички	.rst	.txt	.rou	
DEM	✓			✓			
Parcel Map	✓			✓			
River Map		✓		✓			
Routing file		✓			✓	✓	
Crop factor (C)	✓		✓	✓			
Soil erodibility factor (K)	✓		✓	✓			
Ptef	✓		✓				
Parcel Connectivity	✓		✓				
Ponds		✓		✓			
Topographic Factor (LS)	✓			✓			
Slope length exponent	✓		✓				
Rainfall erosivity	✓		✓	✓			
kTc_low	✓		✓				✓
kTc_high	✓		✓				✓
kTc_limit	✓		✓				✓
Tillage Transport Coefficient	✓		✓				
Bulk Density	✓		✓				
Metals		✓	✓	✓			
Nutrients		✓	✓	✓			
Enrichment		✓	✓				
Output units	✓	✓					

Узимајући у обзир чињеницу да је модел просторно-дистрибутивног карактера, поменути ГИС растеризовани слојеви морају задовољити поједине услове пре коришћења самог модела:

а) Сви ГИС слојеви морају имати исту просторну резолуцију, тј. величина пиксела свих слојева мора бити идентична. Модел је изворно калибрисан за величину ћелије од 20×20 метара. Међутим, уколико се користе слојеви друге резолуције, модел мора бити рекалибрисан.

б) Сви ГИС слојеви морају имати идентичан број редова и колона, тј. сваки слој мора покривати подручје проучавања егзактно, без одступања. Препорука је да ГИС слојеви покривају неколико пиксела изван граница подручја проучавања, како би се елиминисале екстремно велике вредности губитака земљишта које модел генерише по вододелници слива.

в) Сви улазни параметри, који се генеришу као растерски тип података, морају бити генерисани као стварни бројеви (*real*) или бројеви са помичним зарезом (*floating point*). Једино слојеви који приказују фактор еродибилности, речну мрежу, начин коришћења земљишта и Ptef (*parcel trap efficiency)* фајл, морају бити *integer* типа, тј. цео број.

2. Процена губитака земљишта и дистрибуција штетних микроелемената

У оквиру овог поглавља приказаће се употреба верзије *WaTEM/SEDEM for metals* за процену губитака земљишта од ерозије, као и процену дистрибуције неких штетних микроелемената. У моделу се кроз четири модела симулира процес ерозије, транспорт и депозиција наноса и квантификује количина потенцијално токсичних елемената у наносу, што је претходно већ објашњено. Ова верзија подразумева да је транспортни капацитет (Tc) пропорционалан, и да се потенцијално може јавити јаружаста ерозија (Desmet и Govers, 1996; Van Oost et al., 2000; Van Rompaey et al., 2001a) а рачуна се према следећој формули:

$$\mathrm{T}c = k\mathrm{T}c \times Eprg = k\mathrm{T}c \times R \times K \times (LS - 4{,}12 \times Sg \times 0{,}8),$$

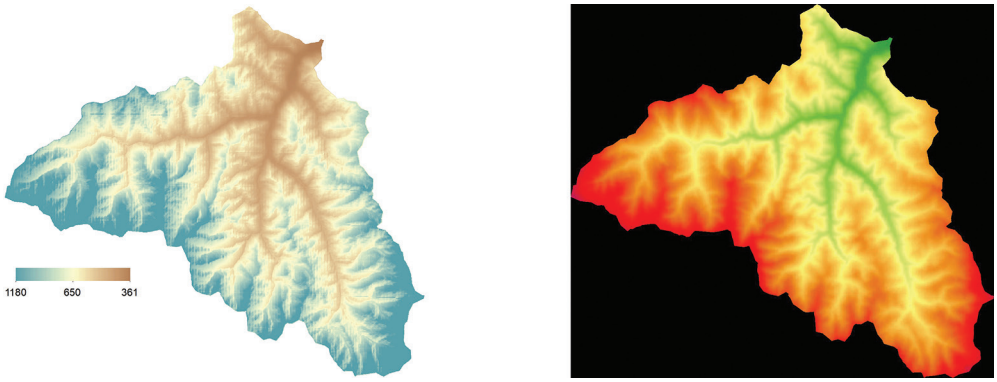
при чему је:

kTc – коефицијент транспортног капацитета
Eprg – потенцијална јаружаста ерозија
Sg – нагиб падине
R, K, LS – фактори из USLE једначине.

2.1 Улазни подаци и њихово генерисање

У WaTEM/SEDEM моделу, пре симулације потребно је продуковати велики сет параметара, за које ће у овом поглављу бити дата детаљна анализа, док су формуле за израчунавање параметара (R, K, LS, C, P) приказане у Поглављу 8.

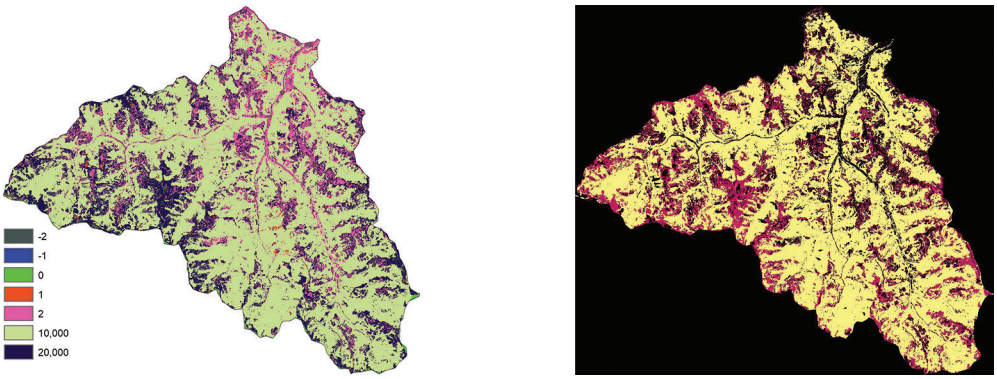
а) Дигитални елевациони модел, или дигитални модел надморских висина (*DEM*) је фајл неопходан за прорачун нагиба сливне површине, који касније улазио у прорачун (Desmet, 1977). Постоји више извора из којих се може добити DEM фајл. Најбржи и најпогоднији извор јесу интернет портали: Earth Explorer, Copernicus, SRTM – CGIAR, OpenDEM итд. (Перовић, 2015; Szypuła, 2019; Chen et al., 2020). Недостатак ових фајлова је често ниска просторна резолуција, узимајући у обзир слободно преузимање. Најчешћа величина пиксела јесте 1 лучна секунда (приближно 30 m), која је доста груба, што може утицати на прорачун и резултате, нарочито код сливова мањих од 30 km^2. Други извор, који може бити прецизнији, али и дуготрајнији, јесте генерисање модела надморских висина дигитализацијом аналогних топографских карата, векторизацијом хипсометријских елемената (познати положај и висина карактеристичних тачака и линија), који представљају базу за правилну мрежу (grid), или TIN (Triangulated Irregular Network) мрежу (Van Rompaey et al., 2001a; Verstraeten et al., 2003; Todosi et al., 2016; Jordan et al., 2005; Szypuła, 2019; Миљковић, 2020). Трећи извор могу бити национални геодетски заводи, институти, агенције и организације, који према потребама истраживача израђују дигитални модел надморских висина на основу података аерофотограметријског и LiDAR снимања (Pichon et al., 2016; Thomas et al., 2017), чија предност може бити висока просторна резолуција.



Слика 1. *DEM* фајл у *.tif* и *.rst* формату

б) Карта са парцелама (*Parcel Map*) представља рекласификовану карту начина коришћења земљишта. Унутар *WaTEM/SEDEM* модела, у делу *Parcel Map*, могуће је унети или карту са парцелама, или карту начина коришћења земљишта, на основу које ће софтвер генерисати карту са парцелама. Сваки од начина коришћења земљишта има своју задату вредност (*identifier*), која омогућава да се урачуна заједнички ефекат граница начина коришћења земљишта на правац отицања и његово успоравање, као и задржавање и таложење наноса по граници парцеле. Задате вредности за класе начина коришћења земљишта су:

- –2 – путеви, објекти, насеља, каменоломи и сл.
- –1 – реке, језера и остале водене површине
- 0 – површина изван проучаваног подручја
- 1–n – пољопривредне површине; максималан број (n) дефинише број поља, чије вредности могу ићи до 10000
- 10000 – шуме
- 20000 – пашњаци
-



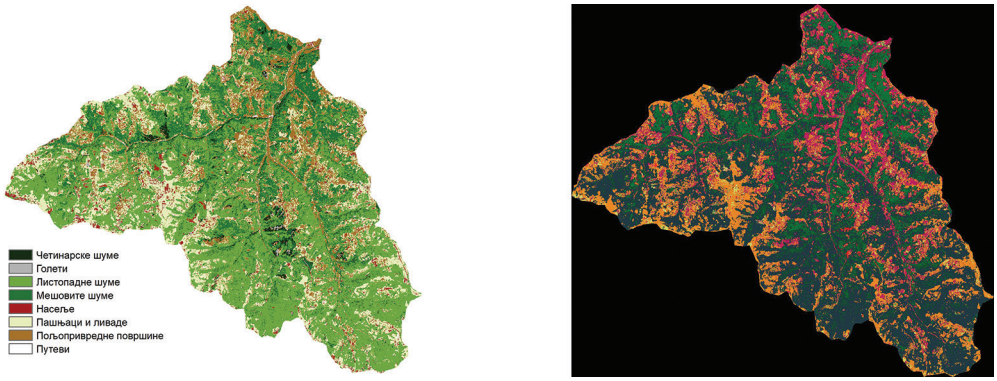
Слика 2. *ParcelMap* фајл у *.tif* и *.rst* формату

в) Карта речних токова (*River Map*) представља хидрографску мрежу проучаваног подручја, приказану са класама (редовима) водотокова, као и фајл који говори о конективности сегмената свих водотокова. Наведени слој је опционог карактера. Уколико се изостави, модел симулира транспорт наноса кроз јединствен ток. Међутим, уколико подручје проучавања има развијену хидрографску мрежу, предност употребе овог параметра јесте процена количине наноса која се у одређеном случају транспортује из водотокова првог реда у водотокове другог реда, затим из водотокова другог реда у водотокове трећег реда, итд., па све до крајњег реципијента, или профила на ком се врши мониторинг проноса наноса. Ова карта се добија из векторског слоја, који представља хидрографску мрежу, а речни сегменти (токови) су повезани, што је садржано у текстуалном фајлу (*.txt*) из ког се генерише слој конективности токова (*.rou*).

Слика 3. *RiverMap* фајл у *.tif* и *.rst* формату, и пратећи *.txt* фајл о конективности сегмената хидрографске мреже

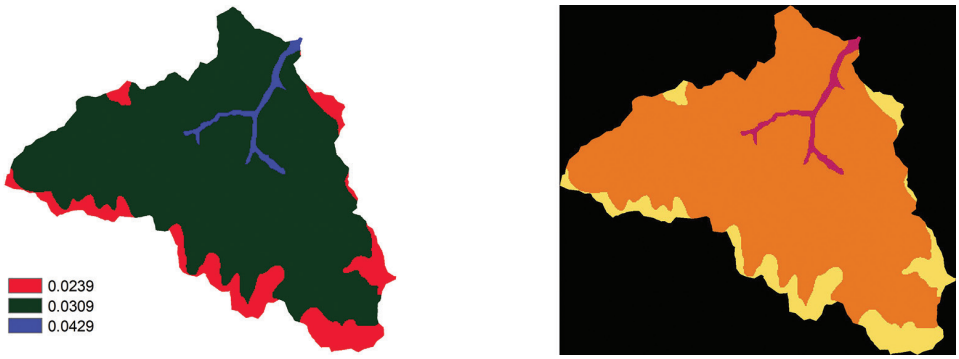
г) Начин коришћења земљишта (*Crop Factor*) може се добити из више извора, што зависи од потреба истраживача, циља истраживања, или нивоа детаљности. У оквиру овог параметра у моделу једна опција је да се за три главна начина коришћења земљишта (пољопривредне површине, шуме и пашњаци) унесу нумеричке вредности фактора вегетационог покривача. Међутим, уколико проучавано подручје садржи додатне класе начина коришћења земљишта (путеви, голети, водене површине итд.), друга опција представља рекласификовану карту начина коришћења земљишта, која садржи вредности фактора за појединачне начине коришћења земљишта. Карта начина коришћења земљишта се може добити на више начина. Могуће је користити неку од надзираних облика класификације сателитских снимака одговарајуће тачности. Најчешће се користи надзирана класификација, заснована на само спектралним карактеристикама пиксела (*pixel-based classification*) или заснована на спектралним и просторним карактеристикама групе пиксела (*object-based classification*) (Folly et al., 2007; Перовић, 2015; Lei et al., 2017; Miljković et al., 2018; Perović et al., 2018; Миљковић и Белановић Симић, 2020; Миљковић, 2020). Други начин је трансформација NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) карата у одговарајуће

карактеристичне форме земљишног покривача (Karaburum, 2010; Durigon et al., 2014; Perović et al., 2016; Almagro et al., 2019; Ayalew et al., 2020), а као што је описано у Поглављима 4 и 8. Опција могу бити и одређене националне и међународне базе и инвентуре, као што су Национална инфраструктура геопросторних података (Геосрбија дигитална платформа), CORINE Land Cover инвентура (COoRdination of INformation on the Environment) (Tošić et al., 2011; Belanovic et al., 2013; Büttner, 2014; Panagos et al., 2015a). Поред ових могу се користити и GLCC (Global Land Cover Characterization) сетови података са EarthExplorer платформе. Ови подаци су добијени ненадзираном класификацијом десетодневних NDVI композитних фајлова на бази AVHRR снимака просторне резолуције од 1 km. На основу карте начина коришћења земљишта, генерише се растер слој *ParcelMap* као и растер слој *Ptef*.



Слика 4. ***Карта начина коришћења земљишта*** у *.tif* и ***Crop factor*** у *.rst* формату

д) Осетљивост земљишта на плувијалну ерозију и површинско отицање (*Soil Erodibility Factor)* се може унети као нумеричка вредност за цело подручје. У том случају, фактор еродибилности се множи фактором ерозивности. Уколико се уноси као растерски слој, онда је могуће генерисати детаљнију карту са вредностима фактора еродибилности. Фактор K се може израчунати применом неке од једначина приказаним у Поглављу 8. За површине код којих постоји велики дисконтинуитет у вредностима овог фактора, типова земљишта или геологије, генерисање овог фајла може представљати прави изазов. Један од начина јесте додељивање вредности K фактора према типу земљишта (Baumgertel et al., 2018; Миљковић и Белановић Симић, 2020; Миљковић, 2020), интерполација K фактора густо распоређених профила у оквиру подручја проучавања (Karydas et al., 2013; Lin et al., 2019), или према типу геолошке подлоге, тј. процес додељивања вредности K фактора према правилима педогенезе, а коју спроводи педолог (Karydas et al., 2013; Rozos et al., 2013).



Слика 5. ***Soil erodibility (K фактор)*** у *.tif* и *.rst* формату

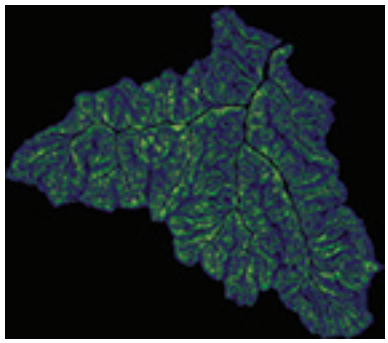
ђ) *Ptef - Parcel Trap Efficiency* представља ефикасност одређеног начина коришћења земљишта да ублажи и редукује површински отицај, а тиме смањи ерозиони капацитет, као и транспорт наноса. Може се унети као нумеричка вредност, добијена директним мерењем на терену, а може и као растер слој (карта), која у ствари представља рекласификовану карту парцела са додељеним вредностима. Према Van Rompaey (2007), препоручена вредност за пољопривредно земљиште је 0, што значи да не утиче на смањење површинског отицаја, док шуме и пашњаци имају и до 75% учешћа у редуковању отицаја и ерозионог капацитета. Ова вредност у ствари представља однос површинског отицаја и транспорта наноса на било којој површини и пољопривредној површини без усева. Вредности се крећу између 0 и 100.

е) Конективност парцелних јединица (*Parcel connectivity*) представљена је као пропустљивост границе одређеног начина коришћења земљишта, а одређује однос задржавања површинског отицаја на ободима парцелних јединица (Миљковић, 2020). Вредности су дате у процентима, крећу се од 0 до 100, а Van Rompaey (2007) препоручује минималне вредности за пољопривредно земљиште и врло високе вредности за шуме.

ж) За већа подручја, где постоје акумулације и одређене природне депресије (*Ponds*), неопходно је у модел унети и растер слој ових водних ентитета. Симулацијом ерозионих процеса у сливу, модел прецизно издваја количину ерозионог материјала који се депонује у овим акумулацијама, у односу на укупну количину продукованог ерозионог материјала, од ког један део завршава на равним деловима слива, док се један део транспортује у водотокове.

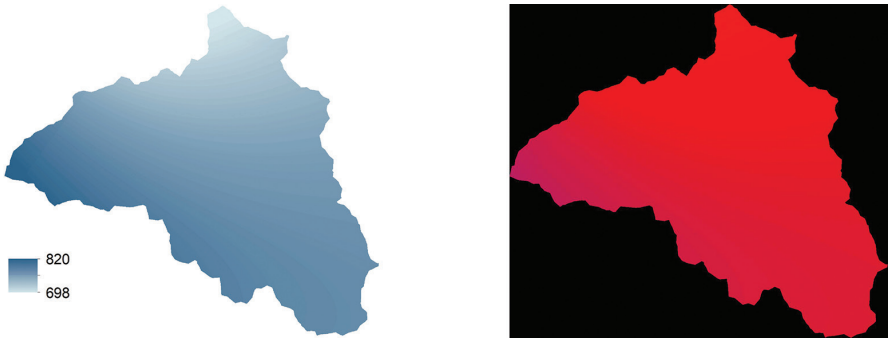
з) Утицај топографије на продукцију ерозионог материјала и пронос наноса у сливу (*LS Factor*) може бити изражен применом једначина приказаних у USLE моделу, који је детаљно описан у Поглављу 8. У моделу WaTEM/SEDEM постоји могућност одабира математичког прорачуна овог параметра. Кориснику је на располагању избор према једначинама Wischmeier и Smith (1978), McCool et al., (1987, 1989), Govers (1991) и Nearing (1997). Овај параметар се може произвести и у некој од ГИС платформи, коришћењем DEM фајла, а на основу аку-

мулираног протока. Генерисање LS фактора у многим моделима који се базирају на (R)USLE методологији неретко се сматра изазовом (Oliveira et al., 2013), јер је најосетљивији фактор за прорачун губитака земљишта (Truman et al., 2001; Tetzlaff и Wendland, 2012). Такође, прорачун топографског фактора у некој од ГИС платформи, или било ког софтвера који генерише просторно-дистрибутиван LS фајл, наводи се као спорни елемент, узимајући у обзир примењене алгоритме (Hrabalíková и Janeček, 2015).



Слика 6. Топографски фактор ***LS*** у *.rst* формату, који се генерише из DEM фајла

и) Фактор ерозивности (*R factor*) се у модел уноси као једна вредност уколико се ради о микрослившовима, или растерски генерисан кроз карту фактора еродибилности за већа подручја где постоји већа варијабилност годишњих количина падавина. Енергија удара кишних капи на површински слој земљишта се може изразити бројним једначинама, коришћењем података о падавинама различите временске резолуције. Детаљан приказ и једначине за његово израчунавање дати су кроз опис USLE модела у Поглављу 8. Такође, узимајући у обзир просторно-временску расподелу падавина, као и варијације услед климатских промена, фактор ерозивности и његово одређивање су подложни одређеним модификацијама, како би се прецизније дефинисао утицај падавина у сливу (Perović et al., 2019; Perović et al., 2021).



Слика 7. Фактор ерозивности ***R*** у *.tif* и *.rst* формату

ј) У оквиру водне компоненте модела, поред фактора ерозивности, постоје и коефицијенти транспортног капацитета (*kTc*) за површине слабијег вегетационог склопа (пољопривредне површине) и површине густог вегетационог склопа (шуме). Да би модел имао ширу примену, потребно је преко вредности ових коефицијената вршити калибрацију и валидацију модела, детаљније приказано у потпоглављу 3.1.

к) Постоји могућност уноса вредности запреминске масе земљишта и коефицијента транспортног капацитета за ораничне површине. Међутим, услед недостатка мерених података о ерозионим процесима на обрадивим површинама, могу се користити и моделом задате вредности.

л) Моделом се могу симулирати дистрибуција и таложење неких штетних микроелемената и фосфора, и то само у верзији *WaTEM/SEDEM for metals*, где је у картици са додатним опцијама потребно означити *calculate metal erosion*. У новоотвореним картицама могу се унети нумеричке вредности, или растер слојеви за следеће елементе: Ar, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn и P. Уколико се ради о мањим парцелама или експерименталним микросливовима, могу се унети јединствене вредности. За већа подручја проучавања и сливове потребно је произвести растер слој са вредностима метала. Овај слој је могуће добити применом сложених интерполацијских техника. Интерполација се врши на великом броју профила, са којих су узети узорци земљишта и у којима су у лабораторији одређени садржаји ових елемената. За сваки метал, могуће је унети и фактор обогаћења (EF).

љ) Јединица којом се изражавају потенцијални губици земљишта може бити опциона: као маса продукованог материјала изражена у $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ или као моћност еродираног слоја (спраног) земљишта, изражена у $mm \cdot god^{-1}$.

Слика 8. Пример штетног миркоелемента (Zn) у *.tif* и *.rst* формату

2.2. Излазни подаци и карте

Модел након симулације у интерфејсу показује један део резултата, и то оне који се односе на укупну продукцију и транспорт наноса. Карте које пока-

зују вредности губитака и дистрибуције наноса и штетних микроелемената смештају се у исти фолдер где су и подаци улазних параметара. Интерфејс након симулације даје следеће информације:

- *Укупна продукција наноса* (*t*) – представља укупну количину ерозионог материјала која се „продукује“ тј. покрене у сливу.
- *Укупна депозиција наноса* (*t*) – представља количину покренутог материјала који се исталожи у сливу.
- *Укупан експорт наноса* (*t*) – представља количину наноса која се изнесе са анализиране површине.
- *Укупан експорт реком* (*t*) – представља количину наноса која се изнесе са анализиране површине кроз хидрографску мрежу.
- *Укупна депозиција у депресијама* (*t*) – представља количину наноса који се депонује у акумулацијама, језерима и другим природним увалама и депресијама.

Излазне карте су следеће:

- Pit.*rst* – креира се из DEM фајла, а представља све равне површине једног подручја
- Pondnr.*rst* – креира се из DEM фајла, а представља све депресије једног подручја
- Ptef.*rst* – креира се на основу задатих вредности пре почетка симулације
- Inflowton.*rst* – представља карту на којој сваки пиксел садржи вредност количине наноса која се у њега уноси из свих узводних пиксела
- Outflowton.*rst* – представља карту на којој сваки пиксел садржи вредност количине наноса која се из њега износи у низводни пиксел
- LS.*rst* – креира се из DEM фајла, и представља топографски фактор
- Netto water erosion.*rst* – губици земљишта, изражени у $t \cdot ha^{-1}$ на једном пикселу. Вредности могу бити позитивне (депозиција покренутог материјала) и негативне (активан процес ерозије)
- Netto [metal] production.*rst* – продукција метала, са позитивним (депозиција) и негативним (активни процес дистрибуције) вредностима, а изражена у $mg \cdot m^{-2}$.
- Uparea.rst – креира се током симулације ерозионих процеса
- Inflow[metal].*rst* представља карту на којој сваки пиксел садржи вредност количине метала (kg) која се у њега уноси из свих узводних пиксела
- Outflow[metal].*rst* – представља карту на којој сваки пиксел садржи вредност количине метала (kg) која се из њега износи у низводни пиксел

Модел као излазне параметре даје карте које садрже све равне делове слива које прорачунава на основу DEM фајла, карте које садрже све депресионе карактеристике слива, карте са улазно/излазним количинама наноса по пикселу, карте са улазно/излазним количинама метала по пикселу и карту површина потребних за прорачуне унутар модела.

Неки од корисних података садржани су у следећим фајловима (*.txt*), приказани у табели 2.

Табела 2. Информативност и употребљивост појединих излазних параметара

Назив фајла	Садржи	Ниво употребљивости
Pitdat	*Подаци о равним деловима проучаваног подручја*	Неупотребљив
Ponddat	*ID депресије* *Излазни пиксел депресије* *Улазни пиксел депресије* *Број пиксела који покривају дату депресију* *Водоток на ком се налази депресија*	Висок
Tmp	*Подаци који се користе у процесу симулације*	Неупотребљив
Pond sediment deposition	*ID депресије* *Ptef вредност депресије* *Количина наноса која улази у депресију* *Количина наноса која излази из депресије* *Водоток на ком се налази депресија* *Депозиција штетног микроелемента или фосфора*	Висок
Projectriversediment	*ID водотока* *ID следећег водотока* *Нанос са падина која се слива у водоток* *Нанос који се из притока улива у водоток* *Нанос који се из једног водотока улива у други водоток* *Количина метала која се са падина слива у водоток* *Количина метала која се из притока улива у водоток* *Количина метала која се из једног водотока улива у други водоток*	Врло висок
Metalen	*Количина метала која завршри у површинским водама једног подручја* *Количина метала која са анализиране површине излази без улива у водоток*	Врло висок

3. Тестови поузданости модела: верификација, калибрација, валидација

Прошло је више од пола века откад је почела примена дигиталне технологије прорачуна ерозионог потенцијала, тј. квантификовања губитака земљишта. Развој модерног приступа у процени деградације земљишта подразумевао је присуство одговорности да се одређени процеси и карактеристике стварног света прописно симулирају, а да у задатим условима и за одређену намену модел довољно прецизно да резултат. Концепт квантификације ерозионих губитака садржи одређене неизвесности, у смислу могућих грешака које се јављају у процесу мониторинга или математичког моделирања (Refsgaard и Storm, 1990). Зато је пре примене модела неопходно извршити верификацију, тј. проверу свих елемената. Овај процес претходи калибрацији и валидацији модела.

3.1 Непоузданост и верификација улазних података и модела

Верификација представља процес провере структуре модела, тј. методологију и алгоритам на којима је модел заснован, а који ће прецизно репрезентовати модел, без инхерентних проблема у постизању резултата. Поређење података добијених мерењем на терену и моделованих вредности често указују на велике разлике (Daggupati et al., 2015). Према Refsgaard и Storm (1990) дефинисана су четири извора непоузданости, из којих проистичу разлике ових резултата:

Тип 1 – насумичне грешке, или систематске грешке улазних параметара (падавине, температура, евапотранспирација итд.) које се користе приликом репрезентације почетних услова целог слива.

Тип 2 – насумичне, или систематске грешке које се јављају у подацима мерених параметара (водостај, ниво подземне воде, протицај, нанос, или било који други параметар) који ће се упоређивати са моделованим вредностима.

Тип 3 – грешке које се јављају код неодређених и неоптималних вредности параметара.

Тип 4 – грешке услед непотпуне или пристрасне структуре модела.

С обзиром на то да разлике мерених и симулираних вредности представљају продукт сва четири типа грешака, тј. извора непоузданости, процесом калибрације се грешка трећег типа може минимизирати. Refsgaard и Storm (1990) такође наводе да је калибрација заиста процес који треба довести до тога да у односу на прва два типа грешака које су „позадинске“, грешке трећег типа буду незнатне или безначајне.

3.2. Калибрација и валидација WaTEM/SEDEM модела

Код ерозионих модела значајан елемент калибрације представља просторна резолуција улазних параметара. Процес симулације ерозионих процеса, применом WaTEM/SEDEM модела, осетљив је на коефицијенте транспортног капацитета, који рефлектују утицај парцелних јединица да задрже нанос на свом ободу и промену конективности парцелних јединица. Транспорти капацитет (Tc) представља максималну количину наноса која се може транспортовати површинским отицајем и директно је пропорционалан проносу наноса. Уколико је транспортни капацитет мањи од продукције наноса, у том случају нанос ће да се таложи. Калибрација WaTEM/SEDEM модела представља дуготрајан процес оптимизације коефицијената транспортног капацитета (kTc_{low}, kTc_{high} и kTc_{limit}), услед мануелног уноса великог броја комбинација ових параметара.

WaTEM/SEDEM модел је примењен у сливовима различитих рељефних карактеристика, од сливова на лесним заравнима, до брдских предела (Van Rompaey et al., 2001a; Van Rompaey et al., 2001b; Verstraeten et al., 2002; Van Rompaey et al., 2003; Van Rompaey et al., 2005; Verstraeten et al., 2007). Ерозиона компонента модела се базира на RUSLE методологији:

$$E = R \times K \times LS_{2D} \times C \times P$$

Модел на нивоу растерске ћелије симулира капацитет транспорта наноса на годишњем нивоу. Ерозиони материјал који се продукује, делом се депонује у сливу, док се део транспортује до хидрографске мреже и износи из сливног подручја. Транспортни капацитет се рачуна као производ површинске и браздасте ерозије, са константом која се назива коефицијент транспортног капацитета (*kTc*) и успешно се примењује у сливовима где јаружаста ерозија није важна компонента (de Vente et al., 2008). Транспортни капацитет се рачуна према следећој формули:

$$TC = kTc \times R \times K \times A^{1,4} \times S^{1,44}$$

где је:

TC – транспортни капацитет ($kg \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$)

kTc – коефицијент транспортног капацитета

R, K – фактор ерозивности и еродибилности у RUSLE једначини

A – површина која гравитира одређеном пикселу (m^2)

S – пад терена ($m \cdot m^{-1}$).

Коефицијент транспортног капацитета (*kTc*) одражава утицај вегетационог покривача на транспорт ерозионог материјала и користи се за калибрацију модела. У моделу WaTEM/SEDEM, дефинисана су три коефицијента:

- *kTc_high* – вредности које се користе за површине са слабим вегетационим склопом, необрасле површине итд.
- *kTc_low* – вредности које се користе за површине са густим вегетационим склопом, најчешће за шумске екосистеме, на којима се врши слабији транспорт покренутог материјала.
- *kTc_limit* – вредност фактора вегетационог покривача, за који се врши процес калибрације.

Процес калибрације подразумева оптимизацију *kTc_high* и *kTc_low* коефицијената (слика 8), који одражавају структуру вегетационог покривача. Процес оптимизације се врши на великом броју сливова како би се обухватиле варијације како улазних параметара, тако и резултата симулације. На свим сливовма се врши симулација ерозионих процеса задатим комбинацијама *kTc* параметара. Овакав вид симулације ерозионих процеса омогућује упоређивање мерених и процењених вредности губитака земљишта за сваку комбинацију *kTc* параметара. У табели 3 су приказане вредности основних параметара према RUSLE методологији и коефицијенти калибрације (*kTc_high* и *kTc_low*) WaTEM/SEDEM модела према различитим истраживачима. За сваку комбинацију рачуна се коефицијент ефикасности модела (ME), који треба да покаже оптималан сет *kTc_low* и *kTc_high* вредности, за све сливове који су обухваћени процесом. Ефикасност модела се добија према следећој формули (Nash и Sutcliffe, 1970):

$$ME = 1 - \frac{\sum(Y_{obs} - Y_{pred})^2}{\sum(Y_{obs} - Y_{mean})^2}$$

где је *ME* – ефикасност модела, Y_{obs} је мерена вредност, Y_{pred} је вредност добијена моделом, а Y_{mean} је средња мерена вредност.

Вредности ME се крећу од -∞ до 1. Модел даје тачније резултате уколико је ME вредност ближа 1 (слика 8). На основу ME коефицијента могуће је утврдити које су оптималне вредности *kTc_high* и *kTc_low* параметара, које касније служе за валидацију модела, али и апликацију на другим сливовима. У литератури се наводе различите вредности, којима су модели оцењени на основу ME коефицијента. Уколико је вредност ME ≤ 0,5, модел даје незадовољавајуће резултате, уколико је 0,5 < ME < 0,65, модел даје задовољавајуће резултате, ако је 0,65 < ME < 0,75, модел је оцењен као добар, док уколико је вредност ME > 0,75, онда је модел оцењен као веома добар (Moriasi et al., 2007). Други аутори (Ritter и Muñoz-Carpena, 2013) наводе граничне вредности које се користе у оцени модела: ME = 0,65 (прихватљив), ME = 0,8 (добар) и ME = 0,9 (веома добар).

Коришћењем неких од софтвера за аутоматизовани процес калибрације модела (*PEST, hydroPSO*) овај процес се значајно убрзава, уз већи опсег и краће интервале *kTc* параметара. Истраживања су показала да WaTEM/SEDEM модел може успешно да се калибрише применом софтверског пакета PEST (Model-Independent Parameter Estimation and Uncertainty Analysis), који је независан од модела и карактеристика слива (Bezak et al., 2015). За калибрацију ерозионих модела може се користити и *hydroPSO* пакет у оквиру R софтвера. Кориснику је омогућен стандардни процес модела, као и анализа осетљивости, калибрација параметара и процена резултата калибрације, помоћу ASCII датотека улазних параметара (Zambrano-Bigiarini и Rojas, 2013).

Процес валидације модела подразумева упоређивање резултата добијених моделом са мереним вредностима оних сливова који нису ушли у процес калибрације модела. Валидација се може спровести неком од техника:

- поређење резултата добијених моделом са базама података у виду карата и теренских проучавања земљишта (Jordan et al., 2005);
- *Resubstitution* – валидациона техника при којој се ефикасност модела оцењује на основу грешке приликом евалуације резултата из односа МОДЕЛ – МЕРЕНО свих сливова (Borrelli et al., 2018);
- *LOOCV - Leave-One-Out Cross-Validation* – валидациона техника током које се увек један слив изоставља из процеса калибрације и на њему врши тестирање модела. Овај процес се понавља онолико пута колико има сливова (de Vente et al., 2008);
- *Hold-out, K-fold cross-validation, Random subsampling* и *Bootstrapping* – валидационе технике, при којима се одређени број сливова користи за калибрацију, а остали за валидацију (Van Rompaey et al., 2001a; Миљковић, 2020). Избор сливова може бити насумичан, или унапред одређен и једнаке дистрибуције по питању величине слива, губитака земљишта, проноса наноса и сл.

YobsR	YpredR	YobsR-YpredR	(YobsR-YpredR)^2	obssred	YobsR-obssred	(YobsR-obssred)^2	ktc_low	ktc_high	YobsP	YpredP	YobsP-YpredP	(YobsP-YpredP)^2	obssred	YobsP-obssred	(YobsP-obssred)^2	Suma X	Suma Y	ME
304	379	-75	5625	553.5	-249.5	62250.25	1.5	5.00	803	572	231	53361	553.5	249.5	62250.25	58986	124500.5	0.526
304	397	-93	8649	553.5	-249.5	62250.25	1.6	5.33	803	603	200	40000	553.5	249.5	62250.25	48649	124500.5	0.609
304	416	-112	12544	553.5	-249.5	62250.25	1.7	5.66	803	635	168	28224	553.5	249.5	62250.25	40768	124500.5	0.673
304	434	-130	16900	553.5	-249.5	62250.25	1.8	5.99	803	665	138	19044	553.5	249.5	62250.25	35944	124500.5	0.711
304	**451**	**-147**	**21609**	**553.5**	**-249.5**	**62250.25**	**1.9**	**6.33**	**803**	**697**	**106**	**11236**	**553.5**	**249.5**	**62250.25**	**32845**	**124500.5**	0.736
304	469	-165	27225	553.5	-249.5	62250.25	2	6.66	803	727	76	5776	553.5	249.5	62250.25	33001	124500.5	0.735
304	486	-182	33124	553.5	-249.5	62250.25	2.1	6.99	803	756	47	2209	553.5	249.5	62250.25	35333	124500.5	0.716
304	502	-198	39204	553.5	-249.5	62250.25	2.2	7.33	803	785	18	324	553.5	249.5	62250.25	39528	124500.5	0.683

Слика 9. Процес оптимизације *kTc_high* и *kTc_low* коефицијената применом ME коефицијента

Табела 3. Вредности основних параметара према RUSLE методологији и коефицијенти калибрације WaTEM/SEDEM модела

Коришћен модел	Резолуција растер слојева	R фактор [MJ·mm·h^{-1}·ha^{-1}·y^{-1}]	K фактор [t·h·MJ^{-1}·mm^{-1}]	Карта начина коришћења земљишта	C фактор	Ktc_low [m]	Ktc_ high [m]	Референце
Првобитна SEDEM верзија	DEM – 20 m	670	Карта земљишта Белгије	Класификовани LANDSAT снимак	0,37 за обрадиве површине	70	42	Van Rompaey et al., 2001
WaTEM/SEDEM V2	DEM – 20 m	670	На основу текстуре са карти земљишта Белгије	Класификовани LANDSAT снимак	0,37 просечно за обрадиве површине	75	42	Verstraeten et al., 2001
WaTEM/SEDEM V2	DEM – 20 m према топографској карти 1:10000	3700	На основу текстуре и садржаја органске материје	Ортофото, топографске карте, теренско картирање	Из литературе Dissmeyer и Foster (1980)	0,77 нормално стање егетације	3 Након пожара	Van Rompaey et al., 2001
EROMAT based on WaTEM/ SEDEM	DEM – 20 m	670	На основу текстуре са карти земљишта Белгије	Класификовани LANDSAT снимак	Према начину коришћења земљишта, 0,37 просечно за обрадиве површине	200	100	Verstraeten et al., 2002

Коришћен модел	Резолуција растер слојева	R фактор [MJ·mm·h^{-1}·ha^{-1}·y^{-1}]	K фактор [t·h·MJ^{-1}·mm^{-1}]	Карта начина коришћења земљишта	C фактор	Ktc_low [m]	Ktc_ high [m]	Референце
WaTEM/SEDEM V2	DEM – 50 m	600	Карта земљишта Чешке	Класификовани LANDSAT снимак	0,37 за обрадиве површине	50	20	Van Rompaey et al., 2003
WATEM-SEDEM 2004	DEM –20 m	670	На основу текстуре са карти земљишта Белгије	Класификовани LANDSAT снимак	Према начину коришћења земљишта, 0,37 просечно за обрадиве површине	250	75	Verstraeten et al., 2003
WATEM-SEDEM 2004	DEM: SRTM 100 m	870	Према карти земљишта Европе	CORINE 1990	0,37 просечно за обрадиве површине	27	8	Verstraeten et al., 2003
SEDEM	DEM – 50 m на основу топографске карте 1:25000	3812	стандардна RUSLE процедура			50	20	Van Rompaey et al., 2003
WaTEM/SEDEM V2	DEM – 75 m	Карта ерозивности	Карта земљишта Италије	CORINE 1990	У функцији од NDVI	50	20	Van Rompaey et al., 2005
WaTEM/SEDEM V2	DEM – 10 m	Подаци добијени из дневних мерења	Подаци са геолошких карти	Топографске карте	0.36 за обрадиве површине	0,25	0,11	Jordan et al., 2005
WATEM-SEDEM 2004	DEM – 75 m GISCO Database	Подаци месечних мерења са 366 станица	Применом једначине Romkens et al., 1987	Радиометарско снимање високе резолуције	У функцији од NDVI	30	12	Van Rompaey et al., 2005
WATEM-SEDEM 2004	DEM – 10 m на основу топографске карте 1:10000	809	К фактор добијен са педолошких и геолошких карти	Дигитализација историјских карата начина коришћења земљишта	0 – 0.50	0,25	0,11	Jordan et al., 2005

Коришћен модел	Резолуција растер слојева	R фактор [MJ·mm·h^{-1}·ha^{-1}·y^{-1}]	K фактор [t·h·MJ^{-1}·mm^{-1}]	Карта начина коришћења земљишта	C фактор	Ktc_low [m]	Ktc_ high [m]	Референце
WATEM-SEDEM 2005	DEM – 25 m на основу топографске карте Australije	700-5200	На основу текстуре са карти земљишта	Neil и Fogarty (1991)	Rosewell (1993)	0,00001; 0,0001 и 0,0002 за веома, умерено и слабо вегетационо подручје		Verstraeten et al., 2007
WATEM-SEDEM Metals	DEM Balaton – 50 m	Подаци из мерења на месечном нивоу	Подаци са геолошких карти	Класификовани LANDSAT снимак	0,36 просечно за обрадиве површине	0,90	0,40	Van Dessel et al., 2008
WATEM-SEDEM Metals	локални DEM – 50 m	Подаци из мерења на месечном нивоу	Локална карта земљишта	Класификовани LANDSAT снимак	0,36 просечно за обрадиве површине	5	1,5	Van Dessel et al., 2008
WATEM-SEDEM 2004	20m на основу топографске карте Словеније	3000	На основу карте земљишта Словеније	Ортофото снимак	Према начину коришћења земљишта	Ktc_low/ktc_high однос 3,333		Keesstra et al., 2009
WATEM-SEDEM 2004	DEM – 20 m, Словенија	1021 - 14376	0,01 – 0,05 Према једначини (van der Knijff et al., 2000), на преко 1500 профила широм Словеније	Карта начина коришћења земљишта	Вредности из литературе (Auerswald и Schmidt 1986; Petkovšek, 2002)	250	75	Bezak et al., 2015
WATEM-SEDEM 2004	DEM – 20 m на основу топографских карата 1:5000 и LIDAR снимака	Panagos et al., 2015b	Todosi и Niculita, 2015	Doru и Niculiță, 2015	Doru и Niculiță, 2015	146	29	Todosi et al., 2016
WATEM-SEDEM 2004	DEM – 25 m	стандардна RUSLE процедура				20	10	Borrelli et al., 2018

Коришћен модел	Резолуција растер слојева	R фактор [MJ·mm·h^{-1}·ha^{-1}·y^{-1}]	K фактор [t·h·MJ^{-1}·mm^{-1}]	Карта начина коришћења земљишта	C фактор	Ktc_low [m]	Ktc_ high [m]	Референце
WATEM-SEDEM for metals	DEM – 10 m на основу топографске карте 1:10000	800-1100	Према једначини Wischmeier и Smith (1978) и Renard et al., (1997 на 65 профила	Класификовани мултитемпо-рални Sentinel 2A снимак	CORINE Land Cover вредности	1	3,33	Миљковић, 2020
WATEM-SEDEM 2004	DEM – 10 m на основу топографске карте 1:10000	809	K фактор добијен са педолошких и геолошких карти	Дигитализација историјских карата начина коришћења земљишта	0 – 0.50	0,25	0,11	Jordan et al., 2005
WATEM-SEDEM 2004	DEM – 75 m GISCO Database	Подаци месечних мерења са 366 станица	Применом једначине Romkens et al., 1987	Радиометарско снимање високе резолуције	У функцији од NDVI	30	12	Van Rompaey et al., 2005

4. Закључна разматрања: ограничења, предности и будући изазови

WaTEM/SEDEM је ерозиони модел, првенствено развијен како би симулирао губитке земљишта посматрајући специфичан начин коришћења земљишта у сливу, транспорт наноса у водотокове, али и утицај противерозионих мера на процес ерозије (Alatorre et al., 2011). Успешно је примењен у сливовима широког дијапазона хидролошких, педолошких и климатских карактеристика (Van Rompaey et al., 2001a; Van Rompaey et al., 2001b; Van Rompaey et al., 2002; Verstraeten et al., 2002; Van Rompaey et al., 2003; Verstraeten et al., 2003; Jordan et al., 2005; Van Rompaey et al., 2005; Van Rompaey et al., 2007; Verstraeten et al., 2007; Van Dessel et al., 2008; Keesstra et al., 2009; Haregeweyn et al., 2011; Alatorre et al., 2011, 2012; Lieskovský и Kenderessy, 2012; Bezak et al., 2015; Todosi et al., 2016; Borrelli et al., 2018; Триван, 2018; Радоњић, 2018; Konečná et al., 2020; Миљковић и Белановић Симић, 2020; Luo et al., 2020).

Иако је први алгоритам у оквиру *Sedem* верзије симулирао пропорционални транспортни капацитет једног тока, виши циљеви развоја модела су представљени додатним информацијама које би могле да буду смернице за усвајање економски и еколошки најпогоднијих мера уређења и управљања ресурсима у сливу. Све верзије овог емпиријско-концептуалног модела базирају се на употреби елементарних просторних ентитета (растера), што практично подразумева употребу математичких формула и на основу доступних података, даје вишепараметарске излазе (Devi, et al., 2015). Ово је нарочито значајно приликом употребе на већем броју сливова или код већих подручја проучавања.

Употреба WaTEM/SEDEM модела има велики потенцијал у процени ерозионих губитака земљишта, као и код просторног приказа транспорта и депозиције наноса и микроелемената. WaTEM/SEDEM се не базира на принципима физичких процеса у сливу, не захтева почетно стање модела или морфологије слива, и самим тим није комплексан (Миљковић, 2020). Иако не захтева велики број улазних параметара, ипак су потребне велике базе података за генерисање хидролошких, метеоролошких, педолошких, топографских подлога итд. Такође, поједини параметри се добијају директним мерењима на терену, или процесом калибрације. То опет захтева и подразумева велики број улазних података добијених опсежним и детаљним мерењима на терену, континуитет мониторинга хидролошких и педолошких процеса и промена на одговарајућем броју сливова у широком дијапазону величина (Миљковић, 2020).

У потпоглављу 1.3. дати су јасни предуслови за коришћење модела, од којих једино просторна резолуција улазних параметара може бити у извесној мери субјективног карактера. Зато је неопходна стручност и опрез корисника модела. Ово је нарочито важно јер резолуција, од свих техничких својстава улазних параметара, може бити кључан фактор који утиче на резултат прорачуна проноса наноса (Cheng et al., 2018), а затим и процес калибрације и валидације. Пример овог недостатка је дат у табели 4, где су се на нивоу слива Dijle у централној Белгији, употребом растера различите резолуције, добиле дра-

тичне разлике проноса наноса (Van Rompaey, et al., 2001a). Стога је неопходно обезбедити адекватну резолуцију (Cheng et al., 2018).

Поред тога, процес добијања растерских подлога (*input, output*), као и очитавање и интерпретација података са истих, представља дуготрајан и исцрпан процес у смислу задовољења техничких услова (идентичан број редова и колона и резолуција растера, специфичност формата фајлова, конверзија фајлова, укључивање одређеног броја пиксела ван проучаваног подручја, коришћење две или више ГИС платформи итд.) (Миљковић, 2020). Међутим, бројни су модели чији излазни подаци зависе од резолуције (*scale dependent* или *grid-size dependent*) и у процесу квантификације ерозионих процеса и акумулације ерозионог материјала неретко се јавља питање задовољавајуће величине пиксела (Brasington и Richards, 1998; Zhang et al., 1999; Rojas et al., 2008; Lu et al., 2017; Stenta et al., 2017). Ово је нарочито важно узимајући у обзир чињеницу да пронос наноса зависи од морфологије и величине слива. У једном од ранијих истраживања (Jansson, 1988) анализирани су подаци са преко 1300 мерних станица и на сливовима различитих површина, од 350 до 100000 km^2. Резултати тих истраживања су показали да само 8,8% површине слива учествује у продукцији 69,1% укупне количине наноса, и да 58,8% укупне површине слива доприноси само 4,2% проноса наноса. Новија истраживања (Borrelli et al., 2018) показују да од укупних губитака земљишта свега 5–10% се транспортује у водотокове и излази из сливне површине. Управо ови подаци указују на потенцијалну дилему око избора величине пиксела, од чега може у великој мери зависити крајњи резултат, који не само да утиче на тестове поузданости неког модела, већ и на процес одлучивања и управљања природним ресурсима.

Табела 4. Пронос наноса употребом SEDEM модела са различитом величином пиксела

Величина пиксела	Процењен пронос наноса
(m)	($t \cdot a^{-1}$)
20	65700
40	50200
100	39300
200	18600

Концепт категоризације и квантификације ерозионих процеса може садржати одређене неизвесности. Потенцијално се могу јавити грешке или спорна питања, не само у процесу мониторинга, већ и примењених алгоритама (Refsgaard и Storm, 1990; Hrabalíková и Janeček, 2015). Варијације параметара у сливу (просторне и временске), варијабилност природних процеса и других услова се могу квантификовати директним мерењем на појединачним, дискретним локалитетима. Међутим, појединачна мерења на једном локалитету никада не могу обухватити све елементе који се јављају у природном окружењу, управо због динамике природних процеса и међусобних зависности. Процес калибра-

ције WaTEM/SEDEM модела, објашњен у поглављу 4.3, пре свега захтева велики број сливова, или мерења дуги низ година, водећи рачуна о величини сливова и резолуцији подлога. Претпоставља се да се параметар *kTc* линеарно мења између обрадивих површина и шума. Зато овај параметар зависи од локалитета где се врши моделовање (*site dependent*) и калибрише се на основу мерења на терену (Alatorre et al., 2011, 2012). WaTEM/SEDEM модел, као и многи други ерозиони и хидролошки модели, карактерише се одсуством аутоматизоване калибрације, која би скратила и поједноставила процес оптимизације *kTc_low* и *kTc_high* параметара. Постојећа мануелна калибрација подразумева велики број понављања процеса прорачуна (често > 1000 пута), у зависности од броја сливова који се користе за калибрацију (Van Rompaey et al., 2003; Jordan et al., 2005; Borrelli et al., 2018), што представља подухват.

Литература

1. Alatorre, L.C., Begueria, S., Lana-Renault, N., Navas, A., Garcia-Ruiz, J.M. (2011): Soil erosion and sediment delivery in a mountain catchment under land use change: using point fallout 137Cs for calibrating a spatially distributed numerical model, Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. 8, 11131-11170.
2. Alatorre, L.C., Begueria, S., Lana-Renault, N., Navas, A., Garcia-Ruiz, J. M. (2012): Soil erosion and sediment delivery in a mountain catchment under scenarios of land use change using a spatially distributed numerical model, Hydrol. Earth Syst. Sci. 16, 1321-1334
3. Almagro, A., Thomé, T. C., Colman, C.B., Pereira, R. B., Junior, J. M., Rodrigez, D.B.B., Oliveira, P. T. S. (2019): Improving cover and management factor (C-factor) estimation using remote sensing approaches for tropical regions, International Soil and Water Conservation Research 7 (4), 325-334.
4. Arnold, J. G., Williams, J.R., Srinivasan, R., King, K. W. (1996): The soil and water assessment tool (SWAT), Tech. rep., Temple, TX. 57, 60.
5. Auerswald, K., Schmidt, F. (1986): Atlas der ErosionsgefaÈhrdung in Bayern - Karten zum flachenhaften Bodenabtrag durch Regen. GLA-Fachberichte 1, Geologisches Landesamt Munchen: 64.
6. Ayalew, D.A., Deumlich, D., Šarapatka, B., Doktor, D. (2020): Quantifying the Sensitivity of NDVI-Based C Factor Estimation and Potential Soil Erosion Prediction using Spaceborne Earth Observation Data, Remote Sensing 12(7), 1-25, doi:10.3390/rs1207113.
7. Baumgertel, A., Lukić, S., Belanović Simić, S., Miljković, P. (2018): Effects of ameliorative afforestation on the erodibility factor and soil loss in the Grdelica gorge, Glasnik Šumarskog fakulteta Univerziteta u Banjoj Luci, 28, 37-46.
8. Belanović S., Perović S., Vidojević D., Kostadinov S., Knežević M., Kadović R., Košanin O. (2013): Assessment of soil erosion intensity in Kolubara District, Serbia, Fresenius Environmental Bulletin 22 (5), 1556-1563.
9. Bezak, N., Rusjan, S., Petan, S., Sodnik, J., Mikoš, M. (2015): Estimation of soil loss by the WaTEM/SEDEM model using an automatic parameter estimation procedure, Environment Eart Sciences 74, 5245-5261.

10. Boix-Fayos, C., de Vente, J., Martinez-Mena, M., Barbera, G. G., Castillo, V. (2008): The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield, Hydrological Processes 22(5), 4922-4935.
11. Borrelli, P., Panagos, P., Ballabio, C., Lugato, E., Weynants, M., Montanarella, L. (2014): Towards a Pan-European Assessment of Land Susceptibility to Wind Erosion, Land degradation and development 27(4), 1093-1105.
12. Borrelli, P., Van Oost, K., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Panagos, P. (2018): A step towards a holistic assessment of soil degradation in Europe: Coupling on-site erosion with sediment transfer and carbon fluxes, Environmental Research 161, 291-298.
13. Brasington, J., Richards, K. (1998): Interactions between model predictions, parameters and DTM scales for topmodel, Computer and Geosciences 24(4), 299-314.
14. Büttner, G. (2014): CORINE Land Cover and Land Cover Change Products, in: Land Use and Land Cover Mapping in Europe, 55-74.
15. Chen, C., Yang, S., Li, Y. (2020): International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, Remote Sensing 12, 343.
16. Cheng, Z., Lu, D., Li, G., Huang, J., Sinha, N., Zhi, J., Li, S. (2018): A Random Forest-Based Approach to Map Soil Erosion Risk Distribution in Hickory Plantations in Western Zhejiang Province, China, Remote Sensing10(12), https://doi.org/10.3390/rs10121899.
17. Copland, R. (1541): The Questyonary of Cyrurygens, превод текста Inventarium sive chirurgia magna.
18. Daggupati, P., Pai, N., Ale, S:, Douglas-Mankin, K. R., Zeckoski, R. W., Jeong, J., Parajuli, P. B., Saraswat, D., Youssef, M.A. (2015): A recommended calibration and validation strategy for hydrologic and water quality models, American Society of Agricultural and Biological Engineers 58(6), 1705-1719.
19. De Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Van Rompaey, A., Govers, G. (2008): Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain, Global and Planetary Change 60, 393-415.
20. Desmet, P.J.J. (1997): Effects of interpolation errors on the analysis of DEM' s. Earth Surface Processes and Landforms 22, 563-580.
21. Desmet, P.J.J., Govers, G. (1996): A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units, Journal of Soil and Water Conservation 51(5), 427-433.
22. Devi, G.K., Ganasri, B.P., Dwarakish, G.S. (2015): A Review on Hydrological Models, Aquatic Procedia 4, 1001-1007.
23. Dissmeyer, G.E., Foster, G.R. (1980): A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land. Technical Publication SA-TP 11. Atlanta, GA, USDA Forest Service, Southeastern Area
24. Doru, S., Niculita, M. (2015): Assessing Cover Management Factor for RUSLE2 in the Context of the Romanian Land Use Data. Soil Forming Factors and Processes from the Temperate Zone, 14.
25. Dotterweich, M. (2013): The history of human-induced soil erosion: Geomorphic legacies, early descriptions and research, and the development of soil conservation—A global synopsis, Geomorphology 201, 1-34.
26. Durigon, V.L., Carvalho, D.F., Antunes, M.A.H. (2014): NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed, International Journal of Remote Sensing, 35, 441-453.

27. Dutta, S. (2016): Soil erosion, sediment yield and sedimentation of reservoir: a review, Modelling Earth Systems and Environment 2,123.
28. Feng, X., Wang, Y., Chen, L., Fu, B., Bai, G. (2010): Modeling soil erosion and its response to land-use change in hilly catchments of the Chinese Loess Plateau, Geomorphology 118, 239-248.
29. Folly, A., Bronsveld, M. C., Clavaux, M. (2007): A knowledge-based approach for C-factor mapping in Spain using Landsat TM and GIS, International Journal of Remote Sensing, 17, 2401-2415.
30. Gavrilović, S. (1972): Inženjering o bujičnim tokovima i eroziji, Izgradnja, Specijalno izdanje, Beograd.
31. Goldsmith, O. (1774): A history of the Earth and animated nature, London: Printed for J. Nourse.
32. Govers, G. (1991): Rill erosion on arable land in central Belgium: rates, controls and predictability, Catena 18(2), 133-155.
33. Haregeweyn, N., Poesen, J., Verstraeten, G., Govers, G., de Vente, J., Nyssen, J., Deckers, J., Moeyersons, J. (2011): Assessing the performance of a spatially distributed soil erosion and sediment delivery model (WaTEM/SEDEM) in northern Ethiopia, Land Degradation & Development 24(2),188-204.
34. Hrabalíková, M., Janeček, M. (2015): Comparison of Different Approaches to LS Factor Calculations Based on a Measured Soil Loss under Simulated Rainfall, Soil and Water Resources, doi: 10.17221/222/2015-SWR.
35. Jansson, M.B. (1988): A Global Survey of Sediment Yield, Physical Geography 70(1-2), 81-98.
36. Jerker, J., Chalov, S.R., Pietroń, J., Alekseenko, A.V., Thorslund, J. (2017): Patterns of soil contamination, erosion and river loading of metals in a gold mining region of northern Mongolia, Reg Environ Change 17, 1991-2005.
37. Jordan, G., Van Rompaey, A., Szilassi, P., Csillag, G., Mannaerts, C., Woldai, T. (2005): Historical land use changes and their impact on sediment fluxes in the Balaton basin (Hungary), Agriculture, Ecosystems and Environment 108, 119-133.
38. Kadović, R. (1999): Protiverozioni agroekosistemi, ISBN 86-7299-046-3, Šumarski fakultet, Beograd.
39. Кадовић, Р., Миљковић, Р., Перовић, В., Живановић, Н., Ali Bohajar, Y. M., Белановић Симић, С. (2014): Анализа еродибилне фракције песковитих земљишта Делиблатске пешчаре, Ерозија 40, 38-52.
40. Karaburum, A. (2010): Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed, Ozean Journal of Applied Science 3(1), 77-85.
41. Karydas, C.G., Petriolis, M., Manakos, I. (2013): Evaluating alternative methods of soil erodibility mapping in the mediterranean island of Crete, Agriculture 3, 362-380.
42. Keesstra, S. D., van Dam, O., Verstraeten, G., van Huissteden, J. (2009): Changing sediment dynamics due to natural reforestation in the Dragonja catchment, SW Slovenia, CATENA 78(1), 60-71.
43. Kirkby, M.J., Le Bissonais, Y., Coulthard, T. J., Daroussin, J., McMahon, M.D. (2000): The development of Land Quality Indicators for Soil degradation by Water Erosion, Agriculture, Ecosystems and Environement 81, 125-135.
44. Kisic, I., Bogunovic, I., Zgorelec, Z., Bilandzija, D. (2018): Effects of Soil Erosion by Water under Different Tilage Treatments on Distribution of Soil Chemical Parameters, Soil & Water Res., 13, 36-43.

45. Knisel, W.G. (1980): CREAMS. A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems. U.S. Dept Agric.,Conserv. Res. Rep. No. 26.
46. Konečná, J., Karásek, P., Beitlerová, H., Fučík, P., Kapička, J., Podhrázská, J., Kvítek, T. (2020): Using WaTEM/SEDEM and HEC-HMS models for the simulation of episodic hydrological and erosion events in a small agricultural catchment, Soil & Water Res., 15, 18-29.
47. Laflen, J.M., Lane, L.J., Foster, G. R. (1991): WEPP—a next generation of erosion prediction technology, Journal of Soil Water Conservation 46(1), 34-38.
48. Le Bissonnais, Y., Montier, C., Jamagne, M., Daroussin, J., King, D. (2002): Mapping erosion risk for cultivated soil in France, Catena 46, 207-220.
49. Lei, M., Li, M., Ma, X., Cheng, L., Du, P., Liu, X. (2017): A review of supervised object-based land-cover image classification, ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 130, 277-293.
50. Lieskovský, J., Kenderessy, P. (2012): Modelling the effect of vegetation cover and different tillage practices on soil erosion in vineyards: a case study in Vráble (Slovakia) using WaTEM/SEDEM, Land Degradation & Development, 25 (3), 288-296.
51. Lin, B.S., Chen, C.K., Thomas, K., Hsu, C.K., Ho, H.C. (2019): Improvement of the K-factor of USLE and Soil Erosion Estimation in Shihmen Reservoir Watershed, Sustainability 11 (355), 1-16.
52. Lu, X., Li, Y., Washington-Allen, R. A., Li, Y., Li, H., Hu, Q. (2017): The effect of grid size on the quantification of erosion, deposition, and rill network, International Soil and Water Conservation Research 5(3), 241-251.
53. Luo, Y., Wang, H., Meersmans, J., Green, S.M., Quine, T.A., Feng, S. (2020): Modeling soil erosion between 1985 and 2014 in three watersheds on the carbonate-rock dominated Guizhou Plateau, SW China, using WaTEM/SEDEM, PPG: Earth and Environment: https://doi.org/10.1177/0309133320961274.
54. McCool, D.K., Foster, G.R., Mutchler, C.K., Meyer, L.D. (1989): Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. Transactions of the ASAE, 32, 1571-1576.
55. McCool, D.K., Foster, G.R., Mutchler, C.K., Meyer, L.D. (1987): Revised slope steepness factor for the universal Soil Loss Equation. Trans. ASAE 30, 1387-1399.
56. Миљковић, П. (2020): Утицај начина коришћења земљишта на квалитет суспендованог наноса у сливу реке Расине, докторска дисертација, Универзитет у Београду, Шумарски факултет.
57. Миљковић, П., Белановић Симић, С. (2020): Soil loss data comparison using USLE and WaTEM/SEDEM model in the Polomska river catchment (Serbia), Fresenius Environmental Bulletin, 29 (7), 5012-5020.
58. Miljković, P., Beloica, J., Belanović Simić, S., Kadović, R., Baumgertel, A. (2018): Land Cover Classification in Zagrža River Catchment - Accuracy Assessment, 1st Young Researchers' Conference - Erosion and Torrent Control(ETC2018), Šumarski fakultet Univerziteta u Beogradu, vol.1, ISBN 978-86-7299-282-31, Abstract book, 56
59. Миљковић, П., Тодосијевић, М., Белоица, Ј., Чакмак, Д., Милчановић, В., Кадовић, Р., Белановић Симић, С. (2016): Утицај поплаве на земљишна својства и локалну заједницу - проучавано подручје плавне зоне реке Колубаре, Гласник Шумарског факултета 114, 103-118.
60. Morgan, R.P.C. (2005): Soil erosion and conservation, 3rd edition, Blackwell Science Ltd, Oxford, UK.

61. Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L. (2007): Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations, Transactions of the ASAE 50(3), 885-900.
62. Nash, J.E., Sutcliffe, J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual model, Journal of Hydrology 10, 282-290.
63. Nearing, M.A. (1997): A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss, Soil Science Society of America Journal 61(3), 917-919.
64. Neil, D.T., Fogarty, P. (1991): Land use and sediment yield on the Southern Tablelands of New South Wales, Australian Journal of Soil and Water Conservation 4, 33-39.
65. Ogden, F.L. (2021): Geohydrology: Hydrological Modeling in Encyclopedia of Geology (2nd edition), editor David Alderton, Scott A. Elias, Academic Press, 457-476.
66. Oliveira, A.H., Silva, M.A.D., Silva, M.L.N., Curi, N., Neto, G. K., Freitas, D.A.F.D. (2013): Development of topographic factor modeling for application in soil erosion models. In: Soriano M.C.H. (ed.): Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment. Rijeka, IN TECH.
67. Onstad, C.A., Brakensiek D.L. (1968): Watershed simulation by stream path analogy, Water Resources Res. 4(5), 965-971.
68. Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., Rousseva, S., Percec Tadic, M., Michaelides, S., Hrabalikova, M., Olsen, P., Aalto, J., Lakatos, M., Rymszewicz, A., Dumitrescu, A., Begueria, S., Alewell, C. (2015b): Rainfall erosivity in Europe, Science of The Total Environment, 511, 801-814.
69. Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L. (2015a): Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale, Land Use Policy 48, 38-50.
70. Perović, V. (2015): Assessment of soil erosion potential by application of USLE and PESERA models on the territory of Prvonek catchment, Doctoral Dissertation, Faculty of forestry, Belgrade, Serbia.
71. Perović, V., Jaramaz, D., Životić, Lj., Čakmak, D., Mrvić, V., Milanović, M., Saljnikov, E. (2016): Design and implementation of webgis technologies in evaluation of erosion intensity in the municipality of NIS (Serbia). Environmental earth sciences 75, 211-221. https://doi.org/10.1007/s12665-015-4857-x.
72. Perović, V., Jakšić, D., Jaramaz, D., Koković, N., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2018): Spatio-temporal analysis of land use/land cover change and its effects on the soil erosion (Case study in the Oplenac wine-growing district, Serbia). Environmental monitoring and assessment. https://doi.org/10.1007/s10661-018-7025-4.
73. Perović,V., Kadović,R., Djurdjević,V., Braunović,S., Čakmak,D., Mitrović M., Pavlović, P. (2019): Effects of changes in climate and land use on soil erosion: a case study of the Vranjska Valley, Serbia. Regional environmental change. 19, 1035-1046. https://doi.org/10.1007/s10113-018-1456-x.
74. Perović, V., Kadović, R., Đurđević, V., Pavlović, D., Pavlović, M., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2021): Major drivers of land degradation risk in Western Serbia: Current trends and future scenarios, Ecological Indicators 123, https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107377.
75. Petkovšek, G. (2002): Quantification and modelling of soil erosion with the application in the Dragonja River basin. PhD Thesis, University of Ljubljana, Slovenia.
76. Pichon, L., Ducanchez, A., Fonta, H., Tisseyre, B. (2016): Quality of Digital Elevation Models obtained from Unmanned Aerial Vehicles for Precision Viticulture, OENO One, 50 (3), https://doi.org/10.20870/oeno-one.2016.50.3.1177.

77. Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R. (1995): Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits, Science 267 (5201), 1117-1123.
78. Радоњић, Ј. (2018): Хидролошки и псамолошки ефекти противерозионих радова на бујичним подсливовима Јужне Мораве, Докторска дисертација, Универзитет у Београду, Шумарски факултет.
79. Refsgaard J. C., Storm B. (1990): Construction, Calibration and Validation of Hydrological Models, Distributed Hydrological Modelling, 41-54.
80. Renard, K., Foster, G., Weesies, G., Mc Cool, D., Yoder, D. (1997): Predicting soil resoion by water:a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), USDA, Agriculture Handbook Number 703.
81. Ritter, A., Muñoz-Carpena, R. (2013): Performance evaluation of hydrological models: Statistical significancefor reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments, Journal of Hydrology 480, 33-45.
82. Rojas, R., Velleux, M., Julien, R.Y., Asce, M., Johnson, B.E. (2008): Grid Scale Effects on Watershed Soil Erosion Models, Journal of hydrologic engineering 13(9), 793-802.
83. Romkens, M., Prasad, J., Poesen, J., (1987): Soil erodibility and properties. Transactions of the XIII Congress of International Society of Soil Science 5, 492-504.
84. Roose, E. (1996): Land husbandry, Components and strategy, 70 FAO Bulletin, Rome.
85. Rosewell, C.J. (1993): SOILOSS - a program to assist in the selection of management practices to reduce erosion (SOILOSS handbook) Technical Handbook no. 11. Soil Conservation Service, Sydney, Australia.
86. Rozos, D., Skilodimou, H.D., Loupasakis, C., Bathrellos, G.D. (2013): Application of the revised universal soil loss equation model on landslide prevention. An example from N. Euboea (Evia) Island, Greece, Environ Earth Sci 70, 3255-3266.
87. Sandor, J.A., Homburg J.A. (2017): Anthropogenic soil change in ancient and traditional agricultural fields in arid to semiarid regions of the Americas, Journal of Ethnoniology 37(2), 196-217.
88. Sivakumar, M.V.K., Zobisch, M.A., Koala, S., Maukonen, T. (1998): Wind erosion in Africa and West Asia: Problems and Control Strategies, ICARDA, ICRISAT, UNEP, WMO, Syria.
89. Souchere, V., Cerdan, O., Le Bissonnais, Y., Couturier, A., King, D., Papy, F. (2001): Incorporating surface crusting and its spatial organization in runoff and erosion modeling at the watershed scale, Sustaining the Global Farm, 10th International Soil Conservation Meeting, USDA-ARS Natiaonal Soil Erosion Research Laboratory, 888-895.
90. Stenta, H.R., Riccardi, G.A., Basile, P.A. (2017): Grid size effects analysis and hydrological similarity of surface runoff in flatland basins, Hydrological Sciences Journal 62(11): https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1349315.
91. Szypuła, B. (2019): Quality assessment of DEM derived from topographic maps for geomorphometric purposes, Open Geosciences. 11, 843-865.
92. Tetzlaff, B., Wendland, F. (2012): Modelling sediment input to surface waters for German states with MEPhos: Methodology, sensitivity and uncertainty. Water Resources Management, 26, 165-184.
93. Thomas, I.A., Jordan, P., Shine, O., Fenton, O., Mellander P. E., Dunlop, P., Murphy, P.N. C. (2017): Defining optimal DEM resolutions and point densities for modelling hydrologically sensitive areas in agricultural catchments dominated by microtopography, International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 54, 38-52.

94. Todosi, C., Niculita M. (2015): Assessing Soil Erodability Factor for RUSLE 2 in Bahluiet Catchment, Eastern Romania, Soil Forming Factors and Processes from the Temperate Zone XX, 31-44.
95. Todosi, C., Niculita, M., Boca, B., Bucur, D. (2016): Reservoir sedimentation analysis using gis techniques in the bahluiet catchment in the perspective of sustainable agricultural development, Journal of Environmental Protection and Ecology 17(3), 1095--1104.
96. Tošić, R., Dragicevic, S., Kostadinov, S., Dragović, N. (2011): Assessment of soil erosion potential by the USLE method: Case study, Republic of Srpska - BiH, Fresenius Environmental Bulletin 20 (8), 1910-1917.
97. Триван, Г. (2018): Заштита од ерозије и бујичних поплава као елемент система заштите животне средине на територији града Београда, Докторска дисертација, Универзитет у Београду, Шумарски факултет.
98. Truman, C.C., Wauchope, R.D., Sumner, H.R., Davis, J.G., Gascho, G.J., Hook, J.E., Chandler, L. D., Johnson, A. W. (2001): Slope length effects on runoff and sediment delivery. Journal of Soil and Water Conservation, 56, 249-256.
99. USDA, (2021): Hugh Hammond Bennett - „Father of Soil Conservation", United States Department of Agriculture, (приступљено марта 2021) (https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/national/about/history/?cid=stelprdb1044395).
100. USDA (1992): Ephemeral gully erosion model EGEM, Version 2.0.
101. Van Andel, T.H., Zangger, E., Demitrack, A. (1990): Land Use and Soil Erosion in Prehistoric and Historical Greece, Journal of Field Archaeology, 17 (4), 379-396.
102. Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A., Montanarella, L. (2000): Soil erosion risk assessment in Europe. European Soil Bureau, European Commission, Belgium.
103. Van Dessel, W., Van Rompaey, A., Poelmans, L., Szilassi, P. (2008): Predicting land cover changes and their impact on the sediment influx in the Lake Balaton catchment, Landscape Ecol. 23, 645-656.
104. Van Oost, K., Govers, G., Desmet, P.J.J. (2000): Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage, Landscape Ecology 15, 577-589.
105. Van Rompaey, A.J.J., Verstraeten, G., Van Oost, K., Govers, G., Poesen, J. (2001a): Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach, Earth Surface Processes and Landforms 26(11), 1221--1236.
106. Van Rompaey, A.J.J., Verstraeten, G., Van Oost, K., Rozanov, A., Govers, G., Poesen, J. (2001b): Modelling sediment transport in the Jonkershoek catchment: Model calibration and validation, Cartographic Modelling of Land Degradation, Proceedings of the Workshop Held in Ghent in the Framework of the Bilateral Co-operation between Flanders and South-Africa, Ghent.
107. Van Rompaey, A.J.J., Govers, G., Puttemans, C. (2002): Modelling land use changes and their impact on soil erosion and sediment supply to rivers, Earth Surf. Process. Landforms 27, 481-494.
108. Van Rompaey, A.J.J., Krasa, J., Dostal, T., Govers, G. (2003): Modelling sediment supply to rivers and reservoirs in Eastern Europe during and after the collectivisation period, Hydrobiologia 494, 169-176.
109. Van Rompaey, A.J.J., Bazzoffi P., Jones R.J.A., Montanarella L. (2005): Modeling sediment yields in Italian catchments, Geomorphology 65(1-2), 157-169.
110. Van Rompaey, A.J.J., Krasa, J., Dostal, T. (2007): Modelling the impact of land cover changes in the Czech Republic on sediment delivery. Land Use Policy 24, 576-583.

111. Verstraeten, G., Van Oost, K., Van Rompaey, A., Poesen, J., Govers, G. (2002): Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling, Soil Use and Management 18, 386--394.
112. Verstraeten, G., Van Rompaey, A., Van-Oost, K., Govers, G. (2003): Evaluating the impact of watershed management scenarios on changes in sediment delivery to rivers, Hydrobiologia 494, 153-158.
113. Verstraeten, G., Prosser, I. P., Fogarty, P. (2007): Predicting the spatial patterns of hillslope sediment delivery to river channels in the Murrumbidgee catchment, Australia, Journal of Hydrology 334 (3-4), 440-454.
114. Williams, J.R., Nicks, A.D., Arnold, J.G. (1985): Simulator for water resources in rural basins, J. Hydraulic Eng. 111 (6), 970-986.
115. Wischmeier, W., Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses, Agriculture Handbook 537, USDA, SEA, 58.
116. Zambrano-Bigiarini, M., Rojas, R. (2013): A model-independent Particle Swarm Optimisation software for model calibration, Environmental Modelling & Software, 43, 5-25.
117. Zhang, X., Drake, N.A., Wainwright, J., Mulligan, M. (1999): Comparison of slope estimates from low resolution DEMs: scaling issues and a fractal method for their solution, Earth Surface Processes and Landforms 24, 763-779.

Поглавље 10

Вредновање услуга земљишних екосистема применом InVEST модела

Аутори:
Др Мирјана Тодосијевић*,
Катарина Лазаревић, маст. инж. шум.,
Наталија Момировић, маст. инж. шум.

Садржај

1. Услуге екосистема
2. Земљишни ресурс као извор услуга екосистема
3. Процена земљишних услуга екосистема - InVEST модел
4. Економска процена услуга екосистема (TEV, C/A)
5. Примена InVEST SDR модела у сливу Топчидерске реке
6. Закључна разматрања
Литература

Evaluation of soil ecosystem services using the InVEST model

Abstract – Soil ecosystem provides many services important for people's wellbeing and it is the foundation of basic ecosystem functions. Soil plays a critical role in mitigating the effects of climate change, increasing farm productivity and food security. Therefore, a healthy environment and soil health are the necessity of sustainability and prosperity of society. Land degradation leads to very severe damages on the Earth. Soil erosion is one of the most destructive land degradation processes also concerning ecosystem services. Soil provides some of the following ecosystem services: soil acts as a water filter and a growing medium; provides habitat for billions of organisms, contributing to biodiversity; regulates the quantity of eroded sediment reaching the stream network, maintaining soil and water quality and reservoir functions. To better preserve ecosystems in line with economic development, the Natural Capital Project (Stanford University) is developing models that quantify and map the values of environmental services. InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) is a group of models used to map and value the goods and services from nature. It helps explore how changes in ecosystems can lead to changes in the flows of many different benefits to people. In order to map overland sediment generation and delivery to the stream, the InVEST Sediment Delivery Ratio (SDR) model was used in the Topciderska River basin (Belgrade, Serbia). This is of particular interest for reservoir management and instream water quality, both of which may be economically valued. Assessment of soil ecosystem services is valued using the Cost/Benefit analysis, as well as Total Economic Value (TEV) which has direct and indirect impacts on humankind. Evaluating ecosystem services in monetary terms is very complex, but also a useful tool in the decision-making system. Due to its specificity and complexity, evaluation should be based on criteria of potential ecosystem efficiency, and

* mirjana.todosijevic@sfb.bg.ac.rs

not on value calculations. Thus, the services that soil provides to mankind are defined through the services of supply, regulation, cultural services, ancillary services, health, safety, energy security... This, combined with socio-economic and law and policy analysis gives a full set of information to decision-makers helping them to successfully manage and deliver sustainable ecosystems.

Keywords: ecosystem services, soil, InVEST, valuation, sustainable management

1. Услуге екосистема

Човек је својим деловањем вршио и врши негативан утицај на животну средину. Последице тог негативног утицаја огледају се у смањењу биолошке разноврсности, променама у хидролошком циклусу, променама у квалитету и количини плодног земљишта и климатским променама. То је резултирало истрошеношћу екосистема и више него што је њихов расположиви потенцијал и носиви капацитет. Ако овај тренд настави са развојем, који прати и демографска експанзија, сигурно је да ће цивилизација бити у великој опасности од нестанка (Zlatić et al., 2008).

Миленијумска процена екосистема (Millennium Ecosystem Assessment – MEA) показује да је у последњих 50 година степен промене природе и у њој садржаних ресурса већи него у било ком периоду развоја људског друштва (MEA, 2005; MEA, 2003). Услуге, које екосистеми пружају човечанству смањиле су се за више од 30% (MEA, 2005). Притисци на животну средину су се појачали посебно од 2007. године, када је више људи живело у урбаним, него у руралним подручјима (UNEP/IUCN, 2007). Подстицај развоју биогорива резултирао је масовним порастом промене у начину коришћења земљишта и нагли раст цена неких основних прехрамбених усева. Високе стопе економског раста у неким од великих економија у развоју довели су до тога да је потражња надмашила понуду робе, вршећи још већи притисак на природне системе. Новији докази о климатским променама, које имају утицај на све појаве у природи, самим тим и на све сфере живота људи (Zlatić et. al., 2017), указују на много бржи и дубљи утицај него што је раније било предвиђено, укључујући ризик од људских сукоба изазваних конкуренцијом за ресурсе и услуге екосистема (WBGU, 2008).

Концепт услуга екосистема је успостављен Миленијумском проценом екосистема од 1999. године, који се заснива на процени промена које би екосистеми имали на добробит људи (MEA, 2005). Према томе, услуге екосистема су предности које екосистеми пружају људима. Правилним управљањем, екосистеми пружају проток услуга које су од виталног значаја за човечанство, укључујући производњу робе, процесе животне подршке, животне услове које испуњавају живот и очување (Табела 1) (CICES, 2017).

Екосистеми омогућавају живот одржавајући свеукупну равнотежу у природи. Уколико се правилно газдује, екосистеми пружају многоструке користи људима. Ове користи су широког опсега од обезбеђивања основних добара, као што су храна, вода и гориво, до духовних користи, као што су естетски лепи

предели у којима сви уживају. Нарушавањем стабилности екосистема долази до деградације и промена природних услова и процеса на Земљи, што доводи до повећаног броја и интензитета природних катастрофа које наносе огромне штете, па је све израженија потреба за осигурањем у случају природних катастрофа (Zlatić, et al., 2016).

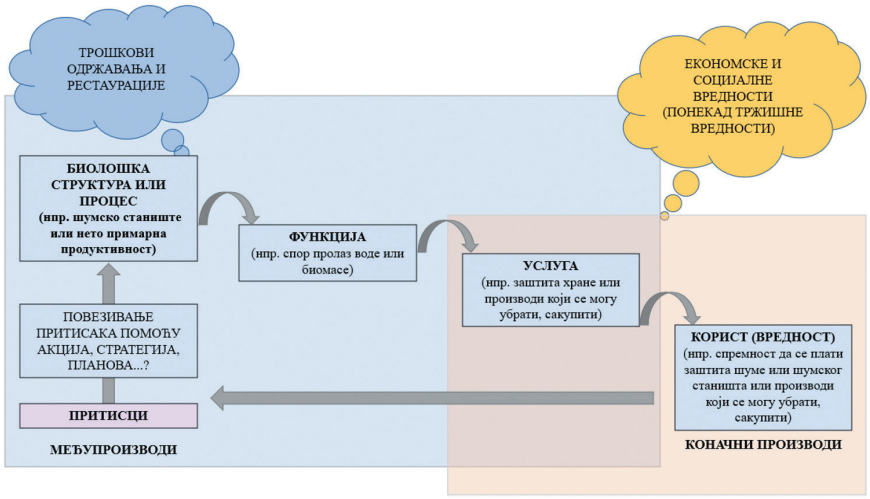
Табела 1. Екосистемске услуге (модификована верзија сл.1.1. Том 1 MEA, 2005)

Помоћне услуге	**Услуге снабдевања**		**Здравље**
Кружење нутријената	Храна		Сузбијање болести
Формирање земљишта	Гориво	⇨	Унос протеина
Расипање семена	Дрвна грађа		Квалитет воде
Примарна производња	Лекови		Квалитет ваздуха
	Услуге регулисања		**Безбедност**
	Заштита земљишта		Спречавање клизишта
	Пречишћавање воде		Ублажавање цунамија
	Регулација климе		Заштита од поплава
	Опрашивање		**Енергетска сигурност**
	Културне услуге	⇨	Рад бране
	Рекреација		**Сигурност снабдевања храном**
	Традиционално знање		Продуктивност усева
	Духовно благостање		Стабилност климе
	Образовање		Рибља станишта
			Приход
			Екотуризам
			Осигурање

Као одговор на све већи број друштвених изазова, као што су климатске промене, ризик од природних непогода, социјалног и економског развоја, успостављена је стратегија интегрисаног управљања земљиштем, водом и животним ресурсима, позната као екосистемски приступ (CBD, 2004). То је стратегија која промовише очување и одрживо коришћење на адекватан начин и тежи одржању природне структуре и функционисања екосистема (Конвенција о биолошкој разноврсности - UN Convention on Biological Diversity, CBD).

Везе између природе и економије се описују помоћу концепта услуге екосистема или токова вредности за људско друштво као резултат стања и количине природног капитала. Одржавање залиха природног капитала омогућава континуирано и квалитетно пружање услуга екосистема. Са економске тачке гледишта, токови услуга екосистема могу се посматрати као „део добити“ коју друштво, а нарочито локална заједница, добија од природног капитала. Тако на пример, шумске екосистемске услуге и производи могу обезбедити сигурност локалним заједницама када климатска варијабилност (дуги периоди суше и неједнака расподела укупне количине падавина током вегетационог периода) изазове смањење/пропаст шумских и пољопривредних култура (Paavola, 2008; Fisher et al., 2010; Nikolić Jokanović et al., 2020).

Основна премиса студије „The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB“ (TEEB, 2010) је да се тренутна процена вредности природних ресурса и услуга екосистема може спровести на мање или више експлицитних начина (Слика 1).



Слика 1. Веза између биодиверзитета и резултата екосистемских услуга (Извор: Прилагођено од Roy Haines-Young, presented by J-L Weber, the Global Loss of Biological Diversity, 5-6 March 2008, Brussels)

Пројекти заштите земљишних и водних ресурса су дуготрајни инвестициони пројекти. Да би овакви пројекти били успешно реализовани, потребно је управљати истима одржавајући баланс између времена реализације пројекта, трошкова и квалитета радова (Lazarević et al., 2017).

Многе земље су успеле да услуге екосистема идентификују и препознају као веома важан сегмент у просперитету друштва. Један од најпознатијих пројеката који промовише картирање услуга екосистема у циљу доношења регулатива и одлука је ESMERALDA (Enhancing ecoSysteM sERvices mApping for poLicy and Decision mAking) пројекат. Пројекат је окупио тим водећих истраживача и стручњака из наука о примени услуга екосистема уз акције координације и подршке. Основни задатак Пројекта је успостављање програма истраживања и иновација, процена економске вредности таквих услуга и промовисање њихових интеграцијских вредности у рачуноводствене системе и системе извештавања на нивоу ЕУ и на националном нивоу до 2020. године. ESMERALDA развија флексибилни приступ картирању који интегрише биофизичке, социо-културне и економске методе и технике процене (http://www.esmeralda-project.eu).

2. Земљишни ресурс као извор услуга екосистема

Земљиште представља спону између ваздуха, воде, стена и организама, и одговорно је за многе функције у природном свету које називамо услугама екосистема. Услуге екосистема које пружа земљиште укључују: регулацију атмосфере и климе (кроз секвестрацију угљеника у земљишту), пољопривредну производњу, прераду отпада, разградњу, очување и извор дугорочних споро ослобађајућих хранљивих материја, пречишћавање воде, побољшање квалитета и складиштење воде, контролу ерозије, ублажавање утицаја екстремних временских прилика (поплаве), медицинске ресурсе, контролу штеточина и ублажавање болести (Wall et al., 2004; Bardgett, 2005; de Deyn & Van Der Putten, 2005; Wall et al., 2015).

Користи које човек добија од земљишта директно су или индиректно повезане са чистим ваздухом и водом и производњом хране, а кључне су за ублажавање сиромаштва и климатских промена. Сигуран проток екосистемских услуга има потенцијал за смањење друштвене осетљивости на климатске промене и варијабилност (Turner, et al., 2009). То је један од најважнијих изазова за наше друштво. Тип, количина, или квалитет екосистемских услуга земљишта зависи од специфичних карактеристика животне средине, које ће одредити својства и функције земљишта. Вредновање услуга земљишта зависи од природних карактеристика и начина управљања (Pereira et.al, 2018). Неодрживе праксе подстичу деградацију земљишта, док одрживе праксе, попут конзервационе пољопривреде и адекватног начина коришћења земљишта (контурна обрада земљишта, контурна садња култура, примена противерозионих плодореда...), у будућности могу да имају позитиван утицај на микробиолошку активност и плодност земљишта, као и на принос засађених култура (Lazarević et al., 2016; Michler et al., 2019).

Деградацијом земљишта услед неадекватне пољопривреде и урбанизације уноси се 46 милијарди тона наноса у океане годишње (Milliman & Farnsvorth, 2011). Уклањање вегетације и физички поремећаји на земљишту интензивирају ове процесе. Поједине владе због таквог стања, стварају подстицајне програме, који подржавају власнике земљишта који штите услуге екосистема тако што надокнађују изгубљене приходе (MEA, 2005). Исплате су посебно вредне када се земљиште не може купити и одвојити за конзервацију, или где се не могу успоставити заштићена подручја.

Велики напори се улажу приликом дефинисања осетљивости земљишта на процесе деградације у циљу благовременог и превентивног деловања. Тако је MEDALUS модел у процени осетљивости земљишног простора на подручју Србије примењен на више локалитета (Делиблатска пешчара, Чукарица, западна Србија) (Kadović et al., 2016; Momirović et al., 2019; Perović et al., 2021).

Треба напоменути да тренутне стопе ерозије повезане са индустријском пољопривредом далеко премашују процесе педогенезе, а одржива пољопривредна пракса мало је помогла да се побољша неусклађеност између образо-

вања и губитка земљишта (Montgomery, 2007). Ерозија земљишта има велике последице по друштво, економију и животну средину (Petrović et al., 2020). Главни узрок процеса деградације животне средине је ерозија земљишта, којој погодују неповољне природне карактеристике, углавном планинских подручја, али и неодговарајући начин коришћења земљишта, посебно на нагнутим теренима (Vulević et al., 2018). Штете од ерозије земљишта могу се сагледати са неколико различитих аспеката: таложење наноса у акумулацијама и у водотоцима (аспект управљања водама); смањење плодности земљишта одношењем површинског слоја земљишта као и таложењем наноса на обрадивим површинама (пољопривредни аспект); оштећења путева, индустријских зграда, људских насеља итд. (економски аспект), хемијско и механичко загађење водотокова и акумулација (еколошки аспект) (Braunović et al., 2018).

Механизми који покрећу земљиште разликују се од механизама у сливу (Sharpley, et al., 2002; de Vente & Poesen, 2005; Pietron, et al., 2017), који у комбинацији са широко распрострањеним недостатком података о праћењу (Milliman & Farnsvorth, 2011), стварају несигурност око ефеката управљања на процесе таложења наноса и отицаја (Baer & Birgé, 2018). Због тога је брзо успостављање вегетационог покривача веома пожељно (Bjedov et al., 2011).

Генерално, земљиште је природни капитал који је занемарен, деградиран, а мониторинг је једва присутан. Управљање земљиштем ради смањења процеса ерозије неопходно је за одржавање услуга екосистема. Да би се ускладило очување екосистема са економским капацитетима, у свету се примењују различити модели одрживог управљања земљиштем. Одрживо управљање земљишним простором подразумева систем технологија и/или планирање интеграције еколошких са социо-економским и политичким принципима који су усмерени на адекватне активности у спречавању ерозионе деструкције земљишта, пре свега адекватним начином обраде, уз одговарајуће приносе и економске ефекте такве производње (Rončević et al., 2019). Едафски фактори, климатски фактори и избор адекватних материјала (нпр. избор адекватних врста за пошумљавање деградираних подручја) (Jokanović et al., 2019) су основни фактори који утичу на примену одређених модела при планирању и остварењу концепта одрживог управљања земљишним ресурсом.

3. Процена земљишних услуга екосистема - InVEST модел

Да би очување екосистема било боље усклађено са економским развојем, Natural Capital Project (Stanford University) развија моделе који квантификују и картирају вредности еколошких услуга. Интегрисано вредновање услуга животне средине и компромиси или InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoff) је просторно експлицитно интегрисана алатка за моделирање. Има растер структуру, која омогућава да делови екосистема буду подељени у мале просторне целине или растерске ћелије, на основу које се квантификују промене у услугама екосистема. Развијен је као део Пројекта Природног

капитала (www.naturalcapitalproject.org), а настао је у партнерству између Универзитета у Стенфорду и Минесоти у циљу заштите природе, утицаја промене начина коришћења земљишта на услуге екосистема. Основни задатак је усклађивање привредних снага са конзервацијом земљишта.

InVEST модел користи карте и табеларне податке о коришћењу земљишта, управљању земљишним ресурсима у функцији заштите животне средине који се комбинују са економским подацима (Daily et al. 2009; Nelson et al. 2009). InVEST је моћан алат за истовремено квантификовање и вредновање услуга екосистема, што је од велике важности за доносиоце одлука.

InVEST модел користи једноставан оквир који одређује „снабдевање, услуге и вредности". „Снабдевање" су користи које су потенцијално доступне од екосистема. „Услуге" укључују потражњу, која се базира на информацијама о корисницима те услуге. „Вредности" укључују социјалну преференцију и омогућавају израчунавање економских и друштвених метрика (избегнуте штете од ерозије и поплава, број погођених људи и сл.).

Скуп алата InVEST-а описан у InVEST User Guide, Release +VERSION+ (https://invest-userguide.readthedocs.io/_/downloads/en/3.5.0/pdf/) водичу укључује моделе за квантификовање, картирање и вредновање користи које пружају копнени, слатководни и морски системи. Модели су груписани у четири категорије: 1) Екосистемске услуге подршке (Supporting Ecosystem Services), 2) Коначне екосистемске услуге (Final Ecosystem Services), 3) Алати за олакшавање анализа услуга екосистема (Tools to Facilitate Ecosystem Service Analyses и 4) Алати за подршку (Supporting tools). Екосистемске услуге подршке подржавају остале услуге екосистема, али не пружају директно користи људима. Завршне услуге пружају директне користи људима. Алати за подршку укључују помоћ у издвајању сливова, хидролошку обраду на дигиталном моделу терена и прављење сценарија који се могу користити као улазни подаци за InVEST. У оквиру InVEST-а налазе се следећи модели:

Екосистемске услуге подршке (Supporting Ecosystem Services):

1. Habitat Risk Assessment
2. Habitat Quality
3. Pollinator Abundance: Crop Pollination

Коначне екосистемске услуге (Final Ecosystem Services):

1. Forest Carbon Edge Effect
2. Carbon Storage and Sequestration
3. Coastal Blue Carbon
4. Annual Water Yield
5. Nutrient Delivery Ratio
6. Sediment Delivery Ratio
7. Unobstructed Views: Scenic Quality Provision
8. Visitation: Recreation and Tourism
9. Wave Energy Production

10. Offshore Wind Energy Production
11. Marine Finfish Aquacultural Production
12. Fisheries
13. Crop Production
14. Seasonal Water Yield

Алати за олакшавање анализа услуга екосистема (Tools to Facilitate Ecosystem Service Analyses):

1. Overlap Analysis
2. Coastal Vulnerability
3. InVEST GLOBIO

Алати за подршку (Supporting tools):

1. RouteDEM
2. DelineateIT
3. Scenario Generator
4. Scenario Generator: Proximity Based

Сваки од наведених модела за анализу користи посебну базу података.

Процена земљишних услуга екосистема је базирана на процени губитака земљишта услед ерозионих процеса и користи које земљиште може пружити човеку кроз пољопривреду, рекреацију, изградњу и сл.

InVEST Sediment Delivery Ratio (SDR) модел представља модел који врши картирање ретенције и проноса наноса. У контексту глобалних промена, такве се информације могу користити за проучавање услуга задржавања наноса у сливу. Ова чињеница има посебну важност у процесу управљања сливовима и квалитетом воде, што се може економски вредновати (вредност коју особа приписује економском добру на основу користи које из тога произлазе, што се може приказати описно или новчано).

SDR (Коефицијент ретенције наноса) је удео бруто ерозије земљишта који се транспортује у реке из датог слива у одређеном временском интервалу (Lu et al., 2006). Коефицијент ретенције наноса (SDR) повезује еродиран и транспортован нанос са падина слива са оним који на крају улази у речне токове, и који се таложи на излазу из слива. SDR игра битну улогу у истраживањима која се тичу ерозије као додатни параметар приликом разматрања проноса наноса, конзервације/санације нагиба и пројеката контроле наноса, за инжењере и доносиоце одлука. SDR од скоро 100% означава подручје на којем покренут нанос има скоро савршену шансу да дође до оближње реке или потока. У поређењу са тим, SDR од 0% на подручју са еродибилним земљиштем може значити да постоји велика вероватноћа да се нанос исталожи пре него што стигне до реке или потока (Thomas et al., 2020).

InVEST SDR је просторно експлицитни модел који користи резолуцију дигиталног модела терена (DEM) као улазни податак. Модел функционише тако што се за сваки пиксел израчунава количина годишњег губитка земљишта и количина наноса који је пропорционалан губицима земљишта који стижу до

речног тока. Модел примењује алгоритам губитка земљишта повезан са алгоритмом повезивања наноса, који су предложили Borselli et al. (2008). Губитак земљишта израчунава се универзалном једначином губитка земљишта (USLE) за сваки пиксел (Wischmeier & Smith, 1978), а затим се множи са коефицијентом ретенције наноса (SDR), који је такође израчунат за сваки пиксел. По Borselli-ју, нанос који је у сливу практично се и задржава у самом сливу, што се директно одражава на земљишне услуге екосистема (Borselli et al., 2008).

Улазни подаци које овај модел захтева су: дигитални модел терена (DEM), фактор ерозионе снаге кише (R), фактор еродибилности земљишта (K), слив (вектор), биофизичка табела, која садржи бројеве класа коришћења земљишта и вредности C и P фактора, и калибрациони фактори (SDR_{max}, IC_0, k) (http://releases.naturalcapitalproject.org/). Након обраде улазних података, модел даје следеће резултате: потенцијалне губитке земљишта према USLE без фактора C и P, укупне губитке земљишта према USLE, пронос наноса из слива (sediment export), таложење наноса (sediment deposition), ретенцију наноса (sediment retention).

Овај модел има широку примену у управљању акумулацијама и одржавању квалитета воде у току, како би се картирала ретенција и пронос наноса (Zhou et al., 2019). Продуковани нанос, као резултат ерозије земљишта у сливу, премешта сеод вододелнице ка водотоку и даље транспортује хидрографском мрежом (Kostadinov et al., 2019). Показало се да овај модел има добре перформансе након калибрације и успешно је коришћен за процену услуга ретенције/задржавања наноса и просторни приказ расподеле ретенције, продукције и проноса наноса (Sánchez-Canales et al., 2015; Jiang et al., 2016; Zhou et al., 2019).

4. Економска процена услуга екосистема

Човек зависи од природе, природних ресурса и користи које она може да пружи. Сама та чињеница се често занемарује у разним регулативама, директивама и акцијама, док губици у природном капиталу имају директне економске последице, које се потцењују. Економски аспект, који није занемарљив, и даље представља велики изазов за истраживаче. На нивоу шумских управа у Србији јавља се велики проблем у начину вредновања, заштити и хармонизацији наплате екосистемских услуга (Trudić et al., 2015), а да се притом одрже шумски генетички ресурси и заштићена природна добра. Николић Јокановић и сар. (2020) предлажу дефинисање најугроженијих подручја (одељења) у циљу заштите шумских екосистема и правилног газдовања шумама.

Вредновање услуга екосистема у монетарном смислу може бити веома сложено и контроверзно, али у исто време корисно средство у систему доношења одлука (Arany et al., 2018). Просечна годишња вредност производа и услуга екосистема у свету процењује се на око 33 трилиона америчких долара (Costanza et al., 1997). Ради поређења, 1997. године БДП САД-а је био 8,5 трилиона долара, а 2019. године 21,4 трилиона (https://data.worldbank.org/).

Након појаве првих публикација које су скренуле пажњу на потенцијал доделе монетарних вредности екосистемским услугама (Daily, 1997; Costanza, et al., 1997), данас је изражен интерес за квантификовање (валоризацију) утицаја промена екосистема на благостање човечанства.

Вредновање и економска анализа пружају доносиоцима одлука информације на који начин се може уравнотежити однос између коришћења и заштите природних ресурса и економског раста (Daily, et al., 2009; TEEB, 2010). Посебно треба бити обазрив у процени, јер је вредновање услуга подложно „необјективном“одлучивању.

Spangenberg и Settele (2010), сматрају да би процену (вредновање) требало заснивати на критеријумима потенцијалне ефикасности екосистема, а не на прорачунима вредности. Ово је још увек широко и неистражено поље, које укључује трошкове тржишних производа и услуга, радне снаге и ресурса, али такође и трошкове одштете и напоре да се њима управља, умањи или спречи негативно дејство.

Плаћање за услуге екосистема (Payments for Ecosystem Services – PES) дешава се када корисници услуга екосистема плате добављачима те услуге (Слика 2). Основна идеја је да онај ко пружа услугу за то треба да буде плаћен (Smith et al., 2013; Fripp, 2014).

Слика 2. Концепт PES-а на примеру слива
(Извор: Прилагођено од Smith et al., 2013)

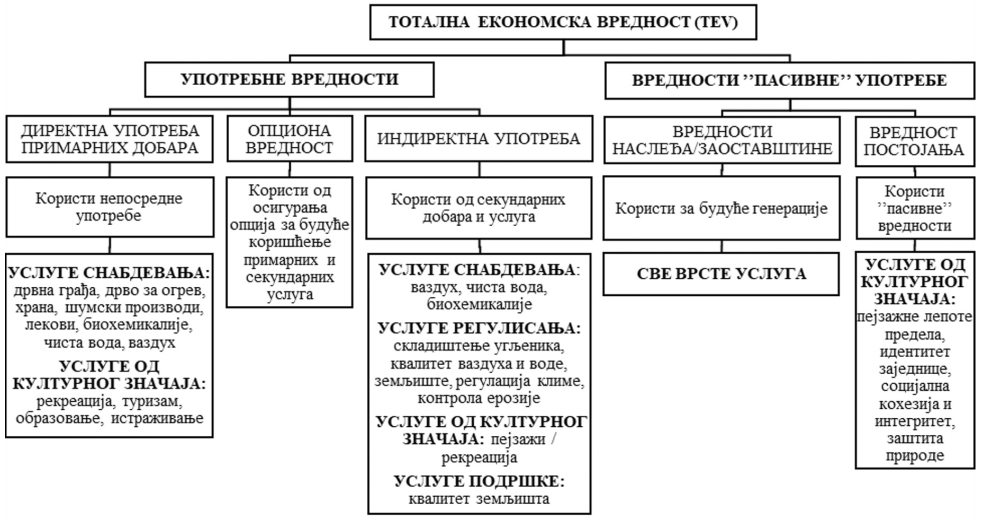
Плаћања за услуге екосистема треба заснивати на нивоу подстицаја који мења понашање, а не на прорачунима вредности, јер упозорава на занемаривање економских утицаја у промени животне средине (Spangenberg & Settele,

2016). „Откривамо да је недостатак процене основни узрок деградације екосистема и губитка биодиверзитета“, наводи Pavan Sukhdev, координатор извештаја TEEB-a. „Као и многи други економисти, уверен је да добра процена може донети свеобухватан и уверљив економски случај за заштиту“ (Европска комисија, 2008., стр. 4). Вредност више није метафора, већ је претворена у економску цифру, упоредо са осталим калкулацијама вредности, цена и трошкова.

Norgaard (2009) упозорава да корак од вредности као метафоре до економске цене, као кључне методе вредновања, доводи до занемаривања других начина разумевања екосистема развијених у науци о екосистемима, и на тај начин прикрива тренутно и потенцијално будуће знање (Spangenberg & Settele, 2010).

Не постоји јединствена техника економске процене која се може применити на све услуге екосистема, јер се методе разликују у зависности од карактеристика услуга екосистема, као и расположивих података (DEFRA, 2007; TEEB, 2010). Због тога је најчешће коришћена метода за вредновање услуга екосистема Укупна економска вредност (TEV – Total Economic values) и анализа користи и трошкова (Loomis et al., 2000; Greenhalgh et al., 2017).

Економисти, кроз TEV, вреднују услуге екосистема као употребне вредности, или вредности „пасивне употребе“ (некоришћење) (Шема 1).



Шема 1. Тотална економска вредност и екосистемске услуге
(Извор: Прилагођено од NZIER, 2018)

Употребна вредност се дефинише као вредност која потиче од стварне употребе добара или услуга, попут лова, риболова, посматрања птица или пешачења. Употребне вредности укључују директну употребу природних добара (вода, храна...), индиректну употребу и опционе вредности (услуге снабдевања, регулисања, подршке и услуге од културног значаја).

Опциона вредност је вредност која људима даје могућност да уживају у нечему (да користе добра или услуге) у будућности, иако то можда тренутно не користе. Слично томе, вредност наслеђа/заоставштине је вредност која оставаља будућим генерацијама као могућност коришћења добара или услуга. Дакле, вредност наслеђа/заоставштине мери се спремношћу људи да плате за очување природног окружења за будуће генерације.

Вредности „пасивне употребе" су вредности које нису повезане са стварном употребом, или чак опцијом коришћења добра или услуге. Вредност постојања је неискоришћена вредност коју људи приписују неком добру, знајући да нешто постоји, чак иако то никада неће видети или користити.

Повећана биолошка разноврсност може да пружи отпорност на суочавање са глобалним променама, а њено очување сада даје могућност да се од такве услуге користе у будућности. Супротно томе, вредности „пасивне" употребе односе се на вредности повезане са, на пример, уживањем које пружа сазнање о постојању биодиверзитета, или значајем очувања услуга екосистема за будуће генерације (Gómez-Baggethun et al., 2014).

Јасно је да појединац може имати више користи од истог екосистема. Дакле, укупна економска вредност (TEV) је збир свих релевантних употребних и некоришћених вредности за добро или услугу.

Најчешћа употреба вредности екосистема за доношење одлука је у анализи користи и трошкова. Анализа користи и трошкова упоређује користи и трошкове за друштво, користећи програме или акције за заштиту или обнављање екосистема. Анализа користи и трошкова мери нето добитак или губитак друштва од регулатива, директива или акција. Циљ анализе користи и трошкова је утврдити шта пружа највеће нето економске користи и да ли ће друштву у целини бити боље ако се спроведу одређени закони, директиве или акције. То захтева набрајање и процену свих мерљивих користи и трошкова и њихово упоређивање. На овај начин, могу се оценити појединачна регулатива или акција, како би се утврдило да ли пружа нето економске користи друштву. Алтернативно, може се упоредити неколико регулатива или програма, како би се утврдило шта пружа највеће нето економске користи. Анализа користи и трошкова само је један од многих могућих начина за јавно доношење одлука о природном окружењу. Будући да се фокусира само на економске користи и трошкове, ова анализа одређује економски ефикасну опцију. Ово може, или не мора бити исто што и социјално најприхватљивија опција, или еколошки најповољнија опција. Економске вредности се заснивају на преференцијама људи, које се можда не подударају са оним што је еколошки најбоље за одређени екосистем. Међутим, јавне одлуке морају узети у обзир јавне преференције, а анализа користи и трошкова заснована на процени екосистема један је од начина да се то учини.

За монетарно вредновање услуга екосистема посебно је важна примена адекватних дисконтних стопа на приходе и трошкове настале у будућности, из два разлога. Људи углавном више воле да примају бенефите раније него кас-

није, а трошкове да плаћају касније. Новац који је сада доступан може се уложити и остварити зарада, и због тога он вреди више него новац који би иначе добили у будућности. За одлуке у вези са природним ресурсима, одговарајућа дисконтна стопа је стопа која одражава преференције друштва за расподелу употребе природних ресурса током времена. Међутим, одређивање социјалне дисконтне стопе је контроверзно, а избор дисконтне стопе може имати велики утицај на резултате анализе користи и трошкова. Већа дисконтна стопа даје већу тежину садашњости у односу на будућност, а самим тим и користи за садашњу генерацију добијају већу тежину од користи за будуће генерације. Многи су се залагали за социјалну дисконтну стопу за еколошке пројекте, која је нижа од тржишне, како би се оставило више могућности за будуће генерације. У многим случајевима дисконтна стопа је одређена савезним прописима. Тако, америчко Министарство унутрашњих послова поставља дисконтну стопу за федерално планирање воде и сродних земљишних ресурса, на основу просечног приноса каматних тржишних хартија од вредности у Сједињеним Америчким Државама.

Слика 3. Вредновање услуга екосистема
(Извор: Прилагођено од P. ten Brink, Workshop on the Economics of the Global Loss of Biological Diversity, 5-6 March 2008, Brussels)

Након MEA 2005, иницијатива о Економији екосистема и биодиверзитета (TEEB) покренута је 2007. године. Усредсређена је на економску процену (Слика 3) и има за циљ да помогне доносиоцима одлука да препознају економске користи биодиверзитета и растуће трошкове деградације екосистема (TEEB, 2010).

Мере усмерене на очување или обнављање екосистема, владе и предузећа често виде као прогнозу или предвиђања нето трошкова, јер се заснивају на непотпуним и често погрешним анализама користи и трошкова (de Groot, et al., 2013).

У класичној економији, вредност сваког добра (услуге) дефинише се као његова цена. Међутим, „вредност“ може да обухвати много више од економске вредности. Може се проширити на еколошке, инхерентне, оставинске, естетске, духовне, здравствене вредности и друге (Gómez-Baggethun, et al., 2014).

Екосистемским услугама се не тргује на тржишту. Због тога се морају проценити на други начин, како би се могле поредити са другим вредностима у монетарном смислу. Методе које су креиране за процену нетржишних вредности су: методе директне тржишне вредности, методе откривених преференција и методе исказаних преференција. Разликују се у извору информација које су коришћене како би се одредио обим промене благостања које су појединци доживели, или промене у добити које су предузећа остварила (Mullan, 2014).

Економски инструменти могу бити корисни у заштити екосистема и услуга које пружају, али економска анализа, као и економска процена кроз анализу користи и трошкова, није адекватан метод за одређивање циљева или приоритета политике очувања (Spangenberg & Settele, 2010). Екосистеми дају еколошке функције које заузврат пружају разне врсте добробити, које су лако разумљиве јавности и доносиоцима одлука. Заштита истих може бити политичка одлука, којој не треба економско оправдање вредновањем услуга. Али чињеница је да уколико постоји новчани приказ проблема, тај проблем може „лакше“ да се реши.

5. Примена InVEST SDR модела у сливу Топчидерске реке

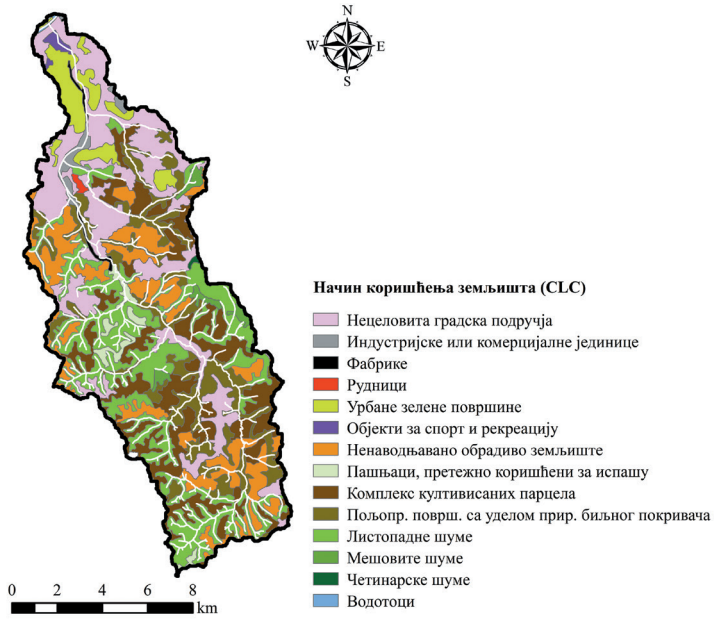
Слив Топчидерске реке, површине 148 km^2, највећи је слив на административном подручју града Београда. Одликује га развијена хидрографска мрежа и изражен бујични карактер водотока. Горњи део слива обухвата рурална подручја мале густине насељености, са великим уделом пољопривредних површина, док је доњи део слива потпуно урбанизован. Еутрични камбисол је најдоминантнији тип земљишта у сливу (61,6%), а деструктивни процеси ерозије углавном се јављају након пренамене шумског земљишта у пољопривредно (Vulević, 2017). Према CORINE LAND COVER (CLC, 2000) на подручју слива Топчидерске реке регистровано је 14 начина коришћења земљишта. Највећу површину заузимају листопадне шуме (23,21%), нецеловита градска подручја (21%), затим следе комплекси култивисаних парцела (17,22%), пољопривредне површине са уделом природног биљног покривача (14,34%) и ненаводњавано обрадиво земљиште (13,62%). У табели 2 приказан је детаљан начин коришћења земљишта у km^2 и %, док је на слици 4 приказан просторни распоред класа коришћења земљишта.

Табела 2. Структура коришћења земљишта у сливу Топчидерске реке (CLC)

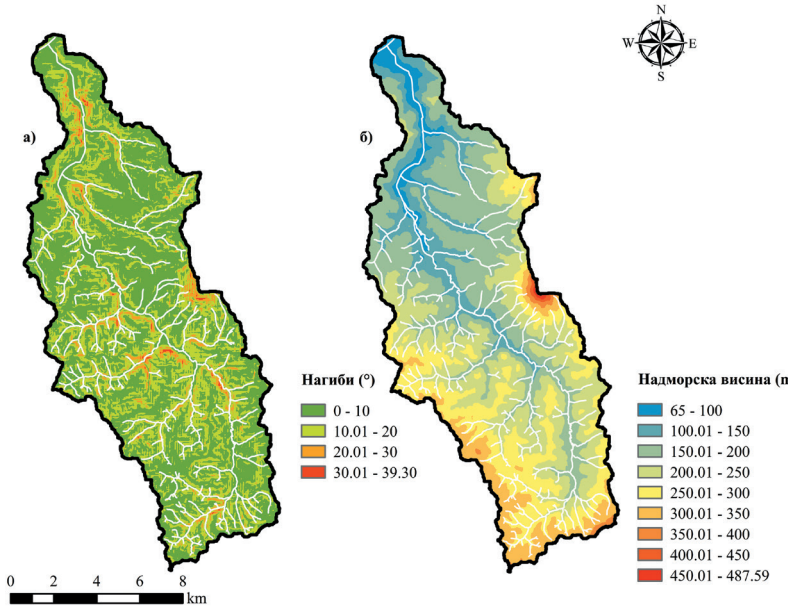
Ред. бр.	Група којој припада начин коришћења земљишта	CLC класа	Опис класе	Површина	
				km^2	%
1.	Вештачке површине	112	Нецеловита градска подручја	31,06	21,00
2.		121	Индустријске или комерцијалне јед.	1,87	1,26
3.		122	Фабрике	0,83	0,56
4.		131	Рудници	0,29	0,20
5.		141	Урбане зелене површине	7,24	4,89
6.		142	Објекти за спорт и рекреацију	0,72	0,49
7.	Пољопривредне површине	211	Ненаводњавано обрадиво земљиште	20,15	13,62
8.		231	Пашњаци, претежно коришћени за испашу	2,32	1,57
9.		242	Комплекс култивисаних парцела	25,47	17,22
10.		243	Пољопривредне површине са уделом природног биљног покривача	21,21	14,34
11.	Шуме	311	Листопадне шуме	34,34	23,21
12.		312	Четинарске шуме	0,15	0,10
13.		313	Мешовите шуме	2,10	1,42
14.	Водене површине	511	Водотоци	0,17	0,11
Укупно				148	100,00

Просечна надморска висина датог слива износи 210 m, док се највиша тачка истраживаног простора налази на 488 m, а најнижа на 65 m (слика 5а). Средњи нагиб рељефа у сливу износи ср = 8,95º (слика 5).

InVEST SDR модел који користи (R)USLE за израчунавање годишњих потенцијалних губитака земљишта из сваког пиксела на истраживаном подручју, на основу његове топографије и карактеристика земљишног покривача, примењен је на подручју Топчидерске реке. Губитак земљишта израчунат је ревидираном универзалном једначином губитка земљишта за сваки пиксел (Renard, et al.,1997), а затим је помножен са коефицијентом ретенције наноса (SDR), који је такође израчунат за сваки пиксел (Borselli, et al., 2008). Улазни подаци InVEST SDR модела укључују начин коришћења земљишта, DEM, RUSLE факторе (R, K), слив (вектор) и биофизичку табелу, која садржи бројеве класа коришћења земљишта и вредности C и P фактора. Биофизички део модела је просторно експлицитан и једнак је резолуцији DEM-а, која је за слив Топчидерске реке 25 метара. Коришћени су и калибрациони фактори, према препорученим дефинисаним вредностима за овај модел (SDRmax=0,8; IC0=0,5; kb=2).



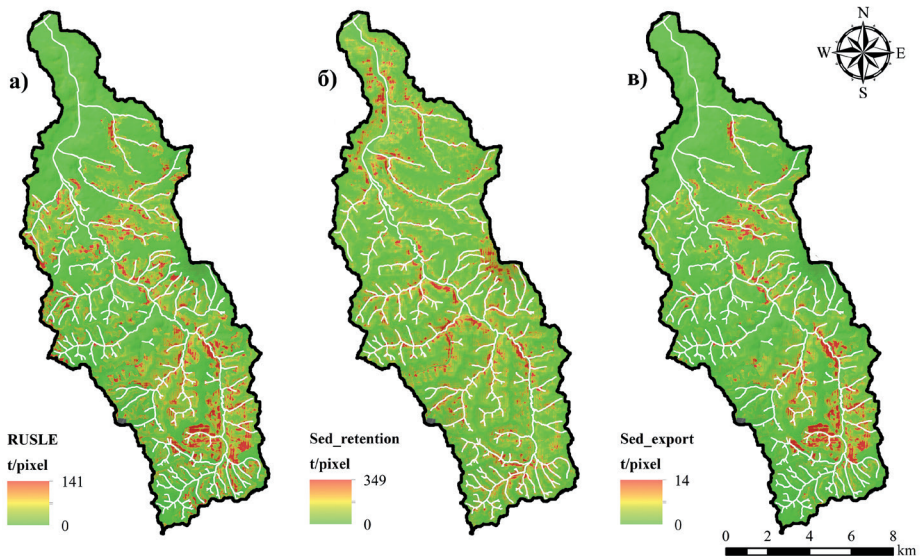
Слика 4. Начин коришћења земљишта у сливу Топчидерске реке (CLC)



Слика 5. Карта нагиба терена (а) и висинска представа слива Топчидерске реке (б)

Модел даје три главна резултата: 1) укупна количина наноса извезена из сваког пиксела која дође до водотока (sediment export); 2) укупан износ потенцијалног губитка земљишта израчунат према (R)USLE једначини; 3) задржавање наноса (укупан нанос који задржи пиксел) као разлика у количини наноса испорученог тренутним покривачем земљишта и хипотетичким сливом где су сви начини коришћења земљишта очишћени до голог тла (sediment retention) (Bogdana, et al., 2016).

На слици 6 просторно су приказани резултати InVEST SDR модела за слив Топчидерске реке у t/pixel-у: а) губици земљишта према RUSLE; б) задржавање наноса – sediment retention; в) пронос наноса из слива – sediment export.



Слика 6. Резултати InVEST SDR модела за слив Топчидерске реке

У InVEST SDR моделу, параметри су изражени у тонама по пикселу (t/pixel). Како би се омогућила упоредивост података, јединице су прерачунате у тоне по хектару (t/ha). Просечан годишњи губитак земљишта за слив Топчидерске реке према RUSLE износи 21,87 t/ha. Пронос наноса из слива узима у обзир ублажавајуће ефекте које топографија и начин коришћења земљишта имају на потенцијалну ерозију земљишта и представља нето губитке који доспевају до водотока. Просечан годишњи пронос наноса из слива (sediment export) за слив Топчидерске реке износи 1,86 t/ha. Потенцијал задржавања наноса у сливу се креће између 0 и 5580 t/ha годишње (sediment retention).

Вредност природног покривача земљишта у задржавању наноса је просторно променљив и зависи од топографије, земљишта, климе и начина коришћења земљишта. На подручју слива Топчидерске реке највећи потенцијал задржавања наноса имају површине покривене пашњацима 83,45 t/ha, које зау-

зимају јако малу површину од укупне површине (1,57%). Потенцијал задржавања наноса шумске вегетације (четинарске, лишћарске и мешовите шуме), износи 74,52 t/ha (шуме заузимају 24,73% од укупне површине слива). Највећи губици земљишта према RUSLE су са ненаводњаваних обрадивих земљишта и износе 25,26 t/ha, одакле је и највећи пронос наноса из слива који износи 2,15 t/ha.

Како би се очувало земљиште у будућности могу се користити будући климатски сценарији и промене у начину коришћења земљишта (Perović, et al., 2019), што би доносиоцима одлука омогућило приступ прецизнијим подацима за дефинисање стратегије одрживог управљања земљиштем.

InVEST модел опционо пружа могућност да се користи које добијемо од земљишта и економски представе. Повећање продуктивности земљишта је у директној вези са губицима земљишта. Уколико су процеси деградације (ерозије) израженији, интензитет изношења продуктивног, површинског слоја је већи, а користи од таквог земљишта мање. Са економског аспекта посебан утицај оваквог стања (губитака земљишта) у сливу се одражава на пољопривредним површинама, којих је око 46,75% у сливу. На таквом подручју, користећи однос корист-трошак валоризују се услуге екосистема кроз биљну производњу, односно производњу хране. Посебан утицај има демографска структура сливног подручја и урбана зона са 28,4% удела у сливу, која смањује функције земљишта. Користи које човек има од оваквог земљишта на тај начин су знатно смањене и ограничене, али су индиректне користи кроз културне услуге (образовање, традиционално знање, духовно благостање, рекреацију...) повећане. У Републици Босни и Херцеговини, у сливу реке Укрине демографске промене и промене коришћења земљишта утицале су не само на социо-економске карактеристике слива, већ и на интензитет ерозије истраживаног подручја (Tošić, et al., 2012). У сливу Топчидерске реке, губици земљишта исказани кроз пронос наноса, такође, указују на велики утицај човека.

Шумски екосистеми са 24,73% и водотоци са 0,11% имају великог удела у економској процени користи у сливу Топчидерске реке кроз утицај на процесе ерозије, квалитет ваздуха, воду, рекреацију, смањење ризика од поплава, клизишта, као и културне аспекте. Све су то аспекти који дају корист за човека. Многи од њих се не могу монетарно приказати, али свакако могу описно. Да ли је монетаран приказ стварно неопходан? Да ли је довољно указати и показати шта имамо и шта добијамо од екосистема? Spangenberg и Settele (2010) сматрају да би вредновање требали заснивати на критеријумима потенцијалне ефикасности екосистема, а не на прорачунима вредности. Монетарно вредновање је само корисно средство у систему доношења одлука.

Услуге екосистема су тако конципиране да су перманентно у колизији. Практично, уколико „помиримо“ користи које екосистеми пружају и штете које свакако настају у процесу коришћења, задовољен је концепт одрживог управљања ресурсима (Sustainable development). Задовољен је концепт који пружа здрав и квалитетан живот и „сигурну“ будућност за генерације које долазе.

6. Закључна разматрања

Екосистемске услуге су ограничене, и као такве се не могу прекомерно користити, иако људи сматрају да су неограничене и бесплатне. Економску вредност услуга екосистема потребно је допунити социјалним вредновањем, тј. разумевањем и објашњењем сваке услуге и њених погодности. На овај начин доносиоци одлука боље ће разумети важност екосистемских услуга, без коришћења монетарног вредновања. Циљ економског вредновања екосистемских услуга није само дефинисање цене услуге, него подизање нивоа свести о важности екосистема за добробит људи, и о трошковима активности које могу да доведу до деградације или губитка неких екосистемских услуга.

Вредновање земљишних услуга екосистема је у директној вези са стратегијом одрживог управљања. Функције земљишта директно се одражавају на човека кроз користи које може од њих да има. „Здраво“ земљиште је земљиште које обезбеђује напредак и просперитет. Огледа се у смањењу утицаја на процес деградације, прилагођавању климатским променама, адекватним управљањем и коришћењем. Коришћење InVest SDR модела за прорачун и картирање продукције, проноса и ретенције наноса може бити од велике помоћи локалним самоуправама/доносиоцима одлука, да се боље примене инжењерска и еколошка решења за очување земљишта ради постизања одрживог управљања земљиштем, смањујући тако ризике од продукције наноса и стварајући уравнотежено решење за све заинтересоване стране. У овом поглављу InVEST SDR модел примењен је на сливу Топчидерске реке, након чега је приказан утицај губитака земљишта на његове економске параметре. Практично, валоризација услуга екосистема кроз развој методологије уз примену InVEST модела, пружа заштиту екосистема и укључивање у процес планирања и одлучивања. Концепт одрживости је реалан, само уколико је друштво спремно да инвестира у очување и обнављање природног капитала за очување екосистема и његових услуга.

Литература

1. Arany, I., Aszalós, R., Kuslits, B., Tanács, E. (2018): Ecosystem services in karst protected areas (Ekosistemske usluge u zaštićenim kraškim područjima). Interreg Dunavski transnacionalni program, projekat ECO KARST.
2. Baer, S.G., Birgé, H.E. (2018): Soil ecosystem services: An overview. In Managing Soil Health for Sustainable Agriculture. Fundamentals, Don, R., Ed; Burleigh Dodds Science Publishing: Cambridge, UK, 2018; Volume 1, E.-chapter.
3. Bardgett, R.D. (2005): The Biology of Soil: a Community and Ecosystem Approach. Oxford University Press, New York.
4. Bjedov, I., Ristić, R., Stavretović, N., Stević, V., Radić, B., Todosijević, M. (2011): Revegetation on ski runs in Serbia, case studies of Stara Planina and Divčibare, Archives of Biological Sciences, Belgrade, vol. 63, 4 (2011).
5. Bogdana, S.M., Pătru-Stupariua, I., Zahariaa, L. (2016): The assessment of regulatory ecosystem services the case of thesediment retention service in a mountain landscape in

the Southern Romanian Carpathians, ECOSMART - Environment at Crossroads: Smart Approaches for a Sustainable Developmen, Procedia Environmental Sciences 32, pp 12-27, International Conference – Environment at a Crossroads: SMART approaches for a sustainable future, Bucharest, Romania, 12-15.11.2015, ISBN: 978-1-5108-3622-8.

6. Borselli, L., Cassi, P., Torri, D. (2008): Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. Catena 75, 268–277.
7. Braunović, S., Jovanović, F., Kabiljo, M., Momirović, N. (2018): Efekti protiverozionih radova u slivu Palojske reke (Grdelička klisura), Održivo šumarstvo, Institut za šumarstvo, vol. 77-78, pp.29-38, ISSN: 1821-1046, UDK 630, http://www.forest.org.rs/files/Sustainable%20Forestry%20-%20zbornik%20radova%2077-78.%202018.%20godina.pdf.
8. CLC (2000). Corine Land Cover 2000 raster data.
9. CICES (2017). Common International Classification of Ecosystem Services. Guidance on the Application of the Revised Structure.
10. Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J. (1997): The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. Ecological Economics, 25 (1): 3–15.
11. Daily, G. C. (1997): Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Pr.Dalton, Rex. 2004. „Natural Resources: Bioprospects Less than Golden". Nature, 429 (6992): 598–600. doi:10.1038/429598a.
12. Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallemberger R. (2009): Ecosystem services in decision making: time to deliver, Frontiers in Ecology and the Environment, Volume 7, Issue 1, pp. 21–28.
13. De Dayn, G.B., Van der Putten, Wim, H. (2005): Linking aboveground and belowground diversity, Trends in Ecology & Evolution 20(11):625-33, doi: 10.1016/j.tree.2005.08.009.
14. De Groot, R.S., Blignaut, J., Van der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T., Farley, J. (2013): Benefits of Investing in Ecosystem Restoration, Conservation Biology, Volume 27, Issue 6, Pages 1286-1293 https://doi.org/10.1111/cobi.12158.
15. DeVente, J., Poesen, J. (2005): Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models, Earth-Science Reviews, 71(1–2), pp. 95–125.
16. Department for Environment, Food and Rural Affairs Departmental Report - DEFRA (2007): Presented to Parliament by the Secretary of State for Environment, Food and Rural Affairs by Command of Her Majesty May 2007.
17. European Commission, 2008, p. 4, European Parliament resolution of 10 March 2009 on the Report on competition policy 2006 and 2007 (2008/2243(INI)). http://ec.europa.eu/competition/index_en.html.
18. Fisher, M., Chaudhury, M., McCusker, B. (2010): Do forests help rural households adapt to climate variability? Evidence from Southern Malawi, World Development 38: 1241–1250.
19. Fripp, E. (2014): Payments for Ecosystem Services (PES): A practical guide to assessing the feasibility of PES projects. Bogor, Indonesia: CIFOR.
20. Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Barton, D., Braat, L., Saarikoski, H., Kelemen, M., García-Llorente, M., van den Bergh, E., Arias, J.P., Berry, P., Potschin, L.M., Keene, H., Dunford, R., Schröter-Schlaack, C., Harrison, P. (2014): EU FP7 OpenNESS Project Deliverable 4.1, State of the art report on integrated valuation of ecosystem services. European Commission FP7.

21. Greenhalgh, S., Samarasinghe, O., Curran-Cournane, F., Wright, W., Brown, P. (2017): Using ecosystem services to underpin cost–benefit analysis: Is it a way to protect finite soil resources? Ecosystem Services, Volume 27, Part A, Pages 1-14, ISSN 2212-0416, https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.005.
22. Jiang, C., Li, D.,Wang, D., Zhang, L. (2016): Quantification and assessment of changes in ecosystem service in the Three-River Headwaters Region, China as a result of climate variability and land cover change. Ecol. Indic. 66, 199–211. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.051.
23. Jokanović, D., Nikolić Jokanović, V., Anđelković, A., Lazarević, K.. Lozjanin, R. (2019): Anatomska svojstva taksodijuma - egzote za meliorativna pošumljavanja, Glasnik Šumarskog fakulteta br. 119, UDK: 630*811:582.476(497.11), BIBLID: 0353-4537, 2019, pp. 61-76, https://doi.org/10.2298/GSF1919061J. M51.
24. Kadović, R., Bohajar, Y.A.M., Perović, V., Belanović Simić, S., Todosijević, M., Tošić, S., Anđelić, M., Mlađan, D., Dovezenski, U. (2016): Land Sensitivity Analysis of Degradation using MEDALUS model: Case Study of Deliblato Sands, Serbia, Archives of Environmental Protection. Vol. 42 no. 4 pp. 114–124, PL ISSN 2083-4772.
25. Kostadinov, S., Tošić, R., Hrkalović, D., Nikolić, S., Sudar, N., Kapović Solomun, M., Dragićević, S., Momirović, N., Cupać, R., Bosankić, G., Bundalo, S. (2019): Kontrola erozije zemljišta u funkciji smanjenja rizika od poplava u slivu reke Vrbas, Republika Srpska, Vodoprivreda 0350-0519, Srpsko društvo za odvodnjavanje i navodnjavanje, vol. 51 (2019), No. 300-302, p. 211-224, UDK: 631.432/627.51, ISSN:0350-0519.
26. Lazarević, K., Zlatić, M., Kostadinov, S. (2016): Uticaj socio-demografskih faktora na stanje erozionih procesa u ruralnom delu Opštine Voždovac. Glasnik Šumarskog fakulteta br. 114, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet, Beograd, pp. 75-102, doi https://doi.org/10.2298/GSF1614075L.
27. Lazarević, K., Vulević, T., Dragović, N. (2017): Optimizacija trajanja realizacije projekta na primeru regulacije Jelašničke reke, Časopis za uređenje bujica i zaštitu od erozije, „Erozija“, Udruženje bujičara Srbije, 43, ISSN 0350-9648, UDK 626, pp. 42-54. M51.
28. Loomis, J., Kent, P., Strange, L., Fausch, K., Covich, A. (2000): Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey, Ecological Economics,Volume 33, Issue 1, Pages 103-117, ISSN 0921-8009, https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00131-7.
29. Lu, H., Moran, C.J., Prosser, I.P. (2006): Modelling sediment delivery ratio over the Murray Darling Basin. Environ. Model. Softw. 21, 1297–1308. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.04.021.
30. Michler, J.D., Baylis, K., Arends-Kuenning, M., Mazvimavi, K. (2019): Conservation agriculture and climate resilience. Journal of Environmental Economics and Management 93, 148-169.
31. Millennium Ecosystem Assessment (2003): Ecosystems and Human Well-being. A Framework for Assessment, Washington, DC: Island Press.
32. Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis, Washington, DC: Island Press.
33. Milliman, J.D., Farnsworth K.L. (2011): River Discharge to the Coastal Ocean: A Global Synthesis, Cambridge University Press, New York, NY).
34. Momirović, N., Kadović, R., Perović, V., Marjanović, M., Baumgertel, A. (2019): Spatial assessment of the areas sensitive to degradation in the rural area of the municipality

Čukarica, International Soil and Water Conservation Research (2019), https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.12.004i.
35. Montgomery D.R. (2007): Soil erosion and agricultural sustainability, Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 104(33), pp. 13268–72.
36. Mullan, K. (2014): The Value of Forest Ecosystem Services to Developing Economies, CGD Climate and Forest Paper, Series 6, Working Paper 379, Center for Global Development.
37. Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D.R., Chan, K., Daily, G., Goldstein, J., Kareiva, P., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T., Shaw, MR. (2009): Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales, Frontiers in Ecology and the Environment 2009; 7(1), pp. 4–11, doi:10.1890/080023.
38. Nikolić Jokanović, V., Vulević, T., Lazarević, K. (2020): Risk assessment of forest decline by application of geostatistics and multi-criteria analysis, Journal of Hydrology and Hydromechanics, Vol. 68, No. 3 - Early View, 2020, p. 1 - 8, doi: 10.2478/johh-2020-0013.
39. Norgaard, K.M. (2009): Cognitive and Behavioral Challenges in Responding to Climate Change, Background Paper prepared for the World Development Report 2010, The World Bank Development Economics World Development Report Team May 2009.
40. NZIER – New Zeland Institute of Economic Research (2018): Report - What's the use of non-use values?
41. Paavola, J. (2008): Livelihoods, vulnerability and adaptation to climate change in Morogoro, Tanzania. Environmental Science and Policy, 11: 642–654.
42. Pereira, P., Bogunović, I., Muñoz-Rojas, M., Brevik E., (2018): Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management, Current Opinion in Environmental Science & Health Volume 5, October 2018, pp.7-13.
43. Perović, V., Kadović, R., **Đurđević,** V., Braunović, S., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2019): Effects of changes in climate and land use on soil erosion: a case study of the Vranjska Valley, Serbia; Regional Environmental Change, https://doi.org/10.1007/s10113-018-1456-x.
44. Perović, V., Kadović, R., Djurdjević, V., Pavlović, D., Pavlović, M., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović P. (2021): Major drivers of land degradation risk in Western Serbia: Current trends and future scenarios, Ecological Indicators 123, https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107377.
45. Petrović, V., Dragović, N., Vulević, T., Todosijević, M., Momirović, N. (2020): Uporedna analiza primene računarskih programa za planiranje izvođenja radova na sanaciji brane Kamenica, Časopis za uređenje bujica i zaštitu od erozije, „EROZIJA", Udruženje bujičara Srbije, br.46, ISSN 0350-9648, UDK 626, pp. 63-71.
46. Pietron, J., Chalov, S. R., Chalova, A. S., Alekseenko, A. V. and Jarsjo J. (2017): Extreme spatial variability in riverine sediment load inputs due to soil loss in surface mining areas of the Lake Baikal basin', Catena, 152, pp. 82–93.
47. Renard, K., Foster, G., Weesies, G., McCool, D., Yoder, D. (1997): Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Soil Loss Equation.
48. Rončević, V., Zlatić, M., Todosijević, M. (2019): Environmental and Economic Effects of Investments in Sustainable Land Management in the Morphological Unit of Šutilovac Stream, Bulletin of the Faculty of Forestry, 119, p.p.213-232, UDK: 502.13:502.501(497.11 Beograd), DOI:10.2298/GSF1919213R, ISSN 0353-4537.

49. Sánchez-Canales, M., López-Benito, A., Acuña V., Ziv, G., Hamel, P., Chaplin-Kramer, R., Elorza, F.J. (2015): Sensitivity analysis of a sediment dynamics model applied in a Mediterranean river basin: global change and management implications. Sci. Total Environ. 502, 602–610. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.074.
50. Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2004) The Ecosystem Approach, (CBD Guidelines) Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity 50 p.
51. Sharpley, A.N., Kleinman, P.J.A., McDowell, R.W., Gitau, M., Bryant R.B. (2002): Modeling phosphorus transport in agricultural watersheds: Processes and possibilities, Journal of Soil and Water Conservation, 57(6), pp. 425–39.
52. Smith S., Rowcroft P., Everard M., Couldrick L., Reed M., Rogers H., Quick T., Eves C. and White C. (2013): Payments for Ecosystem Services: A Best Practice Guide. London: DEFRA.
53. Spangenberg J.H., Settele J. (2010): Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services/ Ecological Complexity 7 (2010) 327–337
54. Spangenberg, J.H., Settele, J. (2016): Value pluralism and economic valuation – defendable if well done Ecosystem Services18(2016)100–109.
55. TEEB (2010): The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). London, Earthscan.
56. Thomas, K., Chen, W., Lin B.S., Seeboonruang, U. (2020): Evaluation of the SEdiment Delivery Distributed (SEDD) Model in the Shihmen Reservoir Watershed, Sustainability 2020, 12, 6221; doi:10.3390/su12156221.
57. Tošić, R., Dragićević, S., Zlatić, M., Todosijević, M., Kostadinov, S. (2012): The Impact of Socio-Demographic Changes on Land Use and Soil Erosion (Case Study: Ukrins River Catchment), Geografski razgledi (46) 69-78, UDK: 911.3:314]:551.3.053 (497.6:=163.41)"1980/2010" htpp://www.igeografija.mk/MGD/Razgledi 46.htm.
58. Trudić, B., Orlović, S., Stojnić, S., Pilipović, A., Matović, B., Novčić, Z. (2015): Šumske ekosistemske usluge u kontekstu klimatskih promena – novi koncept za šumarstvo u Republici Srbiji? Topola/Poplar No 195/196 (2015): 55-83, UDK: 630*9(497.11)
59. Turner W.R., Oppenheimer M., Wilcove D.S. (2009): A force to fight global warming, Nature, 428: 278-279.
60. UNEP/IUCN (2007) Developing International Payments for Ecosystem Services: Towards a Greener World Economy. Available at www.unep.ch/etb/areas/pdf/.
61. Vulević, T. (2017): Višekriterijumsko odlučivanje u funkciji konzervacije zemljišnih i vodnih resursa brdsko-planinskih područja centralne Srbije, doktorska disertacija, Šumarski fakultet, Beograd.
62. Vulević, T., Todosijević, M., Dragović, N., Zlatić, M. (2018): Land use optimization for sustainable development of mountain regions of western Serbia, Journal of Mountain Science 15, pp 1471-1480 https://doi.org/10.1007/s11629-017-4777-1.
63. Wall, D.H., Bardget, R.D., Covich, A.P., Snelgrove, P.V.R. (2004): The need for understanding how biodiversity and ecosystem functioning affect ecosystem services in soils and sediments. In: Wall, D.H. (Ed.), Sustaining Biodiversity and Ecosystem Services in Soils and Sediments. Island Press, Washington D.C., pp. 1e14.
64. Wall, D.H., Nielsen, U.N., Six, J. (2015): Soil biodiversity and human health. Nature 528, 69e76.ity. Trends Ecol. Evol. 20, 625e633.
65. WBGU – German Advisory Council on Global Change (2008) World in Transition: Climate Change as a Security Risk, Earthscan, London.

66. Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Agriculture Handbook No. 537. USDA/Science and Education Administration, US. Govt. Printing Office, Washington, DC 58pp.
67. Zhou, M., Deng, J., Linb, Y., Belete, M., Wang, K., Comber, A., Huang, L., Gana, M. (2019): Identifying the effects of land use change on sediment export: Integrating sediment source and sediment delivery in the Qiantang River Basin, China; Science of the Total Environment 686; pp. 38-49.
68. Zlatić, M., Dragović, N., Todosijević, M., Tomićević, J. (2008): Contribution of the „World Overview of Conservation Approaches and Technologies – WOCAT“ Programme to the Serbian Practice and Education. 15th ISCO CONGRESS „Soil and Water Conservation, Climate Change and Environmental Sensitivity“,Book of Abstract, 18-23 May 2008, Budapest. 189.
69. Zlatić M., Lazarević K., Momirović N. (2016): Značaj osiguranja u naknadi šteta od prirodnih katastrofa i poplava, Časopis za uređenje bujica i zaštitu od erozije, Erozija no. 42, Udruženje bujičara Srbije, pp. 6-25, ISSN: 0350 – 9648, UDK 626, M51.
70. Zlatić, M., Todosijević, M., Dragović, N., Lazarević, K., Vulević, T., Momirović, N., Rakonjac, N. (2017): Metodološki pristup valorizacija šteta od klimatskih promena u šumarstvu i zaštiti zemljišta, Časopis za uređenje bujica i zaštitu od erozije, ‘’EROZIJA’’, Udruženje bujičara Srbije, 43, ISSN 0350-9648, UDK 626, M51.
71. https://data.worldbank.org/ (приступ сајту 15.02.2021).
72. http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/ (приступ сајту 14.02. 2021).
73. http://www.esmeralda-project.eu/showpage.php?storyid=11754 (приступ сајту 13.02. 2021).
74. www.naturalcapitalproject.org (приступ сајту 18.02.2021) https://invest-userguide. readthedocs.io/_/downloads/en/3.5.0/pdf/(приступ сајту 22.02.2021).

Поглавље 11

Анализа осетљивости земљишног простора на деградацију применом MEDALUS модела

Аутори:
MSc Стефан Милетић*,
Др Ратко Кадовић,
Др Вељко Перовић

Садржај

1. Процена осетљивости земљишта на деградацију
2. Структура MEDALUS модела
2.1 Индекс квалитета климе (CQI)
2.2 Индекс квалитета земљишта (SQI)
2.3 Индекс квалитета вегетације (VQI)
2.4 Индекс квалитета управљања (MQI)
2.5 Еколошки осетљива подручја (ESAs)
2.6 Модификовани индекси MEDALUS модела земљишта
2.6.1 Геоморфолошки индекс (GQI)
2.6.2 Социјални индекс (SoQI)
3. Предности, недостаци и правци даљег развоја модела деградације земљишта
4. Закључна разматрања
Литература

Analysis of land susceptibility to degradation using the MEDALUS model

Abstract – Land degradation is one of the main ecological, economic and social problems. Addressing this complex issue requires an interdisciplinary approach, with the multi-criteria Mediterranean Desertification and Land Use (MEDALUS) model standing out. This model serves to identify areas that are sensitive to degradation processes. This study presents numerous indices and parameters which are included in the calculation of the above model, and whose choice determines different calculation paths of ecologically sensitive areas.

Keywords: MEDALUS, degradation, ESAs, model.

1. Процена осетљивости земљишта на деградацију

Почетак 21. века обележило је нагло ширење глобализације серијом неочекиваних и неконтролисаних притисака на природу и животну средину. На овај начин (Kadović, 2014), већ постојећи еколошки проблеми, као што су: глобално загревање, загађивање атмосфере, сви облици деградације земљишта, оскудица хране, уништавање шума, недостатак залиха употребљивих копнених вода, распрострањење токсиканата, губитак биолошке разноврсности, угрожавање ма-

* e-mail:stefan.miletic@sfb.bg.ac.rs

ритимног рибљег фонда, појава нових болести, проблем чисте енергије и бројни други, синергетским деловањем широм планете Земље, угрожавају и разарају процесе и функције биосфере, која као целина одржава живот. У односу на земљиште, притисци су све распрострањенији и разноликији, а изазови, настали све већим захтевима, манифестују се опадањем или умањењем способности да обезбеди економска добра и услуге екосистема, тако да представљају глобални феномен са више аспеката (Lal, 2010). Наведени процеси, углавном повезани са функцијама земљишта, доводе у питање наше способности за обезбеђење довољно ресурса за растућу светску популацију, укључујући претње пољопривредној производњи и безбедности хране, ретенцији квалитетне воде и заштити биодиверзитета и ублажавању климатских промена.

Према проценама IPBES (Montanarella et al., 2018), годишње се деградацијом изгуби око 12 милиона хектара земљишног простора, чиме се угрожава најмање 3,2 милијарде људи, а аутори истичу да се наноси штета више од 10% годишњег глобалног БДП у изгубљеним екосистемским сервисима, попут спречавања штетног отицања хранљивих састојака у токове, или смањења ефеката поплава.

Бројни процеси деградације земљишта, као што су: ерозија, губитак плодности, загађивање, салинитет, ацидификација, смањење садржаја земљишног органског угљеника, компакција и заптивање земљишта, већ дуго су препознати и прихваћени као озбиљне претње, које имају штетне последице (Koch et al., 2013) на пољопривредну продукцију, обезбеђење чисте воде, повећане емисије ГХГ и губитак биодиверзитета. Ово, такође, значи да се без „здравог" земљишта (Kadović et al., 2016a) не могу обезбедити залихе хране и влакана (по квантитету и квалитету), потребне резерве чисте воде, или разноврсност предела, а с друге стране, угрожен је потенцијал земљишта као акумулатора у процесу кружења угљеника, али и као платформе за продукцију обновљивих извора енергије.

Полазећи од наведеног, деградација земљишта представља губитак стварне или потенцијалне продуктивности земљишта (Lal, 1997). С обзиром на значајност проблема везаних за деградацију земљишта, апсолутно је неопходно разумевање ових процеса, пре свега кроз просторну и временску димензију (Perović et al., 2021), при чему таква истраживања могу бити врло корисна приликом спровођење неких важних иницијатива попут Land Degradation Neutrality (LDN), која све више привлачи научну пажњу. С тим у вези, у последњим деценијама, приликом процена деградације земљишта све више се користе методе даљинске детекције интегрисане са GIS технологијама, чиме су се поједноставили поступци анализе и олакшало праћење динамике промена (Perović et al., 2018; Perović et al., 2019). Данас у свету постоји велики број модела и сваки од развијених модела је специфичан за одређене процесе деградације земљишта, са параметрима који их објашњавају (Miletić, 2020). Најчешће примењиване методологије укључују FAO/UNEP методологија (FAO и UNEP, 1984, 1997), DSPIR-

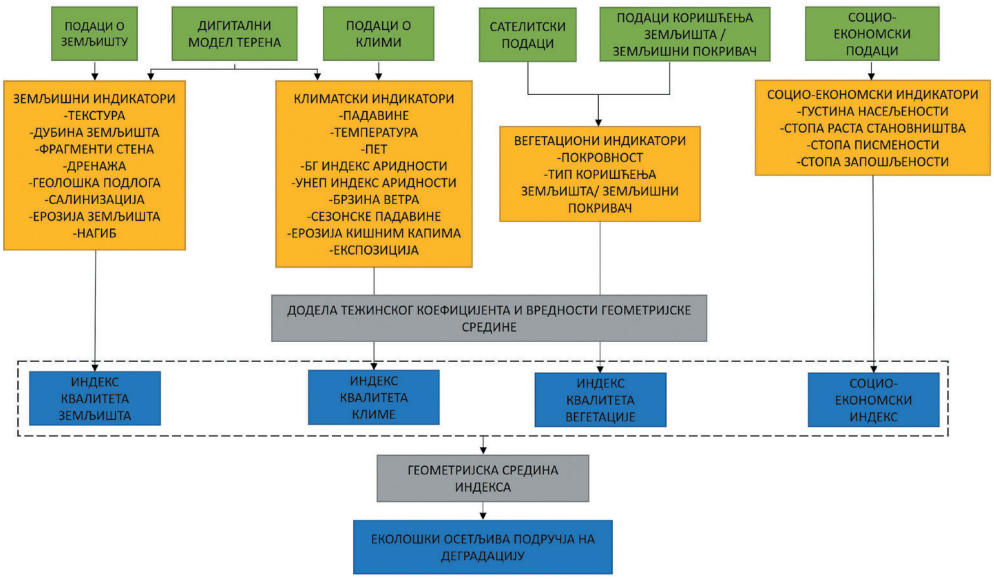
framework (GIWA, 2001), MEDALUS (Kosmas et al., 1999), LADA (Liniger et al., 2008) и друге. Наведене методологије подразумевају анализу деградираних подручја методама визуелних осматрања, мерних станица и поља, обраду података применом статистичких и математичких модела и друго (Salvati et al., 2011). MEDALUS (Mediterranean Desertification and Land Use) модел је један од најчешће коришћених алата у анализи осетљивости земљишта на деградацију и током последње две деценије коришћен је у бројним студијама, првенствено због својих предности, као што су: релативна једноставна форма модела, његова флексибилност да сублимира различите податке као и брза примена (Prăvălie et al., 2020). У том смислу, поменути модел представља корисно средство за симулације које подржавају одрживо управљање земљишним простором у подручјима осетљивим према процесима деградације. Модел је у почетку дизајниран за европски регион, нарочито за социјално-економске услове у медитеранским земљама, али се његов концептуални приступ може применити глобално (Mairota et al., 1998; Ladisa et al., 2012; Perović et al., 2021). Дакле, примена поменутог модела је забележена у бројним студијама, као што су подручја Ирана (Jafari et al., 2016), Бразила (Vieira et al., 2007), Шпаније (Contador et al., 2009), Румуније (Prăvălie et al., 2020) и друга подручја. На подручју Републике Србије, MEDALUS модел је примењен на подручју Делиблатске пешчаре, као специјалног резервата природе (Kadović et al., 2016б), општине Чукарица (Momirović et al., 2019), општине Црне Траве (Miletić, 2020) и Златиборског округа (Perović et al., 2021). Наведене студије и њихови резултати ближе су истакли комплексност процеса деградације земљишта у поменутим истраживаним подручјима, и пружили су преглед коришћених параметара у којима се крије одговор за доношења одлука против деградације земљишта.

2. Структура MEDALUS модела

MEDALUS модел (Kosmas et al., 1999) идентификује еколошки осетљива подручја (Environmentally Sensitive Areas - ESAs), добијена геометријском средином индикатора структурираних као подаци о квалитету животне средине и антропогених вредности (Kadović et al., 2016б). Ови показатељи се могу добити на основу детаљних анализа (географски подиндикатори, или параметри који се односе на климу, земљиште, геоморфологију, екологију, хидрологију и антропогене факторе) и називају се: индекс квалитета климе – CQI, индекс квалитета земљишта - SQI, индекс квалитета вегетације – VQI и индекс квалитета управљања - MQI (Kosmas et al., 1999); (Слика 1). Наведени фактори деградације обједињено су представљени индексом укупне еколошке осетљивости подручја (ESAs), који не наводи конкретно процесе деградације земљишта, већ поседује универзални концепт осетљивости земљишта на деградацију (Basso et al., 2000). Дакле, сваки индекс у оквиру MEDALUS модела генерисан је из неколико параметара (уз могућност промене броја параметара и индекса), према следећој једначини (Kosmas et al., 1999):

$$ESAI\ ) = (NI_1 \times NI_2 \times NI_3 \times \ldots \times NI_n)^{1/n}$$

NI_n - индекс (индекс квалитета земљишта, климе, вегетације...)
p_n - параметар (текстура, дубина земљишта, падавине...)



Слика 1. Шематски приказ MEDALUS модела (Salunkhe et al., 2018)

С обзиром да су индекси који улазе у прорачун модела селективни, врло је битно одабрати параметре који најбоље интерпретирају подручје које се изучава. У циљу примене ове методологије, потребно је сваком параметру доделити тежинске коефицијенте у распону од 1 (ниска осетљивост на деградацију земљишта) до 2 (висока осетљивост на деградацију земљишта). Генерално, примена MEDALUS модела се може описати у три корака. У првом кораку се параметри (променљиве) трансформишу у индексе осетљивости помоћу резултата који класификују вредности сваке променљиве у дискретне класе осетљивости. У другом кораку се генеришу четири основна показатеља, тј. индекса модела, која описују климу, земљиште, вегетацију и квалитет управљања земљишта, док у трећем кораку поменути индекси дају коначан, композитни, индекс, који процењује осетљивост земљишта на деградацију (Kosmas et al., 1999).

2.1. Индекс квалитета климе - CQI (Climate Quality Index)

Индекс квалитета климе представља утицај климатских елемената на развој деградационих процеса. Међу најчешће коришћеним параметрима су: падавине, индекс аридности, експозиција терена и температура ваздуха (Табела 1).

Табела 1. Параметри и вредности коришћени за прорачун CQI

Параметар	Опсег	Тежински фактор	Референца
Индекс аридности ($mm \cdot mm^{-1}$)	Хумидна (>0,65) Сува, субхумидна (0,5–0,65) Семиаридна (<0,5)	1 1,5 2	Prăvălie et al. (2017)
Ерозија кишним капима ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot god^{-1}$)	<610 610-730 >730	1 1,5 2	Prăvălie et al. (2017)
SPEI	+0,5 0,5< SPEI<-0,5	1	Perović et al. (2021)
	-0,5< SPEI<–1	1,5	
	-1< SPEI<–2	1,8	
	SPEI<–2	2	
Експозиција	N, NE, NW, V, равно S, SE, SW, E	1 2	Kosmas, et al. (1999)
Падавине (mm)	>1000 650-1000 280–650 <280	1 1,5 1,8 2	Tavares et al. (2015)
Брзина ветра $m \cdot s^{-1}$	<6 6–12 >17,2	1 1,5 2	Kadović et al. (2016б)
Температура ваздуха (°C)	<12 12–15 15–18 18–21 >21	1 1,3 1,5 1,8 2	Salunkhe et al. (2018)

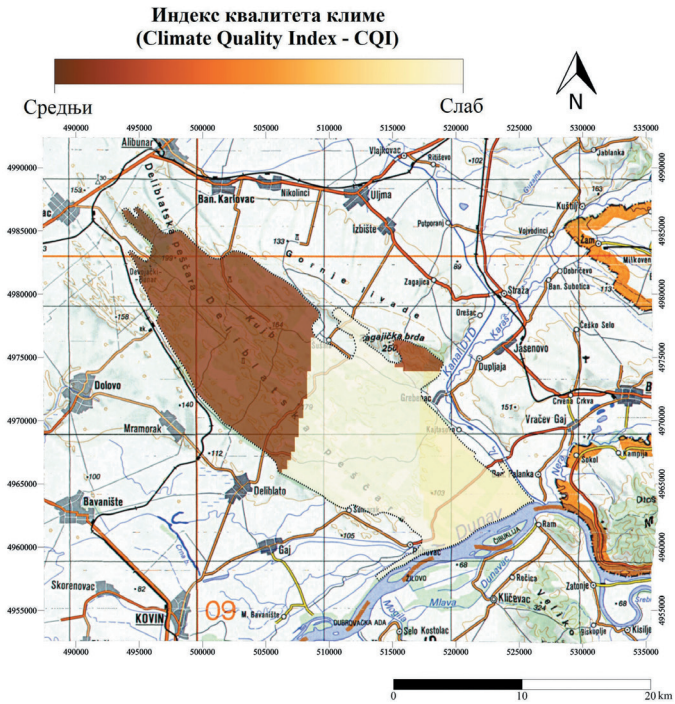
Табела 2. Класификација приликом прорачуна CQI

Класа	Квалитативни опис	Ранг
1	Висок	<1,15
2	Средњи	1,15–1,81
3	Слаб	>1,81

Падавине се могу сматрати најважнијим климатским фактором приликом одређивања подручја ризичним од деградације земљишта. Падавине имају главну улогу у расту и ширењу биљног покривача, али промењиве и екстремне падавине могу изазвати ерозију земљишта и друге нежељене ефекте (Kadović et al., 2012). Аридност, изражена кроз индекс аридности (AI), сматра се још једним од главних одредница деградације земљишта. Под експозицијом подразумевамо изложеност терена одређеној страни света, при чему његова позиција условљава осетљивост земљишта на деградацију (нпр. јужне падине су више изло-

жене сунчевој светлости од северних и, сходно томе, та подручја су под утицајем веће евапотранспирације, ниске влажности и, имплицитно, мање развијеном вегетацијом, која излаже земљишта ерозији (Kostadinov et al., 2006; Prăvălie et al., 2020). Такође, при рачунању индекса квалитета климе можемо користити фактор ерозивности кише, који представља нумеричку вредност ефеката удара кишним капима, али такође обезбеђује информације о брзини и количини отицаја после кише (Kadović, 1999). Сем тога, изузетно корисни параметри могу бити SPI и SPEI индекси, имајући у виду њихов капацитет да детектују временске осцилације суша. Поменути параметри су коришћени у студијама Kadović et. al. (2016б) и Perović et al. (2021), чиме је идентификована улога евапотранспирације и температуре у односу на процену суше у контексту глобалних климатских промена (Слика 2). Режим ветра је од велике важности, јер његов утицај укључује губитак плодности, редукцију дубине земљишта, оштећење усева и друго (Kadović, et. al., 2012). Гранична вредност брзине ветра на песковитим земљиштима износи 6 $m \cdot s^{-1}$, док при брзини ветра од 12 $m \cdot s^{-1}$ вероватноћа појаве ерозије ветром је велика (Mezõsi et al., 2013).

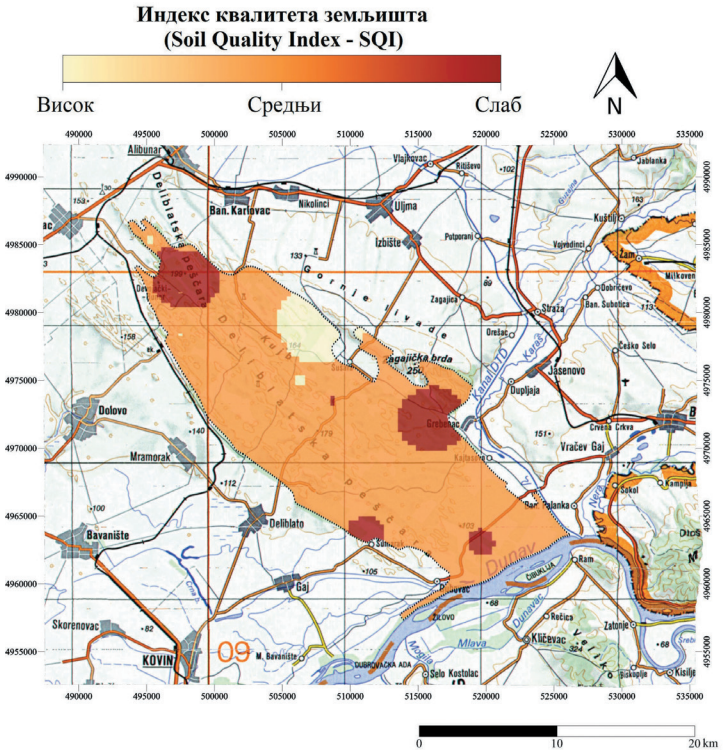
На основу резултата истраживања (Kadović et al., 2016б), индекс квалитета климе (CQI) за подручје Делиблатске пешчаре, који репрезентује индекс ерозивности, израчунат као продукт индекса аридности, SPI-1 (јул) и брзине ветра, приказан је на Слици 2.



Слика 2. Просторна дистрибуција индекса квалитета климе Делиблатске пешчаре (Kadović et al., 2016б)

2.2. Индекс квалитета земљишта - SQI (Soil Quality Index)

Карактеристике земљишта, односно параметри који на сложен начин описују овај индекс, веома су важни за процену осетљивости земљишта на деградацију, с обзиром на способност земљишта да својим особинама ретенције, еродибилности и др. одупре деградационим процесима (Слика 3, Табела 4). Сви параметри везани за индекс квалитета земљишта добијају се теренским и лабораторијским истраживањем (Табела 3).



Слика 3. Просторна дистрибуција индекса квалитета земљишта Делиблатске пешчаре (Kadović et al., 2016б)

Органска материја представља главни индикатор квалитета земљишта, јер утиче на структуру, стопу инфилтрације, водни капацитет земљишта, као и отпорност земљишта према ерозији (Kadović, 1999; Perović et al., 2013; Salunkhe et al., 2018). Веома важан фактор чини и текстура земљишта, где однос заступљене фракције утиче на водно-ваздушне особине, која се одражава на инфилтрацију која тиме регулише површински отицај (Tavares et al., 2015), док су земљишта са већим садржајем калцијум-карбоната (> 5%) еродибилнија (Kadović et al., 2016б). Дубина земљишта представља слој земљишта од површине до матичне стене, при чему дубине веће од 100 cm углавном осигуравају

Табела 3. Параметри и вредности коришћени за прорачун SQI

Параметар	**Опсег**	**Тежински фактор**	**Референца**
Органска материја (%)	>3 1-3 <1	1 1,5 2	Kadović et al. (2016б)
Текстура	SC, SiL, SiCL Si, C, SiC S	1,2 1,6 2	Salunkhe et al. (2018)
Дубина земљишта (cm)	>100 50-100 <20	1 1,5 2	Prăvălie et al. (2017)
Геолошка подлога	Шкриљци, базичне стене, ултрабазичне стене, конгломерати и др.	1	Kosmas et al. (1999)
	Кречњак, мермер, гранит, гнајс, пешчар и др.	1,7	
	Лапорац, пирокластити	2	
Нагиб (%)	0–2 2–6 6–12 12–18 18–25 25–35 35–60 >60	1 1,2 1,4 1,6 1,7 1,8 1,9 2	Salunkhe et al. (2018)
Фрагменти стена на површини земљишта (%)	15–40 >40 0–15 0	1 1,6 1,8 2	Salunkhe et al. (2018)
Салинизација ($mg \cdot 100^{-1}$ g земљишта)	(< 18 - Cl/<50 - SO4) (18–175 - Cl/50-350 - SO4) (> 175 - Cl/>350 - SO4)	1 1,5 2	Prăvălie et al. (2020)
Дренажа земљишта	Веома добра Умерено добра Добра Лоша Веома лоша Веома лоша	1 1,2 1,4 1,6 1,8 2	Salunkhe et al. (2018)
$CaCO_3$ (%)	<2,5 2,5–5 >5	1 1,5 2	Kadović et al. (2016б)

висок капацитет земљишта да испуни своје еколошке и економске функције (Prăvălie et al., 2020). Нагиб терена у великој мери утиче на количину површинског отицања воде и ерозионих губитака земљишта, док фрагменти стена на површини земљишта, углавном, ограничавају испаравање воде (нпр. од касније јесени до почетка лета), али и повећавају испаравање током сувог и топлог лета (Agricultural University of Athens, 2010). Салинизација представља акумулацију соли у земљишту, природног или антропогеног порекла, где велике количине соли могу изазвати негативне ефекте и потпомоћи развоју деградационих процеса. Такође, салинизација је уско везана са параметром дренаже земљишта, где су земљишта са лошом дренажом подложнија салинизацији (Agricultural University of Athens, 2012).

Табела 4. Класификација приликом прорачуна SQI

Класа	Квалитативни опис	Ранг
1	Висок	<1,13
2	Средњи	1,13–1,45
3	Слаб	>1,46

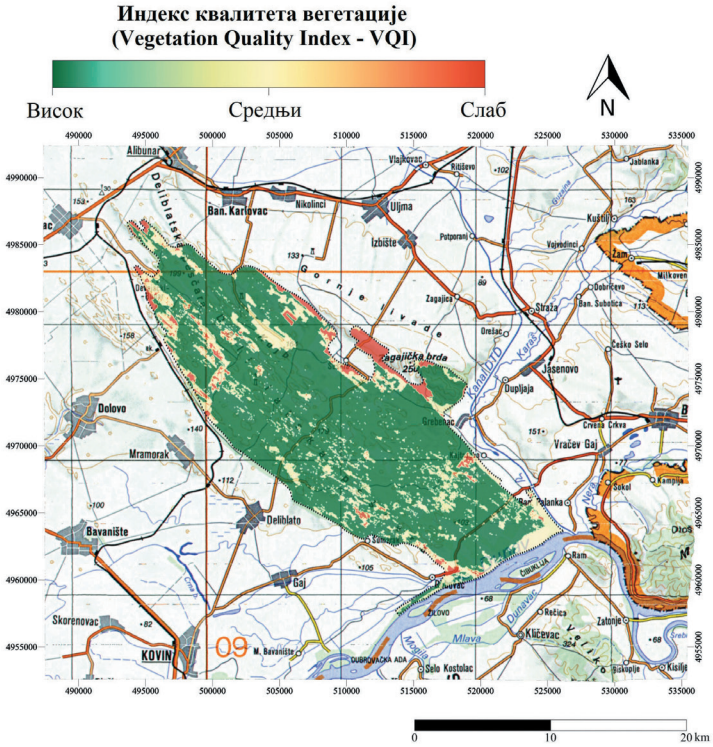
Илустрације ради, на основу резултата истраживања (Kadović et al., 2016б), индекс квалитета земљишта (SQI) за подручје Делиблатске пешчаре, у овом случају, репрезентује индекс еродибилности земљишта, овде израчунат као продукт текстуре, садржаја хумуса и садржаја $CaCO_3$, приказан је на слици 3.

2.3. Индекс квалитета вегетације - VQI (Vegetation Quality Index)

Индекс квалитета вегетације је представљен кроз параметре који описују основне индикаторе квалитета вегетације од којих зависи у којој ће мери вегетација утицати у ублажавању процеса деградације (Слика 4, Табела 6). Параметри овог индекса се најчешће одређују на основу базе CORINE Land Cover (CLC), или применом метода даљинске детекције, првенствено коришћењем NDVI индекса (Normalized Difference Vegetation Index); (Kadović et al., 2016б; Perović et al., 2016; Perović et al., 2021). Дакле, сваки параметар је генерисан класификовањем на основу одређених теоријских аспеката (Табела 5). Познато је да се велики део падавина задржава на надземним деловима биљке, тако да покровност игра важну улогу, нарочито када су ерозија кишним капима и површинско отицање у питању. Тип вегетационог покривача и здравствено стање говоре у којој ће мери вегетација успети да се одупре ерозионим процесима. Наравно, то зависи од параметра отпорности вегетације на сушу и ризик од пожара, који знатно могу да утичу на стање вегетације. Параметар „ризик од ерозије“ (модификовани параметар) може се рачунати помоћу модела који одређују губитке земљишта (нпр. USLE, PESERA, Метода потенцијала ерозије и друге).

Табела 5. Параметри и вредности коришћени за прорачун VQI

Параметар	**Опсег**	**Тежински фактор**	**Референца**
Ризик од ерозије ($t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$)	<1 1–2 2–5 5–10 10–20 20–50 >50	1 1,2 1,3 1,4 1,5 1,8 2	Miletić (2020)
Покровност (CORINE)	Пашњаци (231), Лишћарске шуме (311) Агрошумски систем (243) Шибљаци (324) Четинарске шуме (312)	1	Prăvălie et al. (2020)
	Комплекси обрадивих површина (242)	1,8	
Покровност (NDVI)	≥ 0,80 0,70<0,80 0,62<0,72 0,50<0,62 0,38<0,50 0,26<0,38 0,18<0,26 0,13<0,18 0,11<0,13 0,10<0,11 <0,10	1 1,1 1,2 1,3 1,4 1,5 1,6 1,7 1,8 1,9 2	Ferrara et al. (2020)
Ризик од пожара	Пашњаци (231), Комплекси обрадивих површина (242), Лишћарске шуме (311)	1,3	Prăvălie et al. (2017); Salvati и Bajocco (2011)
	Агрошумски систем (243)	1,4	
	Шибљаци (324)	1,7	
	Четинарске шуме (312)	2	
Отпорност на сушу	Лишћарске шуме (311), Шибљаци (324) Четинарске шуме (312),	1	Prăvălie et al. (2017); Salvati и Bajocco (2011)
	Мешовите шуме (313), Природне ливаде (321)	1,2	
	Агрошумски систем (243)	1,4	
	Пашњаци (231), Комплекси обрадивих површина (242)	1,7	



Слика 4. Просторна дистрибуција индекса квалитета вегетације Делиблатске пешчаре (Kadović et al., 2016б)

Табела 6. Класификација приликом прорачуна VQI

Класа	Квалитативни опис	Ранг
1	Висок	1–1,6
2	Средњи	1,7–3,7
3	Слаб	3,8–16

На подручју Делиблатске пешчаре, анализама квалитета вегетације су обухваћени следећи параметри: покривеност земљишта, заштита земљишта од ерозије и отпорност вегетације према суши (Kadović et al., 2016б), а просторна дистрибуција индекса квалитета вегетације приказана на слици 4.

2.4. Индекс квалитета управљања - MQI (Management Quality Index)

Индекс квалитета управљања истиче антропогени утицај на животну средину, где се подаци најчешће приказују путем две варијабле специфичне за MEDALUS модел (Prăvălie et al., 2020). С тим у вези, интензитет управљања земљиштем, као један од параметра MQI индекса, процењује степен антропо-

гене интервенције, углавном кроз пољопривредне активности (Kosmas et al., 1999); (Слика 5). Интензивним пољопривредним активностима значајно се врше различити притисци на земљиште, што води различитим облицима деградације. Политике заштите земљишта треба усмерити на очување функција земљишта, односно очување земљишта као екосистема. Приликом неадекватног коришћења земљишта и вршења притиска на већ нестабилне терене без имплементације превентивних мера, могу се јавити и клизишта. Овај параметар се први пут појављује као карактеристика проучаваног подручја општине Чукарица (Momirović et al., 2019). Слично методи која се користи за креирање VQI индекса, MQI се може креирати рекласификујући податке из CORINE базе (Табела 7 и 8).

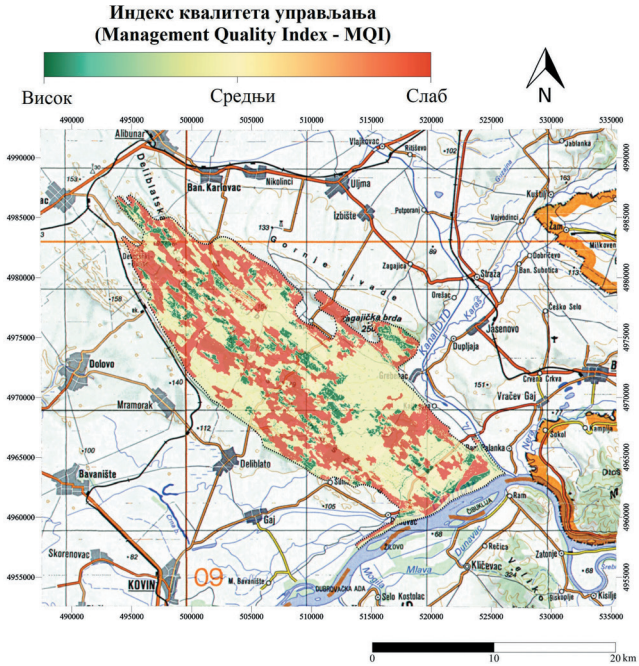
Табела 7. Параметри и вредности коришћени за прорачун MQI

Параметар	**Опсег**	**Тежински фактор**	**Референца**
Интензитет управљања земљиштем	Лишћарске шуме (311), Четинарске шуме (312), Мешовите шуме (313), Природне ливаде (321), Шибљаци (324)	1	Salvati и Bajocco (2011)
	Пашњаци (231), Агрошумски систем (243)	1,5	
	Комплекси обрадивих површина (242)	2	
Политика заштите	Лишћарске шуме (311), Четинарске шуме (312), Мешовите шуме (313)	1	Prăvălie et al. (2017); Prăvălie et al. (2020)
	Шибљаци (324), Агрошумски систем (243) Пашњаци (231), Комплекси обрадивих површина (242),	1,5	
	Природне ливаде (321)	2	
Клизишта	Стабилан терен	1	Momirović et al. (2019)
	Условно стабилан терен	1,4	
	Фосилна клизишта	1,5	
	Неактивна клизишта	1,6	
	Активна клизишта са неактивним процесом клизања	1,8	
	Активна клизишта са тренутним процесом клизања	2	

Табела 8. Класификација приликом прорачуна MQI

Класа	Квалитативни опис	Ранг
1	Висок	1–1,25
2	Средњи	1,26–1,50
3	Слаб	>1,50

Индекс квалитета управљања (MQI), за подручје Делиблатске пешчаре, који се наводи као пример (Kadović et al., 2016б), израчунат је као продукт интензитета коришћења вегетације и политике коришћења земљишног простора, а просторна дистрибуција индекса приказана је на Слици 5.



Слика 5. Просторна дистрибуција индекса квалитета управљања Делиблатске пешчаре (Kadović et al., 2016б)

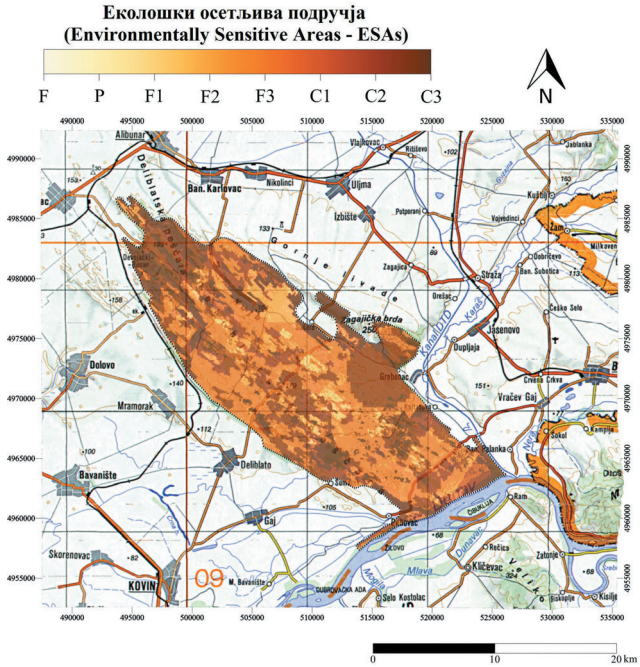
2.5.Еколошки осетљива подручја (ESAs)

Еколошки осетљива подручја могу се генерално сматрати посебним и разграниченим ентитетима, у којима еколошки и социјално-економски фактори нису уравнотежени и представљају резултат интеракције између елементарних фактора (геопросторних података), који су у директној и индиректној вези са деградацијом (Basso et al., 1998). Поступак класификације који има овај методолошки приступ сумира мноштва узоркованих или израчунатих вредности атрибута, параметара и индекса са ограниченим бројем интервала кроз класи-

фикационо груписање. Дакле, резултати еколошки осетљивих подручја пружају ефикасну и једноставну процену различитих нивоа деградационих појава присутних у одређеном подручју. Израчунате вредности се групишу у класе у опсегу вредности од 1 до 2, односно сваки индекс се упоређује на једнакој основи, без обзира на изворни формат података, тако да се слојеви могу ревидирати без утицаја на преостале структуре модела. Генерално, осетљивост земљишта на деградацију према MEDALUS моделу може се поделити у 4 основне класе и 8 подкласа (Слика 6, Табела 9), које се могу користити као систем „раног упозоравања“, при чему се методологија не усредсређује на појединачне процесе деградације, већ их гледа као сложен систем (Salvati и Bajocco, 2011).

Квантитативна валидација модела може се извршити анализом односа између изведених класа осетљивости и других параметара који се обично користе приликом процене деградације земљишта. Уобичајено је прихваћено да су неки показатељи, као што је садржај органске материје, ерозија земљишта и друго, директно или индиректно повезани са квалитетом и дуготрајном деградацијом земљишта (Basso et. al., 2000; Salvati et. al., 2015; Gül и Erşahin, 2019).

На основу резултата истраживања квалитета климе, квалитета земљишта, квалитета вегетације и квалитета управљања (Kadović et al., 2016б), на подручју Делиблатске пешчаре, који се наводи као пример, просторна дистрибуција еколошки осетљивих ESA целина приказана је на Слици 6.



Слика 6. Просторна дистрибуција еколошки осетљивих подручја Делиблатске пешчаре (Kadović et al., 2016б)

Табела 9. Класе ESA индекса

Класа	Подкласа	Опсег	Опис
Неугрожена	N	<1,17	Подручја која нису угрожена или врло слабо осетљива подручја на деградацију земљишта.
Потенцијална	P	1,17–1,22	Слабо осетљива подручја на деградацију земљишта (подручја којима прети деградација ако се догоде значајне климатске промене или озбиљне промене у коришћењу земљишта).
Фрагилна	F1	1,23–1,26	Средње осетљива подручја на деградацију земљишта (подручја у којима свако нарушавање равнотеже између животне средине и антропогених активности може довести до убрзане деградације земљишта).
	F2	1,27–1,32	
	F3	1,33–1,37	
Критична	C1	1,38–1,41	Висока и врло високо осетљива подручја на деградацију земљишта (подручја која су већ веома деградирана).
	C2	1,42–1,51	

2.6. Модификовани индекси MEDALUS модела

2.6.1. Геоморфолошки индекс - GQI (Geomorphological Quality Index)

Морфологија терена се може негативно одразити, односно утицати на развитак деградационих процеса, што је карактеристика брдско-планинских подручја. Као пример можемо навести површински отицај, који има већу кинетичку енергију што је већи нагиб, самим тим и већу ерозиону моћ. Геоморфолошки индекс управо дефинише ове утицаје кроз параметре: индекс форме рељефа, класификација форме рељефа, нагиб, хоризонтална и вертикална курватура терена (Табела 10). Индекс форме рељефа се формира на основу односа надморске висине и нагиба, где се облик терена изражава преко TPI јединице (Topographic Position Index) (Jenness et al., 2006). Класификација форме рељефа се може добити помоћу SAGA GIS (System for Automated Geoscientific Analyses) где се као улазни параметар користи дигитални модел терена (DEM). Хоризонтална и вертикална курватура терена представља закривљеност терена у вертикалном односно хоризонталном правцу, као и конкавно и конвексно закривљење терена, што говори о подложности земљишта на ерозију водом (Blaga, 2012; Kornejady et al., 2017). Параметри: индекс форме рељефа, класификација форме рељефа и нагиб представљају нове прамаметре у геоморфолошком индексу MEDALUS модела (Miletić, 2020), док су параметри: хоризонтална и вертикална курватура терена, уз модификацију приказани, по узору на студију Prăvălie et al. (2020).

Табела 10. Параметри и вредности коришћени за прорачун GQI

Параметар	Опсег	Тежински фактор	Референца
Индекс форме рељефа	(–41,72) – (–10,82) (–10,82) – (–5,10) (–5,10) – (–0,81) (–0,81) – 2,90 2,90 – 7,48 7,48 – 31,22	1 1,2 1,4 1,6 1,8 2	* Miletić (2020)
Класификација форме рељефа	Водотокови 0	1	* Miletić (2020)
	Дренажни канали брдских подручја 0,98–1,97	1,3	
	Долине 1,9–3	1,4	
	Равнице 3,01–3,98	1,5	
	Отворене падине 3,98–4,97	1,6	
	Горња граница шуме 4,97–6	1,7	
	Локална узвишења 6,01–6,98	1,8	
	Гребени умереног пада 6,98–7,97	1,9	
	Високи гребени 7,97–9	2	
Нагиб (%)	0–2 2–6 6–12 12–18 18–25 25–35 35–60 >60	1 1,2 1,4 1,6 1,7 1,8 1,9 2	Salunkhe et al. (2018)
Хоризонтална курватура терена	3,37 – 0,27 0,27 – (–0,28) (–0,28) – (–3,38)	1 1,5 2	* Miletić (2020)
Вертикална курватура терена	5,19 – 0,34 0,34 – (–0,31) (–0,31) – (–4,16)	1 1,5 2	* Miletić (2020)

**Класификација вредности природног ограничења*

2.6.2. Социјални индекс квалитета - SoQI (Social Quality Index)

Социјални индекс, или антропогени индекс квалитета, је репрезентативан, с обзиром да анализира директан људски утицај на екосистеме и, имплицитно, на стање деградације земљишта (Prăvălie et al., 2020), при чему су густина насељености и индекс старосне доби два основна параметра која се користе (Perović et al., 2021). Густина насељености представља број становника по јединици површине, док индекс старости означава однос између броја старијих

људи (старији од 65 година) и укупног броја становника (Tavares et al., 2015). Такође, код оцене SoQI могу се користити и додатни параметри, попут индекса степена едукације и индекса запослености. Индекс степена едукације има утицај на општу економску ситуацију истраживаног подручја. Степен образовања пољопривредника, односно њихова континуирана едукација, вероватно ће имати утицај на усвајање бољих пракси управљања земљиштем и тиме ће се смањити могућност појаве ерозије земљишта, а повећати приноси (Pender et al., 2004). Индекс запослености, као и индекс степена едукације утиче на општу економску ситуацију, односно ако је запосленост у том подручју ниска, онда ће и приходи бити ниски. Према томе, однос становништва према одрживом развоју земљишта ће бити другачији у условима где су усмерени на личну егзистенцију (Basso et al., 2000) (Табела 11).

Табела 11. Параметри и вредности коришћени за прорачун SoQI

Параметар	Опсег	Тежински фактор	Референца
Густина насељености (бр. људи·km^{-2})	<50 50–100 100–300 >300	1 1,3 1,7 2	Tavares et al. (2015)
Индекс старости (%)	<5 5–10 10–20 >20	1 1,3 1,7 2	Tavares et al. (2015)
Индекс степена едукације (%)	<40 40–50 50–60 >60	1 1,3 1,7 2	Salunkhe et al. (2018)
Индекс запослености (%)	>50 40–50 30–40 <30	1 1,3 1,7 2	Salunkhe et al. (2018)

3. Предности, недостаци и правци даљег развоја модела деградације земљишта

Деградација животне средине или осетљивост подручја на деградацију представља широк појам, јер га, у зависности од контекста, могу дефинисати многи различити фактори, који често делују заједно. С тим у вези, ESAs се може генерално сматрати посебним и ограниченим ентитетом у коме еколошки и социјално-економски фактори нису уравнотежени, или нису одрживи (Basso et. al., 2000). MEDALUS модел је један од најчешће коришћених поступака за процену осетљивости земљишта на деградацију, са основним предностима које укључују флексибилност и разноликост у употреби улазних параметара и индекса, али и врло једноставна форма модела, која омогућава лаку и

брзу употребу. Поред тога, модел се може користити за анализу временских серија коришћењем вишевременских скупова података, као и за будућа предвиђања осетљивости земљишта, на пример анализом улазних података модела под различитим сценаријима. Међутим, као и сваки други модел, MEDALUS има и одређене недостатке и ограничења приликом употребе. Дакле, основно ограничење је првенствено везано за субјективност корисника приликом процеса оцењивања параметара и индикатора модела. Поред тога, потребни улазни подаци су разнолики, што доводи до просторних осцилација приликом прорачуна. Наиме, модел је базиран на простој калкулацији геометријског пресека унетих података, и у том смислу не може да функционише без стручњака који веома добро познају особине земљишта, вегетације и других процеса и феномена који треба да буду процењени (Bohajar, 2016). Међутим, највећи недостатак MEDALUS модела је што не омогућава оцену важности појединачних параметара и индикатора квалитета, притом често акцентујући само биофизичко стање одређеног подручја, а често изузимајући друштвено-политичке, као и културне факторе, што може довести до неуравнотежених процена. С тим у вези, параметри и индекси требају да садрже међусобне тежинске коефицијенте који би одредили њихов утицај на коначан резултат, а који би, са друге стране, омогућили издвајање најутицајнијих процеса деградације земљишта. У том смислу, истраживања у будућности би могла боље да дефинишу значај и ограничења одређених параметара и индекса MEDALUS модела, чиме би се омогућило свеобухватнија процена специфичних просторних образаца повезаних са деградацијом земљишта.

4. Закључна разматрања

MEDALUS модел показује свеобухватност процене деградације земљишта користећи мултифакторски приступ и геопросторне технике. Мора се нагласити да модел омогућава дефинисање референтног оквира проучаваног подручја са расположивим подацима о клими, земљишту, вегетацији, коришћењу земљишта и друго, али има могућност да их ажурира и упореди у различитим временским размерама, усавршавајући постојеће информације кроз систем континуираног праћења. Иако MEDALUS модел методолошки није савршен, као и многи други модели деградације, његова једноставност, интердисциплинарност и флексибилност у примени могу разоткрити узроке и динамику деградације земљишта на одређеном подручју. Стога, овај модел је идеалан, нарочито када се користи као методологија за „рано упозорење“ осетљивости на процесе деградације.

Литература

1. Agricultural University of Athens (2010): Description of indicators defined in the various study sites; DESIRE report series, Report Number 66; http://www. desire-his.eu/index. php/en/download-documents/doc do wnload/161-wp21-indicators-in-the-study-sites.
2. Basso, F., Bellotti, A., Bove, E., Faretta, S., Ferrara, A., Mancino, G., Pisante, M., Quaranta, G., Taberner, M. (1998): Degradation processes in the Agri Basin: evaluating environmental sensitivity to desertification at basin scale. Proceedings International Seminar on 'Indicator for Assessing Desertification in the Mediterranean', Porto Torres, Italy 18 - 20 September. Edited by G. Enne, M. D'Angelo, C. Zanolla. Supported by ANPA via Brancati 48 - 00144 Roma. pp 131-145
3. Basso, F. et al. (2000): Evaluating environmental sensitivity at the basin scale through the use ogeographic information systems and remotely sensed data: an example covering the Agri basin (Southern Italy), Catena 40, 19-35.
4. Blaga, L. (2012): Aspects regarding the signifiance of the curvature types and values in the studies of geomorphometry assisted by GIS. In: Analele Universităţii din Oradea Seria Geografie (Annals of the University of Oradea, Geography Series), pp. 327-337.
5. Bohajar, Y.A.M. (2016): Suše i proces aridizacije kao faktor degradacije zemljišta na području Deliblatske peščare, doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu - Šumarski fakultet, Beograd.
6. Contador, J.F.L., Schnabel, S., Gutiérrez, A. G., Fernández, M. P. (2009): Mapping sensitivity to land degradation in Extremadura, SW Spain, Land Degrad. Dev., 20: 129-144. https://doi.org/10.1002/ldr.884.
7. FAO-UNEP (1984): Provisional Methodology for the Assessment and Mapping of Desertification. FAO, Rome.
8. FAO-UNEP (1997): Land Quality Indicators and Their Use in Sustainable Agriculture and Rural Development. FAO, Rome.
9. Ferrara, A., Kosmas, C., Salvati, L., Padula, A., Mancino, G., Nol`e, A., (2020): Updating the MEDALUS-ESA framework for worldwide land degradation and desertification assessment, Land Degrad. Dev. 31, 1593--1608. https://doi.org/10.1002/ldr.3559.
10. GIWA (Global International Water Assessment) (2001): DPSIR Framework for State of Environment Reporting (Driving Forces-Pressures-State-Impacts-Responses), European Environment Agency.
11. Gül, E., Erşahin, S. (2019): Evaluating the desertification vulnerability of a semiarid landscape under different land uses with the environmental sensitivity index, Land Degradation and Development. 30, 811--823. https://doi.org/10.1002/ ldr.3269
12. Jafari, R., Bakhshandehmehr, L. (2016): Quantitative Mapping and Assessment of Environmentally Sensitive Areas to Desertification in Central Iran. Land Degrad. Develop., 27: 108-119. doi: 10.1002/ldr.2227.
13. Jenness J., Enterprises J. (2006): Topography Position Index TPI Landform Slope Classification Standardization Neighborhood Statistics.
14. Kadović, R. (1999): Protiverozioni agroekosistemi - Konzervacija zemljišta, Univerzitet u Beogradu - Šumarski fakultet, Beograd. ISBN 86-7299-046-3.
15. Kadović, R., Belanović, S., Obratov-Petković, D., Bjedov, I., Perović, V., Anđelić, M., Knežević, M., Ranković, N. (2012): Soil organic carbon storage in mountain grasslands of the lake plteau at Mt. Durmitor in Montenegro, Bulletin of the Faculty of Forestry 106: 113-128.

16. Kadović, R. (2014): Zaštita prirode i životne sredine - doba odgovornosti, Nacionalna komisija za UNESKO (urednici: Marković, P.J., Pavlović Lončarski, V., Zrnović, J.), 115-121.
17. Kadović, R., Belanović Simić. S., Perović, V., Beloica. J., Radojičić D. (2016a): Bezbednost zemljišta - odgovor na egzistencijalne izazove životne sredine, Skup "Degradacija i zaštita zemljišta", Šumarski fakultet, Univerzitet u Beogradu 1-24.
18. Kadović, R., Bohajar, Y. A. M., Perović, V., Belanović Simić, S., Todosijević, M., Tošić, S., Anđelić, M., Mlađan, D., Dovezenski, U. (2016б): Land Sensitivity Analysis of Degradation using MEDALUS model: Case Study of Deliblato Sands, Serbia, Archives of Environmental Protection, Vol. 42 no. 4 pp. 114-124, PL ISSN 2083-4772, DOI 10.1515/aep-2016-0045.
19. Koch, A., McBratney, A. B., Adams, M., Field, D. J., Hill, R., Lal, R., Abbott, L., Angers, D., Baldock, J., Barbier, E., Bird, M., Bouma, J., Chenu, C., Crawford, J., Flora, C. B., Goulding, K., Grunwald, S., Jastrow, J., Lehmann, J., Lorenz, K., Minansy, B., Morgan, C., O'Donnell, A., Parton, W., Rice, C. W., Wall, D. H., Whitehead, D., Young, I., Zimmermann, M. (2013): Soil security: solving the global soil crisis. Global Policy J.,2013. doi: 10.1111/1758-5899.12096, 1-8 pg.
20. Kornejady, A., Ownegh, M., Bahremand, A. (2017): Landslide susceptibility assessment using maximum entropy model with two different data sampling methods. Catena 152, 144-162.
21. Kosmas, C., Kirkby, M., Geeson, N. (1999): The MEDALUS project: Mediterranean desertification and land use. Manual on Key Indicators of Desertification and Mapping Environmentally Sensitive Areas to DesertificationEuropean Commission, Project ENV4 CT 95 0119 (EUR 18882).https://cordis.europa.eu/project/rcn/30864/ factsheet/en.
22. Kostadinov, S., Zlatić, M., Dragović, N., Gavrilović, Z. (2006): Serbia and Montenegro. In Soil Erosion in Europe (eds J. Boardman and J. Poesen). https://doi.org/10.1002/0470859202.ch22.
23. Ladisa, G., Todorovi´c, M., Liuzzi, G.T. (2012): A GIS-based approach for desertification risk assessment in Apulia region, SE Italy. Phys. Chem. Earth. 49, 103-113. https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.05.007.
24. Lal, R. (1997): Degradation and resilience of soils. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B 352:997-1010.
25. Lal, R., (2010): 'Managing Soils and Ecosystems for Mitigating Anthropogenic Carbon Emissions and Advancing Global Food Security', Bioscience, 60, pp. 708-712.
26. Liniger, H., van Lynden, G., Nachtergaele, F., Schwilch, G. (2008): A Questionnaire for Mapping Land Degradation and Sustainable Land Management, CDE/WOCAT, FAO/LADA, ISRIC.
27. Mairota, P., Thornes, J.B., Geeson, N. (1998): Atlas of Mediterranean Environments in Europe: The Desertification Context, John Wiley & Sons, Chichester, UK, p. 205.
28. Mezõsi, G., Blanka, V., Bata, T., Kovács, F., Meyer, B. (2013): Estimation of regional differences in wind erosion sensitivity in Hungary, Natural Hazards and Earth System Sciences, 1, pp. 4713–4750 (www.nat-hazards-earth-syst-sci-discuss. net/1/4713/2013/.
29. Miletić, S. (2020): Procena osetljivosti zemljišnog prostora opštine Crna Trava primenom modifikovanog MEDALUS modela, master rad, Univerzitet u Beogradu - Šumarski fakultet.
30. Momirović, N., Kadović, R., Perović, V., Marjanović, M., Baumgertel, A. (2019): Spatial assessment of the areas sensitive to degradation in the rural area of the

municipality Čukarica, International Soil and Water Conservation Research, 7(1), 71–80. DOI:10.1016/J.ISWCR.2018.12.004.
31. Montanarella, L., Scholes R., Brainich, A. (2018): The IPBES Assessment Report on Land Degradation and Restoration, Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, 744 . doi: 10.5281/zenodo.3237392.
32. Pender, J., Ssewanyana, S., Edward, K., Nkonya, E. (2004): Linkages between Poverty and Land Management in Rural Uganda: Evidence from the Uganda National Household Survey, 1999/00; Environment and Production Technology Division Paper 122, International Food Policy Research Institute, Washington, DC, USA, http://cdm15738.contentdm.oclc.org/utils/getfile/collection/p15738coll2/id/82816/filename/82817.pdf.
33. Perović, V., Životić, Lj., Kadović, R., Djordjević, A., Jaramaz, D., Mrvić, V., Todorović, M. (2013): Spatial modelling of soil erosion potential in a mountainous watershed of South-eastern Serbia, Environmental earth sciences, vol. 68, br. 1, str. 115-128. https://doi.org/10.1007/s12665-012-1720-1
34. Perović, V., Jaramaz, D., Životić, Lj., Čakmak, D., Mrvić, V., Milanović, M., Saljnikov, E. (2016): Design and implementation of webgis technologies in evaluation of erosion intensity in the municipality of NIS (Serbia), Environmental earth sciences 75:211-221. https://doi.org/10.1007/s12665-015-4857-x.
35. Perović, V., Jakšić, D., Jaramaz, D., Koković, N., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2018): Spatio-temporal analysis of land use/land cover change and its effects on the soil erosion (Case study in the Oplenac wine-growing district, Serbia), Environmental monitoring and assessment, https://doi.org/10.1007/s10661-018-7025-4.
36. Perović, V., Kadović, R., Djurdjević, V., Braunović, S., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2019): Effects of changes in climate and land use on soil erosion: a case study of the Vranjska Valley, Serbia, Regional environmental change. 19:1035-1046, https://doi.org/10.1007/s10113-018-1456-x.
37. Perović, V., Kadović, R., Đurđević, V., Pavlovic, D., Pavlović, M., Cakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2021): Major drivers of land degradation risk in Western Serbia: Current trends and future scenarios, Ecological Indicators, 123. 107377. 10.1016/j.ecolind.2021.107377.
38. Prăvălie, R., Săvulescu, I., Patriche, C., Dumitraşcu, M., Bando, G. (2017): Spatial assessment of land degradation sensitive areas in southwestern Romania using modified MEDALUS method, Catena 153, 114-130
39. Prăvălie, R., Patriche, C., Săvulescu, I., Sîrodoev, I., Bando G., Sfîcă L. (2020): Spatial assessment of land sensitivity to degradation across Romania, A quantitative approach based on the modified MEDALUS methodology, Catena 18 (2020) 104407.
40. Salunkhe, S. S., Bera, A. K., Rao, S. S., Venkataraman, V.R., Raj, U., Murthy, Y.V.N.K. (2018): Evaluation of indicators for desertification risk assessment in part of Thar Desert Region of Rajasthan using geospatial techniques. Journal of Earth System Science, https://doi.org/10.1007/s12040-018-1016-2.
41. Salvati, L., Bajocco, S. (2011): Land sensitivity to desertification across Italy: past, present, and future, Appl. Geogr. 31, 223-231.
42. Salvati, L., Ferrara, C., Corona, P. (2015): Indirect validation of the environmental sensitive area index using soil degradation indicators: a country-scale approach. Ecological Indicators, 57, 360–365. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X15001685

43. Tavares, J. D. P., Baptista, I., Ferreira, A. J. D., Amiotte-Suchet, P., Coelho, C., Gomes, S.,Varela, L. (2015): Assessment and mapping the sensitive areas to desertification in an insular Sahelian mountain region case study of the Ribeira Seca watershed, Santiago Island, Cabo Verde, Catena, 128, 214–223.
44. Vieira, R. M. S. P., Tomasella, J., Alvalá, R. C. S., Sestini, M. F., Affonso, A. G., Rodriguez, D. A., Barbosa, A. A., Cunha, A. P. M. A., Valles, G. F., Crepani, E., de Oliveira, S. B. P., de Souza, M. S. B., Calil, P. M., de Carvalho, M. A., Valeriano, D. M., Campello, F. C. B., Santana, M. O. (2015): Identifying areas susceptible to desertification in the Brazilian northeast, Solid Earth, 6, 347-360, https://doi.org/10.5194/se-6-347-2015, 2015.

Копаоник, фото др Ј. Белоица, 2019.

Копаоник, фото др Ј. Белоица, 2019.

III Процена хемијске деградације – ацидификација, загађивање

Снежана Белановић Симић

„*Погледајте дубоко у природу и тада ћете све боље разумети*“
Albert Einstein

Под хемијском деградацијом земљишта подразумева се више процеса, од којих су неки делом и биолошка деградација, али у оквиру ове тематске целине публикације разматра се деградација земљишта услед ацидификације и од загађења.

У Поглављу 12 приказане су методе (метода Holowaychuk & Fessenden (1987), метода Cinderby (1998), метода Kuylenstierna (2001) и индикатор осетљивости земљишта на ацидификацију - Vanmechelen, 1997), као и модели за процену осетљивости земљишта према ацидификацији, са посебним освртом на примену динамичких модела (VSD - Very Simple Dynamic модела) и метод критичних оптерећења за ацидификацију. За ове процене неопходне су квалитетне базе података, јер омогућавају и сталну валидацију VSD модела.

Извори загађења потенцијално токсичних елемената (PTEs), као и катастар контаминираних локација у Републици Србији приказани су у Поглављу 13. Такође, приказани су индекси загађења, који се најчешће користе за процену деградације земљишта услед загађења потенцијално токсичним елементима. За процену утицаја садржаја PTEs у земљишту на животну средину уобичајено је да се истовремено користи неколико индекса загађења, а геолошки индекс и фактор обогаћења (Igeo и EF) се наводе као значајни и универзални међу појединачним индексима, док се од комплексних издваја индекс потенцијално еколошког ризика (RI). Важно је поменути да се данас, поред уобичајених математичких анализа, дефинисање потенцијалних извора загађења, као и процена облика понашања појединих елемената у земљишту одређују алгоритмима машинског учења на основу великих база података.

Процена штетног утицаја потенцијално токсичним елементима на здравље људи објашњена је методологијом USEPA, у Поглављу 14. Процена утицаја PTEs из земљишта на здравље људи може се добити израчунавањем коефицијента опасности, узимајући у обзир три основна начина њиховог уноса у организам - ингестија, дермална апсорпција и инхалација. Методологијом су обухваћени неканцерогени и канцерогени утицаји потенцијално токсичних елемената у релацији земљиште – човек.

Поглавље 12

Методе и модели за процену осетљивости земљишта на процес ацидификације

Аутори:
Др Јелена Белоица*,
Др Драган Чакмак,
MSc Милица Цаковић,
MSc Ангелина Новаковић,
MSc Ана Стојкановић

Садржај

1. Увод
2. Фактори и чиниоци осетљивости земљишта на процес ацидификације
   2.1. Процес ацидфикације у природним и агроекосистемима
   2.2 Осетљивост земљишта на закисељавање
3. Методе одређивања осетљивости земљишта на процес ацидификације
   3.1. Осетљивост земљишта на ацидификацију као индикатор еколошког квалитета земљишта - Vanmechelen, 1997
   3.2. Метода Holowaychuk & Fessenden (1987), Alberta, Canada
   3.3. Метода Cinderby (1998) Глобална процена осетљивости терестричних екосистема на киселу депозицију
   3.4. Метод Kuylenstierna (2001)
4. Примена динамичких модела и метод критичних оптерећења за ацидификацију
   4.1. Критична оптерећења - горње граничне вредности концентрација киселих депозиција
   4.2. Емпиријска критична оптерећења за ацидификацију
   4.3. Примена динамичких модела и метод критичних оптерећења за ацидификацију
Литература

„Modelling is not an alternative to observation but, under certain circumstances, can be a powerful tool in understanding observations and in developing and testing theory. Observation will always be closer to truth and must remain the most important component of scientific investigation.“

John Wainwright and Mark Mulligan (2013),
Environmental modeling, Finding Simplicity in Complexity

* e-mail: jelena.beloica@sfb.bg.ac.rs

Methods and models for assessing the sensitivity of soil to the acidification

Abstract – Mathematical models are an important tool for assessing the degree of degradation of natural ecosystems caused by anthropogenic impact to provide relevant information to decision-makers to improve the quality of the environment globally, regionally, and locally. The paper presents various methods for assessing the susceptibility of soil to acidification. Methods and models are presented concerning the complexity of available databases and the models' applicability scope. The process of acidification of natural ecosystems has reached a global scale after several ecological catastrophes caused by increased emissions of acid oxides in the 1970s. To overcome this problem, the LRTAP conventions with eight protocols has been established to control and reduce emissions of pollutants to preserve the quality of the environment and natural ecosystems. Through the LRTAP convention protocols, different mathematical models have been developed to assess the impact of air pollution on natural ecosystems. Within the framework of this convention, the concept of forest ecosystem monitoring (ICPF) and „Critical Loads" concept has been established to define maximum concentrations of air pollutants at which the structure and functions of terrestrial and aquatic ecosystems remain stable in the long run. This concept and its models have been intensively upgraded since the 1980s, and the latest requirements in the development of dynamic models go in implementation in integrated assessment models and so-called „Scenario Analysis". It should also be borne in mind that good predictable capabilities of the model require relevant formulations of ecosystem processes, which can be established only based on quality databases in longer time series. It is very difficult to validate the output data of models dealing with natural processes. To overcome this problem to a certain extent, it is very important to support further ecosystem monitoring on different scales and scopes and to apply a multi-model approach to explain a natural phenomenon.

Key words: soil acidification, ecological models, CLRTAP, Critical Loads, VSD model.

1. Увод

Еколошким моделима се процењује степен деградације природних екосистема и животне средине изазван антропогеним утицајем. Такве апликације су важан алат научницима и експертима, који имају задатак да утичу на политику и стратегије развоја на локалном, регионалном, националном или међународном нивоу, и пруже релевантну базу информација доносиоцима одлука за очување природних ресурса и унапређење квалитета животне средине.

Процес моделовања природних процеса, теоријски гледано, увек ће бити непотпун, а апсолутно тачан резултат модела ће остати недостижан. Како би резултати модела могли наћи примену у реалном свету, било за планирање еколошких стратегија или планова управљања природним добрима, неопходне су добре базе података, стални мониторинг, валидација резултата, а након тога даља надоградња и усавршавање метода и модела.

Ацидификација земљишта је природан, дуготрајан процес, који је изражен у областима са великом количином падавина. У категорију деградационих процеса прелази услед утицаја повећаних емисија и депозиција киселих полутаната код природних екосистема, али и неадекватних агротехничких мера и

нестручне употребе минералних ђубрива код пољопривредних земљишта. Овај процес је након неколико еколошких катастрофа изазваних повећаним емисијама киселих оксида 70-их година XX века достигао проблем глобалних размера. Ради превазилажења овог проблема, успостављена је међународна конвенција о прекограничном транспорту загађујућих материја (CLRTAP), у оквиру које је успостављено неколико протокола који имају за циљ контролу и редукцију емисија загађујућих материја ради очувања квалитета животне средине и природних екосистема.

2. Фактори и чиниоци осетљивости земљишта на процес ацидификације

2.1. Процес ацидфикације земљишта у природним и агроекосистемима

Дуготрајно таложење киселих атмосферилија има бројне негативне ефекте на земљиште, посебно у природним екосистемима, попут шума, где су могућности за мелиорације минималне. Процес закисељавања се може сматрати и основним узроком смањене продуктивности пољопривредних земљишта (Sparks D.L., 2002).

У природним екосистемима закисељавање је најчешће резултат повећане киселости суве и влажне депозиције (киселе кише), која води порекло из индустријских гасова, као што су оксиди азота и сумпора, који у додиру са водом реагују стварајући азотну, азотасту, сумпорасту и сумпорну киселину, и при додиру са земљиштем директно утичу на закисељавање воденог раствора, или испирање базних катјона из адсорптивног комплекса земљишта. Такав унос азота у земљиште може износити од 3–94,1 $kg \cdot ha^{-1}$ годишње (Smith et al., 2000; Asman, W.A.H., 2001; Hu et al., 2007), при чему за рурална подручја депозиција азота износи 10 $kg \cdot ha^{-1}$ годишње (Holland et al., 1999). Што се тиче сумпора, његов унос сувом и влажном депозицијом износи од 1–168 $kg \cdot ha^{-1}$ годишње, док просечан износ уношења S у земљиште износи у истој количини као и азот $kg \cdot ha^{-1}$ (Olson и Rehm, 1986). Уочљива разлика у овим депозицијама се јасно јавља услед повећаног емитовања поменутих оксида гасова у подручјима око великих градова услед сагоревања фосилних горива и енергетских постројења са развијеном хемијском индустријом, као што су Београд, Обреновац, Лазаревац, Костолац, Колубара, Смедерево, Прахово, Шабац, Лозница, Ужице (Čakmak и сар., 2009). Изразита деградација земљишта у смислу ацидификације забележена је у околини рудника Бор услед утицаја сумпорних гасова и забележена је на типовима земљишта: смонице, дистричног камбисола, на андезиту и пешчару као и на алувијалним наносима (Čakmak и сар., 2009).

Закисељавање пољопривредних земљишта се, поред утицаја киселих депозиција, може одвијати и услед неадекватне примене минералних ђубрива, као што су: елементарни сумпор, уреа, или амонијумове ($NH4^{+}$) соли, затим гајењем легуминоза (нпр. детелине), усвајањем хранљивих материја од стране усева и минерализацијом органских материја (Goulding, K.W.T., 2016).

Повећан унос физиолошких ђубрива у интензивној пољопривредној производњи један је од главних узрочника закисељавања земљишта и земљишног раствора. Физиолошки кисела ђубрива представљају она која се приликом уношења понашају као киселине и својим деловањем доводе до промене реакције земљишног раствора, непосредним деловањем или посредним деловањем на адсорбтивни комплекс земљишта, односно испирањем база из њега, што као крајњу консеквенцу има ацидификацију земљишта. Утицај таквих ђубрива, односно њихова киселост, изражава се у количини $CaCO_3$ неопходног за неутрализацију њиховог деловања на земљиште. Међу физиолошки најкиселија и најупотребљивија ђубрива спадају азотна ђубрива, и то првенствено натријум-нитрат, који садржи 35% N и уреа, која садржи 46% N. Недостатак ових ђубрива је то што азотна ђубрива морају да се користе појединачно, а не у концентрованим комплексним ђубривима, услед различитог временског рока употребе у односу на калијумова и фосфорна. Тако је за уреу еквивалент уношења $CaCO_3$ 85 kg на сваких 100 kg ђубрива, док за натријум-нитрат он износи 56 $kg \cdot ha^{-1}$ (Džamić и Stevanović, 2000). Учинак азотних ђубрива се најбоље види у дугогодишњим огледима и упоређивањем са нултом варијантом (Cakmak et al., 2010a; Cakmak et al., 2010b). Тако је у огледу на камбисолу у Младеновцу утврђено да је четрдесетогодишња употреба N преко урее у количини од 120 $kg \cdot ha^{-1}$ смањила реакцију земљишта са 5,79 на 5,00 pH јединица, што је у педолошком погледу променило категоризацију земљишта, тако да је почетни еутрични камбисол прешао у дистрични камбисол с обзиром да је засићеност базама CEC–у смањена са 61% на 40% (Cakmak et al., 2010a).

Амонијумове соли снажно врше закисељавање земљишта кроз процес нитрификације:

$$NH_4^+ + 2O_2 = NO_3^- + 2H^+ + H_2O$$

Уколико нитрат (NO_3^-) буде усвојен од стране усева, неће доћи до ацидификације, већ само уколико дође до нитрификације амонијум јона, при чему се ослобађа нитратни јон. Исти процес се одиграва и применом урее уколико усеви не усвоје сав азот из ђубрива. То говори да је од изузетног значаја да се фертилизација земљишта одвија у строго контролисаним условима, те да се унесе она количина ђубрива која одговара земљишту и задовољава потребе биљака. У супротном, дугогодишња неадекватна примена ђубрива утицаће не промену хемијских својстава земљишта: смањење степена засићености земљишта базним катјонима, значајно повећање вредности супституционе и хидролитичке киселости, што води ка повећању количине лакоприступачних форми алуминијума, гвожђа и мангана (Koković et al., 2018).

Фиксација атмосферског азота (N_2) од стране легуминоза резултира формирањем амонијум јона унутар коренових квржица, затим усвајањем вишка катјона, нарочито K^+, што даље доводи до отпуштања протона ради равнотеже наелектрисања (Marschner, 2012). Bolan и Hedley (2003) дошли су до сазнања да је на површинама у Аустралији где се непрекидно гаје легуминозе током последњих 30 год., pH вредност земљишта опала за 1 јединицу.

Раст биљака и усвајање хранљивих материја доводе до локалне ацидификације у зони ризосфере услед излучивања киселина из корена. Изузев код појединих случајева легуминоза, овај процес учествује са малим процентом у укупном закисељавању земљишта (<10%) када се пореди са уношењем азотних и сумпорних ђубрива, али има важну улогу у фиторасположивости хранљивих материја у зони кореновог система (Johnston et al., 1986; Hinsinger et al., 2003).

Када се врши разградња органске материја уз помоћ микроорганизама, ослобађа се угљен-диоксид (CO_2), који у земљишном раствору формира угљену киселину (H_2CO_3), на исти начин као у честицама кише. Тако се, дисањем земљишта и корена може створити велика концентрација угљен-диоксида у земљишним ваздушним порама, али с обзиром да кисели раствори у земљишту садрже мало CO_2, цео процес, вероватно, неће довести до смањења хемијске реакције земљишта испод 5 јединица (Bolan et al., 2003; Goulding, K.W.T., 2016).

Процес ацидификације доводи до поремећаја пуферних способности земљишта (Feigenbaum et al., 1981; Haynes и Swift, 1986; Tributh et al., 1987), пре свега путем измештања и испирања (перколацијом) јона калцијума и магнезијума. При израженој ацидификацији повећава се мобилност алуминијума, који у високим концентрацијама постаје токсичан за биљке (Haynes и Swift, 1984; Haynes и Swift, 1991; Kinraide и Swift, 1997; Mrvić и сар., 2012).

У условима повећане киселости земљишта, фосфор, као један од најзначајнијих макроелемената, везивањем у оклудоване* облике са Al и Fe постаје тешко приступачан за биљке (Barber, S.A., 1995). С друге стране, повећана растворљивост неких микроелемената (нпр. Zn) при ниским pH вредностима киселости може условити њихово убрзано испирање из зоне кореновог система и тиме узроковати недостатак хранљивих материја за биљке.

Тешки метали (пре свега потенцијално токсични елементи), у условима повећане концентрације H^+ јона прелазе у лакоприступачне облике (Sauerbeck et al., 1991; Белановић и сар., 2012). Осетљивост земљишта према процесу закисељавања условљена је, пре свега, геолошком подлогом, односно типом и стопом разлагања матичног супстрата (Bergholm et al., 2003), својствима земљишта (реакцијом земљишног раствора, засићеношћу базама (BS), капацитетом катјонске измене (CEC), текстуром земљишта, садржајем органске материје, као и начином коришћења земљишта) (Mission et al., 2001).

2.2. Осетљивост земљишта на закисељавање

Дефинисање степена осетљивости земљишта на процес ацидификације омогућава правовремене активности и спровођење адекватних мера управљања ради смањења опште киселости земљишта.

За шумска земљишта/екосистеме и земљишта природних екосистема генерално, дефинисање нивоа загађења је важно ради ратификације дефиниса-

* (lat. occludere - затворити, затварати, закључати; сметати; спречити...)

них међународних протокола у циљу смањења емисија и очувања здравственог стања шума, и развоја адекватних мера одрживог управљања екосистемима.

Одрживо управљање пољопривредним земљиштем заснива се на избалансираној примени ђубрива, као и агротехнике, уз адекватан избор засада/усева ради постизања оптималног коришћења потенцијала земљишта и одрживе плодности.

За процену осетљивости земљишта на закисељавање користе се различите методе, неке од најприменљивијих у свету дате су у даљем тексту.

Киселост земљишта и земљишног раствора и пуферски механизми

Закисељавање земљишта обухвата неколико хемијских процеса, који се не могу мерити појединачним параметрима. Јако закисељена земљишта имају ниску pH у органском и површинском минералном слоју.

Киселост земљишта се од 1909.* године изражава pH скалом и представља негативан логаритам концентрације активних водникових (H^+) јона у земљишном раствору. Киселост – pH земљишта је вишезначан показатељ/варијабла (енг. „master variable“) стања земљишта (Mcbrid, M.B., 1994; Rengel, Z., 2002; Sparks, D.L., 2002). Многи биолошки, хемијски и физички процеси (размена јона, дисоцијација, оксидација, редукција, стабилност структурних агрегата и др.) у земљишту условљени су pH вредношћу земљишта (Hendershot et al., 1993; Mcbride, M.B., 1994).

У природним екосистемима оптимална киселост земљишта за развој четинарских и лишћарских врста је од 5,0–7,0 pH јединица, због оптималне приступачности хранљивих елемената биљкама и активности микроба у овом опсегу pH вредности (Vanmechelen et al., 1997). За већину шумских биљних врста pH вредност нижа од 4,0 је штетна за коренов систем (Bertram и Schelser, 1982; Vanmechelen et al., 1997).

Што се тиче пољопривредних култура, оптималне pH вредности (KCl) земљишта се крећу у опсегу од 5,5 до 7,0, у зависности од културе и биологије гајене врсте.

Табела 1. Класе киселости земљишта (извор: Sparks D.L., 2002)

pH (H_2O*)	Класа
pH<4,5	екстремно кисела
4,5–5,0	веома јако кисела
5,1–5,5	јако кисела
5,6–6,0	умерено кисела
6,1–7,3	слабо кисела до неутрална
7,4–7,8	слабо алкално

* In 1909 Sorensen of Denmark invented the pH scale to describe the acidity of aqueous solutions.

Међутим, киселост земљишта и земљишног раствора није једини критеријум за процену стања закисељавања земљишта, јер негативни утицаји додатног прилива киселина у земљиште не подразумевају *a priori* промену pH вредности. Уколико су присутни, карбонати први реагују на прилив киселина у земљиште, а концентрација $CaCO_3$ је мера укупне резерве карбоната која може заштитити од уноса киселине (Табела 2). У недостатку карбоната, измештање базних катјона из адсорптивног комплекса је уобичајени процес хемијских реакција повезан са закисељавањем. Прогресивни унос киселина резултира смањењем засићења базама. Дакле, засићеност базама изражава еластичност земљишта на прилив уноса киселина. Током ове реакције, базни катјони се замењују киселим катјонима.

Табела 2. Приказ пуферских механизама за различите опсеге pH вредности земљишта (извор: Sparks D.L., 2002)

Опис	Опсег pH	Пуферни механизми
Екстремно кисело	<4,5	Гвожђе (pH 2,4–3,8)
Веома јако кисело	4,5–5,0	Алуминијум (pH 3,0–4,8)
Јако кисело	5,1–5,5	Алуминијум (pH 3,0–4,8)
Умерено кисело	5,6–6,0	Измена катјона (pH 4,2–5,0)
Слабо кисело до неутрално	6,1–7,3	Силикатни пуфери (све pH вредности, типично за pH >5)
Слабо алкално	7,4–7,8	Карбонати (pH 6,5–8,3)

3. Методе одређивања осетљивости земљишта на процес ацидификације

3.1. Осетљивост земљишта на ацидификацију као индикатор еколошког квалитета земљишта – Vanmechelen, 1997

Процена осетљивости земљишта на ацидификацију дата је у оквиру концепта о еколошком квалитету земљишта (Vanmechelen et al., 1997; Кадовић и сар., 2004; Belanović et al., 2007). Овај концепт је описан у методологији за процену утицаја аерозагађења на шумске екосистема у оквиру I Техничког извештаја програма ICPF (The International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests). Извештај има за циљ да дâ јединствену методологију за процену утицаја промене климе и утицаја атмосферског загађења на хемизам и стање земљишта, са оценом еколошког квалитета шумских земљишта на Европском нивоу.

Као основни параметри/индикатори еколошког квалитета земљишта анализирају се приступачност макронутријената (азот, фосфор, базни катјони), осетљивост земљишта на процес закисељавања и приступачност тешких метала/штетних микроелемената (са фокусом на Zn, Pb и Cd).

$$I_{SA} = I_{AS} + I_{BC} + I_{HC}$$

Осетљивост земљишта према процесу закисељавања (ацидификације)

Осетљивост земљишта на закисељавање одређена је пуферским капацитетом. Процеси који су укључени у закисељавање земљишта резултирају губитком способности неутрализације киселине. Осетљивост на закисељавање се процењује сумирањем вредности индикатора за основну расположивост/садржај катјона, статус закисељавања и хидрауличку проводљивост:

Табела 3. Класа осетљивости на ацидификацију опсег индикаторских вредности I_{SA}

Класа осетљивости на ацидификацију	$\mathbf{I_{SA}}$
Веома ниска	> 33,5
Ниска	24,8–33,5
Умерена	13,8–24,7
Висока	8,8–13,7
Веома висока	≤8,7

Статус ацидификације (I_{AS})

Статус ацидификације (I_{AS}) земљишта одређује се на основу анализе pH вредности земљишта, садржаја база и концетрације $CaCO_3$, према следећој формули:

$$I_{AS} = pHc + BSc + (CaCO_3)c$$

где су:

BSc – кумулативна вредност класе засићености базама у минералним слојевима;

pHc – кумулативна вредност класе pH у органском и површинском минералном слоју;

($CaCO_3$)c – вредност класе концентрација $CaCO_3$ у минералном површинском слоју.

У оквиру Табеле 4 дате су граничне вредности за поједине класе.

Табела 4. Граничне вредности класа за pH и BS према Vanmechelenu (Vanmechelen et al., 1997)

Класа	pH ($CaCl_2$)	BS (%)	$CaCO_3$ (g kg^{-1})
1	< 3,2	< 10	0
2	3,3–4,0	11–20	1–20
3	4,1–5,0	21–50	21–200
4	5,1–6,0	51–95	201–500
5	> 6,0	> 95	> 500

Приступачност базних катјона (I_{BC})

Дрвеће / биљне врсте користе као хранљиве елементе калцијум, магнезијум и калијум у великим количинама. Обично се ови елементи у земљишту налазе у

довољним количинама, али могу постати дефицитарни елементи у случају повећаног закисељавања и испирања кроз земљишни профил (Vanmechelen et al., 1997).

Вредност индикатора за основну приступачност катјона *(IBC)* израчунава се на следећи начин (Белоица, 2020):

$$I_{BC} = BCE_C + BS_C + \frac{1}{3}(Cac + Mgc + Kc)$$

где је:

BCEc – кумулативна вредност класе збира измењивих основних катјона у минералним слојевима (дубине од 0 до 10 cm);

BSc – кумулативна вредност класе засићености базама у минералним слојевима (дубине од 0 до 10 cm);

Cac, Mgc, Kc – вредност класе концентрације Ca, Mg и K у органском слоју (дубине 0 до 5 cm).

Табела 5. Граничне вредности класа за K, Ca, Mg, BCE и BS

Класа	BCE cmol (+).kg^{-1} земљишта	BS %	K mg.kg^{-1}	Ca mg.kg^{-1}	Mg mg.kg^{-1}
1	< 0,5	< 10	< 500	< 2000	< 500
2	0,6–2,0	11–20	501–1000	2001–5000	501–1000
3	2,1–5,0	21–50	1001–2000	5001–10000	1001–2000
4	5,1–10	51–95	2001–4000	10001–25000	2001–4000
5	> 10	> 95	>4000	>25000	>4000

Индекс хидрауличког кондуктивитета (I_{HC})

Током процеса закисељавања земљишта хранљиве материје се ослобађају из чврсте фазе и прелазе у земљишни раствор. Степен испирања ових хранљивих састојака из зоне корена углавном је одређен хидрауличким својствима земљишта и хемијским капацитетом филтрирања дренажног хоризонта (subsoil). Капацитет катјонске измене (CEC) је мера за хемијски капацитет филтрирања овог слоја, док је брзина којом се хранљиве материје испирају из земљишта путем дренажне/гравитационе воде описана хидрауличком проводљивошћу. Дренажни капацитет земљишта је у директној зависности од величине пора, што је условљено текстурним и структурним саставом земљишта. Тип земљишта према **FAO** класификацији пружа посредне информације о једном или више укључених параметара (табела 6) (Vanmechelen, et al., 1997).

Земљишта песковитог текстурног састава, као што су Arenosol, Podzol, као и нека плитка земљишта, углавном имају висок капацитет инфилтрације. Хранљиве материје ослобођене током пуферисања у процесу закисељавања земљишта брзо се испирају из земљишта, што их чини осетљивијим на закисељавање. Слабо пропусна земљишта имају способност да задрже ослобођене

хранљиве материје унутар зоне корења, где остају доступне за пуферске процесе против закисељавања (Vertisols, Planosols, као и земљишта подгрупе Stagnic).

Табела 6. Процена индекса хидрауличког кондуктивитета према типу земљишта

Индикаторска вредност	Квалитативни опис	Тип земљишта, групе
–5	брзо	Arenosols, Leptosols, Podzols
5	споро	Vertisols, Gleysols, Planosols, Histosols, и сви типови из групе Vertic и Stagnic
0	средње до умерено	Сви остали типови

3.2. Метода Holowaychuk & Fessenden (1987), Alberta, Canada

Процена осетљивости земљишта на ацидификацију, према методу *Holowaychuk & Fessenden* (Holowaychuk, et al., 1987), развијена је у Канади 80–их година прошлог века, такође у склопу конвенције о прекограничном загађивању ваздуха на великим удаљеностима (LRTAP) (Белоица, 2020). Као кључна својства земљишта укључује вредности капацитета катјонске измене (CEC) и pH вредности у води. На основу осетљивости земљишта на губитак база, осетљивости на процес ацидификације и осетљивости на растворљивост алуминијума дефинише се класа укупне осетљивости на киселе депозиције (Williston, et al., 2016).

На основу ове три групе параметара осетљивости на крају се утврђује укупна осетљивост земљишта на процес ацидификације (табела 7).

Поред овог метода, и у Канади се последњих година све више практикује примена моделског приступа (A2M, PROFILE, SMART модел) и концепта критичног оптерећења.

Табела 7. Критеријум за одређивање осетљивости земљишта на ацидификацију; извор (Holowaychuk et al., 1987)

CEC ($meq \cdot 100\ g^{-1}$)	pH (H_2O)	Осетљивост на:			Укупна осетљивост
		Губитак база	Ацидификацију	Растворљивост	
<6	<4,6	H	L	H	H
	4,6–5,0	H	L	H	H
	5,1–5,5	H	M	H	H
	5,6–6,0	H	H	M	H
	6,1–6,5	H	H	L	H
	>6,5	L	L	L	L
6–15	<4,6	H	L	H	H
	4,6–5,0	M	L	H	M
	5,1–5,5	M	L–M	M	M
	5,6–6,0	M	L–M	L–M	M
	>6,0	L	L	L	L
>15	<4,6	H	L	H	H
	4,6–5,0	M	L	H	M
	5,1–5,5	M	L	M	M
	5,6–6,0	L	L–M	L–M	L
	>6,0	L	L	L	L

*L(low) – ниска осетљивост; M (medium) – средња осетљивост; H (high) – висока осетљивост

3.3. Метода Cinderby (1998) - Глобална процена осетљивости терестричних екосистема на киселу депозицију

Метод *Cinderby (1998)* је метод глобалне процене статуса ацидификације и осетљивости земљишта на повећане депозиције сумпора и азота. Капацитет неутрализације киселости (пуферски капацитет) у овом методу представљен је садржајем база и капацитетом катјонске измене (Белоица, 2020; Чакмак и сар., 2014). На основу репрезентативних вредности BS (засићеност базама) и CEC (капацитет катјонске измене) за сваки тип земљишта дефинисане су класе осетљивости према типу земљишта. Дефинисање категорије осетљивости према типу земљишта извршено је на основу великог броја анализираних профила/узорака за сваки тип земљишта који се налазе у великој бази података о земљишту ISRIC (International Soil Reference and Information Centre) (Cinderby et al., 1998). Процене пуферних способности земљишта у оквиру ове методологије су вршене за дубине земљишта до 50 и до 100 cm (Прилог 1).

Пуферни капацитет земљишта

Засићеност базама и капацитет измене катјона комбиновани су да би се добио ранг пуферног капацитета земљишта (Табела 8). Земљишта са умереним капацитетом катјонске измене рангирана су од 1–5, како би показала повећана

способност неутрализације на основу категорија засићења базама. За земљишта са ниским CEC пуферска способност је за једну класу нижа него за земљишта са умереним капацитетом катјонске измене. Природно, будући да је већ на најнижем рангу 1, не може даље да опада. Супротно томе, земљишта са високом CEC рангирана су за једну класу више од оних са умереном CEC. Земљиштима код којих пуферни капацитет дефинишу карбонати додељена је највећа пуферска способност, без обзира на CEC. Ово представља најједноставнију методу за комбинацију CEC-а и BS-а, иако прогресија пуферног капацитета није линеарна и не постоји *a priori* разлог зашто би класа требало да буде тачно једна виша или једна нижа, зависно од CEC–а. Успех ове класификације треба увек проверавати у складу са резултатима стручњака и у односу на то како је примењују у конкретној ситуацији (Cinderby et al., 1998).

Табела 8. Критеријум за одређивање категорија осетљивости појединих типова земљишта према ацидификацији на основу средњих вредности BS и CEC за одређену дубину према Cinderby et al. 1998

CEC (meq/100 g)	Засићеност базама (%)				
	0–20	20–40	40–60	60–80	80–100
<10	1	1	2	3	5
10–25	1	2	3	4	5
>25	2	3	4	5	5

* 1: јако осетљива, 2: осетљива, 3: умерено осетљива, 4: слабо осетљива, 5: веома слабо осетљива

3.4. Метод Kuylenstierna (2001)

Kuylenstierna метод (Kuylenstierna et al., 1995) је сличан претходно описаном методу (Cinderby et al., 1998); као критеријум осетљивости земљишта према ацидификацији укључује капацитет катјонске измене (CEC) и засићеност базама (BS). На основу три категорије CEC и 5 категорија BS дефинисано је 5 класа осетљивости земљишта на процес ацидификације, од I (веома осетљива) до V (слабо осетљива) (табела 9).

Проценом осетљивости земљишта према процесу ацидификације, једино се применом методе Holowaychuk и Fessenden (1987) уочава веза између осетљивости на губитак база и растворљивости алуминијума са укупном осетљивошћу на ацидификацију. У раду Чакмак и сар. (2014), површине означене са јаком, односно умереном осетљивошћу на губитак база и растворљивост алуминијума скоро су идентичне површинама са јаком (односно умереном) осетљивошћу на ацидификацију. Са друге стране, ова метода користи и pH вредност земљишта као улазни параметар, а она земљишта која имају ниску pH вредност и мању засићеност базама, већ су значајно завршила свој процес ацидификације и тешко се могу даље закисељавати. Због тога је *Kuylenstiern* метод (2001), који укључује CEC и BS као параметре, обухватнији метод у дефинисању површина

на укупну осетљивост према ацидификацији, док се метод Cinderby (SEI) може сматрати погодним у оквиру глобалне процене осетљивости за геопросторно дефинисање екстремно осетљивих – осетљивих земљишта и земљишта великог пуферног капацитета, као први корак процене ризика (Haynes и Swift, 1984).

Табела 9. Критеријум за одређивање осетљивости земљишта према ацидификацији према Kuylenstierna (2001) методи (Kuylenstierna et al., 1995; Čakmak et al. 2014)

	Дубина земљишта	CEC (cmol/kg)		
		<10	10–25	>25
BS (%)	0–20	I	I	II
	20–40	I	II	III
	40–60	II	III	IV
	60–80	III	IV	V
	80–100	V	V	V

4. Метод критичних оптерећења за ацидификацију

4.1. Критична оптерећења – горње граничне вредности концентрација киселих депозиција

Појам критичних оптерећења, горње граничне вредности концентрација киселих депозиција (пре свега сумпора и азота), установљен је у Европи 1980. године под покровитељством CLRTAP/UNECE и индикатор је осетљивости природних екосистема на ацидификацију и еутрофикацију.

Према дефиницији Nilsson и Grennfelt (1988), критично оптерећење екосистема је квантитативна процена изложености једном или више полутаната, испод којих нема значајних ефеката оштећења специфичних осетљивих елемената животне средине према досадашњим сазнањима.

Критична оптерећења за различите облике загађења (еутрофикација, ацидификација, тешки метали и промена биодиверзитета биљних заједница) дефинишу максималне концентрације аерополутаната (пре свега N, S, Hg, Cd и Pb), при којима структура и функције терестричних и акватичних екосистема дугорочно остају у стабилном стању. Количине депонованих полутаната које се налазе изнад критичних вредности и које могу угрозити структуру и функције екосистема дефинишу се као прекорачења.

Један од главних циљева два међународна споразума (UNECE Protocol to – Abate Acidification, Eutrophication et Ground–level ozone, 1999; EC National Emission Ceilings Directive, 2001) је смањење и контрола прекограничног транспорта загађујућих материја (DEFRA). Ова два међународна споразума дефинишу лимите емисија загађујућих материја на националном нивоу које треба остварити у одређеном временском року са циљем трајне одрживости екосистема.

Процена критичних оптерећења на регионалном нивоу има улогу у издвајању подручја или биолошког рецептора различитог степена осетљивости

према аерозагађењу, као и индентификација подручја која се налазе под дугорочним негативним утицајем дугогодишњег депоновања штетних материја.

Апликативност концепта критичних оптерећења на локалном нивоу огледа се у примени адекватних мера управљања, уколико се ради о заштићеним подручјима, или подручјима од интереса за „конзервацију“ (NATURA2000 подручја), као и избору *in situ* мера које су неопходне за очување продуктивности земљишта и очување квалитета површинских вода (CLRTAP, 2015).

Критична оптерећења, као таква, дају смернице и квантификују будуће ратификације актуелних протокола и директива о смањењу емисија киселих полутаната, а самим тим и процеса еутрофикације, ацидификације и загађења тешким металима. Поред наведеног, концепт критичних оптерећења се користи и као инструмент процене утицаја смањења емисија на међународном нивоу и ефеката ових редукција на локалном нивоу (Белоица, 2015).

Последњих година, процена осетљивости екосистема и кванитификација граничних вредности аерополутаната (процена критичних оптерећења) у циљу очувања екосистема у стабилном стању врши се на два начина:

- Емпиријски заснована критична оптерећења:
- Моделски приступ процене.

4.2. Емпиријска критична оптерећења за ацидификацију

Емпиријска критична оптерећења се заснивају на мерењима на терену, емпиријским доказима, или запажањима у ову сврху постављених експеримената. Као и сва друга теренска истраживања, да би се извели релевантни закључци, овакве студије захтевају дугогодишња праћења и финансијски су веома захтевне.

Најчешћа емпиријска критична оптерећења су дата у распонима (нпр. 10-200–500 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$; 20 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ N). Ови распони одражавају варијације у одговору/реакцији екосистема на загађење широм Европе.

Иако на нивоу конвенције и тематских радних група постоје дефинисани опсези/рангови, могуће је и очекује се да национални експерти, у складу са искуством и подацима са терена, модификују ове вредности у зависности од типа екосистема (Белоица, 2020).

Емпиријске вредности имају велики значај приликом валидације модела и дефинисања нивоа поузданости резултата добијених моделом.

Емпиријска критична оптерећења за ацидификацију дефинисана су на основу минералошког састава земљишта. Дефинисана су на основу доминантног минерала разлагања матичног супстрата и подељена су у пет група (Nilsson и Grennfelt, 1988). За сваки минерал издвојен је опсег критичних оптерећења у односу на капацитет неутрализације киселости базних катјона који се ослобађају разлагањем минерала (Табела 10).

Табела 10. Минералошка класификација земљишта и критична оптерећења (Nilsson и Grennfelt, 1988).

Минерали	Опсег критичног оптерећења ($eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)
кварц, алкални фелдспат	< 200
мусковит, плаглиоклас, биотит (<5%)	200–500
биотит, амфибол (<5%)	500–1.000
пироксен, епидот, оливин (<5%)	1.000–2.000
карбонати	> 2.000

Класификација земљишних минерала усвојена је на радионици радног тела у Скоклостеру (Шведска) (Nilsson и Grennfelt, 1988) и развијена је за релативно мали број минерала, пре свега силикатних и карбонатних. Већа група минерала је издвојена према групи аутора Sverdrup и Warfvinge (1988a) и Sverdrup et al. (1990) (Табела 11).

Табела 11. Стопе разлагања матичног супстрата [$eq(ha \cdot m)^{-1}yr^{-1}$] за четири минералне класе за дубину земљишта 1 m (Sverdrup et al., 1990)

Минерална класа	Просечан садржај минерале класе у земљишту			
	100%	30%	3%	0.3%
	eq/(ha·m)/yr			
Веома брзо разлагање калцит, доломит, магнезит и бруцит	25.000	15.000	10.000	3.000
Брзо разлагање анортит, оливин, гарнет, жадеит, диопсид и нефелин	15.000	10.000	3.000	300
Умерено разлагање енстатит, хиперстен, аугит, хорнбленд, глаукофан, хлорит, биотит, епидот, цојсит	10.000	3.000	300	30
Споро разлагање албит, олигоклас, лабрадор, илит	600	200	20	–
Веома споро разлагање алкални фелдспат, мусковит, микашист, монтморијонит, вермикулит	300	100	10	–
Инертни** кварц, рутил, анатас, каолинит, гипсит	100	100	–	–

***** за различите дубине земљишта вредности се могу конвертовати множењем са задатом дубином профила у ***m*** *(нпр. 0.1, 0.2, ... 0.9)*

****** Инертни минерали су они који се растварају веома споро или имају веома мали капацитет неутрализације да би се могли сматрати инертним у погледу закисељавања тла (CLRTAP, 2015)

Приликом дефинисања емпиријских критичних вредности треба узети у разматрање и друге услове/факторе животне средине/екосистема и модификовати критична оптерећења тим факторима (количина падавина, тип вегетације, степен водопропусности земљишта, ...) (Табела 12). Неки фактори могу условити већу или мању осетљивост земљишта на ацидификацију, захтевајући да се критично оптерећење постави на нижу или вишу вредност опсега.

Табела 12. Фактори модификације критичних оптерећења (извор: CLRTAP, 2015)

Фактор	Утицај на процес ацидификације	
	Повећава	Смањује
Падавине	Велика количина	Мала количина
Вегетација	Четинари	Лишћари
Надморска висина, нагиб	Већи нагиб, стрми терени	Благи нагиб
Текстура земљишта	Висок проценат крупне фракције (песковита)	Висок проценат фракције глине
Водопропусност земљишта	Водопропусна	Слабо пропусна земљишта
Капацитет адсорпције сулфата у земљишту	Слаб капацитет	Висок капацитет
Таложење базних катјона	Ниске концентрације	Високе концентрације

4.3. Примена динамичких модела и метод критичних оптерећења за ацидификацију

"All models are wrong, but some are useful"
George E. P. Box

Процена утицаја аерозагађења на природне екосистеме у последњих 30 година врши се применом математичких модела различитог степена сложености. Првобитно су ови модели коришћени искључиво у научне сврхе, а касније, када је извршена идентификација најважнијих процеса и валидација модела, модели су нашли примену за процену утицаја будућих емисија полутаната (Martinson, L., 2004).

Многи развијени модели нису апликативни на регионалном нивоу, јер су развијени за одређене локације и за потребе појединих пројеката (Posch и Reinds, 2009). Поједностављеност улазних захтева и приступачност улазних параметра основни су захтеви за апликативност модела на ширем подручју (Posch и Reinds, 2009). Последњи захтеви у развоју динамичких модела иду у правцу имплементације у тзв. IA моделе (моделе интегрисане процене) (Белоица, 2020).

Динамички модели који се користе последњих година за процену статуса ацидификације земљишта на регионалном нивоу су: **VSD** (Very Simple Dynamic model), **SMART** (Simulation Model for Acidification's Regional Trends), **SAFE** (Simulating Acidification in Forested Ecosystems) и **MAGIC** (Model of Acidification

of Groundwater in Catchments). Због комплексности улазних параметара и процеса модела SAFE, SMART и MAGIC модел, за разлику од VSD модела, није могуће лако имплементирати у IA моделе (Posch et al., 2003). Преглед поменутих модела и њихове основне карактеристике приказани су у оквиру Табеле 13.

Табела 13. Преглед модела за процену статуса ацидификације земљишта, кључни процеси који се моделом разматрају (Белоица, 2020)

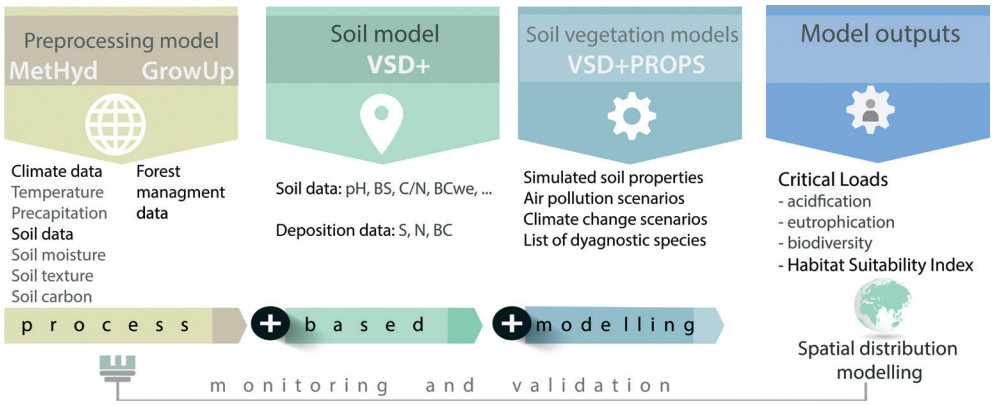
НАЗИВ МОДЕЛА		ВСД	SAFE	MAGIC	SMART2
Вег модули		PROPS	ForSAFE	GBMOVE	SUMO
Хемизам земљишта	Киселост / Размена јона	●	●	●	●
	Динамика N (азота) у земљишту	●	○	○	●
	Динамика C (угљеника) у земљишту	●	●	○	●
	BCwe- стопе разлагања матичног супстрата	○	●	○	●
Остали параметри	Вегетација (компетиција и сукцесија)	●	●	○	●
	Вертикална хетерогеност земљишта	-	●		
	Временска резолуција	1 год.	1 год.+	1 год.	1 год.
	Могућност интеграције у IA моделе	да	не	не	не

(●) директна процена; **(○)** поједностављен метод процене или индиректно моделован параметар; **(-)** модел не даје могућност процене за овај параметар

4.3.1. Основне карактеристике и примена VSD модела

VSD (Posch и Reinds, 2003) модел представља екстензију SMB модела. Овај модел је базиран на скупу масених једначина помоћу којих се представљају процеси размене јона, скупа једначина граничних вредности и равнотеже земљишних процеса. Тестиран је на 182 шумска екосистема у Европи, у оквиру Нивоа 2 програма интензивног мониторинга (De Vries и Posch, 2003). VSD динамички модел показује ефекте киселе депозиције на земљишни раствор током времена. Параметри овог модела односе се на мерења једног слоја земљишта, а вертикална хетерогеност профила се не узима у обзир. Симулације и улазни параметри дати су на годишњем нивоу, а сезонске варијације се не разматрају. Кључни процеси укључени у модел су: елементи флуксева депозиције; усвајања хранљивих материја; кружење хранљивих материја, укључујући минерализацију, процесе распадања и ослобађања базних катјона и алуминијума. Такође, део модела представља равнотежно стање земљишног раствора. На основу наведеног, модел параметарски укључује изменљиве катјоне, имобилизацију азота и равнотежу маса за катјоне и азот.

Поред наведеног, најједноставнија и најнепосреднија примена VSD динамичког модела је тзв. „сценарио анализе". Овим програмом прорачунавају се критична и максимална оптерећења појединих облика депозиције, време појаве првих оштећења у односу на изабрани критеријум током процеса депозиције, редукције депозиције и обнављања екосистема (Posch и Reinds, 2009). Модел предвиђа и процену промене структуре вегетације у односу на екоклиматске услове станишта применом **PROPS** потпрограма/модула (Reinds, et al., 2015). Осим овог потпрограма, у оквиру **VSD** модела користе се и претпроцесни модели **GrowUp** (Bonten et al., 2012) и **MetHyd** (Bonten et al., 2012) (Слика 1).



Слика 1. Кључни улазни параметри, преглед и структура коришћења претпроцесних модела за процену статуса ацидификације земљишта VSD моделом (Beloica et al., 2021)

Осетљивост екосистема (енг. ***sensitivity***) представља степен подложности екосистема променама услед промена услова животне средине, односно подложност поремећајима или стресу, који укључује отпорност и еластичност екосистема.

VSD модел је динамички модел намењен за симулацију процеса ацидификације, еутрофикације, и промене биљног диверзитета у природним терестричним екосистемима. Примарна намена овог модела је процена статуса ацидификације и еутрофикације земљишта/екосистема и критичних оптерећења на националном и регионалном нивоу, у циљу процена утицаја и контроле киселих аерозагађивача у склопу LRTAP конвенције.

VSD модел представља надоградњу (екстензију) SMB (Simple Mass Balance) модела, којим се разматра равнотежно стање хемизма земљишног раствора у датом тренутку (Белоица, 2020). Надоградњом кроз VSD+ модел укључена је и динамичка компонента, увођењем процеса размене катјона (Gapon или Gain Thomas) и имобилизације азота током времена (CLRTAP, 2017).

Развој овог модела траје од 1999, од стране групе холандских научника Радне групе за ефекте уз сарадњу са Координационим центром за ефекте

(Alterra, Wageningen University and Research Centre и Coordination Centre for Effects (CCE), National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven)

За процену статуса ацидификације земљишта, VSD модел укључује утицај депозиција (сумпора, азота, депозиција базних катјона, натријума и хлора), геолошке подлоге (ослобађање базних катјона из матичног супстрата-стопе разлагања матичног супстрата), својстава земљишта (физичка и хемијска), утицаја вегетације (кроз усвајање базних катјона и азота) (Слика 2).

Слика 2. Шематски приказ улазних и излазних параметара претпроцесних модела и VSD модела (Beloica et al., 2019)

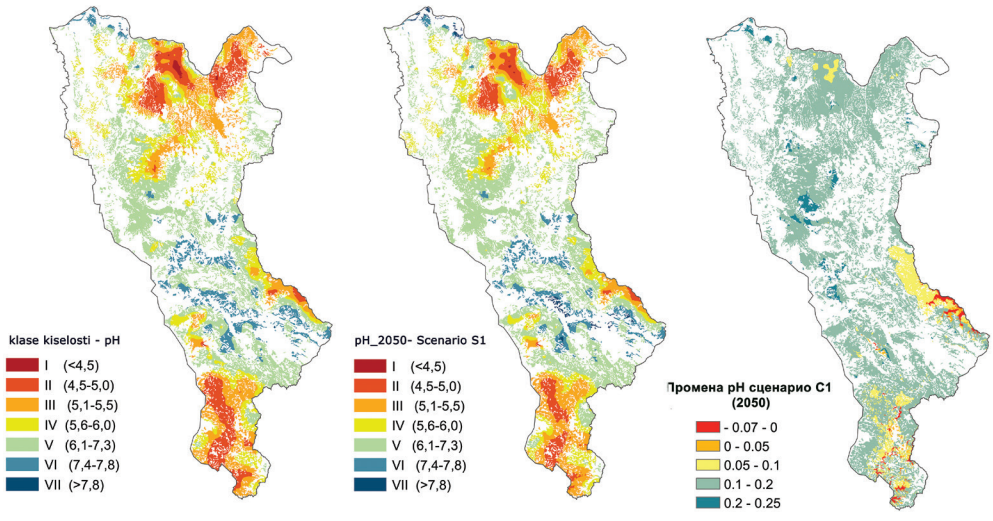
Формулација процеса ацидификације земљишта и опоравка од ацидификације остварена је кроз једначине размене и равнотеже јона у земљишном раствору као и сет масених једначина.

Поред симулације процеса ацидификације земљишта под утицајем атмосферског загађења (Слика 3), модел симулира и утицај азотних депозиција на хемијски статус земљишта, потенцијалну еутрофикацију, као и утицај киселих полутаната на погодност станишта за карактеристичну биљну заједницу (Слике 4 и 5).

Поред наведених процеса, укључивањем претпроцесних модела (GrowUp) могуће је извршити и процену секвестрације угљеника на нивоу TIER 3 прецизности, односно у односу на тип шуме и одабрани систем планирања и газдовања шумским екосистемимамодел даје пројекцију акумулације угљеника кроз време (има динамичку компоненту).

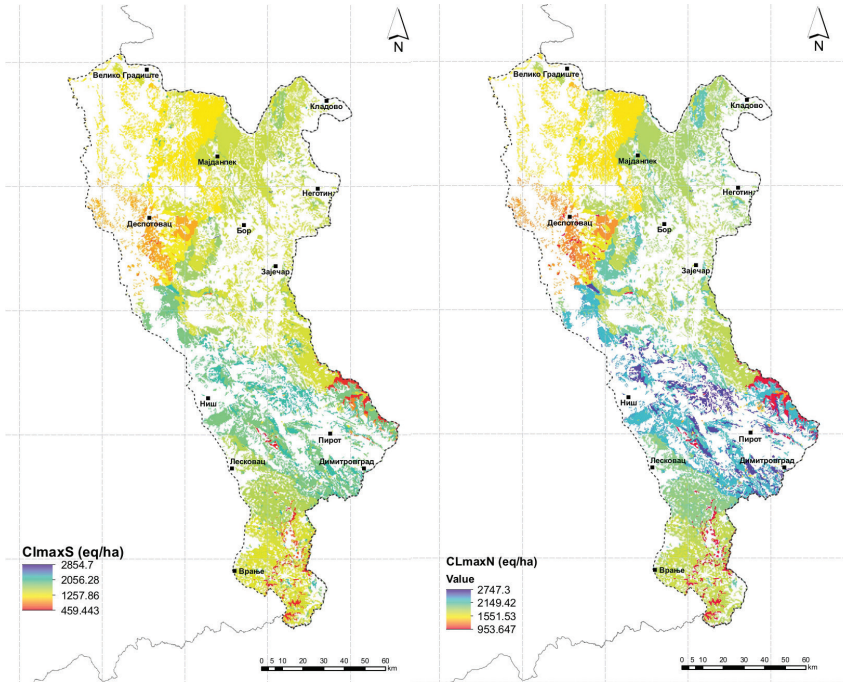
Моделом је могуће дефинисати, кроз улазне параметре, сценарије загађења, као и сценарије промене климе (који треба да буду компатибилни) и пратити промене у биљној заједници.

Дефинисањем сценарија и симулацијом услова средине могуће је уочити критичне тачке код промене структуре и састава заједнице, а те вредности параметара климе и загађења узети као критично оптерећење екосистема/заједнице за биодиверзитет (Слика 5).



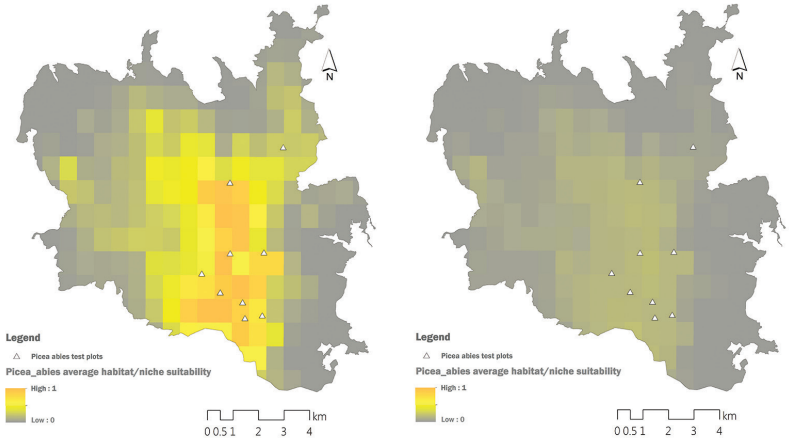
а б ц

Слика 3. Киселост земљишта у шумским и екосистемима високо-планинских пашњака (а) и предикције промена pH вредности у случају задржавања истог тренда депозиција (б, ц) (Белоица, 2015)



а б

Слика 4. Критична оптерећења за сумпорне и азотне депозиције: шуме и високопланински пашњаци (Beloica et al., 2015)



Слика 5. Геопросторна процена индекса погодности станишта (HSI) за дефинисане сценарије загађења и параметара промене климе за врсту *Picea abies*, НП Копаоник (Beloica et al., 2019)

Бројне научне студије и радови објављени су последњих година на тему примене актуелних модела у оквиру LRTAP конвенције и симулације утицаја аерозагађења и промене климе на вегетацију (Beloica et al., 2015; Rizzetto et al., 2016; Rowe et al., 2015; Čavlović et al., 2017; Drinböck et al., 2018; Beloica et al., 2019).

5. Предности и ограничења модела за процену ацидификације земљишта

Примена еколошких модела захтева највише времена за прикупљање и припрему улазних података. Ретко се подаци са терена, лабораторије,или литературе могу директно користити као улазни параметри модела. Подаци морају бити унапред обрађени и протумачени, често уз помоћ других модела. За примену модела на регионалном нивоу нису увек доступни сви улазни параметри за модел (или се не могу директно користити). Према томе, одређене променљиве треба ускладити, како би се омогућило апроксимирање и тумачење на просторном нивоу.

Када се прибављају подаци из различитих извора, важно је водити евиденцију о хронологији целокупног ланца информација, као и о претпоставкама и моделима који се користе за добијање одређеног параметра. Све ове информације говоре о поузданости излазних резултата. Неопходно је, поред добијених резултата, проценити, евидентирати и саопштити поузданост података, и дати детаљне информације о квалитету и пореклу улазних параметара.

Као и код критичних оптерећења, за подршку политици рада усмереног на ефекте према LRTAP конвенцији, излаз динамичких модела најкорисније ће

представљати не одређену локацију, већ веће подручје, нпр. тип шуме или екосистема, уместо једне мање локације.

Треба имати у виду и да добре предиктабилне способности модела (ваљани излазни параметри модела) захтевају релевантне формулације екосистемских процеса, који се могу успоставити само на основу квалитетних база података у дужим временским серијама. Ове базе података омогућавају и перманентну валидацију модела, а постају још од веће важности у контексту климатских промена, као и у контексту интерактивног утицаја загађења и климатских промена на животну средину.

С тим у вези, веома је тешко валидирати излазне податке модела који се баве природним процесима. Емпиријска критична оптерећења можемо користити као најбољу доступну базу резултата теренских експеримената.

Неопходна су даља стална мерења и мониторинг екосистема како би се формирале адекватне емпиријске базе података, које би омогућиле да се изврши валидација актуелних критеријума и граничних вредности критеријума, који су од кључне важности приликом процене осетљивости на процесе деградације једне компоненте, или целокупног екосистема.

Како би се овај проблем превазишао до одређене мере, прибегава се вишемоделском приступу, тј. примени неколико метода за објашњење једног феномена; овај приступ се све више разматра када говоримо о гранама науке које се баве природним системима.

Литература

1. Asman, W.A.H. (2001): Modelling the atmospheric transport and deposition of ammonia and ammonium: an overview with special reference to Denmark, Atmospheric Environment, 35(11), London, 1969-1983.
2. Barber, S.A. (1995): Soil Nutrient Bioavailability A mechanistic approach, Wiley, New York, 384 .
3. Белановић С., Чакмак Д., Кадовић Р., Белоица Ј., Перовић В., Алнаасс Н., Сањников Е. (2012): Приступачност микроелемената (Pb, Cd, Cu i Zn) у односу на својства земљишта под пашњацима Старе Планине, Гласник Шумарског факултета, ISSN 0353-4537. [Штампано изд.], 2012, бр. 106, стр. 41-56.
4. Belanović, S., Kadović, R., Knežević, M., Danilović, M. (2007): Ecological Quality of Some soils in the Toplica Drainage basin. Bottlenecks, Solutions and Priorities in the Context of Functions of Forest Resources (ed. D. Murat, Y. Ersel), Istanbul University, Faculty of Forestry, 631-636 p.
5. Белоица, Ј. (2020): Аерозагађења и шумски екосистеми, Универзитет у Београду Шумарски факултет, Београд, 191 стр [практикум ISBN 978-86-7299-314-1.; COBISS.SR-ID 23669001].
6. Белоица Ј. (2015): Процес ацидификације као фактор деградације земљишта на подручју Источне Србије, докторска дисертација, Шумарски факултет, Универзитет у Београду, 211.
7. Beloica, J., Čavlović, D., Đurđević, V., Belanović Simić, S., Obratov-Petković, D. (2015): Ground vegetation composition change in beech forest and highland grasslands

of Eastern Serbia (in relation to atmospheric depositions, soil properties, temperatures, and precipitation amounts). International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Levels & Loads and Air Pollution Effects, Risks and Trends (ICP M&M). 2015; 25TH CCE WORKSHOP AND 31ST TASK FORCE MEETING on assessments of impacts of air pollution, and interactions with climate change, biodiversity and ecosystem services.

8. Beloica, J., Čavlović, D., Obradović, S., Đurđević, V., Miljković, P. (2019): Process-based and geospatial modelling of future forest biodiversity and dynamics under climate and air pollution scenarios (Case study: Norway Spruce forest, NP Kopaonik), FORESTS OF EURASIA SERBIAN FORESTS, Belgrade, 209-218.
9. Beloica J., Belanović Simić S., Čavlović D., Kadović R., Knežević M., Obratov-Petković D., Miljković P., Marić N. (2021): Soil acidification patterns due to long-term sulphur and nitrogen deposition and how they affect changes in vegetation composition in Eastern Serbia. In: Assessing Soil Degradation (Eds.) Elmira Salnjikov/Anton Lavrishchev/ Lothar Mueller.
10. Bergholm, J., Berggren, G., Alavi, G., Steffens, S., Mengel, K. (2003): Soil Acidification Induced by Ammonium Sulphate Addition in a Norway Spruce Forest in Southwest Sweden, Water, Air and Soil Pollution, 148(1-4), Springer, Heidelberg 87-109.
11. Bertram, H. G., Schleser, G. H. (1982): The I3C/I2C isotope ratios in a north-German Podzol, ured. Schmidt H.L., Forstel H., Heinziger K., Elsevier, Amsterdam, 115-120.
12. Bolan, N. S., Hedley, M. J. (2003): Role of carbon, nitrogen and sulfur cycles in soil acidification, ured. Z. Rengel, Marcel Dekker, New York, 29-52.
13. Bolan, N. S., Adriano, D. C., Curtin, D. (2003): Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability, Advances in Agronomy 78, Elsevier, London, 215-272.
14. Cakmak, D., Saljnikov, E., Perović, V., Jaramaz, D., Mrvic, V. (2010a): Effect of Long-Term Nitrogen Fertilization on Main Soil Chemical Properties in Cambisol. Conference: 2010 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing WorldAt: 1 – 6 August 2010, Brisbane, Australia. Published on DVD.
15. Cakmak, D., Saljnikov, E., Mrvic, V., Jakovljevic, M., Zaklina, M., Sikiric, B., Maksimovic S. (2010 b): Soil Properties and Trace Elements Contents Following 40 Years of Phosphate Fertilization, Journal of Environmental Quality 39 (2), Medison, 541-547.
16. Cinderby, S., Cambridge, H. M., Herrera, R., Kuylenstierna, J. C. I., Murray, F. (1998): Global assessment of ecosystem sensitivity to acidic deposition, Stockholm Environment Institute
17. CLRTAP. Dynamic modelling, Chapter VI of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution; accessed on [date of consultation] on Web at www.icpmapping.org. 2015.
18. CLRTAP. Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution; 2017. accessed [date of consultation] at www.icpmapping.org.
19. Čakmak, D., Martinović, Lj., Stevanović, D., Mrvić, V., Saljnikov, E., Sikirić, B., Koković, N. (2009): Plodnost zemljišta, ured. Mrvić et al., Institut za zemljište Beograd, Beograd, 39-73.

20. Čakmak, D., Beloica, J., Perović, V., Kadović, K., Mrvić, V., Knežević, J., Belanović, S. (2014): Atmospheric Deposition Effects on Agricultural Soil Acidification State – key study: Krupanj Municipality, Archives of Environmental Protection 40 (2), Warsaw, 137-148.
21. Чакмак, Д., Сикирић, Б., Белоица, Ј., Белановић Симић, С., Перовић В., Мрвић В., Саљников Е. (2014): Ацидификација земљишта као лимитирајући фактор пољопривредне производње општине Љубовија, Гласник Шумарског факултета, бр.109, Београд, стр. 49-62.
22. Čavlović, D., Beloica, J., Obratov-Petković, D., Đurđević, V., Košanin, O. (2017): Simulation of long-term changes in environmental factors and grassland composition in three protected areas of Serbia, Tuexenia, Göttingen. 37, Osnabrück, 431-446.
23. De Vries, W., Posch, M. (2003): Derivation of cation exchange constants for sand, loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands, Water, Air and Soil Pollution, Alterra 701, Wageningen, 50.
24. Dirnböck, T., Pröll, G., Austnes, K., Beloica, J., Beudert, B., Canullo, R., De Marco, A., et. al. (2018): Currently legislated decreases in nitrogen deposition will yield only limited plant species recovery in European forests, Environmental Research Letters 13, Bristol.
25. Džamić, R., Stevanović, D. (2000): Agrohemija, ured. Džamić i Stevanović, Partenon, Beograd, 1-437.
26. Feigenbaum, S., Edelstein, R. E., Shainberg, J. (1981): Release rate of potassium and structural cations from mica to ion exchangers in dilute solutions, Soil Science Society of America Journal, 45(-), New York, 501-506.
27. Goulding, K.W.T (2016): Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with reference to the United Kingdom, Soil Use and Management, 32, New York, 390-399.
28. Haynes, R.J., Swift, R.S. (1984): Effect of lime, silicate, and phosphate application on the concentrations of extractable aluminium and phosphatein a spodosol, Soil Science, 138, Wolters Kluwer, Philadelphia, 8-14.
29. Haynes, R.J., Swift, R.S. (1986): Effects of soil acidification and subsequent leaching on levels of extractable nutrients in a soil, Plant and Soil 95(3), Springer, Heidelberg, 327-336
30. Haynes, T.B., Swift, R.S. (1991): Identity of the rhizotoxic aluminium species, Plant and Soil, Springer, Heidelberg, 134(-): 167-178.
31. Hendershot, W.H., Lalande, H., Duquette, M. (1993): Soil Reaction and Exchangeable Acidity, ured. Carter M.R., Gregorich E. G., Canadian Society of Soil Science, Boca Raton, 141-146.
32. Hinsinger, P., Plassard, C., Tang, C., Jaillard, B. (2003): Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: a review, Plant and Soil 248, Springer, Heidelberg, 43-59.
33. Holland, E.A., Dentener, F.J., Braswell, B.H., Sulzman J. M. (1999): Contemporary and pre-industrial global reactive nitrogen budgets, Biogeochemistry 46, Springer, Heidelberg, 7-43.
34. Holowaychuk, N., Fessenden, R.J., Perović, V., Kadović, K., Mrvić, V. (1987): Soil sensitivity to acid deposition and the potential of soils and geology in Alberta to reduce the acidity of acidic inputs, Earth Sciences Report 87 (1), Alberta Research Council, Edmonton, 38.

35. Hu, Z.Y., Xu, C.K., Zhou, L.N., Sun, B.H., He, Y.Q., Zhou, J., Cao, Z.H., (2007): Contribution of atmospheric nitrogen compounds to N deposition in a Broadleaf forest of southern China, Pedosphere 17, London, 360-365.
36. Johnston, A.E., Goulding, K.W.T., Poulton, P.R. (1986): Soil acidification during more than 100 years under permanent grassland and woodland at Rothamsted, Soil Use and Management 2 (1), New York, 3-10.
37. Кадовић, Р., Кнежевић, М., Белановић, С., Кошанин О. (2004): Анализа квалитета земљишта у неким типовима шума у НП ‹›Ђердап››, Шумарство 1-2, Београд, стр. 1-9.
38. Kinraide, T.B, Swift, R. S. (1997): Reconsidering the rhizotoxicity of hydroxyl, sulphate, and fluoride complexes of aluminium, Journal of Experimental Botany 48(310), Lancaster, 1115-1124.
39. Koković N., Saljnikov E., Dinić Z., Sikirić B., Mrvić V., Neranđić B. (2018): Hemijske osobine zemljišta posle 50 godišnjeg đubrenja zemljišta mineralnim đubrivima, Zemljište i biljka 67 (2), Beograd, 1-9.
40. Kuylenstierna, J.C.I, Cambridge, H, Cinderby, S. (1995) Terrestrial ecosystem sensitivity to acidic deposition in developing countries, Water, Air and Soil Pollution 85(2319-2324), Springer, Heidelberg, 1115-1124.
41. Martinson, L. (2004): Recovery from acidification - policy oriented dynamic modeling, Ph.D. Thesis. Sweeden: Department of Chemical Engineering II Lund University.
42. Mcbride, M.B. (1994): Environmental chemistry of soils, New York: Oxford University Press.
43. Misson, L., Ponette, Q., André, F. (2001): Regional scale effects of base cation fertilization on Norway spruce and European beech stands situated on acid brown soils: soil and foliar chemistry, Annales of Forest Science 58(-), Springer, Heidelberg, 699-712.
44. Mrvić, V., Čakmak, D., Sikirić, B., Nikolovski, M., Delić, D., Belanović, S., Beloica, J. (2012): Uticaj zakiseljavanja na sadržaj vodorastvornog aluminijuma u pseudoglejevima, Ratarstvo i povrtarstvo, ISSN 1821-3944, 2012, god. 49, br. 3, str. 257-262.
45. Nilsson, J., Grennfelt, P. (1988): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen, Skokloster, Sweden: UN-ECE/Nordic Council Workshop Report.
46. Olson, R.A., Rehm. G.W. (1986): Sulfur in precipitation and irrigation waters and its effects on soils and plants, ured. Tabatabai M. A., Agronomy Monograph 27, 279-293.
47. Marschner, P. (ed.) (2012): Marschner's mineral nutrition of higher plants, 3rd edn. Academic Press, London.
48. Posch, M., Hettelingh, J.P., Slootweg, J. (2003): Manual for dynamic modelling of soil response to atmospheric deposition, Bilthoven, Netherlands: Coordination Center for Effects, RIVM
49. Posch, M., Reinds, G.J. (2003): VSD - User Manual of the Very Simple Dynamic soil acidification model, Bilthoven and Wageningen, The Netherlands: Coordination Center for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
50. Posch, M., Reinds, G.J. (2009): A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations for scenario analyses and target load calculations, Environmental Modelling & Software 24(3), Elsevier, London, 329-340.
51. Reinds, G.J., Mol-Dijkstra, J., Bonten, L., Wamelink, W., Hennekens, S., Goedhart, P., Posch, M. (2002): Probability of Plant Species (PROPS) model: latest developments, ured. Slootweg J., Posch M., Hettelingh J. P., 55-62.

52. Rengel, Z. (2002): Handbook of plant growth pH as the master variable, Annals of Botany 92 (1), Marcel Dekker, New York, 165-166.
53. Rizzetto, S., Belyazid, S., Gégout, J.C., Nicolas, M., Alard, D., Corket, E., Gaudio, N., Sverdrup, H., Probst, A. (2016): Modelling the impact of climate change and atmospheric N deposition on French forests biodiversity, Environmental Pollution 213(-), Elsevier, London, 1016-1027.
54. Rowe, E.C., Wamelink, G.W.W., Smart, S.M., Butler, A., Henrys, P.A., Van Dobben, H. F., Reinds, G.J., Evans, C.D., Kros, J., De Vries, W. (2015): Field survey based models for exploring nitrogen and acidity effects on plant species diversity and assessing long-term critical loads, ured. De Vries et al., Springer Verlag, Berlin, 297-326.
55. Sauerbeck, D., Lubben, S., Liers, V. A., Steffens, S., Mengel, K. (1991): Effects of municipal disposals on soils, soil organisms and plants, Berichte aus der okologichen Forschung, Forschungszentrum Julich 6, 1-32.
56. Smith R.I., Fowler D., Sutton, M.A., Flechard, C., Coyle, M. (2000): Regional estimation of pollutant gas dry deposition in the UK: model description, sensitivity analyses and outputs, Atmospheric Environment 34, Elsevier, London, 3757–3777.
57. Sparks, D.L. (2002): Environmental Soil Chemistry, San Diego: Academic Press.
58. Sverdrup, H., De Vries, W., Henriksen, A. (1990): Mapping Critical Loads: A guidance to the criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads, Copenhagen: Environmental Report Nordic Council of Ministers.
59. Tributh, H., Boguslawski, V.E., Liers, V.A., Steffens, S., Mengel, K. (1987): Effect of potassium removal by crops on transformation of illitic clay minerals, Soil Science 143(-), Wolters Kluwer, Philadelphia, 404-409.
60. Vanmechelen, L., Groenemans, R., Van Ranst, E. (1997): Forest Soil Condition in Europe, Results of the Large-Scale Soil Survey, Ministry of the Flemish Community, Brussels, Geneva, 259.
61. Williston, P., Aherne, J., Watmough, S., Marmorek, D., Hall, A., Cueva Bueno, P., Murray, C., Henolson, A., Laurence J.A. (2016): Critical levels and loads and the regulation of industrial emissions in northwest British Columbia, Atmospheric Environment146(-), Elsevier, London, 311-323.

Прилог 1. Средња вредност капацитета катјонске измене (CEC) и засићености базама и процена осетљивости на ацидификацију за две дубине земљишта (извор: Cinderby, 1998)

FAO_90	Дубина 50 cm			Дубина 100 cm			Класа Разлике
	CEC 100 g	Садржај база	Осетљивост (класа)	CEC 100 g	Садржај база	Осетљивост (класа)	
ACf	3,3	32	**1**	3,4	28,1	**1**	1
ACg	8	25,4	**1**	8,1	24,5	**1**	1
ACh	10,6	32,8	**2**	10,6	33,2	**2**	2
ACp	4,4	27,2	**1**	4,3	26	**1**	1
ACu	17,4	29,9	**2**	16,7	32,6	**2**	2
ALf	7,5	17,7	**1**	7,6	14,4	**1**	1
ALg	8	36,9	**1**	8	42,9	**2**	Разлика 1
ALh	6,5	32	**1**	6,4	32,2	**1**	1
ALj	8	57	**2**	8	44,5	**2**	2
ALp	5,5	20,7	**1**	5,5	13,1	**1**	1
ALu	8	30,4	**1**	8	23,1	**1**	1
ANg	9,5	20,3	**1**	10,1	19,6	**1**	1
ANh	17	57,4	**3**	15,8	53,5	**3**	3
ANm	29,4	73,6	**5**	30,1	71,9	**5**	5
ANu	16,5	30,5	**2**	16,7	32,6	**2**	2
ANz	20,4	44,7	**3**	20,4	45,3	**3**	3
ARa	2	59,7	**2**	2	63,4	**3**	Разлика 2
ARb	3	45,4	**2**	3	45,5	**2**	2
ARc	3,2	91,9	**5**	3,2	94	**5**	5
ARg	3,2	98	**5**	3,2	98,9	**5**	5
ARh	6,7	94,1	**5**	6,6	95,6	**5**	5
ARl	3,2	78,5	**3**	3,2	76,4	**3**	3
ARo	2,2	45,7	**2**	2,2	49,8	**2**	2
ATc	23,6	92,8	**5**	22,5	95,6	**5**	5
ATu	8	65,5	**3**	8	57,5	**2**	Разлика 2
CHh	51,5	100	**5**	55,9	100	**5**	5
CHk	17,6	80,7	**5**	17,6	78,5	**4**	Разлика 4
CLh	12,7	91,5	**5**	12,7	92,2	**5**	5
CLl	12,7	95,1	**5**	12,7	95,9	**5**	5
CLp	12,7	96	**5**	12,7	93,1	**5**	5
CMc	21,6	98,3	**5**	21,9	98,5	**5**	5
CMd	12,1	24	**2**	12,1	20,8	**2**	2
CMe	19,2	86,4	**5**	19,8	88,1	**5**	5
CMg	15,6	46,3	**3**	14,9	44,3	**3**	3
CMo	7,5	28,8	**1**	7,4	26,1	**1**	1
CMu	12,9	31,1	**2**	12,9	29,5	**2**	2
CMv	41,1	85,7	**5**	41,1	83,6	**5**	5

FAO_90	Дубина 50 cm			Дубина 100 cm			Класа Разлике
	CEC 100 g	Садржај база	Осетљивост (класа)	CEC 100 g	Садржај база	Осетљивост (класа)	
CMx	23,3	89,2	**5**	26,7	91,4	**5**	5
FLc	15,8	96,8	**5**	15,8	95,7	**5**	5
FLd	33,2	51,6	**4**	33,2	49,5	**4**	4
FLe	10,3	89	**5**	10,1	88,2	**5**	5
FLm	27,8	72,3	**5**	27,8	76,1	**5**	5
FLs	27,8	47	**4**	27,8	47	**4**	4
FLt	24,7	84,1	**5**	25	86,9	**5**	5
FLu	30,5	54,5	**4**	30,5	47,5	**4**	4
FRg	2,5	24,1	**1**	2,9	25,8	**1**	1
FRh	6,2	36,9	**1**	6,2	37,3	**1**	1
FRp	5	53,2	**2**	5,2	42,2	**2**	2
FRr	4,4	36,3	**1**	4,4	34,7	**1**	1
FRu	7,8	12,8	**1**	7,6	12,9	**1**	1
FRx	3,1	25,2	**1**	2,9	24,7	**1**	1
GLd	19,9	40,9	**3**	20	46,5	**3**	3
GLe	22,3	92,4	**5**	22,9	93,1	**5**	5
GLi	6,2	92,4	**5**	6,2	92,2	**5**	5
GLm	17,6	95,7	**5**	17,6	96,1	**5**	5
GLt	31,3	100	**5**	29,3	94,1	**5**	5
GLu	17	38,4	**2**	17	51,7	**3**	Разлика 2
GRh	15,5	95,1	**5**	17	87,2	**5**	5
GYh	34,7	89,2	**5**	37,7	86,2	**5**	5
GYk	6,2	100	**5**	6,2	91	**5**	5
GYl	6,2	98,1	**5**	6,2	99,1	**5**	5
GYp	6,2	72,5	**3**	6,2	74,8	**3**	3
HSs	103,8	36,6	**3**	103,8	45,2	**4**	Разлика 3
KSh	18,4	100	**5**	18,4	100	**5**	5
KSk	45	81	**5**	48	82,5	**5**	5
LPd	31,5	45,7	**4**	31,5	45,7	**4**	4
LPe	31,5	97,3	**5**	31,5	97,3	**5**	5
LPk	0	0	**1**	0	0	**1**	1
LVa	11,6	73,1	**4**	11,9	74	**4**	4
LVf	6,2	66,6	**3**	6,2	72,2	**3**	3
LVg	15,7	75,7	**4**	15,7	77,9	**4**	4
LVh	11,4	87,4	**5**	11,4	88,2	**5**	5
LVj	24,8	84,5	**5**	24,6	86,8	**5**	5
LVk	12,8	97,2	**5**	12,8	98,3	**5**	5
LVv	36,2	97,2	**5**	37	98,4	**5**	5
LVx	16,2	85,1	**5**	16	85,5	**5**	5
LX	13,7	47,9	**3**	13,7	71,5	**4**	Разлика 3

FAO_90	Дубина 50 cm			Дубина 100 cm			Класа Разлике
	CEC 100 g	Садржај база	Осетљивост (класа)	CEC 100 g	Садржај база	Осетљивост (класа)	
LXf	10	76,4	**3**	10	72,6	**3**	3
LXh	10,4	72,5	**4**	10	74,8	**3**	Разлика 3
LXj	17,4	100	**5**	19,9	100	**5**	5
LXp	13,7	54	**3**	13,7	58,4	**3**	3
NTh	11	70	**4**	11	72,3	**4**	4
NTr	10,5	69	**4**	10	74,6	**4**	4
NTu	10,8	33,3	**2**	10,6	35,2	**2**	2
PDd	19,1	73,5	**4**	19,1	67,6	**4**	4
PDe	11,8	77,7	**4**	11,8	66,9	**4**	4
PHc	43,7	98	**5**	42,5	97,9	**5**	5
PHg	17,1	83,1	**5**	17,1	89	**5**	5
PHh	19,9	87	**5**	19,8	88	**5**	5
PHj	15,8	87,1	**5**	15,8	92,7	**5**	5
PHl	16,4	88,6	**5**	16,2	88,9	**5**	5
PLe	12,2	70,1	**4**	13	78,5	**4**	4
PLm	30,2	90,2	**5**	30,2	93,3	**5**	5
PTa	16,4	25,8	**2**	16,4	17,7	**1**	Разлика 1
PTd	16,4	41,3	**3**	16,4	31,2	**2**	Разлика 2
PTe	6,4	64,9	**4**	16,4	63,2	**4**	4
PTu	3,2	17,5	**1**	2,8	11	**1**	1
PZb	13,5	31,2	**2**	13,5	35,6	**2**	2
PZc	10,3	8,8	**1**	10,3	8,1	**1**	1
PZg	4	5,6	**1**	4,9	6,5	**1**	1
PZh	13,2	15,4	**1**	12,7	30,8	**2**	Разлика 1
RGc	19	91,9	**5**	19,2	92,7	**5**	5
RGd	4,1	30,7	**1**	4,2	38,9	**1**	1
RGe	7,4	80,1	**5**	6,9	81	**5**	5
SCg	20,5	100	**5**	20,5	100	**5**	5
SCk	41,4	100	**5**	43,9	100	**5**	5
SCn	42,6	100	**5**	36,3	100	**5**	5
SCy	21,8	100	**5**	21,8	100	**5**	5
SNg	17,5	95,3	**5**	17,5	96,2	**5**	5
SNh	18,9	95,7	**5**	19	96,3	**5**	5
SNj	30,9	91,2	**5**	31,3	93,3	**5**	5
SNk	19,4	99,9	**5**	19,4	99,6	**5**	5
SNy	19,4	97,9	**5**	19,4	97,9	**5**	5
VRd	51,7	73,6	**5**	51,7	58,4	**4**	Разлика 4
VRe	52,5	96,9	**5**	52,5	96,7	**5**	5
VRk	52,4	98	**5**	53	98,3	**5**	5

Поглавље 13

Процена деградације земљишта услед загађења потенцијално токсичним елементима (PTEs)

Аутори:
Др Снежана Белановић Симић*,
Др Драган Чакмак,
Др Драгана Видојевић,
Др Предраг Миљковић,
Др Светлана Антић Младеновић

Садржај:

1. Увод
2. Извори загађења потенцијално токсичним елементима
2.1. Катастар контаминираних локација Р. Србије
2.1.1. Дозвољене и граничне концентрације PTEs у земљишту
3. Процена загађења земљишта
3.1. Методе одређивања порекла PTEs
3.2. Методе за процену степена загађења
3.2.1. Индекси загађења земљишта
4. Закључна разматрања
Литература

Assessment of soil degradation due to pollution by potentially toxic elements (PTEs)

Abstract – The potentially toxic elements (PTEs), (synonyms: microelements, heavy metals or trace elements) in the soil originate from natural as well as from anthropogenic sources, which have been significantly intensified since the Industrial Revolution. By definition, soil pollution refers to the presence of a chemical or substance, which can have negative effects on certain receptors in the soil, in a concentration usually higher than natural (background), while soil contamination refers to the presence of PTEs in a concentration higher than natural, but not necessarily with harmful effects. Taking into account the importance of preserving the multifunctional character of the soil, it is important to define the limit values of PTEs for contaminated soils, as well as their background values. It is desirable to determine their background values at the regional level, for soils formed on different parent materials. Great efforts have been made in that direction so far, but determining the background value remains a great challenge, primarily from the point of view of the methodology applied. Risk assessment of the impact of contaminated soil is a complex, multi-layered process addressed in this chapter. Methods for determining the origin of PTEs in soil are listed, as well as methods for estimating the degree of pollution. The most commonly used pollution indices for defining the degree of pollution in different ways of land use are considered. It is common to use several pollution indices at the same time to assess the impact of PTEs in the soil on the environment, and the geological index and enrichment factor (Igeo and EF) are listed as significant and universal among individual indices, while the index of potential environmental risk (RI) stands out among the more complex ones.

Keywords: soil pollution; soil contamination, background value, pollution index, cadaster of soil contamination locations, potentially toxic elements (PTEs)

* e-mail: snezana.belanovic@sfb.bg.ac.rs

1. Увод

Од индустријске револуције, антропогени притисци на земљиште и на животну средину уопште, убрзани су, пре свега због повећања садржаја потенцијално токсичних елемената (PTEs) из антропогених извора и утицаја тих садржаја на природне биогеохемијске циклусе PTEs у земљишту (Lombi et al., 1998). У литератури, посебно у контексту загађења животне средине, ови елементи се наводе углавном под називом „тешки метали" или „елементи у траговима". Под називом „тешки метали" подразумева се група елемената категорисана према густини или моларној маси, па су у ову групу укључени, поред метала, и металоиди и неметали, без јасне дефиниције. Међународна унија за чисту и примењену хемију овај термин сматра непрецизним, јер нема стандардизоване дефиниције, тако да се у последње време широка група елемената који се проучавају у животној средини разматра под називом „потенцијално токсични елементи" (Pourret и Hursthouse, 2019). У потенцијално токсичне елементе спадају углавном микроелменти који могу бити неопходни за раст и развој биљака (нпр. Zn, Cu), мада у већим концентрацијама могу бити токсични, као и елементи (нпр. As, Cd, Hg, Ni, Pb), који и у најмањој количини утичу негативно на живи свет (Белановић Симић, 2017).

Такође, у литератури се термини загађивање и контаминација земљишта често користе као синоними, међутим Међувладин технички одбор за земљиште (*Intergovernmental Technical Panel on Soils* – ITPS) јасно дефинише ове термине. Загађење земљишта (soil pollution) се односи на присуство хемикалије или супстанце у концентрацији већој од природне (background вредност) и која може да има негативне ефекте на поједине рецепторе у земљишту. Контаминација земљишта (soil contamination) се односи на присуство хемикалије или супстанце у концентрацији већој од природне, али не мора обавезно да има штетне ефекте (Rodríguez-Eugenio et al., 2018). Такође, Kabata-Pendias и Pendias (2001) наводе да је контаминација земљишта хемијско стање које одступа од нормалног састава, али нема штетан ефекат на организме, док загађење представља случај када се одређени елемент или супстанца налазе у концентрацијама већим од природних (*background*) услед антропогених активности и имају штетан утицај на животну средину и њене компоненте. У загађеном земљишту, загађивачи су, углавном, антропогеног порекла, мада се PTEs могу појавити и природно у високим концентрацијама, које могу бити токсичне. Загађивачи природног или антропогеног порекла у земљиште доспевају путем директног таложења, или индиректно кроз сложене процесе, који могу довести до контаминације или загађења. Земљиште, као мултифункционални систем, има способност да прихвати загађења потенцијално токсичним елементатима (PTEs) (Adriano, 2001; Белановић Симић, 2017), док се степен деградације земљишта може проценити поређењем са дефинисаним критичним/граничним вредностима појединих елемената у различитим временским интервалима, за специфично коришћење у одређеном екосистему. У земљама Европске уније, на основу директиве (86/278/EEC,

2008-1EC) дефинисане су критичне вредности за садржаје штетних елемената у земљиштима. Поред критичне/граничне вредности, од посебног је значаја дефинисати ремедијационе вредности, као и *background level* – природан ниво/вредност нултог стања земљишта (садржај елемената у земљишту на које нису утицале антропогене активности). Граничне и ремедијационе вредности садржаја PTEs код нас су законски регулисане Уредбом о граничним вредностима загађујућих, штетних и опасних материја у земљишту („Сл. гласник РС“ бр. 30/2018 и 64/2019). Вредности *background*/природног нивоа PTEs се дефинишу као референтна вредност, педогеохемијска вредност, референтна вредност преиндустријског периода, или вредност нултог стања земљишта (SRPS EN ISO 19258:2013). Термин „геохемијски садржаји“ (*geochemical background*) употребљава се од половине прошлог века, са значењем „нормалне концентрације елемента у неплодном земљишту“, да би се временом увели термини „природна геохемијска концентрација, амбијентална концентрација, антропогена концентрација, природно настала концентрација, педогеохемијска концентрација, референтна вредност, гранична вредност“ (Миљковић, 2020). Методе за одређивање природних садржаја елемената у земљишту се заснивају на директним методама (геохемијским), индиректним методама (статистичким) и интегрисаним приступима (комбинација индиректних и директних метода) (Kicińska и Turek, 2017). Исти аутори наводе да за директне, као и интегрисане методе, одређивање природних садржаја треба вршити анализом узорака из незагађених подручја, односно узорковање треба вршити из стабилних, за регион/подручје доминантних шумских екосистема, на вишим надморским висинама (изнад 600 m), где се очекују најмањи директни антропогени утицаји. Одређивање *background* вредности на основу регионалних истраживања, према Kicińska и Turek (2017), погодно је и тачно за процену његовог загађења, јер приказује стварно стање у земљиштима. *У* литератури се од статистичких метода често наводе методе медијане или апсолутне девијације медијане, као и графичка метода „boxplot“ (Mrvić et al., 2010, 2011; Мрвић и сар. 2014; Marković et al., 2019), а све се заснивају на претпоставци да природни садржај елемената у животној средини има нормалну или логнормалну дистрибуцију (Kicińska и Turek, 2017). Поред статистичких прорачуна, *background* вредности се израчунавају у односу на садржаје елемената према различитим параметрима земљишта и геолошким факторима (Kabata-Pendias и Pendias, 2001). Тако су за подручје Енглеске и Велса природне концентрације одређене у односу на текстурне групе, а на основу препорука ISO коришћена је расподела фрекфенција уобичајених концентрација елемената у земљишту (опсег, медијана, 10-ти и 80-ти перцентил) (McGrath и Zhao, 2006). Подручје Србије карактерише сложена геолошка грађа, па је природни ниво PTEs одређиван према регионима, и за сада је одређен за земљишта источне и западне Србије (Čakmak и сар., 2018; Mrvić и сар., 2019), Моравички округ (Мрвић и сар., 2014), Колубарски округ (Čakmak et al., 2018), град Београд (Cakmak et al., 2018), подручје околине Бора (Јарамаз, 2018),

подручје реке Саве (Pavlović et al., 2019), слив реке Западне Мораве (Antić-Mladenović et al., 2019) и слив реке Расине (Миљковић, 2020).

Проучавања садржаја PTEs и њиховог порекла и дистрибуције у земљиштима Србије под различитим начинима коришћења на појединим локалитетима интензивирана су 90-тих година прошлог века (Jakovljević et al., 1997; Костић, 1998; Topalović и сар., 1997; Jakovljević и Antić-Mladenović, 1997; Kadović и сар., 1994; Đorović et al., 1994; Kastori, 1993), а тих година се и први пут уводи систематски мониторинг земљишта на појединим подручјима (Antić-Mladenović, 2004; Мрвић и сар., 2009). Мониторинг шумских земљишта Републике Србије се систематски спроводи од 2003. године у оквиру ICP за шуме за ниво I и ниво II (Кадовић и Кнежевић, 2004), док је мониторинг за сва земљишта у систематској мрежи законским актима дефинисан и спроводи се од 2021. године (www.ekologija.gov.rs). Европска комисија (COM/2006/231 final) је загађење земљишта препознала као приоритет, како за формирање базе података о земљиштима, тако и за доношење релевантних политика управљања на европском нивоу. Свака држава на подручју ЕУ на свој начин организује мониторинг контаминираних подручја, јер није усаглашен јединствен европски протокол. Европска агенција за животну средину (*2012) издваја и дефинише контаминиране, ризичне (хазардне), потенцијално контаминиране и потенцијално ризичне локалитете.

2. Извори загађења потенцијално токсичним елементима

Загађење земљишта може бити из природних или антропогених извора, затим тачкасто и дифузно, што је већ разматрано у поглављу 2. Загађење PTEs представља један од основних узрока хемијске деградације земљишта. Тачкасти загађивачи су локалног карактера, где до загађења долази услед испуштања продуката са штетним садржајима, обично из индустријских постројења, услед акцидента и одлагања отпада. Дифузна загађења земљишта су последица емисија загађивача из покретног извора, или из извора са великих удаљености, или више таквих извора који се прекогранично преносе (Белановић Симић, 2017). Најчешће се као основни начини антропогеног загађења наводе атмосферска депозиција, пољопривредне активности, локални извори (укључујући и поплаве), одлагање отпада и акциденти (Huber et al., 2008). Атмосферском депозицијом транспортују се и депонују у земљишта PTEs и из природних извора емитовани услед активност вулкана, пожара и друго (Anaya et al., 2016; Ali et al., 2019). Такође, један од антропогених извора загађења потенцијално токсичним елементима могу бити и ратна дејства (Kadović и сар., 2019). Иако PTEs у земљиште могу доспети из различитих извора, њихови хемијски облици везивања зависиће, пре свега, од физичких и хемијских својстава земљишта (Kabata-Pendias и Pendias, 2001). За терестричне екосистеме, основни путеви транспорта PTEs су, према Adrianu (2001), из атмосфере (укључују честице у ваздуху, растворене аеросоле у падавинама и гасове) и из геолошке подлоге

(укључују PTEs који су растворени и везани за чврсту материју, транспортују се површинским отицањем и кретањем подземних вода, и могу се усвајати биолошким системима). Елементи везани у земљишту учествују у кружењу елемената између атмосфере, органске компоненте екосистема, биорасположиве и минералне компоненте, што се назива њиховим биогеохемијским циклусима.

Загађења из природних извора

Природни садржаји PTEs у земљишту резултат су процеса педогенезе, односно пореклом су из матичног супстрата (Antić-Mladenović, 2004; Acosta et al., 2011). Конститутивни елементи минерала (O, Si, Al и Fe), као и базни катјони (Ca, Mg, K и Na) чине 99% Земљине коре, док остали елементи, са изузетком азота, угљеника и водоника представљају елементе у траговима. За већину микроелемената, просечна концентрација у литосфери је мања од 100 $mg \cdot kg^{-1}$, изузев минерала из руда, који имају високе концентрације једног или више елемената (Alloway, 2013) и других минерала којима су обогаћене поједине стене, укључујући серпентините и уљне шкриљце (He et al., 2015). У литератури се наводи да земљишта формирана на седиментним стенама садрже веће концентрације Cd (Adriano, 2001), док су природно повишене концентрације Cr и Ni у појединим регионима офиолитског порекла (нпр. офиолитски комплекс Динарида (Pamić и сар., 1970). Високе концентрације Ni и Cr утврђене су у земљиштима централних делова Грчке, затим у Албанији, северној Италији, централним Пиринејима, Француској, Аустрији, северној Скандинавији, Словачкој, Хрватској, као и у Србији (Tsadilas et al., 2019). Сулфиди су природни носиоци многих PTEs у земљишту, на пример: олова (Antić-Mladenović et al., 2017a), цинка (Barrett и McBride, 2007), кадмијума (Vaněk et al., 2005), талијума (Vaněk et al., 2015; Antić-Mladenović et al., 2017b) итд. Bonifacio et al., (2010) наводе значај проучавања минералног састава земљишта приликом одређивања степена загађења и природног порекла неког елемента. Такође, услед ерозионих процеса и транспорта наноса из горњих делова слива, и мале количине присутног минерала могу утицати на концентрације PTEs у земљишту (Bonifacio et al., 2010; Rinklebe et al., 2016; Čakmak et al., 2018a; Antić-Mladenović et al., 2019).

Сложена геолошка грађа утиче на диверзитет типова земљишта и природног садржаја елемената у траговима у њима. Ови елементи се у највећем делу налазе у примарним минералима магматских стена, силикатима, затим, сулфидима, оксидима, мале су мобилности и приступачности за биљке (Bogdanović, 2007; Adriano, 2001). Ослобађање елемената у земљиштима се објашњава процесима растварања, хидратације, хидролизе, оксидације, редукције и карбонизације, што води формирању минерала и хемијских компоненти које су релативно стабилне и у стању равнотеже у датим условима земљишта. Биохемијско распадање матичног супстрата, такође, ослобађа елементе из минерала у земљишни раствор и суспензију. Катјони ослобођени из матичног супстрата током процеса распадања комплексирају се са органским хелатним једињењима (Kabata-

Pendias и Pendias, 2001). На садржај PTEs у земљишту утиче много сложених процеса и фактора, тако да је важно коју методу (претходно поменуте) треба користити за одређивање *background* вредности. Утврђивање природних концентрација елемената значајно је за дефинисање антропогеног загађења.

У Табели 1 приказане су просечне вредности неких PTEs у земљиној кори и у земљиштима (света и Европе), и израчунате *background* вредности земљишта ЕУ, као и земљишта западне и источне Србије. У оквиру GEMAS пројекта за подручје Европе, приказане су *background* вредности и концентрације за шездесет елемената у пољопривредним земљиштима и најмање десет година необрађиваних земљишта - травњаци (Reimann, 2018). Током 2018. и 2019. године вршена су проучавања *background* вредности за подручје источне и западне Србије, применом статистичких метода за узорке из потповршинских хоризоната земљишних профила под различитим начинима коришћења. Иако су бројни научни радови обрађивали тему *background* вредности, а поједине методе су усвојене и примењене, пре свега због једноставности, и даље су за дискусију отворена бројна питања о предностима и недостацима тих метода и релевантности добијених вредности.

Табела 1. Просечне вредности неких елемената у земљиној кори и у земљиштима (света и Европе) и израчунате вредности нултог стања за земљишта ЕУ и за земљишта западне и источне Србије (у $mg \cdot kg^{-1}$)

Елементи	Земљина кора[1]	Земљиште[2] (светска земљ. просечно)	Земљиште[2] (европска, медијана, максимум)	Земљиште[3]	Земљиште медиан сва ЕУ[4] (јужна ЕУ)	Земљиште источна Србија[5]	Земљиште западна Србија[6]
As	1,8	4,7	6,0 (< 27,3)	6,83	5,5 (8)	17,8	14,7
Cd	0,2	1,1	0,145 (< 14)	0,41	0,18 (0,22)	0,55	1,29
Cr	100	42	22,0 (< 234)	59,5	20 (25)	58,19	96,73
Cu	55	14	12,0 (< 239)	38,9	15 (19)	30,88	31,3
Hg	0,08	0,1	0,037 (<1,35)	0,07	0,03 (0,036)	0,17	0,19
Pb	12,5	25	15 (< 886)	27	16(21)	26,91	63,88
Ni	75	18		29	15 (21)	46,68	80,85
Zn	70	62	48 (< 2270)	70	45 (53)	89,88	79,84
Mn	950	418	382 (< 6480)	488	445(584)	-	-

[1]Taylor (1964), [2]Alloway (2013), [3]Kabata-Pendias (2011), [4]GEMAS пројекат (Reimann et al., 2016), [5]Mrvić et al., (2019), [6]Čakmak et al., (2018)

Загађење индустријским, рударским активностима и урбанизацијом

Индустријализацијом у свету, локални и дифузни загађивачи постају значајни извори PTEs у терестричним екосистемима (Adriano, 2001). Различити процеси у индустријским постројењима, као и одлагање чврстог отпада, имају ефекат на површински слој земљишта и дистрибуцију загађујућих материја кроз профил (Weissmannova и Pavlovsky, 2017). Индустријске активности

(топлане, топионице, метална индустрија, електрохемијска, аутоиндустрија, нафтна индустрија), укључујући и рударске операције заједно са формирањем различитих депонија, јаловина и других одлагалишта, ослобађају високе садржаје PTEs у животну средину. Kabata-Pendias (2011) наводи да антропогено загађење земљишта и животне средине, локално, регионално и глобално историјски почиње прерадом руде. Како су ове активности познате још из бронзаног доба, јасно је да је до сада свако доба културног развоја оставило као последицу загађење, пре свега земљишта. Концентрације PTEs у земљиштима зависе од врсте и количине индустријских, али и урбаних емисија (Adriano, 2001), као и утицаја ширења инвазивних врста биљака (Obratov-Petković et al., 2016). Садржаји PTEs у загађеним земљиштима могу бити и 100–1000 пута већи од природних (Wu et al., 2015; Zhang et al., 2017). Различите индустријске гране су одговорне за емисије појединих PTEs, на пример: рударство и металургија – As, Cd, Cu, Ni, Pb и Zn, електронска индустрија – Ni, Cd, Pb и Hg, индустрија боја – Pb, Cr, As, Cd и Zn, производња пластике – Cd, Zn, Pb и Sn, хемијска индустрија – Pb, Ni, Hg и Pt, дрвна индустрија – Cu, As и Cr, сагоревање фосилних горива – Cd, Zn, As, Cu и Mn), саобраћај – Cr, Zn, Cd и Pb) и др. (Weissmannova и Pavlovsky, 2017; Ali et al., 2019; Ličina et al., 2017; Holtra и Zamorska-Wojdyła, 2020; Cakmak et al., 2014; Cakmak et al., 2015). У оквиру Зеленог плана, Европска Комисија (COM/2019/640 final) је донела нову Стратегију о хемикалијама за нетоксичну животну средину (SWD/2020/251 final). Стратегија је први корак за достизање нулте стопе загађења, за чију реализацију су планирана повећана улагања у иновације хемијске индустрије за безбедне и одрживе хемикалије, као и друге мере, које подразумевају и правни оквир о индустријским емисијама, употребу сигурних хемикалија у индустрији, процену ризика и ограничење употреба опасних супстанци.

Загађење пољопривредним активностима

Очување функција пољопривредних земљишта је основа за производњу здраве и безбедне хране. Парадокс је да управо пољопривредне активности (употреба органских и минералних ђубрива, пестицида, изливање отпадних вода са сточарских фарми или из постројења за производњу сточне хране и др., односно, генерално, непоштовање принципа добре пољопривредне праксе (GAP), представљају ризик по загађење земљишта у агроекосистемима и ширење загађујућих материја из тих земљишта у друге делове животне средине. Интензивна пољопривредна производња захтева повећану употребу ђубрива, пестицида и различитих оплемењивача земљишта, употребу машина на фосилна горива, а сви у свом саставу садрже PTEs (Ninkov и сар., 2010; Cakmak et al., 2010). Sacchi et al., (2020) закључују да интензивна пољопривреда доприноси загађењу земљишта, али индустријска производња и друмски саобраћај имају значајно већи допринос. У групи минералних ђубрива, појединачна фосфорна ђубрива, или сложена ђубрива која садрже фосфорну компоненту, издвајају

се као већи носиоци PTEs у односу на азотна или калијумова ђубрива, пре свега због карактеристика основне сировине за производњу. Основна сировина за производњу азотних ђубрива је атмосферски азот, па је могућност појаве метала у азотним ђубривима врло ниска. Калијумова ђубрива се производе од сирових калијумових соли, преталожених на местима некадашњих мора, што значи да се ни калијумова ђубрива, као ни азотна, не производе од минерала пореклом из магме. Међутим, основна сировина за производњу фосфорних ђубрива су минерали – сирови фосфати, који по својој природи могу да садрже разне PTEs, у различитим количинама. Садржај појединих PTEs у сировим фосфатима, као и у произведеним фосфорним ђубривима, у највећој мери зависи од географског порекла сирових фосфата, односно од услова образовања минерала фосфора у природи. У досадашњим истраживањима велика пажња је посвећена садржају кадмијума у сировим фосфатима и фосфорним ђубривима, као једном од најмобилнијих, али и најтоксичнијих метала у природи. На пример, забележено је да сирови фосфати из Сенегала садрже ≥ 7 mg Cd kg^{-1}. У сировим фосфатима из Марока и Туниса утврђено је чак 18,7 mg Cd kg^{-1}, док је у фосфатима из Северне Америке забележена количина кадмијума ≤ 6,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (Антић-Младеновић, 2010). Због таквог варирања садржаја Cd у сировим фосфатима, јавља се и разлика у укупном годишњем уносу Cd у земљиште преко фосфорних ђубрива. У Немачкој је регистрован укупни годишњи унос од 3,5 g Cd ha^{-1}, док је на пољу експерименталне станице у Ротамстеду (Велика Британија), које је ђубрено суперфосфатом током 96 година, утврђен укупан годишњи унос од око 5 g Cd ha^{-1}. Поред Cd, фосфорна ђубрива могу да утичу и на повећање садржаја других PTEs у пољопривредним земљиштима, пре свега олова, али и никла, хрома, арсена и др. (Livingston, 2006). Органска ђубрива и органски оплемењивачи земљишта, такође, могу да проузрокују загађење пољопривредних земљишта са PTEs (Livingston, 2006). Њихов садржај у овим материјалима, пре свега, зависи од начина њихове производње и хемијског састава основих сировина. На пример, у исхрани животиња за добијање млека врло често се као додаци користе бакар и кобалт, док се у исхрани свиња уместо антибиотика примењују бакар и цинк. Према томе, стајњак настао као нуспроизвод гајења ових врста садржи 10 до 40 пута више бакра и цинка од стајњака животиња чија исхрана није обогаћена овим металима. Компости од чврстог комуналног отпада могу да садрже значајне количине PTEs, посебно олова, цинка и кадмијума, и то и до: 600 mg Pb kg^{-1}, 700 mg Zn kg^{-1}, односно 400 mg Cd kg^{-1}. Посебан начин уношења органских материјала у земљиште последњих година је директна примена отпадних муљева из различитих извора (индустријски, анимални, комунални). Отпадни муљеви се добијају као чврсти остатак после прераде градских и индустријских отпадних вода. Примењују се у пољопривреди, шумарству и, врло често, при рекултивацији деградираних земљишта, у циљу обогаћивања земљишта хранљивим елементима и органском материјом. Дозе примене су врло високе, некад и више од 100 $t \cdot ha^{-1}$. С обзиром

на њихово порекло, отпадни муљеви садрже и многе тешке метале (Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn, B, As) у разним количинама (на пример: до 30 mg As kg^{-1}, 14 000 mg Cr kg^{-1}, 49 000 mg Zn kg^{-1}) и да, имајући у виду дозе у којима се примењују, могу да проузрокују акумулацију токсичних количина PTEs у земљишту, као и да доведу до загађивања животне средине у ширим размерама (García-Delgado et al., 2007). Истраживања показују да се најмање 80% количине Cr и Ni унетих у земљиште отпадним муљевима задржава у ораничном слоју и након 45 година (Bhogal et al., 2003). Због свега, у земљама чланицама Европске уније, али и у нашој земљи, законски су регулисани дозвољени садржаји PTEs у ђубривима и оплемењивачима земљишта, као и њихове максималне количине које у земљиште могу да се унесу у периоду од две године („Сл. гласник РС“ 30/2017 и „Сл. гласник РС“ 31/2018). Количине PTEs који се унесу у земљиште путем примене пестицида зависе од типа пестицида, доза и учесталости примене, и могу да се крећу од врло ниских (0,002 mg Hg kg^{-1}), па до изузетно високих. На пример, једнократном применом олово-арсената у земљиште може да се унесе до 0,5 kg As ha^{-1} и 2,3 kg Pb ha^{-1}. Посебно упечатљив пример ефеката примене одређених пестицида на садржај PTEs у земљишту је примена бордовске чорбе ($Ca(OH)_2$ + $CuSO_4$) у борби против пламењаче код винове лозе. Док незагађено обрадиво земљиште, најчешће, садржи 5–30 mg Cu kg^{-1}, у многим земљиштима под виноградима утврђено је између 200 и 500 mg Cu kg^{-1} (Brun et al., 2001). Поред примене средстава за исхрану биљака, затим средстава за заштиту биља (пестицида), као и оплемењивача земљишта и стварањем отпадног материјала, пољопривредна производња може да допринесе загађивању земљишта и животне средине и убрзавањем многих природних, еволуционих промена земљишта, као и својстава земљишта, који утичу на судбину и приступачност PTEs (повећање или смањење аерације, закисељавање земљишта, ерозија земљишта и др.) (Антић-Младеновић, 2010). Интеракцијом између земљишта и подземних вода, PTEs из земљишта загађује воде, док у неким случајевима наводњавањем земљишта могу да се повећају садржаји PTEs у земљишном раствору (Bradl, 2005; Roudposhti, 2016; Ali et al., 2019).

2.1 Катастар контаминираних локација

Идентификација локација које представљају потенцијални ризик за људско здравље и компоненте екосистеме (идентификација потенцијалне контаминације кроз поступак скрининга), верификација да постоји контаминација и процена ризика представљају прве кораке у управљању загађеним земљиштем, пре било каквих активности санације. На подручју Европе је 2011. године идентификовано више од 2,5 милиона потенцијално контаминираних локалитета и 342.000 контаминираних локалитета (Panagos et al., 2013). На подручју 28 држава чланица ЕУ (ЕУ-28) 2016. године, процењено је могуће постојање око 2,8 милиона локација на којима су се одвијале, или се одвијају активности које могу довести до локализованог загађења земљишта (Pérez и Rodríguez

Eugenio, 2018). Потребан је интегрисан регистар извора загађења ваздуха, вода и земљишта, да би се идентификовале „жаришне тачке“ на којима је потврђено локализовано загађење. Од 39 земаља Европе које су доставиле податке Европском центру за податке о земљишту (ESDAC, JRC-EC), 28 води свеобухватне пописе загађених локација на различитим нивоима. У Републици Србији је идентификација контаминираних локација дефинисана Законом о заштити земљишта („Сл. гласник РС“, бр. 112/15) и Правилником о садржини и начину вођења Катастра контаминираних локација, врсти, садржини, обрасцима, начину и роковима достављања података („Сл. гласник РС“, број 58/19).

Катастар представља скуп података о угроженим, загађеним и деградираним земљиштима на којима је потврђено присуство загађујућих, штетних и опасних материја узроковано људском активношћу, у концентрацијама изнад ремедијационих вредности, у складу са Уредбом о граничним вредностима загађујућих, штетних и опасних материја у земљишту („Сл. гласник РС“, бр. 30/18 и 54/19). Катастар садржи педолошке, геолошке, просторне и картографске податке, извештаје о испитивању, елаборате и друге доступне информације. Катастар води Агенција за заштиту животне средине (http://kkl.sepa.gov.rs:8080/apex/f?p=100:1:17380793387039) у електронском облику и саставни је део Информационог система земљишта. Државни органи, односно организације, органи Аутономне покрајине, јединице локалне самоуправе и загађивачи, чије су активности потенцијални локализовани извори загађења земљишта, или су они одговорни за локације на којима је престала активност која је била узрок загађења и деградације земљишта, локације са историјским загађењем и локације предузећа у стечају, у обавези су да извештавају за Катастар контаминираних локација. Израду Катастра прати листа активности које могу да буду узрок загађења и деградације земљишта, дата у Правилнику о листи активности које могу да буду узрок загађења и деградације земљишта, поступку, садржини података, роковима и другим захтевима за мониторинг земљишта („Сл. гласник РС“, бр. 102/20).

За потребе Катастра прикупљају се подаци, на годишњем нивоу, о загађујућим материјама које су узрочници загађења земљишта. Подаци о вредностима загађујућих материја у земљишту морају бити добијени мерењем извршеним од стране овлашћене организације (у складу са релевантним националним, европским и међународним упутствима и стандардима). Садржина образаца за достављање података дата је према фазама истраживања локације и фазама спровођења ремедијације.

Управљање контаминираним локацијама у Републици Србији се прати преко **и**ндикатора за приказивање напретка у управљању локацијама на којима је потврђено присуство локализованог извора загађења, као и спровођења мера санације и ремедијације („Сл. гласник РС“, бр. 37/11). Локализована контаминација повезује се са подручјима повећане индустријске активности, неадекватног управљања одлагалиштима отпада, локацијама за експлоатацију минерала, војним складиштима и подручјима у којима су се догодили удеси и

загађење земљишта. Индикатор показује: укупан број потенцијално контаминираних локација, број локација на којима је спроведено прелиминарно и детаљно истраживање, број локација на којима су ремедијационе мере у процесу спровођења, број локација на којима је ремедијација извршена, остварене и процењене трошкове ремедијације, удео главних типова локализованих извора загађења земљишта у укупном броју идентификованих локација, удео појединачних индустријских грана у локализованом загађењу земљишта, као и главне загађујуће материје присутне у загађеном земљишту и површинским водама.

На подручју Републике Србије у 2019. години је идентификовано 309 локација у категорији потенцијално контаминираних и контаминираних. Највећи удео у идентификованим локалитетима имају локације депоновања отпада (54%), у оквиру којих се налазе и несанитарне депоније – сметлишта, којима управљају јединице локалне самоуправе (*2021). У периоду 2017–2018 године, уз подршку UNEP-a, прелиминарно су, са аспекта ризика, истражена 32 индустријска локалитета са историјским загађењем, од којих је 14 локација дефинисано као приоритет за детаљно истраживање и за спровођење мера санације (Vidojević et al., 2018; Кукобат и сар., 2018; Falconi et al., 2018; Milutinović et al., 2019).

2.1.1. Дозвољене и граничне концентрације PTEs у земљишту

Мултифункционалност земљишта подразумева и његову способност да прихвати загађења животне средине, а да нема оштећења за било који облик коришћења за потребе биљака, животиња и људи; односно да природни циклуси функционишу без ограничења (Adriano, 2001). Неопходно је дефинисање јасних стандарда / утврђивање критеријума којима би се дефинисале граничне вредности PTEs (*critical limits, threshold level, threshold, trigger, baseline, reference*) у земљиштима (Kabata-Pendias и Pendias, 2001; Arshad и Martin, 2002; Merrington и Schoeters, 2011; FAO, 2021). Граничне вредности појединих елемената у земљиштима се односе на специфичне опсеге концентрација при којима се процеси у земљишту или његове функције несметано одвијају, односно без ограничења. Дозвољени садржаји PTEs у површинским слојевима земљишта израчунавају се на основу неколико фактора, који се разликују у зависности од локалних услова, као и у односу на шта/коју компоненту екосистема штитимо. Kabata-Pendias и Pendias (2001) међу најважнијим факторима издвајају: иницијални садржај PTEs у земљишту, укупно додату количину једног или више елемената, кумулативно оптерећење, токсичност и осетљивост за биљке, интеракције између елемената и својстава земљишта (pH, присуства карбоната, органске материје и др.) и изношење елемената из земљишта. Поред наведених фактора, посебно је важно узети у обзир начин коришћења земљишта (пољопривредно, шумско, урбано), као и кумулативне утицаје депозиција полутаната, утицаје на микроорганизме и земљишну фауну, утицаје на разлагање земљишне стеље, као и на процесе минерализације, активност ензима, микори-

зу и на састав биљних врста и диверзитет, затим на појаву патогена, као и на биохемијске и физиолошке процесе (Кадовић и Кнежевић, 2002).

У литератури се наводе углавном три дефинисане граничне вредности за садржаје PTEs: референтна вредност – земљиште доброг квалитета, садржаји који имају незнатни ризик на неку компоненту; гранична вредност – изнад које су биолошка или еколошка оштећења забележена и потребан је мониторинг ових земљишта, односно представља потенцијално неприхватљив ризик, и вредност када су неопходне интервенције – изнад ове вредности потребне су мере ремедијације и ограничено коришћење земљишта (Adriano, 2001; Merrington и Schoeters, 2011).

Дефинисање максимално прихватљивих концентрација (МРК) са становишта земљишних екосистема изводи се углавном методом екстраполације, на основу екотоксиколошких података о акутној или хроничној токсичности. Акутна токсичност се дефинише преко EC_{50} и LC_{50} (Effect Concentracion, Letal Concentration) вредности, која одговара концентрацији када је 50% одређених организама оболело или угинуло (Кадовић и Кнежевић, 2002). Хронична екотоксичност се дефинише преко концентрација када нема примећених ефеката (NOEC – No Observed Effect Concentration), или најмање примећених негативних ефеката (LOEC – Lowest Observed adverse Effect Concentration) на поједине компоненте екосистема (de Vries и Bakker, 1998; Kabata-Pendias и Pendias, 2001). За утицаје на поједине компоненте екосистема (организми или биљке) посебно су значајне приступачне концентрације елемената, иако се укупна процена базира на измереним укупним концентрацијама. Концентрација неког једињења се не сматра опасном када је вероватноћа појединих компоненти са NOEC вредностима испод 5%, односно када је теоријски 95% врста (компоненти) у екосистему заштићено. Статистичком методом одређује се концентрација која даје 95% заштите из одређене дистрибуције концентрација (Struijs et al., 1996), и тако дефинише максимално прихватљиву вредност (МРС, или вредности ризичних концентрација HC_5 – hazard concentration). У Европској унији је, на основу директиве (86/278/EEC, 2008-1EC) дефинисан сет критичних вредности за садржаје PETs (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg и Cr) у земљиштима. На основу информација из LUCAS базе података о земљиштима, утврђено је да значајна површина пољопривредног земљишта може да се сматра адекватном за употребу у односу на граничне вредности према финским законима (Табела 2) (Tóth et al., 2016). Такође, граничне вредности су утврђене и GEMAS пројектом за подручје Европе (Табела 2). У Републици Србији, Уредбом о граничним вредностима загађујућих, опасних и штетних материја у земљишту („Сл. гласник РС“, бр. 30/2018 и 64/19), дефинисане су граничне и ремедијационе вредности садржаја тешких метала, док су максимално дозвољене концентрације за пољопривредна земљишта дефинисана Правилником за пољопривредна земљишта („Сл. гласник РС“, бр. 23/94) (Табела 2). У сладу са Законом о заштити земљишта („Сл. гласник РС“, бр. 112/15) у припреми су нова подзаконска акта.

Граничне вредности које указују на повећан садржај метала и арсена, са изузетком антимона, молибдена, селена, телура, талијума и сребра, зависе од садржаја фракције глине и органске материје, па је предвиђена и корекција граничне вредности према формули:

$$(SW, IW)_b = (SW, IW)_{sb} \times \frac{A + (B \times \%gline) + (C \times \%organskematerije)}{A + (B \times 25) + (C \times 10)}$$

где су:

$(SW, IW)_b$ – коригована гранична или ремедијациона вредност за одређено земљиште,

$(SW, IW)_{sb}$ – гранична или ремедијациона вредност,

A, B, C – константе у зависности од метала („Сл. гласник РС“ 30/2018).

Новим законским оквирима би требало у корекцију концентрација, поред учешћа глине и органске материје, укључити и pH вредност, а за поједине елементе размотрити и друга својства земљишта (редокс потенцијал, растворљив органски угљеник и др.), као и размотрити различите начине коришћења.

Табела 2. Граничне и ремедијационе вредности метала према важећем закону у Републици Србији, и у Европи ($mg \cdot kg^{-1}$ апсолутно сувог земљишта)

PTEs	Гранична вредност[1]	Ремедијациона вредност[1]	MDK за пољ[2].	Гранична вредност MEF[3]	Гранична вредност EU REACH[4]	HC_c/MPC шумска земљишта[5]
Cd	0,8	12	до 3	1	1,1 (токсично за земљ. организме	органско - 0,69 минер.- 0,69
Cr	100	380	до 100	100	3,2 (Cr III)	–
Cu	36	190	до 100	100	65	органско - 14,5 минер - 17,0
Ni	35	210	до 50	50	29,9	–
Pb	85	530	до 100	60	212 (токсично за земљ. организме	органско - 35,5 минер - 40,0
Zn	140	720	до 300	200	106,8	органско - 38,0 минер - 45,0
Hg	0,3	10	до 2	0,5	0,02	–
As	29	55	до 25	5		–
Ba	160	625	/		–	–
Co	9	240	/	20	10,9	–
Mo	3	200	/		9,9	–
Sb	3	15	/	2	37	–

[1] “Сл. гласник РС“ 30/2018; [2] “Сл. гласник РС“ 23/94; [3] MFE (Tóth et al., 2016); [4] Reimann et al., 2016; [5] Кадовић и Кнежевић, 2002

3. Процена загађења земљишта

Акумулација и мобилност PTEs у земљиштима зависе од њиховог порекла, својстава земљишта и хемијских карактеристика елемената, њихове почетне концентрације, као и њихове биоакумулације. Загађена земљишта утичу на стање осталих елемената животне средине, тако да прелиминарна процена ризика укључује токсичности за биљке и за животиње, затим за подземне и површинске воде, као и ризик за здравље људи (Kisić, 2012; Kowalska, 2020). Процена ризика утицаја загађеног земљишта је сложен, вишеслојан процес, којим се дефинишу извори и токови полутанта и квантификује могући ризик на животну средину (Adriano, 2001). Према оквирној директиви ЕУ о земљиштима, уз континуирани мониторинг, дефинисана су три корака у извештавању о стању земљишта: архивски подаци о проучаваном подручју, хемијске анализе концентрација опасних супстанци у земљишту и одређивање граничних концентрација (Stolte, 2016). Основне индикаторе контаминације земљишта треба заснивати на утицају контаминације за следеће: начин коришћења земљишног простора, функције земљишта, поузданост мерења, просторну и временску варијабилност, осетљивост на мере управљања земљишним простором, мониторинг којим је могућа упоредивост, као и стицање вештина за употребу и тумачење утврђених вредности (Stolte, 2016). На овај начин се узимају у обзир утицаји загађеног земљишта на различите рецепторе животне средине, а уз респект према социјалној и економској одрживости, поштују се принципи одрживости мултифункционалности земљишта (Белановић Симић, 2017). Важно је одредити порекло потенцијално токсичних елемената у земљишту и њихову приступачност биљкама, као и проценити степен ризика за животну средину. Процена ризика од загађивања пољопривредних земљишта и животне средине пореклом из пољопривредне производње је додатно сложено питање, јер у овим условима земљиште може бити извор загађивања, пут којим долази до загађивања других делова животне средине и пријемник (рецептор) загађујућих материја.

3.1. Методе одређивања порекла PTEs

Дистрибуција потенцијално токсичних елемента у земљишном профилу може пружити информације о њиховом пореклу (Antić-Mladenović, 2004; Белановић и сар., 2003; Belanović et al., 2009; Belanović et al., 2010; Белановић и сар., 2012; Chen et al., 2015; Mazurek et al., 2017). За управљање земљишним простором значајни су приступачност и облици PTEs, односно њихова хемијска форма везивања у земљишту. У земљиштима где су PTEs углавном геохемијског порекла, њихово накупљање је карактеристично за слојеве земљишта са високим садржајима фракција глине и аморфних оксида (Adriano, 2001). Такође, у земљиштима богатим органском материјом садржај појединих метала може бити висок када имају афинитет везивања за хумусна једињења. Тако се у земљиштима на ултрабазичним стенама садржаји Ni, Cr, Co повећавају са дуби-

ном у земљишту (Белановић и сар., 2001; Antić-Mladenović, 2004), али се иста акумулација Ni у површинским слојевима земљишта бележи и на подручјима у близини топионица никла, или уколико су земљишта дужи низ година третирана отпадним муљевима (Egerić et al., 2019; Adriano, 2001). У зависности од извора, PTEs у земљишту се другачије понашају у погледу мобилности и приступачности (Belanović et al., 2013; Pavlović et al., 2018). Земљишта са повишеним садржајем елемената геохемијског порекла могу да имају укупно веће концентрације елемената од оних антропогеног порекла, али са другачијим ефектом на биљке и друге компоненте животне средине, јер су везани у другачијим облицима. Управо различите форме растворљивости PTEs у земљишту утичу на њихову покретљивост и кружење у земљишту (Yi et al., 2007). Мобилност елемената у земљишту објашњава се јачином њихове хемијске везе у функцији од својстава земљишта (pH, садржај хумуса, текстура, садржај оксида Fe, капацитет инфилтрације, ниво подземне воде) (Blume и Brümmer, 1991; Adriano, 2001), односно приступачност елемената зависи како од растворљивости, тако и од биолошке и хемијске деградације органоминералних комплекса (Kabata-Pendias и Pendias, 2001). Традиционално, процена стања загађености земљишта одређује се на основу укупних садржаја PTEs, концентрација елемената у земљишном раствору и концентрација приступачних елемената, применом различитих екстракционих средстава. Затим, утврђивање садржаја PTEs у појединим хемијским и физичким фракцијама земљишта омогућава боље разумевање процеса који се непрекидно одвијају и који доводе до промена облика у којима се елементи у земљишту налазе, односно њихове приступачности за биљке. Хемијска фракциона екстракција, односно секвенцијална хемијска анализа PTEs, заснована је на процесу поступног хемијског растварања компоненти чврсте фазе земљишта (водно растворљиви PTEs; они који су адсорбовани на колоидима; везани у органској материји; оклудовани на оксидима мангана и гвожђа; у разним једињењима – карбонати, фосфати и сулфиди и структурно везани у кристалним решеткама силиката) (Tessier, 1979; Brümmer, 1986), међу којима је у последње време најчешће коришћена BRC процедура (Pavlović et al., 2019; Pavlović et al., 2018; Antić-Mladenović et al., 2017b). Поред екстракције из хемијских облика веза, значајна је и екстракција PTEs из механичких фракција: песак, прах, глина (Kostić et al., 1998; Belanović et al., 2001; Antić-Mladenović, 2004; Antić-Mladenović et al., 2011). У литератури се наводи да антропогено загађена земљишта садрже веће концентрације елемената у лакше растворљивим фракцијама чврсте фазе, као и да су укупни садржаји већи у површинским слојевима земљишта, док су у случају геохемијског загађења повишени садржаји појединих елемената у површинским слојевима последица биолошког кружења (Кадовић и Кнежевић, 2002; Kadović et al., 2011).

Кружење PTEs су вишеструко сложени процеси, који се описују углавном математичким приступима (Adriano, 2001), односно моделима који претпостављају стање равнотеже између концентрације полутаната у животној средини у

свим сегментима изложености, тако да је коефицијент трансфера описан линеарном функцијом, као и мултиплим регресионим анализама између концентрација измењивих елемената, њихових укупних садржаја и својстава земљишта (Carlon et al., 2004).

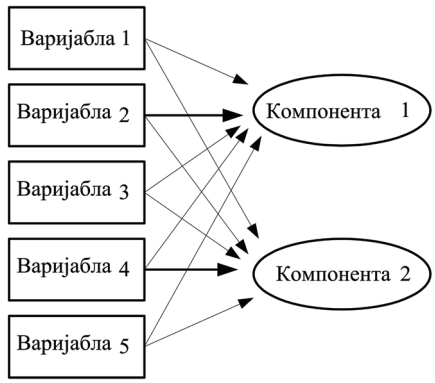
Порекло PTEs у земљишту може да се закључи на основу различитих статистичких анализа, као што су међусобни коефицијенти корелације између њихових укупних садржаја (Zhang и Liu, 2002; Tošić et al., 2013; Belanović et al., 2013; Cakmak et al., 2010), затим мултиваријантне анализе (анализа главних компонената (PCA) и анализа груписања (кластер анализа, CA), затим позитивне матрикс факторизације (PMF) и геостатистичке анализе (Stotle et al., 2016; Zhi, 2016; Guan et al., 2017; Huang et al., 2018; Yang et al., 2019; Wu et al., 2014; Čakmak et al., 2020; Čakmak et al., 2018; Cakmak et al., 2018; Vukojević et al., 2019; Antić-Mladenović et al., 2019).

У земљиштима у којима су елементи пореклом из заједничких геохемијских извора, њихови међусобни корелациони коефицијенти имају високу вредност и високу статистичку значајност, док у случају порекла елемената из комбинованих извора – антропогених и геохемијских, присуство метала није међусобно условљено, тако да у том случају углавном изостаје статистичка значајност (нпр. земљишта око рудника). Везе између елемената закључују се и применом кластер-дендрограм анализе. За примену анализа корелације, као и кластер дендрограм, користе се статистички софтвери, а најчешће SPSS Statistic Standard (IBM, CO, USA), или STATGRAPHICS Centurion, различитих верзија прилагођених перформансама рачунара, уз које су припремљена и упутства за употребу.

Геостатистичке анализе су ефикасан алат за приказивање просторне дистрибуције концентрације елемената, и заједно са мултиваријантним статистичким анализама користе се за идентификацију извора загађења. У литератури се наводе рецептор модели, међу којима је и позитивна матрикс факторизација (PMF), која је и мултиваријантна анализа. Рецепторски модели се заснивају на мерењу масених концентрација и биланса маса, а на основу познавања емитованих честица из извора и састава честица на рецептору одређује се допринос из неколико извора (Todorović, 2020). Модел позитивне матриксне факторизација (PMF) је широко примењен у одређивању извора PTEs акумулираних у атмосфери, наносу и у неким земљиштима (Guan et al., 2017; Yang et al., 2019). Исти аутори наводе предност ове методе, јер је без негативних услова и ограничења и користи несигурност (*uncertainty*) за пондерисање сваке врсте, тако да се модел чини поузданим. US EPA је развила софтвер EPA PMF version 5.0.14. (Noris и Duvall, 2014), пре свега за аеросоле, а коришћен је и за седимент и урбана земљишта (Kuerban et al., 2020), док је за пољопривредна земљишта знатно ређе примењиван (Yang, 2019). У оквиру софтвера врши се валидација, односно процена грешке, у три процедуре. Међутим, употреба PMF-а је, пре свега, метод за утврђивање извора загађења у динамичним системима, као што су

атмосфера и седименти/нанос (EPA PMF 5.0). С друге стране, Zhi et al., (2016) наводе неколико разлога због којих PMF као статистички модел није подесан за утврђивање извора загађења у земљишту. Пре свега, модел PMF је осетљив на вредности које одступају. Међутим, подаци о загађењу земљишта често садрже екстреме (аутлајере). У случају података о контаминацији ваздуха, аутлајер обично указује на појединачне ексцесне догађаје (нпр. сагоревање). Аутлајери, као подаци загађења земљишта, генерално указују да је анализиран узорак близу извора контаминације, или је дугорочно изложен контаминацији. Дакле, одступање у подацима о загађењу земљишта не треба једноставно искључити, јер би се тиме потценио допринос одговарајућег извора. PMF модел претпоставља да загађењу у свим узорцима доприноси исти извор, не узимајући у обзир различито распрострањење загађења за различите изворе, тако да на широј територији може доћи до погрешних закључака о истом извору загађења.

Статистичка мултиваријантна анализа главних компоненти (*Principal Components Analysis* PCA) користи се да варијабле међусобно групише у компоненте (скупове варијабли које су у корелацији). Мултиваријантном анализом се скуп варијабли трансформише у нови скуп, који чине линеарне комбинације оригиналних варијабли. PCA има за циљ да креира линеарне комбинације изворних варијабли, које се називају главне компоненте, које нису у међусобној корелацији (Слика 1). Сума варијанси изворних варијабли је укупна варијанса, а део укупне варијансе објашњен је једном главном компонентом – својствена вредност (*eugenvalue*) (Јарамаз, 2018). Дефинисање поузданости сета података за извођење/примену ове анализе, поред дескриптивне статистике, обухвата KMO тест (енг. Kaiser-Meyer-Olkin *Measure of Sampling Adequacy*), Бартлетов тест сферичности (*Bartlett test*) и комуналитет (*communalities*). Резултати KMO теста (хомогеност варијансе варијабли, вредност ближа 1) су прихватљиви ако су вредности веће од 0,5, а док су пожељни резултати Бартлетовог теста сферичности (тестира повезаност варијабли) мањи од 0,05). Комуналитет представља везу између варијабле са свим осталим варијаблама, и требало би да је већи од 0,4 (*extraction*).



Слика 1. Модел PCA (De Coster, 1998)

Анализа извора загађења PTEs у земљиштима плављеним јаловинским материјалом на подручју Столица, западна Србија (Belanović Simić et al., 2021), вршена је помоћу PCA анализе у софтверском пакету (SPSS, 2007). Резултат KMO теста је 0,67 а Бартлетов тест сферичности је сигнификантан (0,0001, $p < 0,05$).

KMO and Bartlett's Test

Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy.		.671
Bartlett's Test of Sphericity	Approx. Chi-Square	338.751
	df	36
	Sig.	.000

Communalities

	Initial	Extraction
Zn	1.000	.933
Cu	1.000	.834
Pb	1.000	.967
Ni	1.000	.906
Cr	1.000	.781
Cd	1.000	.961
Mn	1.000	.636
fosfor	1.000	.899
kalijum	1.000	.921

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Слика 2. Резултат SPSS софтверског пакета за KMO теста, Бартлетовог теста и комуналитета

Табела 3. Параметри факторске анализе (Belanović Simić et al., 2021)

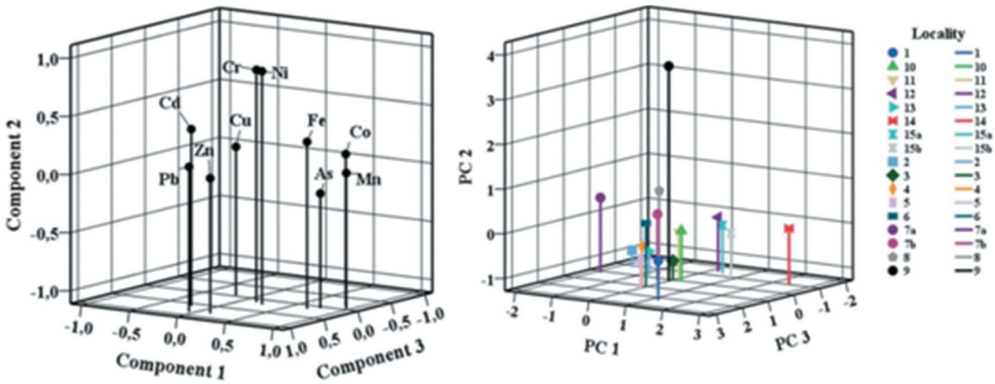
Фактор	Својствена вредност (*Eugenvalue*)	Варијанса%	Кумулативна варијанса, %
1	4,889	54,322	54,322
2	2,134	23,713	78,035
3	0,815	9,051	87,086
4	0,644	7,153	94,240
5	0,281	3,124	97,364
6	0,125	1,384	98,748
7	0,085	0,940	99,688
8	0,024	0,272	99,960
9	0,004	0,040	100,000

Табела 4. Резултати факторске анализе и расподеле факторских оптерећења након варимакс ротације (Belanović Simić et al., 2021)

	Компоненте/Components		
	F1	F2	F3
Cd	0,938	0,151	–0,243
Приступачни фосфор	0,935	0,139	–0,065
Pb	0,927	0,208	–0,252
Zn	0,910	0,173	–0,273
Cr	-0,804	0,361	–0,065
Cu	0,138	0,902	–0,028
Mn	0,190	0,744	0,214
Ni	–0,660	0,685	0,041
Приступачни калијум	–0,267	0,174	0,905
Extraction Method: Principal Component Analysis. Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.			
a) Rotation converged in 5 iterations.			

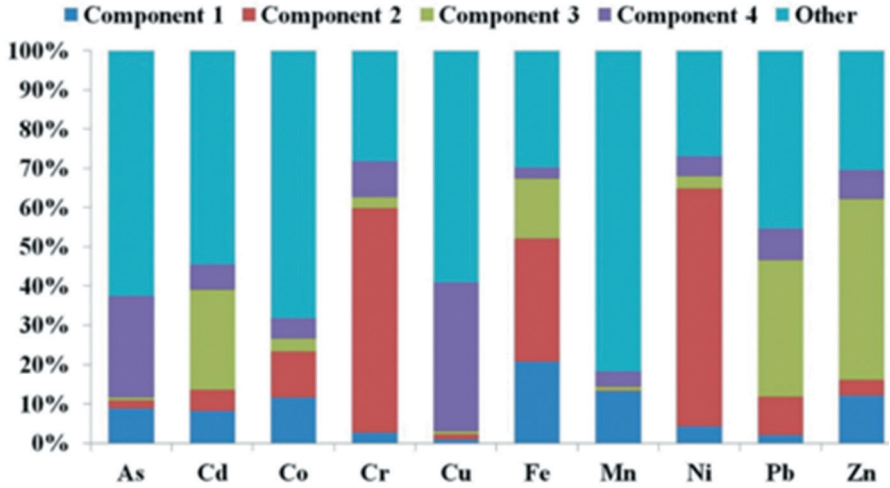
Први фактор (**F1**) 54,3% укупног варијабилитета обухвата варијабле: Cd, Zn, Pb, и лакоприступачни фосфор (Табела 4) и објашњава антропогени утицај вишедеценијских рударских активности, као и утицај флотацијске јаловине. Високо негативно факторско оптерећење за Ni (–0,66) и Cr (–0,804) издваја се у оквиру овог фактора, али указује на другачије порекло ових елемената. Други фактор (**F2**) придружује 23,7% укупног варијабилитета и укључује: Cu, Ni и Mn, а објашњава делом геолошки утицај а делом утицај других антропогених активности. Трећи фактор (**F3**) се придружује са 9,1% и укључује лакоприступачни калијум, чије порекло су пољопривредне активности (Belanović Simić et al., 2021).

График коефицијената латентних варијабли (*loading plots*) и график факторских резултата су значајни за дефинисање елемената по локалитетима – график скорова (*score plots*). Њиховим поређењем и кластеровањем јасно се добија заступљеност утицаја појединих елемената у појединим тачкама, што нам олакшава идентификовање извора. Један пример такве анализе су и узорци прашине са дечијих игралишта у општини Стари град, где се трећа компонента односи на утицај атмосферског загађења, при чему том кластеру одговарају утицаји на Pb, Zn и Cd, а *score plot* указује на локалитете 3, 5, 6 и 13 (Слика 3) позициониране у центру града (Čakmak et al., 2020).



Слика 3: Графици латентних варијабли и графици скорова (Čakmak et al., 2020).

Анализом вишеструке линеарне регресије (MLRA) утврђује се процентуално учешће сваке компоненте у скору на поједине елементе (Слика 4).



Слика 4. Вишеструка линеарна регресиона анализа (Čakmak et al., 2020)

На основу вишеструке регресионе анализе утврђено је да на садржај Cd, Pb и Zn највећи утицај има трећа компонента, односно атмосферско загађење. Потребно је напоменути да PCA, поред груписања елемената према факторима који представљају изворе тих елемената, може да групише елементе или локалитете услед деловања ексцесних природних појава, као што су поплаве (Pavlović et al., 2019), или према начину везивања и седиментације елемената (Antić-Mladenović et al., 2019).

3.2. Методе за процену степена загађења

У циљу утврђивања утицаја индустријских процеса, као и њима изазваних климатских промена на животну средину, а потом предузимања одређених мера санације примењују се различити алати: поред GIS анализа, методе оцењивања животног циклуса производа (LCA – *Life Cycle Assessment*) (Hodolić и сар., 2013), процена ризика (RA – *Risk Assessment*) (Kowalska, 2020), затим вишекритеријумске анализе (MCDA – *Multi-Criteria Decision Analysis* -) и AHP методе (објашњено у поглављу 4) (Falemo, 2012; Јарамаз и сар., 2019; Vulević et al., 2015). LCA метода је стандардна (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) и обухвата податке о *input/output* параметрима из система током процеса производње неког производа, са могућим утицајима на стање животне средине. Метода LCA је дефинисана стандардима, али методе за процену утицаја (LCIA – *Life Cycle Impact Assessment*) су остављене на избор аналитичарима. LCA методом се процењује утицај на животну средину (од стања квалитета екосистема, до здравственог стања људи) у свим фазама производње, односно процена обухвата утицаје од екстракције сировина, производње, дистрибуције, примене, до одлагања отпада. Иако делује свеобухватно, процена утицаја на стање животне средине овом методом (LCIA) није комплетна за одређени систем производа, јер је фокусирана на циљ, предмет и подручје примене. У литератури се поставља блиска аналогија између LCA и вишекритеријумских анализа, као и метода одлучивања (Agarski et al., 2012). Алати за процену ризика (RA – *Risk Assessment*) усмерени су на повезивање утицаја агенса и јачине/озбиљности изазваног притиска на поједине елементе животне средине и здравље људи (Поглавље 14). Свака промена у одређеном сегменту животне средине утиче на остале, тако да је за одрживи развој важна холистичка процена ризика на животну средину, што се односи на различите утицаје, а не само на токсичне супстанце (Beer и Ziółkowski, 1995).

Биљке усвајају како биогене, тако и потенцијално токсичне елементе (Vrbničanin et al., 2004), а усвојена количина зависи од врсте биљака, својстава земљишта, садржаја елемената, различитих утицаја у ризосфери (утицај микроба, ексудати корења), што је директан утицај, а присутно је и индиректно усвајање путем фолијарне апсорпције (Kabata-Pendias и Pendias, 2001; Belanović Simić et al., 2017). Акумулација елемената у биљкама се изражава често кроз однос концентрације метала у органима биљке и медијума у којем се налази и изражава се биоакумулационим или транслокационим факторима (Kabata-Pendias и Pendias, 2001; Ma et al., 2001; Kadović et al., 2011; Belanović Simić и сар., 2017).

Транслокациони фактор (TF) се одређује према следећој формули:

$$TF = \frac{C_{\text{корен}}}{C_{\text{земљиште}}} \; ; \; TF = \frac{C_{\text{изданци}}}{C_{\text{корен}}}$$

Биоакумулациони фактор (BAF) се одређује према следећој формули:

$$BAF = \frac{C_{\text{изданци}}}{C_{\text{земљиште}}}$$

где су: $C_{\text{изданци}}$, $C_{\text{корен}}$ и $C_{\text{земљиште}}$ – концентрације елемента у $mg \cdot kg^{-1}$, у изданцима, корењу биљка и земљишту.

Фактори TF > 1 показује ефикасну транслокацију метала до изданака из корена, односно из земљишта у корен, а уколико је BAF > 1 биљке имају веће могућности екстракције метала.

Посебно је значајна акумулација елемената у органским слојевима шумских земљишта и земљишта под пашњацима, њихова дистрибуција у профилу и утицај на процесе у земљишту. Биогеохемијски индекс (BGI) интерпретира могућност органског хоризонта да акумулира загађиваче и изражава се:

$$BGI = \frac{CnO}{CnA}$$

где је: CnO – садржај PTEs у органском слоју; CnA – садржај PTEs у A хоризонту. Вредности BGI > 1 указују на повећану сорпцију елемента у O хоризонту (BGI < 1 – ниска; 1–5 очигледна; 5–10 умерена; 10–15 знатна; 15–20 висока и >20 врло висока класа сорпције) (Mazurek et al., 2017; Kowalska et al., 2018).

Процена ризика код контаминираних локација још није у широкој употреби јер и даље не постоји довољно екотоксиколошких, хидрогеолошких и геоморфолошких студија које су саставни део истраживања локације, што је истовремено почетни корак у процени ризика (Ferguson, 1998). Процена могућих утицаја контаминираних локација на здравље представља изазов зато што свака локација има сопствене карактеристике, па је тешко описати типичне случајеве, или примере сценарија изложености, нарочито за индустријски контаминиране локације на којима се одвијају вишеструке индустријске активности (SZO, 2013).

Последњих година, процена ризика од загађења PTEs у земљиштима широко користи методе индекса загађења (индекс геоакумулације, интегрисани индекс загађења, потенцијални еколошки ризик) (Kowalska et al., 2018; Kang et al., 2020; Filimon et al., 2021; Rostami et al., 2021). Индекси загађења се могу сматрати алатом и водичем за свеобухватну геохемијску процену стања земљишног простора, односно за процену еколошког ризика и степена деградације земљишта (Caeiro et al., 2005; Belanović Simić et al., 2015; Kowalska et al., 2018; Cakmak et al., 2018; Čakmak et al., 2018a; Pavlović et al., 2018; Pavlović et al., 2019; Antić-Mladenović et al., 2019; Jiang et al., 2020).

3.2.1. Индекси загађења

За процену утицаја садржаја PTEs у земљишту на животну средину уобичајено је да се истовремено користи неколико индекса загађења, чији је избор дефинисан нивоом загађења, или еколошким потенцијалним ризиком (Al-

Anbari et al., 2015; Eziz et al., 2020). Индекси загађења се могу поделити, пре свега, на индивидуалне за појединачне полутанте и на комплексне индексе, који укључују више PTEs (Weissmannova и Pavlovsky, 2017) (Табела 5). Индекси загађења се у односу на сврху израчунавања деле на шест група, од појединачног нивоа, преко скале укупног загађења, индекса који одређују извор PTEs, затим потенцијалног еколошког ризика, подручја са највећим потенцијалним ризиком и способности површинског хоризонта земљишта да акумулира PTEs (BGI индекс, одељак 3.2) (Kolewska et al., 2018).

Индекси загађења су једноставни за примену, релативно објективни, и као такви могу бити корисни за дефинисање мера управљања земљиштем, али са друге стране, управо поједностављеност доводи њихову валидност у питање. Осим тога, њихова првобитна намена, односно утврђивање нивоа загађења, на пример у случају језерских седиментима, доводи до многих проблема приликом њихове примене. Тако је један од најчешће употребљаваних индекса, фактор обогаћења (EF), врло проблематичан, с обзиром на избор референтног елемента. Узимају се различити критеријуми за њихов избор, а понекад се због таквих разлика доводи у сумњу његова сврсисходност (Reimann and de Caritat, 2005; N'guessan et al., 2009; Čakmak et al., 2018; Pavlović et al., 2020). На основу формула и граничних вредности за поједине индексе загађења из Табеле 6, види се да је тешко могуће њихово упоређивање, пре свега јер се изражавају према различитим улазним параметрима. Тако на пример, у зависности од полазних параметара, поједини индекси, посебно појединачни индекс загађења, могу да укажу на поједине локације/земљишта као тачке са већим степеном загађености, а с тим у вези, на већи степен ризика у односу на реалну ситуацију (Antić-Mladenović et al., 2019). Према томе, процена степена загађености би требало да се заснива не само на једном од индекса загађења, већ на истовременом израчунавању више индекса са различитим улазном параметрима, чиме би се избегло прецењивање, или потцењивање реалне ситуације. Weissmannova и Pavlovsky (2017) наводе да се појединачни индекс загађења (PI) може разматрати и као сумарни индекс загађења (PI_{sum}=ΣPI) или просечни индекс загађења (PI_{avg}= 1/nΣPI), тако да се анализира утицај више елемената у једном индексу, али су и даље тешко упоредиви са осталим. Kolewska et al., (2018) за утврђивање сличности и разлика између индекса загађења наводи коришћење статистичких анализа (кластер анализу и PCA). Ови аутори наводе да је избор одговарајућег индекса од посебног значаја за дефинисање степена загађења при неком начину коришћења земљишта. Такође, аутори избор индекса дефинишу на основу анализе њихових слабости и предности, тако да међу појединачним индексима издвајају геоакумулациони и индекс обогаћења, а међу комплексним за најкориснији и универзални издвајају RI. Осим процене степена загађености земљишта, израчунавање индекса може да буде ефикасан алат и за одређивање граничних вредности појединих PTEs у националним регулативима. На пример, процена еколошког ризика на делу западне Србије, после поплава

Табела 5. Најчешће примењивани индекси загађења појединачни и комплексни (интегрисани и индекс еколошког ризика)

Индекс	Формула	Класе	Референце
појединачни (Kolewska et al., 2018)			
геоакумулациони индекс	$I_{geo} = log_2\left[\frac{Cn}{1{,}5 \times GB}\right]$ *Cn* – концентрација елемента у земљишту *GB* – background концентрација	I_{geo} > 0 – незагађено 0–1 – незагађено до средње 1–2 – средње 2–3 – средње до јако 3–4 – јако 4–5 – јако до врло јако > 5 – веома јако загађење.	Muller, 1969; Tošić et al., 2013; Weissmannova и Pavlovsky, 2017; Kolewska et al., 2018; Antić-Mladenović et al., 2019; Миљковић, 2020; Jiang et al., 2020; Kang et al., 2020; Filimon et al., 2021; Čakmak et al., 2018a; Стефановић и сар., 2019
фактор обогаћења	$EF = \frac{\left[\frac{Cn}{Cr}\right]\text{узорка}}{\left[\frac{Cn}{Cr}\right] background}$ *Cn узорка* – концентрација одређеног елемента *Cr узорка* – концентрација референтног елемента (Al, Mn, Fe, Li, Sc, Ti, Si, Zr) *Cn background* – background концентрација одређеног елемента *Cr background* – background концентрација референтног елемента (Al, Mn)	EF < 2 – Незагађено 2 < EF < 5 – Умерено обогаћење 5 < EF < 20 – Значајно обогаћење 20 < EF < 40 – Врло високо обогаћење EF > 40 – Екстремно високо обогаћење EF < 0,5 – Незагађено 0,5 < EF < 1,5 – Природне концентрације EF > 1,5 – Повећане концентрације услед антропогених активности	Loska et al., 1997; Zhang и Liu, 2002; Hu et al., 2013; Sakan et al., 2015; Weissmannova и Pavlovsky, 2017; Kolewska et al., 2018; Marković et al., 2018; Čakmak et al., 2018; Čakmak et al., 2018a; Antić-Mladenović et al., 2019; Миљковић, 2020; Kang et al., 2020; Filimon et al., 2021

Индекс	Формула	Класе	Референце
појединачни индекс загађења	$PI = \frac{\mathrm{Cn}}{\mathrm{GB}}$ *Cn* – концентрација елемента у земљишту *GB* – background концентрација	PI < 1 – незагађено 1 < PI < 2 – слаб степен 2 < PI < 3 – умерен степен 3 < PI < 5 – велики степен PI > 5 – врло велики степен загађења	Håkanson, 1980; Миљковић, 2020; Weissmannova и Pavlovsky, 2017; Kolewska et al., 2018; Čakmak et al., 2018; Čakmak et al., 2018a; Pavlović et al., 2018; Antić-Mladenović et al., 2019; Стефановић и сар., 2019
појединачни индекс еколошког ризика	$E_r^i = T \times PI$ T_r – коефицијент токсичности (Zn – 1, Cu – 5, Pb – 5, Ni – 5, Cr – 2, Cd – 30, As – 10, Sb – 15, Hg – 40) *PI* – појединачни фактор загађења	$Er_i < 40$ – низак потенцијални еколошки ризик; $40 \leq Er_i < 80$ – средњи потенцијални еколошки ризик $80 \leq Er_i < 160$ – знатан потенцијални еколошки ризик $160 \leq Er_i < 320$ – висок потенцијални еколошки ризик $Er_i \geq 320$ – врло висок еколошки ризик	Qingjie et al., 2008, Belanović Simić et al., 2015; Weissmannova и Pavlovsky, 2017; Kolewska et al., 2018; Čakmak et al., 2018; Antić-Mladenović et al., 2019; Миљковић, 2020, Jiang et al., 2020; Kang et al., 2020;
комплексни			
индекс оптерећења екосистема	$\mathrm{PLI} = \sqrt[n]{\mathrm{PI}_1 \times \mathrm{PI}_2 \times \mathrm{PI}_3 \times \ldots \times \mathrm{PI}_n}$ *PI* – појединачни индекс загађења *n* – укупан број елемената	PLI < 1 – незагађено PLI = 1 – гранична вредност за загађење земљишта PLI > 1 – смањење квалитета земљишта	Jeffrey, et al., 1985; Varol, 2011; Pejman et al., 2015; Weissmannova и Pavlovsky, 2017; Миљковић, 2020; Jiang et al., 2020

Индекс	Формула	Класе	Референце
Немеров (Nemerow‘s) заједнички индекс загађења	$PI_N = \sqrt{\frac{\left(\frac{1}{n}\sum_{i-1}^{n} PI\right)^2 + PI_{max}^2}{2}}$ *PI* – појединачни индекс загађења PI_{max} – максимална вредност појединачног индекса загађења свих елемената у узорку *n* – укупан број елемената	$PI_N \leq 0,7$ – без загађења (сигурно подручје) $0,7 < PI_N \leq 1,0$ – домен предострожности $1,0 < PI_N \leq 2,0$ – слаб домен загађења $2,0 < PI_N \leq 3$ – домен средњег загађења $PI_N > 3$ – подручје озбиљног загађења	Nemerow, 1985; Cheng et al., 2007; Hu et al., 2013; Weissmannova и Pavlovsky, 2017; Миљковић, 2020; Kolewska et al., 2018; Pavlović et al., 2018; Kang et al., 2020; Filimon et al., 2021
потенцијални еколошки ризик загађења	$RI = \sum_{i=1}^{n} E_r^i$ E_r – појединачни индекс еколошког ризика RI (или PERI)	$RI < 65$ – низак $65 \leq RI < 130$ – средњи $130 \leq RI < 260$ – знатан $RI \geq 260$ – врло висок	Håkanson, 1980; Luo et al., 2007; Pejman et al., 2015; Belanović Simić et al., 2015; Weissmannova и Pavlovsky, 2017; Kolewska et al., 2018; Čakmak et al., 2018; Antić-Mladenović et al., 2019; Миљковић, 2020; Jiang et al., 2020; Kang et al., 2020

2014. године, указала је на постојање већег ризика од Cd и As, него од Ni, иако су укупни садржаји тих елемената у испитиваним земљиштима, за разлику од садржаја Ni, нижи од граничних вредности по националној регулативи (Antić-Mladenović et al., 2019). Законским актима дефинисане граничне вредности за садржаје PTEs у земљишту могу да буду непоуздане уколико нису засноване на *background* вредностима, које су одређене на локалном/регионалном нивоу, како је већ наглашено у овом поглављу.

Табела 6. Просечне вредности фактора обогаћења (EF), појединачног индекса загађења (Er) и укупног потенцијалног еколошког ризика загађења (RI) за Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Ni (Belanović Simić et al., 2021)

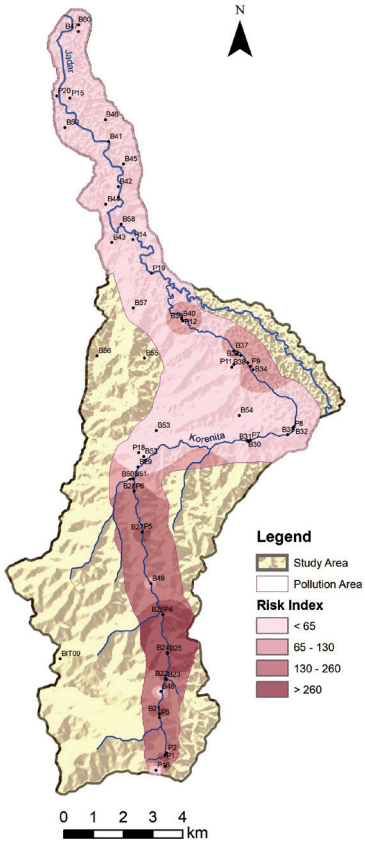
	EFPb	EFCd	EFZn	EFCu	EFCr	EFNi
Просечна вредност ±Sd	2,71±2,10**	5,24±5,58**	5,84±6,15**	0,96±0,21^{ns}	0,72±0,50	0,79±0,27

	ErPb	ErCd	ErZn	ErCu	ErCr	ErNi	RI
Просечна вредност ±Sd	10,53±8,7**	123,58±139,7**	4,61±5,2**	3,75±1,1^{ns}	1,10±0,6	3,11±1,4	146,7±153,6**

** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns – без статистичке значајности

У литератури се наводи да се поређење између индекса може вршити и на основу критеријума ригидности и осетљивости применом метода вероватноће (Cai et al., 2015). За анализу вероватноће предлаже се Monte Carlo метод (коришћењем одређених софтвера *Risk Model* или *Crystal Ball*), уз примену нормалне или логнормалне дистрибуције концентрације елемената, а који омогућавају анализу осетљивости у односу на анализиране елементе (Cai et al., 2015; Orsun et al., 2020). Осетљивост између примењених индекса може се квантификовати на основу аритметичке просечне девијације између 50-ог перцентила за све варијабле ($P_{50}(Xk)$) и за две варијабле ($P_{50}(X_2)$), односно: $Rigidity=1/p=\Sigma^{p}_{k=1} P_{50}(Xk)- P_{50}(X_2)$. Cai et al., (2015) наводе да се од седам анализираних индекса, Немеров и потенцијални еколошки ризик загађења издвајају, иако ни један не задовољава све критеријуме.

За претходно наведен пример анализе PTEs у земљиштима на подручју Столица, израчунати индекс RI је геопросторно приказан применом одговарајућих GIS софтвера и сложеног геостатистичког EBK (*Empirical Bayesian Kriging*) метода, који великим бројем различитих симулација и формирањем подскупова прилагођава параметре како би се добили што тачнији резултати. У Табели 6 су приказане просечне вредности израчунате за фактор обогаћења (EF) и за појединачне индексе загађења (E_i) и укупни потенцијални еколошки ризик загађења (RI), а према формулама приказаним у Табели 5. На проучаваном подручју, средње вредности индекса еколошког ризика (E_r) се смањују редоследом Cd>Pb>Cu>Ni>Zn>Cr.



Слика 5. Зоне загађења према потенцијалном еколошком ризику (Belanović Simić et al., 2021)

4. Закључна разматрања

Деградација земљишта услед загађења PTEs представља, пре свега, облик хемијске деградације праћен другим облицима деградације земљишта као и утицајем на водне екосистеме. Основни облици антропогеног загађивања земљишта су атмосферска депозиција, пољопривредне активности, локални извори (укључујући поплаве), одлагање отпада, акцеденти и др. Управљање загађеним земљишним простором подразумева процену и санацију тамо где је потребно, смањењем загађења на прихватљив ниво, односно смањењем ризика од негативних утицаја на изабране рецепторе. Стога је потребан интегрисан регистар извора антропогених загађења у циљу дефинисања порекла токсичних елемената и њихове приступачности, и процена ризика утицаја загађеног земљишта, што је сложен и вишеслојан процес.

Примена више индекса загађења је погодан алат за процену стања земљишног простора, а њихов избор дефинише се нивоом загађења, или еколошким потенцијалним ризиком. Појединачни индекси загађења, геоакумулациони индекс и фактор обогаћења (PI, I_{geo} и EF), у литератури се наводе као корисни и универзални, а од комплексних, индекс потенцијалног еколошког ризика (RI) има

значајну улогу. Једноставност примене индекса загађења и њихова релативна објективност допринела је популаризацији овог алата, мада, са друге стране, упоредивост између индекса је тешко изводљива.

Преко комплексних индекса загађења може се анализирати утицај различитих елемената, што је значајно за доношење одлука о мерама санације. Такође, да би разумели степен загађења при одређеном начину коришћења земљишта, избор одговарајућег индекса има кључну улогу.

Од посебног је значаја утврдити *background*/природне концентрације PTEs у земљишту, како за утврђивање порекла и транспорта елемената у земљиштима, тако и за квантификацију могућег ризика, јер представљају улазни податак за израчунавање индекса загађења. Одређивање *background* концентрација захтева холистички приступ, заснован на примени локалних и референтних вредности. Бројни резултати истраживања довели су до закључка да није могуће одабрати јединствен универзални метод (директни, индиректни или интегрисани) као најважније фазе за одређивање *background* вредности, због тога што је избор условљен бројним факторима (ниво загађености одређеног подручја, варијабилност концентрације одређеног елемента, геохемијских карактеристика /подлоге/, дистрибуције података, итд.). Текстура земљишта, нпр., има важан/пресудан утицај на концентрацију метала у траговима, јер тешка текстурна земљишта карактеришу и веће концентрације. С друге стране, у одређеним условима, нарочито у земљиштима са високим геохемијским *background* вредностима, неопходно је да анализе садржаја PTEs, буду повезане са минералошким истраживањима.

Често се *background* концентрације одређују индиректним методама, мада је интегрисан приступ (комбинација индиректних и директних метода) пожељнији. Препорука је да се врше анализе узорака земљишта из незагађених подручја, са најмањим директним антропогеним утицајима на садржаје PTEs (нпр. шумска земљишта, национални паркови), према различитим типовима земљишта, односно на различитим геолошким подлогама. До сада су на подручју Републике Србиј, *background* вредности одређене за поједине регионе, али с обзиром на сложеност геолошке подлоге, потребна су даља детаљна (комплексна) истраживања.

Литература

1. (2012): Version of the EEA indicator CSI015 „Progressinthe Management of Contaminated Sites".
2. (2021): Извештај о стању животне средине у Републици Србији за 2019. годину, Министарство заштите животне средине, Агенција за заштиту животне средине, Београд.
3. 2008-1EC – Directive 2008/1/EC of the European Parliament and of the Council of 15 January 2008 concerning integrated pollution prevention and control (Codified version) (Text with EEA relevance).

4. 86/278/EEC - Council Directive of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture, http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1986L0278:20030605:EN:PDF.
5. Acosta, J.A., Martinez, S.M., Arocena, A.F. (2011): Accumulations of major and trace elements in particle size fractions of soils on eight different parent materials. Geoderma 161, 30-42.
6. Adriano, D.C. (2001): Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. Springer, New York, 866
7. Agarski, B., Budak, I., Kosec, B., Hodolič, J. (2012): An Approach to Multicriteria Environmental Evaluation with Multiple Weight Assignment. Environmental Modeling & Assessment, 17(3), 256-266.
8. Al-Anbari, R., Abdul Hameed, M. J., Obaidy, Al., Fatima, H.A.A. (2015). Pollution loads and ecological risk assessment of heavy metals in the urban soil affected by various anthropogenic activities, International Journal of Advanced Research, 2, 104-110.
9. Ali, H., Khan, E., Ilahi, I. (2019): Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation, Journal of Chemistry, 2019, 1-14, https://doi.org/10.1155/2019/6730305.
10. Alloway, B.J. (ed) (2013): Heavy Metals in Soils Trace Metals and Metalloid in Soil and their Bioavailability, third edition, Springer Dordrecht Heidelberg New York London, 613.
11. Antić-Mladenović, S. (2004): Hemija nikla i hroma u zemljištima sa njihovim prirodno visokim sadržajima. Beograd: Poljoprivredni fakultet, Doktorska disertacija.
12. Antić-Mladenović, S., Frohne, T., Kresović, M., Staerk, H.-J., Tomić, Z., Ličina, V., Rinklebe, J., (2017a): Biogeochemistry of Ni and Pb in a periodically flooded arable soil: Fractionation and redox-induced (im)mobilization. J. Environ. Manag., 186, 141-150.
13. Antić-Mladenović, S., Frohne, T., Kresović, M., Stärk, H-J., Savić, D., Ličina, V., Rinklebe, J. (2017b): Redox-controlled release dynamics of thallium in periodically flooded arable soil, Chemosphere 178, 268-276.
14. Antić-Mladenović, S., Kresović, M., Čakmak, D., Perović, V., Saljnikov, E., Ličina, V., Rinklebe, J. (2019): Impact of a severe flood on large-scale contamination of arable soils by potentially toxic elements (Serbia). Environ Geochem Health 41, 249-266.
15. Antić-Mladenović, S., Rinklebe, J., Frohne, T., Staerk, H.-J., Wennrich, R., Tomić, Z., Ličina, V. (2011): Impact of controlled redox conditions on nickel in a serpentine soil. J. Soils Sed. 11, 406-415.
16. Arshad, M. A., Martin, S. (2002): Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems, Agriculture, Ecosystems and Environment 88, 153-160.
17. Barrett, K.A., McBride, M.B. (2007): Dissolution of Zinc Cadmium Sulfide Solid Solutions in Aerated Aqueous Suspension. Soil Science Society of America Journal 71 (2), 322-328.
18. Beer, T., Ziółkowski, F., (1995): Environmental risk assessment: an Australian perspective. EPA, Australia.
19. Belanović Simić, S., Čakmak, D., Beloica, J., Obratov-Petković, D., Kadović, R., Miljković P., Lukić, S., Marković, Đ. (2017): Bioakumulacija Pb i Cd u zemljištima livadskih zajednica Agrostietum capillaris (Z. Pavlović 1955) na području Zlatara i Stare planine, Zemljište i biljka, 66 (2), 1-14.
20. Belanović Simić, S., Delić, D., Miljković, P., Beloica. J., Lukić, S., Stajković-Srbljinović, O., Knežević, M., Kadović, R. (2022): Impact of tailing outflow on soil quality around

the former Stolice mine (Serbia, Chapter 25, In: Advances in Understanding Soil Degradation (Eds: E. Saljnikov, L. Mueller, A. Lavrishev, F. Eulenstein) Springer, Nature, Switzerland, 553 - 570.
21. Belanović Simić, S., Knežević, M., Košanin, O., Kadović, R., Miljković, P. Vićentijević, M., Beloica, J. (2015): Potencijalni ekološki rizik od sadržaja štetnih mikroelemenata u zemljištima opštine Pančevo (Srbija), Zbornik radova – Integrisani skup "Zemljište 2015", Sremski Karlovci, 37-45.
22. Belanović, S., (2000): Proučavanje sadržaja teških metala u zemljištu i nanosu u oglednim slivovima pod zasadima smrče i crnoga bora na serpentinitima Goča, magistarski rad, Univerzitet u Beogradu, Beograd, 146.
23. Belanović, S., Bjedov, I., Čakmak D., Obratov-Petković, D., Kadović, R., Beloica J. (2013): Influence of Zn on the Availability of Cd and Cu to Vaccinium Species in Unpolluted Areas - a Case Study of Stara Planina Mt. (Serbia). Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 8(3), 5-14.
24. Belanović, S., Kadović, R., Danilović, M., Zdravković M. (2009): Distribution of some heavy metals in forest and pasture soils of Stara Planina. International Conference ''Land Conservation'' – LANDCON 0905, Global change – Challenges for soil management – From Degradation trough Soil and Water Conservation to Sustainable Soil Managament – Topic 3: Soil erosion, sediment transport and sedimentation processes (ed. M. Zlatic, S.Kostadinov and S. Bruk), University of Belgrade, Faculty of Forestry, Belgrade.
25. Belanović, S., Wendler, R., Shand, C. (2010): Distribution of mercury and lead in peaty soil at Glensaugh research station, Scotland, First Serbian Forestry Congress - Future with Forests, University of Belgrade, Faculty of Forestry, 11-13 Nov. ISBN 978-86-7299-066-9, Belgrade, 189.
26. Bhogal, A., Nicholson, F. A., Chambers, B. J., Shepherd, M. A. (2003): Effects of past sewage sludge additions on heavy metal availability in light textured soils: implications for crop yields and metal uptakes, Environmental Pollution 121, 413-423.
27. Blume, B. (1991): Prediction of Heavy metal Behavior in Soil by Means of Simple Field Tests, Ecotoxicology and environmental safety 22, 164-174.
28. Bogdanović, D. (2007): Izvori zagađenja zemljišta niklom. Letopis naučnih radova Poljoprivrednog fakulteta, 31 (1), 21-28.
29. Bradl, H. B.(ed) (2005): Heavy metals in the Environment, Interface Science and Technology, 6,1-269.
30. Brümmer, G.W. (1986): Heavy Metal Species, Mobility and Avaibility in Soils. The Importance of Chemical "Speciation" in Enviromental Processes, eds. M. Bernhard, F. E. Brinckman, and P. J. Sadler, Springer-Verlag Berlin, 169-192.
31. Brun, L.A., Maillet, J., Hinsinger, P., Pépin, M. (2001): Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. Environmental Pollution 111, 293-302
32. Caeiro, S., Costa, M.H., Ramos, T.B., Fernandes, F., Silveira, N., Coimbra, A. (2005): Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. Ecological Indicators 5, 151-169.
33. Cai, C., Xiong, B., Zhang, Y., Li, X., Nunes, L.M. (2015): Critical Comparison of Soil Pollution Indices for Assessing Contamination with Toxic Metals, Water, Air Soil & Pollution 226, 352, https://doi.org/10.1007/s11270-015-2620-2.
34. Čakmak, D., Pavlović, P., Perović, V., Mitrović, M., Kostić, O., Karadžić, B., Jarić, S., Pavlović, M., Pavlović, D., Mataruga, Z., Marković, M. (2018): Utvrđivanje prirodnog fona pojedinih štetnih i opasnih materija u zemljištu na teritoriji zapadne Srbije,

Univerzitet u Beogradu Institut za biološka istraživanja „Siniša Stanković“, Ministarstvo zaštite životne sredine Republike Srbije (https://www.ekologija.gov.rs/dokumenti/).
35. Čakmak, D., Perović, V., Antić-Mladenović, S. Kresović, M., Saljnikov, E., Mitrović, M., Pavlović, P. (2018a): Contamination, risk, and source apportionment of potentially toxic microelements in river sediments and soil after extreme flooding in the Kolubara River catchment in Western Serbia. J Soils Sediments 18, 1981-1993.
36. Cakmak, D., Perovic, V., Kresovic, M., Jaramaz, D., Mrvic, V., Belanovic Simić, S., Saljnikov, E., Trivan, G. (2018): Spatial distribution of soil pollutants in urban green areas (a case study in Belgrade), Journal of Geochemical Exploration, 188, 308-317.
37. Cakmak, D., Perovic, V., Saljnikov, E., Jaramaz, D., Sikiric, B. (2014) Spatial modeling of ecological areas by limiting factors for As in fitting the the vicinity of mine, Serbia, Enviro.Sci.Pollut. Res. 21, 3764-3773.
38. Cakmak, D., Saljnikov, E., Mrvic, V., Jakovljevic, M., Marjanovic, Z., Sikiric, B., Maksimovic, S. (2010): Soil properties and trace elments content fallowing 40 years of phosphate fertilization. Jour. Of Eviron. Qual. 39(2), 541-547.
39. Cakmak, D., Saljnikov, E., Skrivanj, S., Roglic, G., Bakrac, S., Sikiric, B., Manojlovic, D. (2015): Identification of different sources and forms of arsenic in the vicinity of ore mining in Serbia. Fresenius Envi. Bilt. 12, 4365-4643.
40. Čakmak, D., Veljko, P., Kresović, M., Pavlović, D., Pavlović, M., Mitrović, M., Pavlović, P. (2020): Sources and a Health Risk Assessment of Potentially Toxic Elements in Dust at Children›s Playgrounds with Artificial Surfaces: A Case Study in Belgrade. Archives of environmental contamination and toxicology, 78(2), 190-205.
41. Chen, Z., Chen, J., Tian, S., & Xu, B. (2016): Application of fractal content-gradient method for delineating geochemical anomalies associated with copper occurrences in the Yangla ore field. China Geoscience Frontiers, 8(1), 189-197.
42. Ćirić, B. (1996): Geologija Srbije, Beograd: Geokarta.
43. COM/2006/0231 final - 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 [SEC(2006)620] [SEC(2006)1165].
44. COM/2019/640 final - Communication from the commission to the European parliament, the European council, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions the European green deal, Brussel.
45. De Coster, J. (1998): Overview of Factor Analysis, Retrieved <02.08.2020.> from http://www.stat-help.com/notes.html.
46. De Vries, W., Bakker, D.J. (1998): Manual for calculating critical loads of heavy metals for terestial ecosystems. Guidelines for critical limits, calculation methods and input data. Wageningen, DLO Winand Staring Centre, Report 166, 144.
47. Đorović, M., Kadović, R., Letić, Lj., Macan, G. (1994): Precipitation and inorganic chemicals in beech stand at the Goč mountain, Serbia, International Conference on Developments in Hydrology of Mountainous areas, section 2 ’’Water nad Solute Fluxes trough Vegetation Cover and Soil’’, Bratislava, 95-97.
48. Egerić, M., Ivana S.I., Dojčinović, B., Sikirić, B., Jović, M., Šljivić-Ivanović, M., Čakmak, D. (2019): Interactions of acidic soil near copper mining and smelting complex and waste-derived alkaline additives, Geoderma, 352, 241-250.
49. Eziz, M., Hayrat, A., Xiuyum, Y. (2020): Comparison and Analysis of Estimation Methods for Heavy Metal Pollution of Farmland Soils, J. of Resources and Ecology, 11(5), 435-442

50. Falconi, M, Fratini, M., Leoni, G., Vidojević, D., Aleksic, N., Jevtic, N., Kukobat, L., Angelini, P., Egerer, H., Siljic-Tomic, A., Montalbetti, F. (2018): UN Environment supports Serbian Environmental Protection Agency in the management of contaminated sites. FAO 2018. Proceedings of the Global Symposium on Soil Pollution 2018. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy, 524-528.
51. FAO (2021): Webinar on soil governance - https://www2.slideshare.net/Soils2012/good-governance-for-sustainable-soil-management-how-to-do-it.
52. Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., Kasamas, H., Urzelai, A. i Vegter, J. (urednici). (1998): Procena rizika za kontaminirane lokacije u Evropi. Tom 1. Naučna osnova. LQM Press, Notingem.
53. Filimon, M.N., Caraba, I.V., Popescu, R., Dumitrescu, G., Verdes, D., Ciochina, L.P., Sinitean, A. (2021): Potential Ecological and Human Health Risks of Heavy Metals in Soils in Selected Copper Mining Areas-A Case Study: The Bor Area. International Journal of Environmental Research and Public Health, 18(4), 1516, https://doi.org/10.3390/ijerph18041516.
54. García-Delgado, M., Rodríguez-Cruz, M.S., Lorenzo, L.F., Arienzo, M., Sánchez-Martín, M.J. (2007): Seasonal and time variability of heavy metal content and of its chemical forms in sewage sludges from different wastewater treatment plants, The Science of The Total Environment 382, 82-92.
55. Guan, Q., Wang, F., Xu, C., Pan, N., Lin, J., Zhao, R., Yang, Y., Luo, H. (2017): Source apportionment of heavy metals in agricultural soil based on PMF: A case study in Hexi Corridor, northwest China, Chemosphere, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.10.151.
56. He, Z.L., Shentu, J., Yang, X.E., Baligar, V.C., Zhang, T., Stoffella, P.J., (2015): Heavy metal Contamination of Soils: Sources, Indicators and Assessment, Journal of Environmental Indicators, 9, 17-18.
57. Hodolič, J.; Budak, I.; Hadžistević, M.; Vukelić, Đ.; Majernik, M.: Chovancova, J.; Pankova J.J., Ćulibrk, M. (2013): Sistemi za upravljanje zaštitom životne sredine, Univerzitet u Novom Sadu, Fakultet tehničkih nauka, 263.
58. Hołtra, A., Zamorska-Wojdyła, D. (2020): The pollution indices of trace elements in soils and plants close to the copper and zinc smelting works in Poland's Lower Silesia. Environ Sci Pollut Res 27, 16086-16099.
59. http://www.sepa.gov.rs/download/zemljiste/KaDekontaminacijiZemljista.pdf.
60. https://eur-lex.europa.eu/legal-ontent/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0001.
61. Hu, Y., Liu, X., Bai, J., Shih, K., Zeng, E.Y., Cheng, H. (2013): Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization. Environ Sci Pollut Res 20, 6150-6159.
62. Huang, K., Luo, X., Zheng, Z. (2018): Application of a combined approach including contamination indexes, geographic information system and multivariate statistical models in levels, distribution and sources study of metals in soils in Northern China, Plos One, 13(2), e0190906, https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190906.
63. Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., Banko, G., Bispo, A., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Lexer, W., Möller, A., Rickson, R.J., Shishkov, T., Stephens, M., Toth, G. Van den Akker, J.J.H., Varallyay, G., Verheijen, F.G.A., Jones, A.R. (eds) (2008):. Environmental Assessment of Soil for Monitoring: Volume I Indicators & Criteria. EUR 23490 EN/1, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 339 pp.
64. ISO 14040 (2006) - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.

65. ISO 14044 (2006) - Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines.
66. Jakovljević, M., Antić-Mladenović, S. (1997): Uporedno proučavanje metoda za ocenu rastvorljivosti teških metala u zemljištu, Uređenje, korišćenje i očuvanje zemljišta, Jugoslovensko društvo za proučavanje zemljišta, Novi Sad, 188-194.
67. Jakovljević, M., Stevanović, D., Blagojević, S., Martinović, Lj., Kostić, N. (1993): Sadržaj teških metala u poljoprivrednim zemljištima severnog Pomoravlja (Srbija). Savremena poljoprivreda 1, 277-287.
68. Jakovljević, M.D., Kostić, N.M., Stevanović, D., Blagojević, S., Wilson, M.J., Martinović, Lj. (1997): Factors Influencing the Distribution of Heavy Metals in the Alluvial Soils of the Velika Morava River Valley, Serbia. Applied. Geochem. 12, 637-642.
69. Jiang, H.H., Cai, L.M., Wen, H.H., Luo, J. (2020): Characterizing pollution and source identification of heavy metals in soils using geochemical baseline and PMF approach, Scientific Reports 10, 6460, https://doi.org/10.1038/s41598-020-63604-5.
70. Kabata-Pendias A., Pendias H. (2001): Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, 403.
71. Kabata-Pendias, A. (2011): Trace elements of soils and plants Boca Raton: CRC press, Taylor & Francis Group, 4th ed., 28-534.
72. Kadovic R., Belanovic S., Obratov-Petkovic D., Bjedov I., Dragovic N. (2011): Assessment of heavy metal content in soil and grasslands in national park of the lake plateau of the N.P. "Durmitor" Montenegro. African Journal of Biotechnology 10(26), 5157-5165.
73. Kadović, R., Knežević, M. (2004): Godišnji izveštaj ICP Forests 2003 u Srbiji, Ministarstvo nauke i zaštite životne sredine R Srbije - Uprava za zaštitu životne sredine, Ministarstvo poljoprivrede, šumarstva i vodoprivrede R Srbije - Uprava za šume, Beograd, 76.
74. Kadović, R., Knežević, M., Cvetković, M. (1994): Sadržaj teških metala u zemljištu i suspendovanom nanosu iz oglednih slivova na Goču, Aerozagađenja i šumski ekosistemi, Centar za multidisciplinarne studije - Šumarski fakultet, Beograd, 125-133.
75. Kadović. R., Knežević, M. (2002): Teški metali u šumskim ekosistemima Srbije, Šumarski fakultet Univerziteta u Beogradu, Ministarstvo za zaštitu prirodnih bogatstava i životne sredine R. Srbije, Beograd, 278
76. Kang, Z., Wang, S., Qin, J., Wu, R., Li, H. (2020): Pollution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in paddy fields of Fujian province, China, Sci Rep 10, 12244, https://doi.org/10.1038/s41598-020-69165-x.
77. Kastori, R. (ur.) (1993): Teški metali i pesticidi u zemljištu, Teški metali i pesticidi u zemljištima Vojvodine, Poljoprivredni fakultet, Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad, 304, ISBN 86-80417-01-7.
78. Kisić, I. (2012): Sanacija onečišćenoga tla, udžbenik, Agronomski fakultet Sveučilišta u Zagrebu.
79. Kostić, N, Wilson, Jef.M., Zdravković, M., Bain, D. (1998): Mineralogy and Geochemical Speciation of Heavy Metals in some Serpentine Soils of Serbia, 16th World Congress of Soil Science, Summrries, I, 444-455.
80. Kowalska, J.B., Mazurek, R., Gąsiorek, M., Zaleski, T. (2018): Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination – A review, Environ Geochem Health 40, 2395-2420.

81. Kuerban, M., Maihemuti, B., Waili, Y., Tuerhong, T., (2020): Ecological risk assessment and source identification of heavy metal pollution in vegetable bases of Urumqi, China, using the positive matrix factorization (PMF) method, PLoS ONE 15(4), e0230191, https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230191.
82. Ličina, V., Fotirić Akšić, M., Tomić, Z., Trajković, I., Antić Mladenović, S., Marjanović, M., Rinklebe, J. (2017): Bioassessment of heavy metals in the surface soil layer of an opencast mine aimed for its rehabilitation,Journal of Environmental Management, 186 (2), 240-252.
83. Livingston, J.V. (2006): Agriculture and Soil Pollution: New Research. Nova Science Pub Inc.
84. Lombi, E, Wenzel, W., Adriano, D.C. (1998): Soil contamination, risk reduction and remediation, Land Contamination & Reclamation, 6 (4), DOI 10.2462/09670513.401.
85. Loska, K., Cebula, J., Pelczar, J., Wiechuła, D., Kwapuliński, J. (1997): Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik water reservoir in Poland, Water Air Soil Pollut 93, 347-365.
86. Ma, L.Q., Komar, K.M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y., Kenelly, E.D. (2001): A fern that hyperaccumulates arsenic, Nature 409, 579-582.
87. Marković, M., Mihajlović, D., Antić-Mladenović, S., Šipka, M. (2019): Local background values of the lead in the soils of the Banja Luka area. VIII International symposium on agricultural sciences – AGRORES, 16-18 May, Trebinje, Bosnia and Herzegovina, Book of proceedings, 175-184.
88. Marković, M., Zuliani, T., Belanović Simić, S., Mataruga, Z., Kostić, O., Jarić, S., Vidmar, J., Milačič, R., Ščančar, J., Mitrović, M., Pavlović, P. (2018): Potentially toxic elements in the riparian soils of the Sava River. Journal of Soils and Sediments 18, 3404-3414.
89. Mazurek, R., Kowalska, J., Gasiorek, M., Setlak, M. (2016): Micromorphological and physico-chemical analyses of cultural layers in the urban soil of a medieval city – A case study from Krakow, Poland, Catena, 141, 73-84.
90. Merrington, G., Schoeters, I. (2011): Soil Quality Standards for Trace Elements, Derivation, Implementation,and Interpretation, by the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), ISNB 978-1-4398-3023-9, 149.
91. Milutinović, M., Crnković, D., Šoštarić, A., Vidojević, D., Jevtić, N., Šiljić Tomić, A. (2019): Contaminated sites and potential risks to human health and environment in the Republic of Serbia, Second international congress on hygiene and preventive medicine „Challenges and public health interventions“, Novi Sad, Serbia, 10th-13th Aprile, 36-37.
92. Mrvić, V., Kostić-Kravljanac, Lj., Čakmak, D., Sikirić, B., Brebanović, B., Perović, V., Nikolski, M. (2011): Pedogeochemical mapping and background limit of trace elements in soils of Branicevo Province (Serbia), Journal of Geochemical Exploration 109, 18-25
93. Mrvić, V., Kostić-Kravljanac, Lj., Zdravković, M., Brebanović, B., Čakmak, D., Sikirić, B., Saljnikov, E. (2010): Background limit of Zn and Hg in soils of Eastern Serbia, Journal of Agricultural Sciences 55 (2), 157-163.
94. Mrvić, V., Sikirić, B., Jaramaz, D., Stanojković-Sebić, A., Zdravković, M., Saljnikov E., Pivić, R., Maksimović, J., Dinić, Z., Nikoloski, M., Koković, N., Tošić, S., Jovković, M., Cvijanović, V., Nerandžić, B., Margarino, F., Stojisavljević, G., Purić, M., Marinko, V., Nikoloski, M., Jokić, I. (2019): Утврђивање природног фона појединих штетних и опасних материја у земљишту на територији источне Србије. Институт за

земљиште, Београд, Министарство заштите животне средине Републике Србије, (https:// www.ekologija.gov.rs/dokumenti/).
95. Müller, G. (1969): Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River, J. Geol., 2 (3), 108-118.
96. N'guessan, Y.M., Probst, J.L., Bur, A., Probst, A. (2009): Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): where do they come from? Sci Total Environ 407(8), 2939-2952.
97. Ninkov, J., Zeremski-Škorić, T., Sekulić, P., Vasin, J., Milić, S., Papić, Đ., Kurjački, I. (2010): Teški metali u zemljištima vinograda Vojvodine, Ratarstvo i povrtarstvo 47 (1), 273-279.
98. Obratov-Petković, D., Bjedov, I., Nešić, M., Belanović-Simić, S, Đunisijević-Bojović, D., Skočajić, D. (2016): Impact of Invasive Aster lanceolatus Populations on Soil and Flora in Urban Sites. Polish Journal of Ecology 64(2), 289-295.
99. Orosun, M.M., Adewuyi, A.D., Salawu, N.B., Isinkaye, M.O., Orsun, O.R., Oniku, A.S. (2020): Monte Carlo approach to risks assessment of heavy metals at automobile spare part and recycling market in Ilorin, Nigeria. Sci Rep 10, 22084, https://doi.org/10.1038/s41598-020-79141-0.
100. Pamić, J., Pamić, O., Olujić, J., Milojević, R., Veljković, D., Kapeler, I. (1970): Osnovna geološka karta SFRJ 1:100 000, Savezni geološki zavod, Beograd.
101. Panagos, P., Van Liedekerke, M., Yigini, Y., Montanarella, L. (2013): Contaminated Sites in Europe: Review of the Current Situation Based on Data Collected through a European Network. J. Environ. Public Health, doi: 10.1155/2013/158764.
102. Pavlović, D., Pavlović, M., Čakmak, D. Kostić, O., Jarić, S., Sakan, S., Đorđević, D., Mitrović, M., Gržetić, I., Pavlović P. (2018): Fractionation, Mobility, and Contamination Assessment of Potentially Toxic Metals in Urban Soils in Four Industrial Serbian Cities. Arch Environ Contam Toxicol 75, 335-350.
103. Pavlović, P., Marković, M., Kostić, O., Sakan, S., Đorđević, D., Perović, V., Pavlović, D., Pavlović, M., Čakmak, D., Jarić, S., Paunović, M., Mitrović, M. (2019): Evaluation of potentially toxic element contamination in the riparian zone of the River Sava, CATENA, 174, 399-412.
104. Pavlović, P., Marković, M., Kostić, O., Sakan, S., Đorđević, D., Perović, V., Pavlović, D., Pavlović, M., Čakmak, D., Jarić, S., Paunović, M., Mitrović, M. (2020): Response to Comments by T. Matys Grygar (2019) on "Evaluation of potentially toxic element contamination in the riparian zone of the River Sava, Catena 185.
105. Pejman, A., Nabi Bidhendi, G., Ardestani, M., Saeedi, M., Baghvand, A. (2015): A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study, Ecological Indicators 58, 365-373.
106. Pérez, A.P., Rodríguez Eugenio, N. (2018): Status of local soil contamination in Europe: Revision of the indicator "Progress in the management Contaminated Sites in Europe", EUR 29124 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-80072-6, doi:10.2760/093804, JRC107508.
107. Pourret, O., Hursthouse, A. (2019): It's Time to Replace the Term "Heavy Metals" with "Potentially Toxic Elements" When Reporting Environmental Research. International journal of environmental research and public health, 16(22), 4446, https://doi.org/10.3390/ijerph16224446.
108. Reimann, C., de Caritat, P. (2005): Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. Science of total environment 337, 91-107.

109. Reimann, C., Fabian, K., Birke, M., Filzmoser, P., Demetriades, A., Négrel, F., Oorts, K., Matschullat, J., de Caritat, P., ... D. Vidojević et, al., (2018): GEMAS: Establishing geochemical background and threshold for 53 chemical elements in European agricultural soil, Applied Geochemistry, Volume 88, Part B, 302-318.
110. Rinklebe, J., Antić-Mladenović, S., Frohne, T., Stärk, H-J., Tomić, Z., Ličina, V. (2016): Nickel in a serpentine-enriched Fluvisol: Redox affected dynamics and binding forms, Geoderma, 263, 203-214.
111. Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M. Pennock, D. (2018): Soil Pollution: a hidden reality. Rome, FAO, 142.
112. Rostami, S., Kamani, H., Samaneh Shahsavani, S., Hoseini, M. (2021): Environmental monitoring and ecological risk assessment of heavy metals in farmland soils, Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 27 (2), 392-404.
113. Roudposhti, G.M., Karbassi, A.R., Baghvand, A. (2016): A pollution index for agricultural soils. Arch. Agron. Soil Sci. 62, 1411-1424.
114. Sacchi, E., Brenna, S., Fornelli Genot, S., Leoni, A., Sale, V.M., Setti, M. (2020): Potentially Toxic Elements (PTEs) in Cultivated Soils from Lombardy (Northern Italy): Spatial Distribution, Origin, and Management Implications. Minerals 2020, 10, 298. https://doi.org/10.3390/min10040298.
115. Sakan, S, Dević, G, Relić, D, Anđelković, I, Sakan, N, Đorđević, D. (2015): Risk assessment of trace element contamination in river sediments in Serbia using pollution indices and statistical methods: a pilot study. Environ Earth Sci 73, 6625-6638.
116. Saljnikov, E., Mrvić, V., Čakmak, D. Jaramaz, D., Perović, V., Antić Mladenović, S., Pavlović, P. (2019): Pollution indices and sources appointment of heavy metal pollution of agricultural soils near the thermal power plant. Environ Geochem Health 41, 2265-2279, https://doi.org/10.1007/s10653-019-00281-y.
117. Stolte, J., Tesfai, M., Øygarden, L., Kværnø, S., Keizer, J., Verheijen, F., Panagos, P., Ballabio, C., Hessel, R. (2016): Soil threats in Europe, JRC Technical Reports, doi:10.2788/488054 (print); doi:10.2788/828742 (online).
118. SWD (2020): 251 final - Chemicals Strategy for Sustainability Towards a Toxic-Free Environment.
119. SZO (2013): Zdravlje 2020. godine Evropski okvir politike i strategija za 21. vek. Kopenhagen: SZO Regionalna kancelarija za Evropu. ISBN 978 92 890 0279 0.
120. Taylor, S.R. (1964): The abundance of chemical elements in the continental crust – A new table, Geochimica Cosmochimica Acta, 28, 1273-1285.
121. Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M. (1979): Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals, Analytical Chemistry 51 (7), 844-850
122. Todorović, M.N., Radenković, M.B., Onjia, A.E., Ignjtović, Lj.M. (2020): Characterization of PM2.5 sources in a Belgrade suburban area: a multi-scale receptor-oriented approach. Environ Sci Pollut Res 27, 41717-41730.
123. Topalović, M., Miletić, Z., Zdravković, M., Babić, S. (1997): Koncentracije mikroelemenata i teških metala u zemljištima šarplaninske župe. Srpska akademija nauka i umetnosti, Posebna izdanja, knjiga 40/III, 183-192.
124. Tošić, R., Dragićević, S., Belanović, S., Brčeski, I., Lovrić, N. (2013): Considerations on reservoir sedimentation and heavy metals content within the Drenova reservoir (B&H), Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 8(4), 175-184.
125. Tóth, G., Hermann, T., Szatmári, G., Pásztor, L. (2016): Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment, Science of The Total Environment 565, 1054-1062.

126. Tsadilas, C., Rinklebe, J., & Selim, M. (Eds.). (2019). Nickel in Soils and Plants (1st ed.). CRC Press. , https://doi.org/10.1201/9781315154664.
127. Vaněk, A., Borůvka, I., Drábek, O., Mihaljevič, M., Komárek, M. (2005): Mobility of lead, zinc and cadmium in alluvial soils heavily polluted by smelting industry, Plant, Soil and Environment 51(7), 316-321.
128. Vaněk, A., Grösslová, Z., Mihaljevič, M., Ettler, V., Chrastný, V., Komárek, M., Tejnecký, V., Drábek, O., Penížek, V., Galušková, I., Vaněčková, B., Pavlů, L., Ash, C., (2015): Thallium contamination of soils/vegetation as affected by sphalerite weathering: A model rhizospheric experiment, J. Hazard. Mater. 283, 148-156.
129. Vidojević, D., Šiljić Tomić, A., Aleksić, N., Jevtić, N., Jovanović, L. (2018): Investigation of potentially contaminated industrial sites in Serbia. Abstract book. 21st World Congress of Soil Science 12–17 August 2018, Rio de Janerio, Brazil, 1364.
130. Vukojević, V., Sladjana, Dj., Stefanović, V., Trifković, J., Čakmak, D., Perović, V., Mutić, J. (2019): Scandium, yttrium, and lanthanide contents in soil from Serbia and their accumulation in the mushroom Macrolepiota procera (Scop.) Singer, Environmental science and pollution research. 26(6), 5422-5434.
131. Vulević, T., Dragović, N., Kostadinov, S., Belanović Simić, S., Milovanović I. (2015): Prioritization of soil erosion vulnerable areas using multi-criteria analysis methods, Polish journal of environmental studies, 24(1), 317-323.
132. Yi, L., Hong, Y., Wang, D., Zhu, Y. (2007): Determination of free heavy metal ion concentrations in soils around a cadmium rich zinc deposit, Geochemical Journal, 41, 235-240.
133. Zhang, J., Hua, P., Krebs, P. (2017): Influences of land use and antecedent dry-weather period on pollution level and ecological risk of heavy metals in road-deposited sediment. Environmental Pollution 228, 158-168.
134. Zhang, J., Liu, C.L. (2002): Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China: Weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes, Estuarine Coastal Shelf Science, 54, 1051-1070.
135. Zhi, Y., Li, P., Shi, J., Zeng, L., Wu, L. (2016): Source identification and apportionment of soil cadmium in cropland of Eastern China: a combined approach of models and geographic information system. J. Soil. Sediment. 16, 467-475.
136. Антић Младеновић, С. (2010): Загађивање и ремедијација земљишта, скрипта (пројекат WUS Austria MSDP 004/2009), Универзитет у Београду - Пољопривредни факултет.
137. Белановић Симић, С. (2017): Квалитет земљишта – изазови система коришћења, Универзитет у Београду – Шумарски факултет, Београд, CD-ROM, ISBN 978-86-7299-258-8, COBISS:SR-ID 235500812.
138. Белановић, С., Кадовић, Р., Кнежевић., Даниловић, М. (2003): Дистрибуција неких тешких метала у земљиштима букових заједница НП Ђердап; Гласник Шумарског факултета 88, 17-25.
139. Белановић, С., Костић, Н., Кнежевић, М. (2001): Мобилност и приступачност Cu, Pb и Ni у еутричном смеђем земљишту на серпентиниту, Екологика, Београд
140. Белановић, С., Чакмак, Д., Кадовић, Р., Белоица, Ј., Перовић, В., Alnaass, N., Сальников, Е. (2012): Приступачност микроелемената (Pb, Cd, Cu i Zn) у односу на својства земљишта под пашњацима Старе Планине, Glasnik Šumarskog fakulteta, 106, 41-56.

141. Јарамаз, Д. (2018): Утицај антропогеног загађења на деградацију земљишта шире околине града Бора, докторска дисертација, Универзитет у Београду, Шумарски факултет.
142. Јарамаз, Д., Угреновић, В., Мрвић, В., Перовић, В., Видојевић, Д., Сикирић, Б., Максимовић, Ј. (2019): Концептуални модел процене укупне деградације земљишта, техничко решење, Институт за земљиште, Serbia organica, 36.
143. Кукобат, Л., Видојевић, Д., Шиљић, Т., А. Edts. (2018): Ка деконтаминацији земљишта у Републици Србији, Министарсво заштите животне средине, Агенција за заштиту животне средине, ISBN: 978-86-87159-20-4.
144. Миљковић, П. (2020): Утицај начина коришћења земљишта на квалитет суспендованог наноса у сливу реке Расине, докторска дисертација, Универзитет у Београду Шумарски факултет.
145. Мрвић В., Костић-Крављанац Љ., Сикирић Б., Делић Д., Јарамаз Д. (2014): Методе за оцену граница природног садржаја Cd и Cr у земљишту Моравичког округа, Гласник Шумарског факултета, 109, Универзитет у Београду Шумарски факултет, 137-148.
146. Мрвић, В., Антоновић, Г., Мартиновић, Љ. (ур.) (2009): Плодност и садржај опасних и штетних материја у земљиштима централне Србије, Институт за земљиште, Београд, 223.
147. „Службени гласник РС“, број 102/20 - Правилник о листи активности које могу да буду узрок загађења и деградације земљишта, поступку, садржини података, роковима и другим захтевима за мониторинг земљишта, Београд.
148. „Службени гласник РС“, број 112/15 - Закон о заштити земљишта, Београд.
149. „Службени гласник РС“, број 23/94 - Pravilnik o dozvoljenim količinama opasnih i štetnih materija u zemljištu i vodi za navodnjavanje i metodama za njihovo ispitivanje
150. „Службени гласник РС“, број 30/18 и 54/19 - Уредба о граничним вредностима загађујућих, штетних и опасних материја у земљишту. Београд.
151. „Службени гласник РС“, број 30/2017 и 31/2018 - Правилник о условима за разврставање и утврђивање квалитета средстава за исхрану биља, одступањима садржаја хранљивих материја и минималним и максималним вредностима дозвољеног одступања садржаја хранљивих материја и о садржини декларације и начину обележавања средстава за исхрану биља.
152. „Службени гласник РС“, број 37/11 - Правилник о Националној листи индикатора заштите животне средине, Београд.
153. „Службени гласник РС“, број 58/19 - Правилник о садржини и начину вођења Катастра контаминираних локација, врсти, садржини, обрасцима, начину и роковима достављања података, Београд.

Поглавље 14

Процена штетног утицаја потенцијално токсичних елемената (ПТЕ) из земљишта на здравље људи

Аутори:
Др Драган Чакмак*,
Др Драгана Павловић,
Др Марија Матић

Садржај:

1. Увод
2. Преглед законских оквира у регулисању здравствених ризика
3. Теорије и једначине
   3.1. Процена неканцерогеног утицаја ПТЕ у релацији земљиште-човек
   3.2. Процена канцерогеног утицаја ПТЕ у релацији земљиште-човек
4. Различите вредности константи у израчунавању здравствених ризика - примери
5. Закључак
Литература

Assessment of harmful effects of potentially toxic elements (PTEs) from soil on human health

Abstract – The topsoil is the most exposed, and contains the highest concentrations of potentially toxic elements (PTEs). The increased content of PTEs in the soil is directly related to anthropogenic inflow, and due to their toxicity, persistence and high bioaccumulation potential, PTEs pose a serious threat to human health and the environment. In order to determine the negative effects that PTEs have on living beings, numerous researches and experiments have been performed on various living models (organisms), so that the findings can be applied to assess health risks to humans.

This chapter aimed to provide a brief overview of the current literature concerning the impact of PTEs from soil on human health, and also to highlight current national legislation and their shortcomings. The authors provided an insight into the latest world and European methodologies for health risk assessment, as well as a proposal for their implementation at the national level. The main problem represents the literary inconsistency, which is why it should be of worldwide interest to reduce the differences in legal regulations at the global level.

When assessing the risk to human health, it is necessary to first identify the pollutant (agent), and then determine the doses at which these effects are manifested. The third step in health risk assessment is exposure, which involves the contact of the individual with pollutants. The most complete methodology was presented by the United States Environmental Protection Agency (USEPA), which has been dealing with this issue for many years and is constantly improving it, and integrates the most recent data from the world's agencies. The author's recommendation is that the adoption of laws related to the assessment of health risks

* e-mail: dragan.cakmak@ibiss.bg.ac.rs

of PTEs from soil to humans should be harmonized with the norms defined by the USEPA, which would significantly improve existing health system and quality of life.

Keywords: potentially toxic elements (PTEs), human health risk assessments, USEPA, global and national legislation

1. Увод

Опште је прихваћена чињеница да је земљиште, као компонента животне средине, највише изложено потенцијално токсичним елементима (ПТЕ, енг. PTEs) (Marchand, et al., 2011; Pavlović, et al., 2017c; Varol, et al., 2020). Управо горњи, површински слој земљишта садржи највише концентрације ПТЕ, с обзиром да органски хоризонти имају већи афинитет и способност да вежу ПТЕ (Acosta, et al., 2015; Pavlović, et al., 2018). Појава ПТЕ у земљишту се везује како за геолошке процесе, тако и за антропогени утицај (Antoniadis, et al., 2019; Čakmak, et al., 2018; Liu, et al., 2018; Pavlović, et al., 2019; Rinklebe, et al., 2019). Ипак, у поређењу са природним изворима, антропогени прилив ПТЕ представља главни узрок акумулације ПТЕ у земљишу (Dong, et al., 2018; Ni, et al., 2018; Varol, et al., 2020), а последица је емисија из саобраћаја, индустрије, рударства (Pavlović, et al., 2017a, b), као и пољопривредних активности (употреба пестицида и ђубрива) и одлагање отпада (Antoniadis, et al., 2019; Čakmak, et al., 2018; Dong, et al., 2018; Ni, et al., 2018).

Због своје изразите токсичности, перзистентности и високог биоакумулационог потенцијала, повећан садржај ПТЕ у земљишту представља озбиљну претњу по здравље људи и животне средине (Čakmak, et al., 2020; Jia, et al., 2018; Pavlović, et al., 2018). Међутим у поређењу са бројним истраживањима која се баве проценом еколошких ризика ПТЕ у земљишту на животну средину, истраживања која се тичу процене њиховог утицаја на здравље људи су значајно оскуднија (Antoniadis, et al., 2019; Cakmak, et al., 2018; Čakmak, et al., 2018; Jia, et al., 2018). Многи истраживачи, здравствене организације и организације за заштиту животне средине на националном и светском нивоу су дефинисали дефицитне, есенцијалне, оптималне и критичне вредности изложености у односу на људе, али и на животну средину. Управо због тога дефиниција, објашњење и вредности критичних ниова изложености могу значајно да варирају како између земаља, тако и између регулаторних организација (Antoniadis et al., 2019). Процена ризика на здравље људске популације која се заснива на критичним нивоима изложености се значајно усложњава када се додатни фактори узму у обзир, попут врсте ПТЕ, њихове биодоступности, природе индивидуе, услова животне средине, као и пута изложености од извора до човека, али и дефинисаних законских регулатива. Због свега наведеног, постоји изразита потреба за смањењем законских разлика услед глобализације пољопривредних производа, пре свега хране, биљака и крмног биља. Од суштинске је важности да се обезбеди одговор на питање - Које су то критичне граничне вредности које су у потпуности применљиве под одређеним условима за живе организме (Antoniadis, et

al., 2019). Упркос значајном напретку у овој области, употреба критичних концентрација изложености људи ПТЕ није у потпуности разјашњена, због чега је изузетно практично упоредити ове вредности између различитих земаља и организација. Такође је пресудно да се назначе потенцијални здравствени ризици који се везују за граничне вредности ПТЕ (Antoniadis, et al., 2019).

Изложеност ПТЕ људској популацији се везује за три начина - инхалацијом честица земљишта из ваздуха, дермалном апсорпцијом и ингестијом. За ресопрцију ПТЕ из ваздуха најзначајнији унос је преко респираторног тракта, где се инхалацијом уносе у облику аеросола или паре. Дермална апсорпција се одвија преласком ПТЕ из ваздуха на кожу, преко епидермиса, кроз лојне жлезде или преко фоликула корена длаке. Ингестијом се ПТЕ уносе преко контаминиране хране, где доспевају у дигестивни тракт, а потом се депонују у појединим органима (јетри или панкреасу) (Jovanović, 2012). ПТЕ се најчешће депонују у тзв циљаним органима попут костију, бубрега, мозга или јетре.

Претходна истраживања су доказала да прекомерно уношење ПТЕ из земљишта може да резултује бројним болестима (Uversky, et al., 2001). Примера ради, хронично излагање људског организма арсен може да доведе до дермалних лезија, карцинома коже, периферне неуропатије, као и периферне болести крвних судова (Smith, et al., 2006). У природи постоји као As(III) и As(V) у земљиштима и воденом окружењу, при чему је As(III) покретљивији и токсичнији од As(V) (Niazi, et al., 2018). Људи могу могу бити изложени ниским концентрацијама As путем конзумације подземних вода, с обзиром да се због процеса растварања минерала овај елемент природно налази у њима (Crnković, et al., 2020). Хронична ингестија Cd може имати штетне последице које могу довести до пролиферативне лезије простате, до повећане екскреције Ca и фрактуре костију, али и развоја пулмонарног аденокарцинома или карцинома плућа (Lin, et al., 2013). Системско излагање Cd такође може утицати на промену активности бројних ензима. Ресорбовани Cd се транспортује путем крви везан за протеине и еритроците, а депонује се у бубрезима, јетри и панкреасу због чега је његова екскреција веома спора (Jovanović, 2012). Елемент који такође има токсична дејства је хром који се у природи налази у облику тровалентног Cr(III) и хексавалентног Cr(VI) (Pavlović, et al., 2018; Shahid, et al., 2017). Хексавалентни Cr је токсин чије се порекло директно везује за антропогену активност и који снажно реагује са ДНК. Управо редукција Cr(VI) до Cr(III) било у цитоплазми, нуклеусу или крви доводи до формирања слободних радикала, који се потом везују за ДНК (Saha, et al., 2011). У људски организам Cr улази инхалацијом до плућа, гастроинтестиналним трактом и у мањој мери, преко коже. Уколико се унесе у организам дермалним путем или инхалацијом може да доведе до карцинома плућа, назалне иритације и улцера, хиперсензитивне реакције и контантног дерматитиса (Shrivastava, et al., 2002). Хронична изложеност Pb може да доведе до хиперактивности, психозе, менталне ретардације, али и парализе. Повећано присуство се у неким случајевима доводи у везу

са хипертензијом, срчаним аритмијама, малигним променама у систему органа за варење, дисање и екскрецију, као и имуном и ендокрином систему (Counis, 1998; Nieboer, et al., 2013). Када је реч о Hg, она има тенденцију да се метилише, чиме повећава своју мобилност у поређењу са катјонским обликом (Hg^{2+}) (Beckers and Rinklebe, 2017; Frohne, et al., 2012; Wang, et al., 2012). Додатни начин уласка Hg у организам је преко гасовитих емисија из земљишта у биљку и атмосферу (Beckers and Rinklebe, 2017; Böhme, et al., 2005; During, et al., 2009;). Елементарна и метил жива су токсичне за централни и периферни нервни систем, а инхалација испарења има изразито негативан утицај на нервни, дигестивни и имуни систем, плућа и бубреге, и може довести до смртног исхода. Неорганске соли Hg могу бити нагризајуће за кожу, очи, гастроинтестинални тракт и могу довести до отказивања бубрега (WHO, 2017).

Токсично дејство ПТЕ лежи у чињеници да утичу на формирање слободних радикала и реактивних кисеоничних деривата у организму што узрокује оксидативни стрес и доводи до липидне пероксидације мембране, чиме се нарушава њена функционалност и селективност при транспорту материја. Као крајња последица долази до оштећења ћелија, функције ензима и генетичког материјала (David, 2001).

Имајући све наведено у виду, ризик по људско здравље директним излагањем ПТЕ из земљишта се не сме занемарити. Зато је неопходно извршити процену ризика како на животну средину, тако и изложеност људи ПТЕ где год је то могуће, како би се утврили њихови негативни ефекти у земљишту и заштитило здравље људске популације (Čakmak, et al., 2020; Jia, et al., 2018).

2. Преглед законских оквира у регулисању здравствених ризика

Доношење закона који се односе на процену здравствених ризика би требало да буде усклађено са нормама које су дефинисане од стране Америчке агенције за заштиту животне средине, с обзиром на чињеницу да ова агенција обједињује податке најактуелнијих светских агенција које се баве овом проблематиком (IRIS- Integrated Risk Information System, ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Cal EPA - California Environmental Protection Agency; USEPA, 2020d). Примера ради, поједине земље су дефинисале регулативе у зависности од начина коришћења земљишта (индустријска, рекреативна и пољопривредна), док друге своје законске регулативе заснивају на карактеристикама земљишта (pH, гранулометријски састав, садржај органске материје), односно на особинама које највише утичу на приступачност појединих елемента у земљишту. Недостатак у законским регулативама представља неусаглашеност терминологије, посебно у случају категоризације ризика по здравље људи. Тако различити термини означавају различите вредности за најниже и највише нивое потенцијалног ризика (precautionary value (PV), trigger value (TV), screening value (SV), action value (AV), intervention value (IV), guideline value (GV) и critical value (CV).

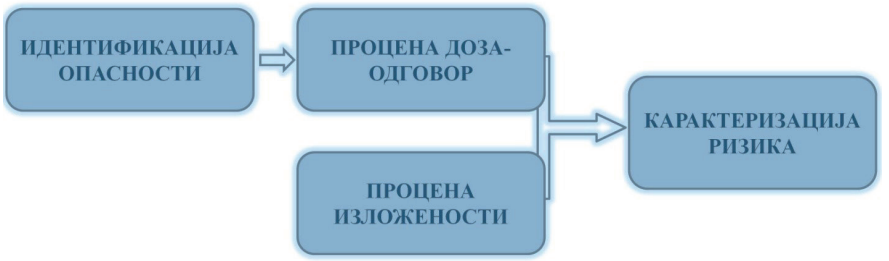
У републици Србији је такође изражен овај проблем где у оквиру различитих регулатива постоје терминолошке неусаглашености и то посебно у регулативама које се односе на начине коришћења земљишта. Примера ради 1994. године је донет правилник којим су дефинисане максимално дозвољене концентрације потенцијално токсичних елемената у пољопривредним земљиштима (SGRS, 1994). Вредности установљене овим правилником се пре свега односе на садржај ПТЕ које биљне врсте потенцијало усвајају у већим количинама, а кроз ланац исхране могу имати утицај на здравље људи и животиња. За разлику од Србије, бројне Европске (Аустрија, Француска, Уједињено Краљевство, Пољска, Чешка и Немачка), али и светске земље (Кореа, Канада, Аустралија, Мексико и Јужна Африка) су на основу својих МДК вредности и USEPA модела дефинисале вредности здравствених ризика (HQ-Health risk), Antoniadis, et al., (2019). Друга законска регулатива којом је прописан садржај ПТЕ у земљишту је Уредба о програму систематског праћења квалитета земљишта, индикаторима за оцену ризика од деградације земљишта и методологији за израду ремедијационих програма из 2010. године (SGRS, 2010). У оквиру уредбе представљене су две вредности, гранична вредност која представља садржај ПТЕ у земљишту који су у нивоу природног фона за земљишта Србије као и ремедициона вредност која представља вредност у земљишту при којој је неопходно урадити ремедијацију земљишта (Поглавље 13). У оквиру ове уредбе граничне и ремедијационе вредности нису сталне већ оквирне, а праве вредности за поједине ПТЕ се израчунавају на основу гранулометријског састава и садржаја хумуса с обзиром да те две особине значајно утичу на приступачност појединих ПТЕ. Доношење Уредбе о граничним вредностима загађујућих, штетних и опасних материја у земљишту (SGRS, 2019), за циљ је имало превазилажење мањкавости претходних закона, међутим ова уредба је обухватила само Уредбу из 2010. године што је чини некомплетном јер не узима у обзир разлике у садржају ПТЕ у зависности од начина коришћења земљишта. Вредности дефинисане овом Уредбом би било могуће применити тек након што се претходно утврди природни фон за испитивана земљишта, а на основу којих би се касније утврдиле граничне вредности. Овако модификован закон са јасно дефинисаним граничним вредностима би представљао добру основу за њихову интеграцију у USEPA модел што би за резултат имало добијање реалних вредности у процени здравственог ризика. Сличан приступ су применила Данска, Чешка и Немачка које су на основу својих граничних и ремедијационих вредности и USEPA модела дефинисале вредности здравствених ризика (HQ-Health risk), Antoniadis, et al., (2019). Поред дефинисања вредности HQ, било би пожељно да се помоћу одговарајућих модела (Cakmak, et al., 2013) одреде и МДК за најостељивије и најважније пољопривредне културе.

Немогућност и недовољна сагледаност проблематике постојања и примене процене ризика по људско здравље је узроковало недостатак законских регулатива у овој области. Основни проблем је бирократизовање проблема од стра-

не државе, уско стручна интересовања и слаба обавештеност и неупућеност јавности (Bakrač, 2017). Доношење закона о утицају ПТЕ на здравље људи би унапредио постојећи здравствени систем и унапредио квалитет живота.

3. Теорије и једначине

Када говоримо о утицајима који ПТЕ из земљишта могу имати на здравље људи пре свега је потребно дефинисати појам здравственог ризика. Здравствени ризик подразумева вероватноћу појаве нежељених ефеката по здравље људи, који су у одређеном временском интервалу изложени деловању загађујућих материја из воде, ваздуха и/или земљишта (Bakrač, 2017). Приликом процене ризика по људско здравље неопходно је поштовати одређен редослед активности (Слика 1), односно прво идентификовати загађујућу супстанцу (агенс) за коју је процењено да може довести до појаве нежељених здравствених ефеката, а потом утврдити дозе при којим се ови ефекти испољавају. Треба имати у виду да важе различити приступи када се разматрају агенси са канцерогеним у односу на оне са неканцерогеним дејством. Трећи корак у процени здравственог ризика јесте процена изложености што подразумева излагање и контакт индивидуе загађујућим материјама и она је у функцији њихових концентрација и времена деловања. При процени изложености мора се водити рачуна о њеној дужини трајања, путевима изложености, карактеристикама и величином експониране популације (радници, становници, осетљиве групе становништва) и др. (USEPA, 1989; USEPA, 2021). Након што се идентификују загађујуће супстанце и њихове дозе, као и степен изложености следи утврђивање и карактеризација ризика. Овај корак обухвата одређивање учесталости излагања и озбиљности негативних ефеката који могу да наступе код биљака, животиња и људи, а затим следи одређивање обима и вероватноће (квантификација) појављивања негативних ефеката (Marinković, 2019). Ефекти загађујућих материја на здраве људе су различити и зависе од врсте загађења, дужине и степена излагања, индивидуалне осетљивости организма, док њихова интеракција са људским телом зависи од физичко-хемијских особина загађујуће материје као и од анатомских и физиолошких карактеристика изложене индивидуе. Процена се може вршити директно, праћењем параметара од интереса на изабраном субјекту и/или индиректно употребом одговарајућих методологија. Методологија подразумева примену различитих математичких модела који су распрострањени и опште прихваћени, посебно у развијеним земљама запада у виду добро организованог приступа и сталног унапређивања. Лидер у тој области јесте Агенција за заштиту животне средине САД (USEPA – United States Environment Protection Agency) која се већ дужи низ година бави овом проблематиком и константно је усавршава. Имајући то у виду, овде ће бити представљене методологија које представљају најновију препоруку Агенције за заштиту животне средине САД и које узимају у обзир све факторе који су битни за правилну процену ризика (USEPA, 2020a; USEPA, 2020b).



Слика 1. Шематски риказ процене ризика по здравље људи (извор: USEPA, 2021)

3.1. Процена неканцерогеног утицаја потенцијално токсичних елемената у релацији земљиште-човек

Квантитативна процена неканцерогеног ефекта ПТЕ из земљишта на здравље људи може се добити израчунавањем коефицијента опасности (hazard quotients - HQs) (Čakmak, et al., 2020; Jadoon, et al., 2020; Varol, et al., 2020). Процена се може вршити за сваки потенцијално токсични елемент посебно узимајући у обзир три основна пута њиховог уноса у организам - ингестија, дермална апсорпција и инхалација (Baltas, et al., 2020; Čakmak, et al., 2020).

$$HQing = \frac{C*IRS*RBA*EF*ED}{BW*AT*RfDo}10^{-6} \quad (1)$$

$$HQder = \frac{C*SA*AF*ABSd*EF*ED}{BW*AT*RfDo*GIABS}10^{-6} \quad (2)$$

$$HQinh = \frac{C*EF*ED}{AT*RfC*PEF} \quad (3)$$

где је: C – утврђена концентрација одређеног ПТЕ у земљишту (mg kg^{-1}), а остали параметри се користе према методологији датој у Табели 1.

Индекс опасности (Hazard index - HI) се користи за процену укупног неканцерогеног ризика за три пута излагања на основу следеће формуле:

$$HI = HQing + HQder + HQinh \quad (4)$$

Процене здравственог ризика од формирања неканцерогених болести се врше у односу на вредност HQ i HI и то тако што се негативни ефекти по здравље не очекују уколико су њихове вредности мање од 1, а са порастом њихових вредности расте и могућност појаве негативних неканцерогених ефеката (Baltas, 2020; Varol, et al., 2020; USEPA, 1989).

3.2. Процена канцерогеног утицаја потенцијално токсичних елемената у релацији земљиште-човек

На основу препорука USEPA (2020b) канцерогени ризик (CR) је јединствен за децу и одрасле и израчунава се на основу следећих формула:

$$CRing = \frac{C*IFS*RBA*CSFo}{AT}10^{-6} \quad (5)$$

$$IFS = \frac{EF*EDa*IRSa}{BWadult} + \frac{EF*EDc*IRSc}{BWchildren} \quad (6)$$

$$CRder = \frac{C*DFS*ABSd*CSFo}{AT*GIABS} 10^{-6} \quad (7)$$

$$DFS = \frac{EF*EDa*SAa*AFa}{BWadult} + \frac{EF*EDc*SAc*AFc}{BWchildren} \quad (8)$$

$$CRinh = \frac{C*EF*ED*IUR*1000}{AT*PEF} \quad (9)$$

где је: CRing - представља вредност канцерогеног ризика гутањем, CRder - представља вредност канцерогеног ризика контактом преко коже, CRinh - представља вредност канцерогеног ризика удисањем, а остали параметри се користе према методологији датој у Табели 1.

Укупан канцерогени ризик (TCR) представља суму канцерогених ризика за сваки од три пута излагања и израчунава се на основу следеће једначине:

$$TCR = CRing + CRder + CRinh \quad (10)$$

Процене здравственог ризика од формирања канцерогених болести се врши у односу на вредност CR і TCR и то тако што се неприхватљивим сматрају вредности веће од 10^{-4}, док се прихватљивим сматрају вредности у распону од 10^{-4} до 10^{-6} (Baltas, et al., 2020; Hu, et al., 2020; USEPA, 2001). На пример, ако CR има вредност 10^{-6} то значи да услед изложености одређеним потенцијално токсичним елементом постоји вероватноћа да ће од канцера оболети један од милион изложених особа.

Опис и вредности свих промењивих које фигуришу у горе наведеним једначинама су дате у Табелама 1 и 2, а израчунавање HQ, HI и CR је најбоље извршити помоћу USEPA RSL калкулатора (USEPA, 2020c).

Табела 1. Опис и вредности свих промењивих које се користе за процену здравственог ризика услед деловања потенцијално токсичних елемената из земљишта на здравље људи

Симбол	Параметри (јединице)	Јединице	Вредности	Извор
C	Концентрација ПТЕ (PTE concentration)	mg kg^{-1}		Специфично за локацију
IRS_{res-c}	Степен уноса земљишта оралним путем, деца (Soil Ingestion Rate, child)	mg dan^{-1}	200	USEPA, 2020a
IRS_{res-a}	Степен уноса земљишта оралним путем, одрасли (Soil Ingestion Rate, Adult	mg dan^{-1}	100	USEPA, 2020a
RBA	Релативни фактор биодоступности (Relative bioavailability factor)	bezdimenziona veličina	As: 0.6 Сви остали: 1	USEPA, 2020a
EF_{res}	Фреквенција изложености, деца и одрасли (Exposure Frequency Child, Adult,	dani $godina^{-1}$	350	USEPA, 2020a
ED_{res-c}	Трајање изложености, деца (Exposure Duration, child)	godine	6	USEPA, 2020a
ED_{res-a}	Трајање изложености, одрасли (Exposure Duration, adult)	godine	20	ED_{res} (26 years)-ED_{res-c} (6 years) USEPA, 2020a
BW_{res-c}	Телесна маса, деца (Body Weight, child)	kg	15	USEPA, 2020a
BW_{res-a}	Телесна маса, одрасли (Body Weight, adult)	kg	80	USEPA, 2020a
AT_{res-c}	Средње време изложености, deca (Averaging time, child)	dani	365 x ED_{res-c}: 2190	USEPA, 2020a
AT_{res-a}	Средње време изложености, одрасли (Averaging time, adult)	dani	365 x ED_{res}: 7300	USEPA, 2020a
RfD_o	Хронична орална референтна доза (Chronic Oral Reference Dose)	(mg kg^{-1} dan^{-1})	Специфично за загађујућу материју	Табела 2
SA_{res-c}	Површина коже у контакту са земљиштем, деца (surface area soil, child)	cm^2 day^{-1}	2373	USEPA, 2020a
SA_{res-a}	Површина коже у контакту са земљиштем, одрасли (Surface area soil, adult)	cm^2day^{-1}	6032	USEPA, 2020a
AFa	Дермални апсорпциони фактор, одрасли (Skin adherence factor,adult)	mg cm^{-2}	0,07	USEPA, 2020a
AFc	Дермални апсорпциони фактор, деца (Skin adherence factor, child)	mg cm^{-2}	0,2	USEPA, 2020a

Симбол	Параметри (јединице)	Јединице	Вредности	Извор
ABSd	Удео ПТЕ апсорбованог из земљишта преко коже (Fraction of contaminant absorbed dermally from soil)	bezdimenziona veličina	Специфично за загађујућу материју	Табела 2
GIABS	Удео ПТЕ апсорбованог у гастроинтестиналном тракту (Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract) Напомена: ако је GIABS > 50 %, тада се за израчунавање вредности дермалне токсичности вредност подешава на 100 % за. (Note: if the GIABS is >50% then it is set to 100% for the calculation of dermal toxicity values)	bezdimenziona veličina	Специфично за загађујућу материју Неорганске: 1,0 VOC: 1,0 SVOC: 1,0	Табела 2
RfC	Референтна доза хроничног удисања одређеног ПТЕ (Chronic Inhalation Reference Concentration)	mg m^{-3}	Специфично за загађујућу материју	Табела 2
PEF	Фактор емисије честица (Particulate Emission Factor)	m^3 kg^{-1}	1,36 x 10^9 (специфично за локацију)	USEPA, 2020a
$IFS_{res-adj}$	Степен уноса земљишта оралним путем, прилагођен старости (Soil Ingestion Rate, Age-adjusted)	mg kg^{-1}	Израчунато користећи једначину фактора уноса прилагођену старости 36750 (Calculated using the age adjusted intake factors equation 36750	USEPA, 2020a
$DFS_{res-adj}$	Унос земљишта путем коже, прилагођен старости (Soil dermal contact factor, age-adjusted)	$mgkg^{-1}$	Израчунато користећи једначину фактора уноса прилагођену старости 103390 (Calculated using the age adjusted intake factors equation 103390)	USEPA, 2020a
CSFo	Орални слоп фактор (Oral Slope Factor)	$(mg\ kg^{-1}day^{-1})^{-1}$		Табела 2
IUR	Јединица ризика за хронично удисање (Inhalation Unit Risk)	$(\mu gm^{-3})^{-1}$	Специфично за загађујућу материју	Табела 2
LT	Животни век (Life time)	godine	76	Специфично за локацију
AT	Средње време изложености (Averaging time)	dani	365*LT=27740 (Канцерогена)	Специфично за локацију

*Вредности приказане у табели се односе на становнике (resident) као експонирану групу

Табела 2. Вредности RBA (relative bioavailability factor), RfDo (oral reference dose), ABSd (dermal absorption fraction), GIABS (gastrointestinal absorption), RfC (inhalation reference concentration), CSFo (oral slope factor) и IUR (inhalation unit risk) за сваки ПТЕ

ПТЕ	RBA	RfDo	ABSd	GIABS	RfC	CSFo	IUR	Извор
Co	1	0,0003	0,001	1	0,000006	/	0,009	USEPA, 2020b
Cr (VI)	1	0,003	0,001	0,025	0,0001	0,5	0,0840	
Cu	1	0,04	0,001	1	/	/	/	
Fe	1	0,7	0,001	1	/	/	/	
Mn	1	0,024	0,001	0,04	0,000050	/	/	
Ni	1	0,02	0,001	0,04	0,000090	/	0,0003	
Pb	1	/	0,001	1	/	/	/	
Sr	1	0,6	0,001	1	/	/	/	
Zn	1	0,3	0,001	1	/	/	/	

4. Различите вредности константи у израчунавању здравствених ризика - примери

Модели који се користе за процену ризика по здравље људи су комплексни и често долази до неусаглашености у литератури. Суштински ови обрасци се заснивају на истим принципима, али се посебна пажња мора обратити на вредности промењивих које фигуришу у једначинама и на јединице у којима се изражавају, односно оне морају бити усклађене са специфичностима изложене групе. У табелама које следе приказани су различити литературни подаци из којих се могу видети неке од најчешћих неусаглашености када су у питању вредности промењивих. Главни извор представљају подаци објављени од стране Antoniadis, et al., (2019), а који су допуњени подацима најновијих истраживања. Из табела је могуће уочити да параметри који најчешће варирају су: EF, ED, BW, SA и др. до којих долази услед различитих поставки истраживања, а зависе од специфичности истраживаног локалитета (паркови, пољопривредне површине), животне доби испитиване групе (деца, одрасли), телесне масе (начин исхране), времена изложености (повремена, стална) и др.

Табела 3. Вредности промењивих које се користе за процену ризика на здравље одраслих

IngR	InhR	EF	ED	BW	SA	SAF (AF)	ABS	Извор
100	20	350	30	70	5700	0,07	As:0,03 Svi ostali: 0,001	Antoniadis, et al., 2019
100	20	350	24	70	1530	0,07	0,001	Baltas, et al., 2020
450	/	365	42	60	/	/	/	Briki, et al., 2017
64	/	365	70	/	/	/	/	Chen, et al., 2018
100	20	350	30	70,8	5700	0,07	As:0,03 Svi ostali: 0,001	Čakmak, et al., 2020
100	/	350	24	70	5700	0,2	0,01	Fan and Wang, 2017
100	/	350	24	57,5	5700	0,07	As:0,03 Svi ostali: 0,001	Giri and Singh, 2017
100	20	180	24	70	5700	0,07	As:0,03 Svi ostali: 0,001	Han, et al., 2017
50	/	250	24	80	4350	0,07	As:0,03 Svi ostali: 0,001	Hu, et al., 2020
100	20	350	30	70		0,07	[a]	Jadoon, et al., 2020
20	16	350	24	63	5700	/	0,001	Jiang, et al., 2017
100	20	180	24	61,5	5700	0,07	0,001	Li, et al., 2017
50	12.1	350	30	58,8	2015	0,07	0,13	Swati, et al., 2017
100	/	350	30	70	5700	0,07	As:0,03 Svi ostali: 0,001	Timofeev, et al., 2019
/	20	350	26	60	/	0,2	/	Wu, et al., 2018.
100	20	350	30	56	500	10	As:0,03 Svi ostali: 0,001	Wu, et al., 2017

[a]0,02 (Zn); 0,1 (Cd); 0,006 (Pb); 0,1 (Cu); 2.0 E-06; 0,001(Co, Fe, Mn); 0,35 (Ni).

Табела 4. Вредности промењивих које се користе за процену ризика на здравље деце

IngR	InhR	EF	ED	BW	SA	SAF (AF)	ABS	Izvor
200	/	350	6	15	2800	0,2	As:0,03 Svi ostali 0,001	Antoniadis, et al., 2019
200	7,65	350	6	15	860	0,2	0,001	Baltas, et al., 2020
104	/	365	6	/	/	/	/	Chen, et al., 2018
200	7,63	350	6	16 [б]42,4 [ц]	2800	0,2	As:0,03 Svi ostali 0,001	Čakmak, et al., 2020
200	/	350	6	16	2800	0,07	0,01	Fan and Wang, 2017
200	/	350	6	15	2800	0,2	As:0,03 Svi ostali: 0,001	Giri and Singh, 2017
200	7,6	180	6	15	2800	0,2	As:0,03 Svi ostali 0,001	Han, et al., 2017
50	/	250	6	24,5	1600	0,07	As:0,03 Svi ostali 0,001	Hu, et al., 2020
200	7,6	350	6	32,6	2800	0,2	[a]	Jadoon, et al., 2020
50	7,6	350	6	29	2800	/	0,001	Jiang, et al., 2017
200	7,6	180	6	15	2800	0,2	0,001	Li, et al., 2017
100	7,5	350	6	16,8	1075	0,2	0,13	Swati, et al., 2017
200		350	6	15	2800	0,2	As:0,03 Svi ostali: 0,001	Timofeev, et al., 2019
/	7,6	350	6	15	/	0,2	/	Wu, et al., 2018.
200	5	350	6	15	1800	/	As:0,03 Svi ostali: 0,001	Wu, et al., 2017

[a] 0,02 (Zn); 0,1 (Cd); 0,006 (Pb); 0,1 (Cu); 2.0 E-06; 0,001(Co, Fe, Mn); 0,35 (Ni).
[б] Просечна телесна маса деце предшколског узраста
[ц] Просечна телесна маса деце школског узраста

Табела 5. Упоредни приказ вредности RfDo (oral reference dose), RfC (inhalation reference concentration), CSFo (oral slope factor) i IUR (inhalation unit risk) за сваки ПТЕ

	As	Cd	Cr (III)	Cr (VI)	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Izvor
RfDo	0,3	1	1500	/	40	0,16	20	3,5	300	Antoniadis, et al., 2019
RfDo	0,3	0,5	1500	3	1300	0,3	20	/	300	Bouwes and Hassur, 1997
RfDo	0,3	1	/	3	40	/	20	3,5	300	Jiang, et al., 2017
RfDo	0,3	1	0,0286	/	40	0,0857	20,6	3,52	300	Wu, et al., 2017
RfC	15×10^{-6}	10×10^{-6}	/	/	/	10×10^{-6}	10×10^{-6}	/	/	Antoniadis, et al., 2019
RfC	/	/	/	/	/	0,3	/	/	/	Bouwes and Hassur, 1997
RfC	0,015	0,01	/	0,1	/	0,3	0,09	/	/	RAIS, 2018
CSFo	1,5	/	/	/	/	/	/	$8,5 \times 10^{-3}$	/	Antoniadis, et al., 2019
CSFo	1,5	/	0,5	/	/	/	/	0,0085	/	Jiang, et al., 2017
CSFo	1,5	/	/	/	/	/	0,84	0,0085	/	Ngole-Jeme and Fantke, 2017
IUR	$4,3 \times 10^{-3}$	/	/	/	/	/	/	/	/	Antoniadis, et al., 2019
IUR	$4,3 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-3}$	/	/	/	/	$2,6 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-5}$	/	Čakmak, et al., 2020
IUR	$4,3 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-3}$	/	0,084	/	/	$2,6 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-6}$	/	RAIS, 2018

5. Закључак

Циљ овог поглавља је било дефинисање ризика које ПТЕ из земљишта имају на здравље људи, као и указивање на неопходност усаглашавања како законских норматива, тако и вредности појединачних варијабли које се користе у ову сврху. За правилно имплементацију модела препорученог од стране Агенција за заштиту животне средине САД (USEPA – United States Environment Protection Agency) која је лидер у тој области, неопходно је прецизно дефини-

сање критичних вредности ПТЕ у земљишту водећи рачуна о начину коришћења и специфичностима земљишта Републике Србије. Сложеност и потребе за даљим проучавањем утврђивања и примене процене ризика по људско здравље је узроковало недостатак законских регулатива у овој области. Основни проблем је недовољна информисаност јавности о здравственим ризицима од ПТЕ из земљишта и уско стручна интересовања. Било би пожељно извршити процену ризика како на животну средину, тако и изложеност људи ПТЕ где год је то могуће, како би се утврили њихови негативни ефекти у земљишту и заштитило здравље људске популације. Доношење закона о утицају ПТЕ на здравље људи би значајно утицало на унапређење постојећег здравственог система и квалитета живота.

Литература

1. Acosta, J.A., Gabarron, M., Faz, A., Martinez-Martinez, S., Zornoza, R., Arocena, J.M. (2015): Influence of population density on the concentration and speciation of metals in the soil and street dust from urban areas, Chemosphere, 134:328e337.
2. Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Levizou, E., Shahid, M., Niazi, N.K., Vithanage, M., Ok, Y.S., Bolan, N., Rinklebe, J. (2019): A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment? - A review, Environment International, 127:819-847.
3. Bakrač, S. (2017): Procena rizika po čovekovo zdravlje - stanje i perspektiva u Republici Srbiji, Vojno delo, 1:121-126.
4. Baltas, H., Sirin, M., Gökbayrak, E., Ozcelik, A.E. (2020): A case study on pollution and a human health risk assessment of heavy metals in agricultural soils around Sinop province, Turkey, Chemosphere, 241:125015.
5. Beckers, F., Rinklebe, J. (2017): Cycling of mercury in the environment: sources, fate, and human health implications: a review, Critical Review in Environmental Science and Technology, 47:693–794.
6. Böhme, F., Rinklebe, J., Staerk, H.-J., Wennrich, R., Mothes, S., Neue, H.-U. (2005): A simple field method to determine mercury volatilisation from soils, Environmental Science and Pollution Research, 12:133–135.
7. Bouwes, N.W., Hassur, S.M. (1997): Federal Register of legislation. Standard 1.4.1: Contaminants and natural toxicants. In: Toxics Release Inventory: Relative Risk-Based Environmental Indicators: Interim Toxicity Weighting Summary Document: Economics, Exposure and Technology. Division Office of Pollution Prevention and Toxics U.S. Environmental Protection Agency June 1997. Available at https://www. epa.gov/sites/production/files/2014-03/documents/toxwght97.pdf , Accessed date: 16 September 2018.
8. Briki, M., Zhu, Y., Gao, Y., Shao, M., Ding, H., Ji, H. (2017): Distribution and health risk assessment to heavy metals bear smelting and mining areas of Hezhang, China, Environmental Monitoring and Assessment, 189:458.
9. Čakmak, D., Perović, V., Saljnikov, E., Jaramaz, D., Sikirić, B. (2013): Spatial modeling of ecological areas by fitting the limiting factors for As in the vicinity of mine, Serbia, Environmental Science and Pollution Research, 21(5):3764-3773.
10. Cakmak, D., Perovic, V., Kresovic, M., Jaramaz, D., Mrvic, V., Belanovic Simic, S., Saljnikov, E., Trivan, G. (2018): Spatial distribution of soil pollutants in urban green areas (a case study in Belgrade), Journal of Geochemical Exploration, 188:308–317.

11. Chen, L., Zhou, S., Shi, Y., Wang, C., Li, B., Li, Y., Wu, S. (2018): Heavy metals in food crops, soil, and water in the Lihe River Watershed of the Taihu Region and their potential health risks when ingested, Science of the Total Environment, 615:141–149.
12. Counis, M.F. (1998): L-DNase II, a molecule that links proteases and endonucleases in apoptosis, derives from the ubiquitous serpin leukocyte elastase inhibitor, Molecular and Cellular Biology, 18:3612-3619.
13. Crnković, D. (2020): Multikriterijalno modelovanje teških metala i policikličnih aromatičnih ugljovodonika u rečnim sedimentima Save i Dunava, doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Tehnološko-metalurški fakultet.
14. Čakmak, D., Perović, V., Kresović, M., Pavlović, D., Pavlović, M., Mitrović, M., Pavlović, P. (2020): Sources and health risk assessment of potentially toxic elements in dust at children's playgrounds with artificial surfaces: A case study in Belgrade, Archive of Environmental Contamination and Toxicology, 78:190-205.
15. Čakmak, D., Perović, V., Antić-Mladenović, S., Kresović, M., Saljnikov, E., Mitrović, M., Pavlović, P. (2018): Contamination, risk, and source apportionment of potentially toxic microelements in river sediments and soil after extreme fooding in the Kolubara River catchment in Western Serbia, Journal of Soils and Sediment, 18:1981–1993.
16. David, J.F.(2001): Symptoms toxicity of heavy metals, The Journal of the American Medical Association, 260:1523–1533.
17. Dong, R., Jia, Z., Li, S. (2018): Risk assessment and sources identification of soil heavy metals in a typical county of Chongqing Municipality, Southwest China, Process Safety and Environmental Protection, 113:275e281.
18. During, A., Rinklebe, J., Böhme, F., Wennrich, R., Stärk, H.-J., Mothes, S., Du Laing, G., Schulz, E., Neue, H.-U. (2009): Mercury volatilization from three floodplain soils at the Central Elbe River (Germany), Soil and Sediment Contamination, 18:429–444.
19. Fan, S., Wang, X. (2017): Analysis and assessment of heavy metals pollution in soils around of a Pb and Zn smelter in Baoji City, Northwest China, Human and Ecological Risk Assessment, 23:1099–1120.
20. Frohne, T., Rinklebe, J., Langer, U., Du Laing, G., Mothes, S., Wennrich, R. (2012): Biogeochemical factors affecting mercury methylation rate in two contaminated floodplain soils, Biogeosciences, 9:493–507.
21. Giri, S., Singh, A.K. (2017): Ecological and human health risk assessment of agricultural soils based on heavy metals in mining areas of Singhbhum copper belt, India, Human and Ecological Risk Assessment, 23:1008–2027.
22. Han, X., Lu, X., Qinggelatu, Wu, Y. (2017): Health risks and contamination levels of heavy metals in dusts from parks and squares of an industrial city in semi-arid area of China, International Journal of Environmental Research and Public Health, 14:886.
23. Hu, B., Shao, S., Fu, T., Fu, Z., Zhou, Y., Li, Y., Qi, L., Chen, S., Shi, Z. (2020): Composite assessment of human health risk from potentially toxic elements through multiple exposure routes: A case study in farmland in an important industrial city in East China, Journal of Geochemical Exploration, 210:106443.
24. Jadoon, S., Muhammad, S., Hilal, Z., Ali, M., Khan, S., Khattak, N.U. (2020): Spatial distribution of potentially toxic elements in urban soils of Abbottabad city, (N Pakistan): Evaluation for potential risk, Microchemical Journal, 153:104489.
25. Jia, Z., Li, S., Wang, L. (2018): Assessment of soil heavy metals for eco-environment and human health in a rapidly urbanization area of the upper Yangtze Basin, Scientific Reports, 8:3256.

26. Jiang, Y., Chao, S., Liu, J., Yang, Y., Chen, Y., Zhang, A., Cao, H. (2017): Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township of Jiangsu Province, China, Chemosphere, 168:1658–1668.
27. Jovanović, J. (2012): Praćenje efekata hronične intoksikacije teškim metalima (Cd, Pb, Cu) i protektivne uloge suplemenata S-donor liganada preko aktivnosti endonukleaza i sekundarnog produkta lipidne peroksidacije, doktorska disertacija, Univerzitet u Nišu, Prirodno –matematički fakultet.
28. Li, H.-H., Chen, L.-J., Yu, L., Guo, Z.-B., Shan, C.-Q., Lin, J.-Q., Gu, Y.-G., Yang, Z.-B., Yang, Y.-X., Shao, J.-R., Zhu, X.-M., Cheng, Z. (2017): Pollution characteristics and risk assessment of human exposure to oral bioaccessibility of heavy metals via urban street dusts from different functional areas in Chengdu, China, Science of the Total Environment, 586:1076–1084.
29. Lin, Y.-S., Caffrey, J.L., Lin, J.-W., Bayliss, D., Faramawi, M.F., Bateson, T.F., Sonawane, B. (2013): Increased risk of cancer mortality associated with Cadmium exposures in older Americans with low Zinc intake, Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues, 76:1–15.
30. Liu, G., Wang, J., Liu, X., Liu, X., Li, X., Ren, Y., Wang, J., Dong, L. (2018): Partitioning and geochemical fractions of heavy metals from geogenic and anthropogenic sources in various soil particle size fractions, Geoderma, 312:104–113.
31. Marchand, C., Allenbach, M., Lallier-Verges, E. (2011): Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia), Geoderma, 160:444e456.
32. Marinković, V. (2019): Karakterizacija organohlornih jedinjenja u zemljištu i uličnoj prašini na području grada Novog Sada – profil i procena rizika po zdravlje, doktorska disertacija, Univerzitet u Novom Sadu, Tehnološki fakultet.
33. Ngole-Jeme, V.M., Fantke, P. (2017): Ecological and human health risks associated with abandoned gold mine tailings contaminated soil, PLoS One, 12:e172517.
34. Ni, M., Mao, R., Jia, Z., Dong, R., Li, S. (2018): Heavy metals in soils of Hechuan County in the upper Yangtze (SW China): comparative pollution assessment using multiple indices with high-spatial resolution sampling, Ecotoxicology and Environmental Safety, 148:644e651.
35. Niazi, N.K., Bibi, I., Shahid, M., Ok, Y.S., Burton, E.D., Wang, H., et al. (2018): Arsenic removal by perilla leaf biochar in aqueous solutions and groundwater: An integrated spectroscopic and microscopic examination, Environmental Pollution, 232:31–41.
36. Nieboer, E., Tsuji, L.J.S., Martin, I.D., Liberda, E.N. (2013): Human biomonitoring issues related to lead exposure, Environmental Science-Processes and Impacts**,** 15:1824–1829.
37. Pavlović, D., Pavlović, M., Marković, M., Karadžić, B., Kostić, O., Jarić, S., Mitrović, M., Gržetić, I., Pavlović, P. (2017a): Possibilities of assessing trace metal pollution using *Betula pendula* Roth. leaf and bark – Experience in Serbia, Journal of the Serbian Chemical Society, 82(6):723-737.
38. Pavlović, D., Pavlović, M., Čakmak, D., Kostić, O., Jarić, S., Sakan, S., Đorđević, D., Mitrović, M., Gržetić, I., Pavlović, P. (2018): Fractionation, mobility and contamination assessment of potentially toxic metals in urban soils in four industrial Serbian cities, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 75:335-350.
39. Pavlović, M., Rakić, T., Pavlović, D., Kostić, O., Jarić, S., Mataruga, Z., Pavlović, P., Mitrović, M. (2017b): Seasonal variations of trace element contents in leaves and bark

of horse chestnut (*Aesculus hippocastanum* L.) in urban and industrial regions in Serbia, Archives of Biological Sciences, 69(2):201-214.
40. Pavlović, M., Pavlović, D., Kostić, O., Jarić, S., Čakmak, D., Pavlović, P., Mitrović, M. (2017c): Evaluation of urban contamination with trace elements in city parks in Serbia using pine (*Pinus nigra* Arnold) needles, bark and urban topsoil, International Journal of Environmental Research, 11:625-639.
41. Pavlović, P., Marković, M., Kostić, O., Sakan, S., Djordjević, D., Perović, V., Pavlović, D., Pavlović, M., Čakmak, D., Jarić, S., Paunović, M., Mitrović, M. (2019): Evaluation of potentially toxic element contamination in the riparian zone of the River Sava, Catena, 174:399-412.
42. RAIS (2018): The risk assessment information system. Available at.https://rais.ornl.gov/
43. Rinklebe, J., Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Rosche, O., Altermann, M. (2019): Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany, Environment International, 126:76–88.
44. Saha, R., Nandi, R., Saha, B. (2011): Sources and toxicity of hexavalent chromium, Journal of Coordination Chemistry, 64(10):1782-1806.
45. Shahid, M., Shamshad, S., Rafq, M., Khalid, S., Bibi, I., Niazi, N.K., Dumat, C., Rashid, M.I. (2017): Chromium speciation, bioavailability, uptake, toxicity and detoxifcation in soil-plant system: a review, Chemosphere, 178:513-533.
46. Shrivastava, R., Upreti, R.K., Seth, P.K., Chaturvedi, U.C. (2002): Effects of chromium on the immune system, FEMS Immunology and Medical Microbiology, 34:1-7.
47. SGRS (1994): Pravilnik o dozvoljenim količinama opasnih i štetnih materija u zemljištu i vodi za navodnjavanje i metodama njihovog ispitivanja, Službeni glasnik RS, 23/1994.
48. SGRS (2010): Uredba o programu sistematskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa, Službeni glasnik RS, 88/2010.
49. SGRS (2019): Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih, štetnih i opasnih materija u zemljištu, Službeni glasnik RS, 30/2018; 64/2019.
50. Smith, A.H., Marshall, G., Yuan, Y., Ferreccio, C., Liaw, J., von Ehrenstein, O., Steinmaus, C., Bates, M.N., Selvin, S. (2006): Increased mortality from lung cancer and bronchiectasis in young adults after exposure to arsenic in utero and in early childhood, Environmental Health Perspectives, 114:1293–1296.
51. Swati, Ghosh, P., Thakur, S.I. (2017): An integrated approach to study the risk from landfill soil of Dehli: chemical analyses, in vitro assays and human risk assessment, Ecotoxicology and Environmental Safety, 143:120–128.
52. Timofeev, I., Kosheleva, N., Kasimov, N. (2019): Health risk assessment based on the contents of potentially toxic elements in urban soils of Darkhan, Mongolia, Journal of Environmental Management, 242:279-289.
53. USEPA (1989): Risk assessment guidance for superfund, Volume I: Human health evaluation manual (Part A), Interim Final, Office of Emergency and Remedial Response, EPA/540/1-89/0 02.
54. USEPA (2001): Risk assessment guidance for superfund: volume III-part A, process for conducting probabilistic risk assessment, 20460, Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response. EPA 540-R-02-002.
55. USEPA (2020a): Regional screening levels (RSLs)-user's guide, Accessed date: 2, July 2020. https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide.

56. USEPA (2020b): Regional screening levels (RSLs) - equations, Accessed date: 2, July 2020. https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-equations
57. USEPA (2020c): RSL calculator, Accessed date: 2, July 2020. https://epa-prgs.ornl.gov/cgi-bin/chemicals/csl_search
58. USEPA (2020d): Regional Screening Level (RSL) Resident Soil Table (TR=1E-06, HQ=1) Accessed date: 30, November 2020. https://semspub.epa.gov/work/HQ/400435.pdf
59. USEPA (2021): Human health risk assessment, basic information, Accessed date: 5, February 2020. https://www.epa.gov/risk/human-health-risk-assessment
60. Uversky, V.N., Li, J., Fink, A.L. (2001): Metal-triggered structural transformations, aggregation, and fibrillation of human alpha-synuclein - A possible molecular link between Parkinson's disease and heavy metal exposure, Journal of Biological Chemistry, 276:44284–44296.
61. Varol, M., Sünbül, M.R., Aytop, H., Yılmaz, C.H. (2020): Environmental, ecological and health risks of trace elements, and their sources in soils of Harran Plain, Turkey, Chemosphere, 245:125592.
62. Wang, J.X., Feng, X.B., Anderson, C.W.N., Xing, Y., Shang, L.H. (2012): Remediation of mercury contaminated sites - a review, Journal of Hazardous Materials, 221:1-18.
63. World Health Organization (2017): Mercury and health.
64. Wu, J., Lu, J., Li, L., Min, X., Luo, Y. (2018): Pollution, ecological-health risks, and sources of heavy metals in soil of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau, Chemosphere, 201:234-242.
65. Wu, T., Bi, X., Li, Z., Sun, G., Feng, X., Shang, L., Zhang, H., He, T., Chen, J. (2017): Contaminations, sources and health risks of trace metal(loid)s in street dusts of a small city impacted by artisanal Zn smelting activities, International Journal of Environmental Research and Public Health, 14:961.

Околина језера Палић, фото др Ј. Белоица, 2020.

Слив реке Чемернице, фото др С. Белановић Симић, 2021.

Слив реке Колубаре, фото др Р. Кадовић, 2013.

Слив реке Колубаре, фото др Р. Кадовић, 2013.

IV Процена биолошке деградације земљишта – стање органске материје и биодиверзитет

Снежана Белановић Симић

„Када покушамо да било шта издвојимо посебно, откријемо да је везано за све остало у Универзуму“
John Muir

Биолошка деградација земљишта је дефинисана индикаторима стања органске материје и биодиверзитета земљишта. Како на критичне нивое органског угљеника у земљишту и његове кључне функције велики утицај има начин коришћења, разматрања су усмерена, пре свега на земљишта у агроекосистемима, који се карактеришу великим бројем инпута и аутпута. Значај органске материје у земљишту огледа се у одржавању и/или побољшању својстава земљишта, а садржај органске материје у земљишту представља најзначајнији индикатор како квалитета тако и деградације земљишта. Такође, секвестрација угљеника у земљишту је од великог значаја за смањење атмосферског угљендиоксида, а процене резерви угљеника су од посебног значаја и за ублажавање климатских промена. У Поглављу 15 приказана је методологија за израчунавање резерви органског угљеника у земљишту, а затим разматран значај органске материје у одржавању функција земљишта. Разлагање органске материје и облици у којима се налази значајнији су за потребе пружања екосистемских услуга од укупне количине акумулиране органске материје у земљишту. Лакорастворљиве фракције органске материје представљају мали део од укупних садржаја, а управо ови облици се повезују са продуктивношћу земљишта, па се лабилна органска материја проучава као индикатор деградације земљишта (Поглавље 16). Земљишта у агроекосистемима карактерише нижи садржај органског угљеника и нижи укупни резервоари органског угљеника, а лабилна фракција органске материје знатно брже реагује на промене управљања земљиштем.

Биолошка деградација земљишта односи се и на промене (смањење или уништење) популација микроорганизама који имају значајну еколошку улогу. Антропогене активности у управљању земљиштима агроекосистема утичу на активности земљишних организама и тиме на равнотежу целог земљишног екосистема. Земљишна биота је од великог еколошког значаја, јер је укључена у циклусе кружења енергије и хемијских елемената. Повећање садржаја органске материје у биолошки активној форми у директној је вези са саставом, количином и активношћу земљишне микробиоте (Поглавље 17). Повећања резерви органског угљеника је од суштинског значаја за бројне функције земљишта, што нас доводи до закључка да је важно очувати земљишну биоту у циљу редукције како биолошке, тако и хемијске и физичке деградације земљишта.

Поглавље 15

Резерве и редукција органске материје у земљишту

Аутори:
Др Јовица Васин*,
Др Јордана Нинков,
Др Драгана Видојевић,
Др Станко Милић,
Милорад Живанов, мастер инж.

Садржај:

1. Утицај фактора педогенезе на резерве органске материје у земљишту
2. Резерве органске материје у различитим типовима земљишта (национална / FAO WRB класификација)
3. Одређивање густине органског угљеника у земљишту
4. Узроци смањења резерви ОМ у земљишту
5. Мере побољшања резерви органске материје у земљишту
Литература

Reserves and reduction of organic matter in the soil

Abstract – Besides parent material, relief, time and anthropogenic influence, climate and living organisms are soil-forming factors with the most profound effect on the content of soil organic matter. Humans can contribute to soil quality improvement by humization and other soil management practices (green manuring, adequate crop rotation, sustainable soil cultivation). However, a decline in the humus content is the prevailing effect of human activity on soils. Organic matter reserves in soils of Serbia have been monitored extensively and an approximate 0.38% decline in the humus content in cultivated soils poses a threat to future agricultural production. This negative trend accelerated in the 1990s and in the first decade of the twentieth century, resulting in a 0.5% decline in soil humus content in 2011-2013. The decline in humus content depends on the soil type, and it is most dramatic in chernozem soils for several reasons: reduced organic fertilization (manuring), inadequate tillage (frequency, depth), burning or unplanned removal of crop residues, etc. Soil organic matter decline is not only directly caused by soil management practices, but also by global factors, particularly climate change. To increase the content of humus in soils, the chapter proposes other management practices besides livestock increase, such as the use of organic compost from the food industry and urban organic waste, and subsidies to farmers by the state authorities in the form of green manure, adequate mechanization and equipment for shredding and incorporation of crop residues into soils.

Key words: organic matter, humus, soil classification, degradation, humization

* e-mail: jovica.vasin@nsseme.com

Увод

Упркос четири века истраживања органске материје у земљишту, опште прихваћена, стандардизована дефиниција још увек недостаје (Kleber и Johnson, 2010).

Органска материја у земљишту је, након океана, највећи резервоар угљеника на Земљи (двоструко већи од атмосфере и три пута већи од биотичког угљеника). Тиме представља могућност ублажавања климатских промена изазваних гасовима стаклене баште, од којих је један CO_2. Правилним управљањем земљиштем (првенствено у пољопривредној производњи) могуће је везивање угљеника у органској материји земљишта, чиме би се избегао његов негативан утицај у атмосфери.

Иако органска материја представља само око 5% укупне запремине земљишта (као део чврсте фазе уз минерални део и гасовиту и течну фазу земљишта), она представља њен најактивнији део. Она је од значаја за успостављање оптималне структуре и водног, ваздушног и топлотног режима земљишта (Miljković, 2005).

Губитак органске материје је препознат као деградациони процес и једна од најозбиљнијих претњи земљиштима у свету (Stolte et al., 2015; Pierzynski, 2017), као и код нас (Vasin и сар, 2021), због кључне улоге коју органски материјал има на многе функције земљишта, као што су производња хране и биомаса, складиштење и филтрирање, биолошко станиште и генска база итд.

1. Утицај фактора педогенезе на резерве органске материје у земљишту

Земљиште представља изузетно сложен и динамичан систем, у коме су различита својства међусобно у директној или индиректној зависности.

Тако је, на пример, садржај и квалитет хумуса (највећег дела органске материје у земљишту), као носиоца плодности земљишта, у вези са факторима педогенезе. Органску материју у земљишту чине живи организми (флора и фауна), неразложени органски остаци (мртва тела, или делови тела биљака и животиња) и хумусне материје (Белановић Симић, 2017).

У зависности од времена потребног за разлагање резерви органске материје у земљишту, деле се у три категорије: лабилна (лакоразложива), стабилна и инертна (пасивна) (Strosser, 2010, Lal, 2011). Такође, садржај органске материје за потребе најпознатијег биохемијског модела динамике угљеника (CENTURY модел) дели се у три депоа, у односу на брзину разлагања (Xiao, 2015),и то: брзи (лакоразложив или лабилни, односно активни депо), где је брзина декомпозиције од неколико дана до године дана; затим спори (или стабилни депо), са споријом декомпозицијом од године до декаде; и пасивни (или отпорни/ инертни депо), односи се на део који подлеже декомпозицији деценијама, до вековима или миленијумима. Односи између наведених депоа органске материје варирају, али се процењује да се до 10% налази у активном депоу, 40–

80%, у стабилном депоу и у пасивном 10–50% (Xiao, 2015). У односу на брзину разлагања, органска материја у земљишту, генерално, може се поделити на две фракције: хумусне супстанце и лабилну органску материју (Strosser, 2010, цит. Белановић Симић, 2017). Време разлагања органске материје и облици у којима се налази су вероватно значајнији од количине акумулиране органске материје у земљишту за потребе одржавања екосистема земљишта и пружања екосистемских услуга (Six и Jastrow, 2006).

Табела 2. Фракције органске материје у земљишту (Murphy, 2014)

Органска материја		Састав	Фракције
"Не-жива"	Растворена		Лакоразложива, активан депо
	Честице	стеља	Разложен биљни материјал (низак однос C/N)
		нераспаднута орг. материја	Неразложен биљни материјал
		разложена, неспецифична хумусна једињења	(висок однос C/N)
	Хумус	неспецифична хумусна једињења	Стабилна
		хумусна једињења	
	Инертни	угљенисане честице	Инертна (пасивна)
"Жива"	Фитомаса	корење биљака, стеља	Лакоразложива Активан базен
	Микробна биомаса	бактерије	
	Биомаса гљива	гљиве	

Састав и специфичност хумусних материја за одређене типове земљишта су основа педогенетских истраживања. Хумус представља сложена полимерна једињења, чије су основне компоненте једињења цикличне грађе, која садрже азот, а са којима се повезују алифатична једињења беланчевинасте природе (Јаковљевић и Пантовић, 1987). Специфичне хумусне материје настају процесима хумификације и састоје се од низа високомолекуларних једињења која имају карактер киселина. Захваљујући бројним функционалним групама, хумусне киселине реагују са минералним делом земљишта.

Фактори педогенезе, тј. формирања земљишта (геолошки супстрат, клима, рељеф, органски свет, старост терена и човек) утичу на доминацију неког педогенетског процеса, а тиме и на карактеристике земљишта као сложеног и динамичног система. Од значаја су за постанак земљишта, али од њихових међусобних односа зависи и смер даљег развоја земљишта.

Математички облик фактора педогенезе Z = F (m, k, o, r, t), по коме је земљиште (Z) функција истовременог и заједничког деловања свих фактора (m - матична стена, k – клима, o – органски свет, r – рељеф и t – време).

За садржај хумуса у земљишту је најважнији педогенетски процес акумулације органске материје.

Свакако да су за акумулацију органске материје у земљишту доминантни педогенетски фактори клима и органски свет, али и остали имају значајну улогу.

Клима утиче преко својих елемената: температуре, количине падавина и ветрова. Важно је нагласити да је за формирање земљишта често већи утицај палеоклиматских ефеката у односу на рецентну климу у холоценском периоду.

Садржај органске материје се рапидно смањује са порастом температуре (Miljković, 1996). Ниже просечне температуре карактеристичне за континенталну климу са јаким и дуготрајним зимама и кратким летима, погодују акумулацији органске материје. Узрок појачаној акумулацији је првенствено смањена микробиолошка активност, а тиме и разградња органске материје. Ово је узрок већем садржају хумуса у руском у односу на чернозем са јужних делова Панонског басена (Nejgebauer, 1951).

Биланс између продукције органске материје и њене трансформације у хумус зависи у знатној мери од влажности климе. У ариднијим подручјима је, због мање количине падавина у односу на хумидна, смањена и продукција, а тиме и акумулација органске материје у земљишту. Ово је израженије код земљишта под травном вегетацијом у односу на шумска земљишта. Водна ерозија, поред осталих деградационих ефеката на земљиште, утиче и на смањење садржаја органске материје.

Правац и јачина ветрова, као елемент климе, такође утиче на садржај хумуса у земљишту и то преко интензитета еолске ерозије, тј. површинског одношења и накупљања земљишта ветром.

Подаци са метеоролошких станица указују на значајне промене климе у Србији. Уочени трендови промене климе, на основу осмотрених климатских параметара у периоду од 1961–2017. и 1998–2017, могу испољити бројне негативне утицаје, мада се могу очекивати и неки позитивни утицаји на пољопривреду (Stričević, и сар., 2019). На основу могућих будућих емисија гасова са ефектом стаклене баште, извршена је пројекција климатских индекса до краја века. По два одабрана сценарија, за која се претпоставља да су вероватна за нашу земљу, RCP4.5 и RCP8.5, доћи ће до повећања температуре за најмање од 0,6°C у блиској будућности, до могућих 4,3°C до краја века. Повећана средња годишња температура ће утицати на интензивирање процеса минерализације органске материје у земљишту, а тиме и на опадање њеног садржаја. Овај пад могу ублажити очекивани дуготрајни периоди суше због смањене микробиолошке активности у тим периодима.

Органски свет је такође комплексан педогенетски фактор, а његов се утицај одражава животном активношћу микроорганизама, биљака (фитосфером) и животиња (зоосфером).

Значај микроорганизама је у трансформацији мртве органске материје у земљишту и то у њеној разградњи (минерализацији) и делом у њеној поновној изградњи – синтези хумуса (хумификацији). Уз ово, микроорганизми учествују

и у другим процесима важним за продукцију и акумулацију органске материје у земљишту, нпр. у азотофиксацији, оксидацији и другим процесима.

Макрофлора, тј. више биљке, главни је произвођач органске материје (фитомасе). Типови природне вегетације су зељасто травне заједнице (степске траве, ливадско-травне топогене заједнице, мочварна и халофитна вегетација) и шумске заједнице (листопадне и четинарске шумске врсте). Од типа природне вегетације зависиће и количина и квалитет органске материје у земљишту. Тако је продукција органске масе степских трава (нпр. *Festuca sulcata*, *Agropyron sp.*, *Andropogon ishaemum*, *Stipa pennata* и др.) значајано већа у односу на шумску вегетацију (може износити и до 25 t/ha). Степска и ливадска вегетација нпр. даје органску материју са већим садржајем елемената база (Ca, Mg, K, Na), док нпр. четинарска шумска вегетација и приземна ацидофилна жбунаста вегетација дају киселе органске остатке, сиромашне базама а богате смолама, танином и лигнином, који се споро разлажу и хумификују. Такође, биљке са дубоким кореновим системом утичу на биогену миграцију, тј. на акумулацију органске и хранљивих материја на већу дубину.

Зоосфера (педофауна) утиче активно и пасивно на акумулацију органске материје у земљишту. Пасиван утицај количином мртве органске материје је знатно мањи од утицаја фитосфере. Активан утицај је у разлагању органске материје, њеним механичким ситњењем и аерацијом земљишта. Поготово су у томе активни кишне глисте и ситни глодари – кртице, текунице, мишеви и др.). Штетан утицај на садржај органске материје у земљишту може имати испаша домаћих животиња, поготово неумерена и на нагнутим теренима.

Рељеф условљава прерасподелу материје и енергије (нпр. топлотне) у земљишту. Заравњени рељефни облици свакако погодују акумулацији органске материје, у односу на закошене. Узрок је у бољим условима за продукцију биљне органске материје (равномеран распоред падавина и топлотне енергије), као и у мањем интензитету хидроерозије.

Свакако да **геолошки супстрат (матична стена)** својим физичким, и првенствено хемијским својствима (механички и минералошки састав), утиче на врсту вегетације која ће се на њему развијати, као и на продукцију органске материје.

Време се сматра пасивним педогенетским фактором. Утиче на земљиште тако што су рецентна (скорашња) земљишта плића, са нижим садржајем органске материје и често мање плодности.

Човек може имати утицај на повећање садржаја хумуса применом мелиоративне мере хумизације, али и осталим мерама правилног управљања земљиштем (зеленишно ђубрење, правилан плодоред, умерена обрада земљишта и сл.). На жалост, чешћи случај је утицај човека на смањење садржаја хумуса, о чему ће бити речи у трећем делу овог поглавља. Значај садржаја органске материје (COM) за различите функције земљишта, као и негативни утицаји услед

смањења COM, наведени су у поглављима 2 и 16, тако да ће се у оквиру овог поглавља разматрати утицаји смањења COM у земљиштима под пољопривредним усевима и засадима, и приказати начин за израчунавање резерве органског угљеника.

Утицај човека као педогенетског фактора највише је изражен у последњих сто година. Ово је период интензивне пољопривреде, са развојем пољопривредне технике, хемизацијом (применом комплексних ђубрива и индустријских пестицида), са напретком у генетици и селекцији, дигитализацијом. Утицај на земљиште је вишеструк. Вршено је дубоко орање, а тиме и аерација земљишта, и интензивирање процеса минерализације органске материје у земљишту (Vasin и сар., 2018). Примена минералних комплексних ђубрива је ставила у други план ђубрење органским ђубривима. Селекцијом су повећавани приноси (тиме и изношење хранљивих материја из земљишта), а често је и смањиван удео биљних остатака (корена, стабла, листа) у укупној продукцији биљне материје (на рачун приноса). Све ово је утицало на појачане деградационе процесе у земљишту, од којих је у нашим условима најизразитији опадање садржаја органске материје.

2. Резерве органске материје у различитим типовима земљишта (национална / FAO WRB класификација)

Као што је наведено, фактори педогенезе и њима условљени педогентски процеси довели су до формирања различитих типова земљишта, са различитим садржајем хумуса у њима.

За потребе ове публикације приказани су резултати из два извора: резултати пројекта TP31072 (Vasin и сар., 2011–2019) и резултати докторске дисертације Vidojević (2016).

Пројекат TP31072 је методолошки подразумевао мрежу постављену на територију АП Војводине помоћу ГИС алата. Ова мрежа је поделила подручје проучавања на јединице 4×4 km, од којих свака представља квадрант површине 16 km^2. Укупан број од 1.370 узорака узет је у нарушеном стању цевастом сондом (дубине 0–30 cm) са пољопривредног земљишта. Места узорака су георефернцирана и утврђена им је картографска јединица са Педолошке карте Војводине (Nejgebauer, 1971). Картографске јединице су усклађене са националном класификацијом земљишта (Škorić и сар., 1985) и међународном FAO WRB класификацијом (IUSS Working Group WRB. 2015). Узорци земљишта су анализирани на садржај органске материје оксидацијом земљишта, методом сулфохромне оксидације према ИСО 14235 (1998). Резултати су прикупљени у базу података, статистички обрађени и приказани у табелама 1 и 2.

Табела 1. Садржај хумуса у земљишту класификованом према националној класификацији (Škorić и сар., 1985)

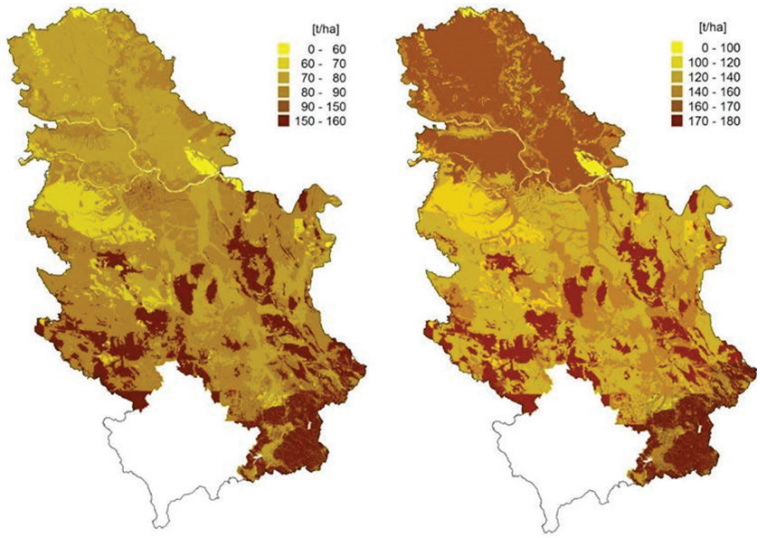
Ред	Класа	Тип земљишта	Учешће узорака (%)	Садржај хумуса (%)	Станд. девијација
аутоморфни	неразвијена	регосол	0,07	6,01	–
		ареносол	1,82	1,95	1,18
		колувијум	0,80	2,49	1,06
	хумусно-акумулативна	рендзина	0,73	2,58	1,62
		чернозем	58,76	3,14	0,8
		смоница	1,68	2,56	0,41
	камбична	еутрични камбисол	1,97	2,91	1,48
		дистрични камбисол	0,15	3,18	0,91
	елувијално-илувијална	лувисол	0,66	3,45	1,84
хидроморфни	псеудоглејна	псеудоглеј	0,36	2,16	0,3
	неразвијена	флувисол	8,03	2,87	1,33
	семиглејна	хумофлувисол	3,50	2,81	0,71
	глејна	хумоглеј	15,26	3,05	0,91
		еуглеј	0,73	3,46	1,65
халоморфни	акутно заслањена	солончак	1,53	2,77	0,76
	солоњец	солоњец	3,94	3,36	1,24
просек				**3,05**	**0,96**

На основу резултата приказаних у Табели 1 може се закључити да, изузимајући типове земљишта (према националној класификацији земљишта) са врло малим учешћем у укупном броју узорака, највећи просечан садржај хумуса имају типови земљишта солоњец (3,36%), чернозем (3,14%) и хумоглеј (3,05%). Солоњец се одликује плитким хумусно акумулативним хоризонтом са високим садржајем хумуса, али често киселог карактера. За типове земљишта чернозем и хумоглеј (ритску црницу) је очекивано да је педогенезом настао висок садржај хумуса. Наиме, литературни подаци (Nejgebauer, 1951) показују да је садржај хумуса половином прошлог века био значајно виши и да је износио преко 4, па и 5%.

Слични резултати су приказани и у Табели 2, где највиши садржај имају референтне групе земљишта солоњец (3,36%), чернозем (3,14%) и глејсол (3,07%).

Табела 2. Садржај хумуса у земљишту класификованом према FAO WRB класификацији

Референта земљишна група (Reference Soil Group - **RSG)**	Учешће узорака (%)	Садржај хумуса (%)	Станд. девијација
антросол (Anthrosol - AT)	0,44	2,14	1,09
лептосол (Leptosol - LP)	0,07	6,01	–
солоњец (Solonetz - SN)	3,94	3,36	1,24
вертисол (Vertisol - VR)	1,68	2,56	0,41
солончак (Solonchak - SC)	1,53	2,77	0,76
глејсол (Gleysol - GL)	15,99	3,07	0,95
планосол (Planosol - PL)	0,95	3,11	1,59
чернозем (Chernozem - CH)	58,76	3,14	0,80
фаеозем (Phaeozem - PH)	3,50	2,81	0,71
калцисол (Calcisol - CL)	0,73	2,58	1,62
лувисол (Luvisol - LV)	0,07	1,46	–
камбисол (Cambisol - CM)	2,12	2,93	1,44
ареносол (Arenosol - AR)	1,39	1,88	1,23
флувисол (Fluvisol - FL)	8,03	2,87	1,33
регосол (Regosol - RG)	0,80	2,49	1,06
просек		**3,05**	**0,96**



Слика 1. Расподела резерви органског угљеника у земљишту према типу земљишта, на дубинама од а) 0-30 cm и б) 0-100 cm (Vidojević и сар., 2017).

Расподела залиха органског угљеника у слоју земљишта 0–30 cm показала је веће вредности у централној Србији, са већим површинама шумских земљишта, у поређењу са покрајином Војводином на северу земље, која се састоји од углавном пољопривредних поља.

Распоред залиха у слоју тла 0–100 cm показао је већи садржај угљеника у Војводини, у поређењу са централном Србијом. У Покрајини Војводини су углавном заступљене референтне групе чернозем и глејсол, које заузимају 76,03% површине Војводине. Ове референтне групе земљишта имају веће залихе органског угљеника у поређењу са најзаступљенијом референтном групом у централној Србији – камбисолом (Vidojević, 2016).

3. Одређивање густине органског угљеника

Земљиште има потенцијал да акумулира огромне резерве угљеника, тако да има једну од главних улога у глобалном балансу угљеника. Прорачуни садржаја угљеника у оквиру терестричних екосистема и промена у акумулацији/везивању угљеника као резултата људских активности, први су корак ка бољој презентацији улоге ових екосистема у односу на промене климе на националном, регионалном и глобалном нивоу. Процена садржаја угљеника у земљиштима на националним нивоима је од посебног значаја за анализу земљишних потенцијала за стратегије ублажавања климатских промена. Прорачуни садржаја угљеника у земљишту и промена садржаја саставни су део инвентара емисија у оквиру сектора LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry, 2003), као део обавезе за транспарентан извештај о емисији гасова са ефектом стаклене баште (GHG) у оквиру Конвенције УН о промени климе (UNFCCC).

Да би се утврдиле резерве органског угљеника у земљишту, потребно је извршити следећа мерења (FAO, 2019):

- квантификација ситне земље (<2 mm) и крупне минералне фракције-скелета (>2 mm)
- вредности запреминске масе или масе фракције ситне земље

Такође, потребно је извршити мерења следећих параметара: садржаја угљеника у земљишту, запреминске масе, дебљине испитиваног слоја земљишта, садржаја грубих фракција и површине парцеле.

Израчунавање укључује следеће кораке (Stolbovoy et al., 2007):

Корак 1: Густина органског угљеника у земљишту (SCD) за место узорковања: $SCD_{site} = \sum_{sloj=1}^{j} (SOC\ content * BulkDensity * Depth * (1\text{-}frag))$

где је,

$SOC_{content}$ = садржај SOC, % масе

BulkDensity = запреминска маса земљишта

Depth = дебљина узоркованог слоја

frag = је запремина крупне минералне фракције-скелета (>2 mm), % масе

SCD_{site} даје просечну вредност за место узорковања, које је изведено из композитног узорка.

Вредности се сумирају до дубине слоја (0–30 cm и 0–100 cm) за који се израчунава (Табела 3).

Табела 3. Пример прорачуна за слој 0–**30 cm**

Параметри	Хоризонт 1	Хоризонт 2
Почетна дубина хоризонта	0	22
Завршна дубина хоризонта	22	52
Дебљина слоја *Depth* (cm)	22–0 = 22	52–22 = 30
Дебљина слоја *Depth* (cm) (до 30 cm)	**22**	30–22 = **8**
Хумус (%)	2,22	0,88
Садржај органског угљеника ($SOC_{content}$) (%) израчунат из хумуса	**1,2877** = 2,22/1,724	**0,5104** = 0,88/1,724
Запреминска маса *Bulk Density* (g·cm^{-3})	**2,53**	**2,59**
Садржај шљунка или грубих фрагмената *frag* (%)	10	20
1 – *frag* (неименовани број)	**0,9** = 1–10/100	**0,8** = 1–20/100
Резерве органског угљеника (SCD_{site}) по слојевима (t·ha^{-1})	64,506 = 22·1,2877· ·2,53·0.9	8,4604 = 8·0,5104· ·2,59·0,8
Резерве органског угљеника (SCD_{site}) за слој 0–30 cm (t·ha^{-1})	**72,9664** = 64,506+ +8,4604	

Корак 2: Израчунавање средње вредности густине органског угљеника у земљишту ($\overline{SCD}_p$) за одређену површину (plot):

$$\overline{SCD}_p = \frac{1}{n}\sum_{site=1}^{n} SCD_{site},$$

где је,

SCD_{site} = густина органског угљеника у земљишту (SCD) за место узорковања

n је број узорака на одређеној површини (plot).

Корак 3: Референтна вредност залиха органског угљеника у земљишту за одређену површину ($SOC_{reference}$):

$$SOC_{reference} = \overline{SCD}_p \cdot A_p$$

где је,

$\overline{SCD}_p$ = средња вредности густине органског угљеника у земљишту за одређену површину (plot)

A_p = површина.

FAO је 2020. године објавио Протокол за мерење, праћење, извештавање и верификацију органског угљеника у пољопривредном земљишту (FAO, 2020). Употреба овог техничког документа није обавезујућа, већ добровољна.

4. Узроци смањења резерви ОМ у земљишту на подручју АП Војводине

Поред праћења осталих својстава земљишта, да би се утврдила динамика садржаја органске материје у земљишту на територији Војводине, од педесетих година прошлог века рађено је доста анализа земљишта у оквиру државних планова за унапређење пољопривреде.

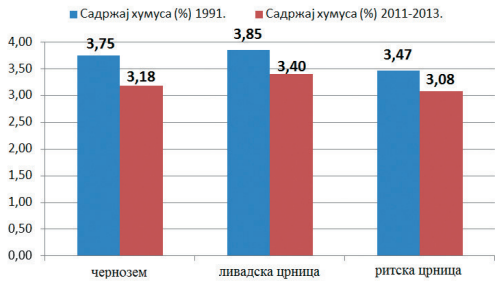
Педесетих и шездесетих година су рађене опсежне анализе у циљу прављења прве педолошке карте Војводине размере 1:50.000. Локације ових истраживања нису георефернциране, али су резултати ипак представљали прилично добру базу за касније упоређења садржаја органске материје.

Почетком деведесетих година, у националном пројекту Министарства науке Републике Србије установљена је територијална мрежа узорака земљишта (удаљености 4 × 4 km, са бројем узорака преко 1.300). На основу резултата ових испитивања је утврђен пад садржаја органске материје у просеку од 0,38% до деведесетих година прошлог века (Bogdanović и сар., 1993).

Поновљено узорковање и анализа земљишта је урађена у новом пројекту Министарства науке Републике Србије у периоду 2011–2013. година, када је уз помоћ ГИС алата (GIS ArcView 10) ова мрежа дефинитивно успостављена, а укупан број узорака земљишта је 1.370.

Од укупне базе података издвојени су узорци који су, према педолошкој карти Војводине (Nejgebauer и сар., 1971), припадали типовима земљишта чернозем, ливадска црница (семиглеј) и ритска црница (хумоглеј). Треба нагласити да према актуелној класификацији земљишта (Škorić и сар., 1985) ливадска црница не постоји као засебан тип земљишта, већ да највећи део површина земљишта који су класификовани као ливадска црница припада чернозему. У овом раду (Графикон 1) (Vasin и сар., 2021) су, међутим, задржани сви типови земљишта које су старије колеге истраживале у пројекту 1991, ради лакшег поређења.

У Графикону 1 су приказане средње вредности садржаја хумуса по испитиваним типовима земљишта.

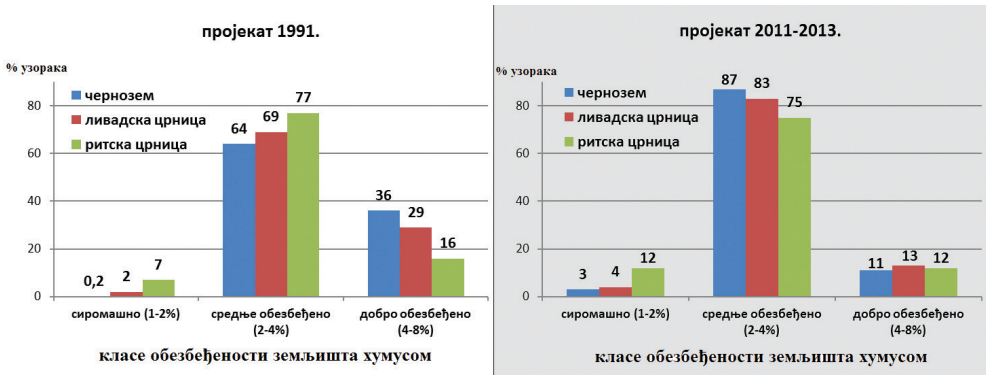


Графикон 1. Средња вредност садржаја хумуса по типовима земљишта у два пројекта, 1991. и 2011–2013. године (Vasin и сар., 2021)

Из приказаних резултата може се закључити да је пад садржаја хумуса у земљишту евидентан у свим типовима земљишта. Посебно је неповољна чињеница да је овај пад најизразитији у типу земљишта чернозем, који је и најзаступљенији у Војводини (преко две трећине површине). Смањење садржаја хумуса код ливадске црнице је блиско смањењу код чернозема. Ово је и било очекивано, јер се ова два типа земљишта (према ранијим класификацијама земљишта) разликују само у дубини оглејавања, тј. утицају подземне воде испод једног метра дубине од површине.

У односу на резултате истраживања из пројекта 1991. године (Bogdanović и сар., 1993), резултати из периода 2011–2013. године показују, у просеку, опадање садржаја хумуса у земљиштима Војводине за 0,5% (Ninkov et al., 2017, Vasin и сар., 2021). Ово указује да је овај деградациони процес убрзан у последње две деценије, јер су истраживачи из претходног пројекта навели опадање садржаја хумуса, у односу на истраживања половином прошлог века, за 0,38% у просеку. Ови резултати су у складу са испитивањима садржаја органске материје у земљиштима у окружењу (Stolbovoy и Montanarella, 2008; Đurđević et al., 2017).

У Графикону 2 је приказано учешће броја узорака земљишта у класама обезбеђености хумусом по типовима земљишта и пројектима у два испитивана периода.



Графикон 2. Упоредни приказ учешће броја узорака према класама обезбеђености хумусом код различитих типова земљишта у два пројекта, 1991. и 2011–2013. године (Vasin и сар., 2021)

На основу резултата из Графикона 2 уочљиво је да су у пројекту из текуће деценије (2011–2013) смањено учешће узорака у класи земљишта добро обезбеђених хумусом код сва три типа земљишта, и то у корист класе средње обезбеђеном хумусом, али чак и класе која је сиромашна у хумусу.

Овакви резултати су последица више фактора. Основни је смањење примене органских ђубрива, првенствено стајњака, у протеклих пола века. У ђубрењу су примат имала минерална, у односу на органска ђубрива. Тиме је нарушен

природни циклус органске материје у земљишту, а последица је њен значај пад садржаја.

Узрок смањења количина расположивог стајњака за ђубрење земљишта је пад броја условних грла (УГ = 500 kg стоке). Према Статистичком годишњаку Републике Србије из 2020. године, а према подацима из 2018. године, у Републици Србији је било 1.933.840 условних грла (УГ) и 3.475.894 ha коришћеног пољопривредног земљишта. Ту спадају окућнице, оранице и баште, ливаде и пашњаци, стални засади и заштићени простори. Из количника ових вредности добија се податак да у Републици Србији има 0,56 условних грла по ha. Сматра се да је оптималан број условних грла за ђубрење једног хектара пољопривредног земљишта два условна грла.

Негативан ефекат на садржај органске материје у земљишту имају и неадекватне мере обраде, тј. појачане аерације, а тиме и убрзане минерализације органске материје.

Паљење биљних остатака након жетве /бербе/, вађења, због недовољно квалитетне механизације и опреме наших пољопривредника, поред осталих штетних последица има и смањење садржаја хумуса. Такође и неадекватно, тј. непланско уклањање биљних остатака за производњу енергије има исту последицу.

Увођење система наводњавања без примене органских ђубрива на делу површина је такође негативно утицало на садржај хумуса у земљишту у протеклом периоду (Kalinitchenko et al., 2011, Mačkić, 2017; Trost et al., 2013; Trost et al., 2014).

5. Мере побољшања резерви органске материје у земљиштима под пољопривредном производњом

Заустављање овог негативног тренда смањења садржаја органске материје у земљиштима под пољопривредном производњом је могуће, пре свега, повећањем сточног фонда, тј. применом органских ђубрива (пре свега стајњака) према правилима добре пољопривредне праксе. При овоме, мора се водити рачуна о правилном начину неговања, тј. очувања квалитета стајњака, нпр. у садржају за биљке хранљивих материја, одсуству семена корова и др.

Како је за повећање сточног фонда неопходно време, предлажу се примене разних компостираних органских материјала. Ови органски материјали могу бити споредни производи из прехрамбене индустрије (нпр. меласа из индустрије шећера) и производње и прераде лековитих биљака. Такође се предлаже и компостирање селектованог органског отпада из домаћинстава, као и органског материјала из урбаних зона (траве, грана, лишћа из травњака и паркова).

Органима управе (Министарство пољопривреде, шумарства и водопривреде Републике Србије, Секретаријату пољопривреде, водопривреде и шумарства АП Војводине, органима локалних самоуправа) се предлаже субвенционисање трошкова зеленишног ђубрења (семена, горива и др.). Ова мера значајно утиче

на повећање садржаја хумуса и побољшање водног, ваздушног и топлотног режима земљишта.

Такође се предлаже и субвенционисање за набавку механизације за уситњавање и заоравање жетвених остатака (ваљци са ножевима, тарупи, ситнилице и др.)

Литература

1. (2020): A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes – GSOC-MRV Protocol. FAO Rome. https://doi.org/10.4060/cb0509en.
2. Белановић Симић, С. (2017): Квалитет земљишта – изазови система коришћења, Универзитет у Београду – Шумарски факултет, Београд, CD-ROM, ISBN 978-86-7299-258-8, COBISS:SR-ID 235500812.
3. Bogdanović, D., Ubavić M., Dozet, D. (1993): Hemijska svojstva i obezbeđenost zemljišta Vojvodine neophodnim makroelementima. Teški metali i pesticidi u zemljištu – Teški metali i pesticidi u zemljištima Vojvodine, Poljoprivredni fakultet, Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad.
4. Đurđević, B., Jug, I., Vukadinović, V., Jug, D, Šeremešić, S. (2017): Assessment of spatial variability of soil organic matter content in Eastern part of Croatia using Empirical Bayesian kriging. International Conference „Soil organic matter and its impact on soil quality and production“, Novi Sad, Serbia, 28 - 31. Mar, 2017, Faculty of Agriculture, pp. 34, isbn: 978-86-7520-391-9.
5. (2015): IUSS Working Group WRB. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
6. Јаковљевић, М., Пантовић, М. (1987): Хемија земљишта и вода, Пољопривредни факултет - Београд, Научна књига, Београд, 252 стр.
7. Kalinitchenko, V., Minkina, T., Endovitsky, A., Solntseva, N., Skovpen, A., Šimunić, I., Chernenko, V., Boldyrev, A., Rykhlik, A. (2011): Soil, hydrologycal and hydrogeologycal extremes of current irrigation concept. Croatian water conference „Croatian waters facing the challenge of climate changes“; proceedings / Biondić, D., Holjević, D., Tropan, Lj. (ed). Zagreb: Hrvatske vode, 2011. str. 905-915.
8. Kleber, M., Johnson, M.G., 2010. Advances in understanding the molecular structure of soil organic matter: implications for interactions in the environment. Advances in Agronomy, 106, 77–142.
9. Lal, R. (2011): Soil carbon sequestration, Technical Report 4B, The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) - Managing systems at risk. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London, 36 p.
10. (2019): Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems: Guidelines for assessment (Version 1). Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. Rome, FAO. 170 pp. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
11. Miljković, N. (1996): Osnovi pedologije. Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Institut za geografiju, Novi Sad.

12. Miljković, N. (2005): Meliorativna pedologija. Univerzitet u Novom Sadu, Poljoprivredni fakultet, Departman za uređenje voda, JVP „Vode Vojvodine“, Novi Sad.
13. Nejgebauer, V. (1951): Vojvođanski černozem. Naučni zbornik Matice srpske, broj 1, Novi Sad, 1951.
14. Nejgebauer, V., Živković, B., Tanasijević, Đ., Miljković, N. (1971): Pedološka karta Vojvodine 1:50.000, Institut za poljoprivredna istraživanja, Novi Sad.
15. Ninkov, J., Vasin, J., Živanov, M., Banjac, D., Jakšić, S., Marinković, J., Stanivuković, I. (2017): Organic matter content in agricultural soils of Vojvodina province. International Conference „Soil organic matter and its impact on soil quality and production“, Novi Sad, Serbia, 28. - 31. Mar, 2017, Faculty of Agriculture, pp. 23-24,
16. Mačkić K. (2016): Vodno fizička svojstva karbonatnog černozema u uslovima navodnjavanja povrća (doktorska disertacija), Univerzitet u Novom Sadu, Poljoprivredni fakultet.
17. Murphy, B.W. (2014) Soil Organic Matter and Soil Function – Review of the Literature and Underlying Data. Department of the Environment, Canberra, Australia. 160 p.
18. Pierzynski and Brajendra (editors) (2017): Threats to soils: global trends and perspectives - A Contribution from the Intergovernmental Technical Panel on Soils, Global Soil Partnership Food and Agriculture Organization of the United Nations. Global landoutlook working paper, Unidet Nations, Convention to Combat Desertification.
19. Six, J., Jastrow, JD. (2006). Organic matter turnover, in Encyclopedia of Soil Science (Lal, R. Ed), Marcel Dekker, New York, p. 1210-1215.
20. (2020): Statistički godišnjak Republike Srbije 2020, Republički zavod za statistiku, Beograd 2020, ISSN 0354-4206, str. 228-233.
21. Stolbovoy, V., Montanarella, L., Filippi, N., Jones, A., Gallego, J., & Grassi, G. (2007): Soil sampling protocol to certify the changes of organic carbon stock in mineral soil of the European Union. Version 2. EUR 21576 EN/2. 56 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. ISBN: 978-92-79-05379-5.
22. Stolbovoy, V., Montanarella, L. (2008): Application of Soil Organic Carbon Status Indicators, in monography Threats to Soil Quality in Europe, editors Toth G., Montanarella L., Ruso E., Joint Research Centre, Ispra, Italy, pp. 87-100, ISBN 978-92-79-09529-0, DOI 10.2788/8647, https://esdac.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/eusoils_docs/other/EUR23438.pdf.
23. Stolte, J., Tesfai, M., Øygarden, L., Kværnø, S., Keizer, J., Verheijen, F., Panagos, P., Ballabio, C., Hessel, R. (Editors) (2015): Soil threats in Europe; EUR 27607 EN; doi:10.2788/488054 (print); doi:10.2788/828742 (online).
24. Stričević, R., Prodanović, S., Đurović, N., Petrović Obradović, O., Đurović D. (2019): Uticaji promene klime na srpsku poljoprivredu. Program Ujedinjenih nacija za razvoj. ISBN: 978-86-7728-262-2.
25. Strosser, E. (2010): Methods for determination of labile soil organic matter: An overview, Journal of Agrobiology 27(2), p. 49-60.
26. Škorić, A., Filipovski, G., Ćirić, M. (1985): Klasifikacija zemljišta Jugoslavije, Akademija nauka i umjetnosti Bosne i Hercegovine, Posebna izdanja, knjiga LXXVIII, Sarajevo.
27. Trost, B., Prochnow, A., Drastig, K., Meyer-Aurich, A., Ellmer, F., & Baumecker, M. (2013): Irrigation, soil organic carbon and N2O emissions. A review. Agronomy for Sustainable Development, 33(4), 733–749. doi:10.1007/s13593-013-0134-0.
28. Trost, B., Ellmer, F., Baumecker, M., Meyer-Aurich, A., Prochnow, A., & Drastig, K. (2014): Effects of irrigation and nitrogen fertilizer on yield, carbon inputs from above

ground harvest residues and soil organic carbon contents of a sandy soil in Germany. Soil Use and Management, Vol. 30. pp. 209-2018, doi:10.1111/sum.12123.

29. Vasin, J., Živanov, M., Ninkov J., Milić, S., Ćirić, V., Nešić, Lj., Belić, M. (2018): Impact of Pedogenetic Factors on the Content of Organic Matter in Vojvodina Soils (Serbia). Book of Abstracts (electronic version) of The 21st World Congress of Soil Science, August 12-17, 2018, Rio de Janeiro, Brazil, No: 1138-587 https://www.21wcss.org/index.php.
30. Vasin i sar. (2011-2019): Projekat Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog Republike Srbije br. TR31072 „Stanje, tendencije i mogućnosti povećanja plodnosti poljoprivrednog zemljišta u Vojvodini", Institut za ratarstvo i povrtarstvo Novi Sad, Poljoprivredni fakultet u Novom Sadu i Institut za proučavanje lekovitog bilja „Dr Josif Pančić" u Beogradu.
31. Vasin, J., Ninkov, J, Zeremski, T., Milić, S., Jakšić, S., Živanov, M. (2021): Zemljišta Vojvodine – kvalitet i organska materija. Zbornik „Racionalno korišćenje zemljišta i voda u Srbiji" Izdavač: Srpska akademija nauka i umetnosti, Odeljenje hemijskih i bioloških nauka, Knjiga 19, str. 133-138.
32. Vidojević D (2016): Procena rezervi organske materije u zemljištima Srbije (doktorska disertacija). Univerzitet u Novom Sadu, Poljoprivredni fakultet.
33. Vidojević, D., Manojlović, M., Đorđević, A., Nešić, Lj., Dimić, B. (2017): Spatial distribution of soil organic carbon stocks in Serbia. FAO 2017. Proceedings of the Global Symposium on Soil Organic Carbon 2017. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy, p. 195-198.
34. Xiao, C. (2015): Soil Organic Carbon Storage (Sequestration) Principles and Management, Potential Role for Recycled Organic Materials in Agricultural Soils of Washington State, Waste 2 Resources Program Washington State Department of Ecology, Olympia, Washington, 103 p, (https://fortress.wa.gov/ecy/publications/SummaryPages/1507005.html).

Поглавље 16

Процена деградације земљишта и лабилна фракција угљеника у земљишту

Аутори:
Др Срђан Шеремешић*,
Др Владимир Ћирић,
Др Елмира Саљников,
Мр Бојан Војнов

Садржај

1. Увод
2. Значај лабилне органске материје у земљишту и њене фракције
3. Садржај лабилне органске материје у зависности од различитих испитиваних фактора
4. Процена коришћења лабилне органске материје као индикатора деградације земљишта
5. Мере за ублажавање губитака лабилне органске материје и деградације земљишта
6. Закључна разматрања
Литература

Estimation of soil degradation by using labile soil carbon fraction

Abstract – In this paper, the content of labile hot water soluble organic matter (HWOC) was used as an indicator for assessing the condition and degradation of the soil. The results of the research, which included different land uses, crop rotations, plant species, cover crops, depth and time of sampling, were compared in order to assess their effects on HWOC dynamic. It was found that the level of labile organic matter in the soil ranges from 1–5% of stable organic matter and samples originating from non-agricultural land have significantly higher values compared to those found on the arable land. Based on the obtained results, it was determined that with the increase of labile OM in the soil depending on the mineralization rate, the dominant carbon source for microorganisms becomes the labile fraction and in such conditions there will be no changes in the stable OM fraction and its decrease. If the amount of labile OM is lower, carbon consumption occurs, which leads to a decrease in the content of the stable fraction (humus), that in the long run results in soil quality decrease. Our research has shown that there are large differences in the obtained values, but the land use plays a dominant role in the dynamics of labile OM, while the application of manure and conservation tillage contribute to the preservation of HWOC on arable land. The presented data can contribute to a better understanding of the role of labile matter in the soil and its relationship with other soil properties, which can be used for improvement of crop cultivation technology and yield increase.

Key words: Soil organic carbon, soil degradation, soil chemistry, chernozem, humus

* e-mail: srdjan.seremesic@polj.uns.ac.rs

1. Увод

Синтеза и трансформација органске материје (ОМ), односно акумулација хумуса у земљишту, представља општи педогенетски процес сваког земљишта. Због тога, садржај ОМ у земљишту је један од главних индикатора квалитета и степена реализације његове плодности (Gregorich и Carter, 1997; Dick и Gregorich, 2004; Lal, 2007), али и важан показатељ агрономске одрживости биљне производње (Odell et al., 1984; Zentner et al., 1990; Reeves, 1997). Глобално посматрано, агроекосистеми имају значајну улогу у кружењу угљеника (С), који чини око 58% ОМ, јер избором усева и метода производње, као и начином манипулације биљним остацима могу се створити повољни услови за синтезу органских једињења која касније улазе у састав ОМ. Међутим, дугорочно посматрано, интензивна – конвенционална биљна производња не постиже самоодрживост и често доводи до смањења садржаја ОМ у обрадивом земљишту (Blum, 2008). Пољопривредна земљишта, због свог великог резервоара угљеника (С), такође имају и значајан потенцијал у контролисању кружења CO_2, јер се агротехничким мерама може активирати или ослободити везани С из ОМ (Janzen, 2004; Rogasik et al., 2004). Правилним коришћењем земљишта оно се може ставити у функцију складишта С, спречити разлагање ОМ и смањити емисија CO_2 у атмосферу, што доприноси његовом очувању и спречавању ефеката стаклене баште. Циклус кружења С у агробиосфери започиње микробиолошком разградњом депоноване органске материје (органског С) и ослобађање С у атмосферу у облику CO_2, док процесом фотосинтезе долази до иреверзибилног биолошког везивања С из атмосфере, који се уграђује у гајене биљке чинећи 45% суве материје биљног ткива. Везивање С (имобилизација) подразумева премештање CO_2 из атмосфере у акумулације С, као што су нпр. терестрична и геолошка резерва. Другим речима, представља усвајање и складиштење С биолошким (фотосинтеза) и абиотичким (депоновање у геолошке слојеве или океане) процесима. Ниво укупне ОМ у земљишту се релативно споро мења, али постоји могућност да временом дође до значајније редукције садржаја ОМ, што може утицати на целокупну продуктивност земљишта. Одржавање нивоа ОМ, посматрано за одређено агроеколошко подручје, предуслов је правилног коришћења земљишта и очувања животне средине (Varvel et al., 2002; Körschens, 2004). Када поредимо производњу на ораничним површинама са природном, травном вегетацијом, тада се губици С могу објаснити следећим разлозима:

(а) 80% мање премештање С у земљиште (Buyanovsky и Wagner, 1998),
(б) смањено излучивање биљних ексудата у земљиште,
(ц) нарушавање структуре и излагање ОМ разградњи која је била заштићена у агрегатима,
(д) интензивније разлагање органске материје услед повољнијих абиотичких услова (аерација, интензивнија оксидација, температура, вода и др.).

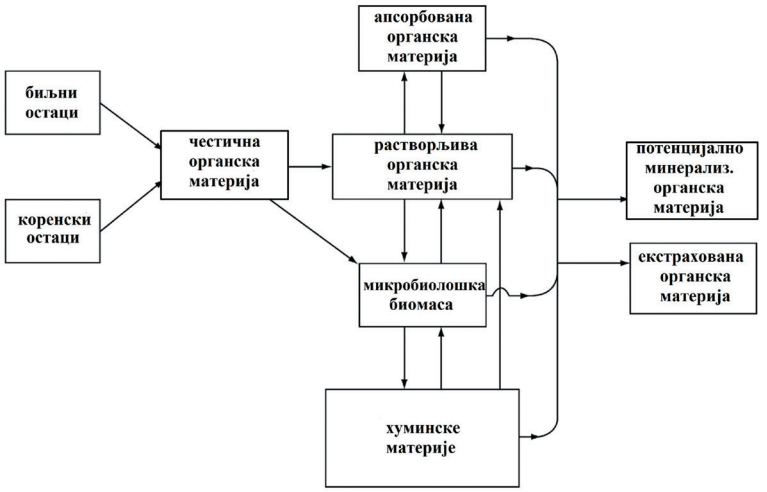
Свако смањење нивоа ОМ у земљишту потенцијално повлачи са собом већу опасност од појаве различитих видова деградације земљишта (физичких, хемијских и биолошких својстава), што се одражава директно на све функције земљишта, а пре свега на његову производну способност. Због тога је неопходно анализирати и пратити не само укупну ОМ, него и њене различите фракције (резервоаре), које дају више информација о узроцима и последицама њеног смањења. У шумским земљиштима, динамика ОМ највише зависи од типа земљишта и вегетације (Hagedorn et al., 2001), док код пољопривредног земљишта највећи утицај имају агротехничке мере које предузима човек. Истраживања спроведена на подручју планине Голија (Manojlović et al., 2011) указују да су вредности ОМ у земљишту биле највеће под шумом, а најниже под травном вегетацијом, уз растући тренд са повећањем надморске висине. Међутим, поређењем различитих начина коришћења земљишта у равничарским условима, Belić et al. (2013) наводе да је најмањи садржај ОМ у земљишном профилу од 0 до 100 cm на шумским земљиштима, а највећи на ораницама. Овакав резултат се може довести у везу са чињеницом да су оранице засноване на најплоднијем земљишту, на лесу, које је иницијално имало велик садржај ОМ. Због свега тога, у овом поглављу ће акценат бити на земљиштима која се налазе под пољопривредном производњом, јер због интензивног начина коришћења у њима највидљивије су и промене у количини и квалитету ОМ.

2. Значај лабилне органске материје у земљишту и њене фракције

Одређивања укупног садржаја органске материје у земљишту претходи утврђивању различитих фракција ОМ, због тога што даје основне информације о стању квалитета и продуктивности земљишта. Уобичајено је да се садржај укупне органске материје извештава као „садржај хумуса“ у земљишту (%), који се прерачунава из садржаја органског угљеника добијеног аналитичким поступком и множи се корективним фактором f = 1,724. Овај фактор се базира на средњем садржају органског угљеника од 58% у органској материји земљишта (USDA, 1996; Nelson и Sommers, 1996). Иако су још средином претходног века постојале индиције о губитку ОМ у Србији (Nejgebauer, 1951; Bogdanović, 1954), тек почетком 21. века заузима се јасан став о овом проблему и предлажу мере за њено очување. Међутим, како се ниво укупне ОМ релативно споро мења, негативне последице на принос постају уочљиве тек када ниво ОМ падне испод 2% (Oldfield et al., 2019), што може имати за последицу иреверзибилан процес деградације свих својстава земљишта и потпуни губитка његове продуктивности. Промене у технологији гајења усева, уз интензивирање производње у дужем временском периоду, доводе до непрецизности у квантификацији различитих резервоара С због израженог кумулативног ефекта претходних активности, које се могу веома разликовати, али и просторних варијација ОМ (Haynes, 2005). Стога, тумачењу вредности органске материје засно-

ване на укупном резервоару C недостаје јасноћа и прецизност у објашњавању односа између садржаја OM и других својстава земљишта.

Органска материја у земљишту се истовремено дефинише као квалитативна еколошка компонента и хемијска супстанца. Једно од заједничких полазишта „еколошког" и „хемијског" приступа јесте да се OM може објаснити као мешавина многобројних фракција које се разликују по брзини разлагања, због чега показује различита квалитативна својства, која су последица порекла C као улазне компоненте, текстуре, начина везивања за агрегатни комплекс земљишта и хемијских својства (Ca^{2++}, Al^{2+}, Fe^{3+} и др) (Kleber и Johnson, 2010). Функционална улога органске материје у земљишту пореклом из различитих резервоара значајно се разликује. Фракције OM у земљишту идентификују се према њиховој улози у кружењу угљеника, микробиолошким и производим својствима земљишта (Cookson et al., 2008). Свака од фракција садржи специфичне информације, релевантне за процену ефеката употребе земљишта, динамику и стабилизацију резервоара C (Слика 1). Различите фракције OM земљишта (резервоари) су изведене из путева трансформације OM и могу послужити да би се боље разумели процеси стабилизације и губитака угљеника у одређеним системима производње. Стабилна OM (трајни хумус), поред тога што чини резервоар хранива, утиче и индиректно на физичка и водно-ваздушна својства земљишта, док се свежа, лабилна органска материја сматра биолошки активном и веома динамичном. Dalal и Mayer (1986) наводе да су промене у лабилној фракцији OM 11 пута веће у поређењу са стабилном фракцијом OM. Лабилна органска материја земљишта (тј. свежи, хранљиви део хумуса) је под највећим утицајем педогенетских процеса у земљишту, односно примењених агротехничких мера, и представља показатељ производног капацитета земљишта (Bremer et al., 1995). Она је дефинисана као најдинамичнији резервоар органског угљеника (Janzen et al., 1992), у којем се најпре уочавају промене. У почетку истраживања, OM земљишта је одређивана само хемијским методама. Савремене аналитичке методе користе неколико техника за раздвајање различитих фракција, односно за идентификацију лабилне и стабилне фракције и за њихову локацију у земљишном комплексу (Baldock и Nelson, 2000). Једна таква техника, кроз физичко раздвајање омогућава сепарацију честичне органске материје (POM) (Martinez-Mena et al., 2012) и минерално-удружене органске материје (MOM) земљишта (Cambardella и Elliott, 1993). Према тој методи, POM делује као везивно средство у земљишту, одговорно за стабилизацију макроагрегата и унутарагрегатне структуре (Six et al., 2002). Ове фракције су коришћене у истраживањима везаним за складиштење OM земљишта под различитим системима коришћења земљишта (Bayer et al., 2004). Тиме се наглашава повезаност лабилне фракције OM као показатеља квалитета земљишта и као индикатора промена изазваним пољопривредом, када се преводи природно земљиште у пољопривредно.



Слика 1. Шематски приказ односа између различитих фракција органске материје у земљишту адаптирано по Haynes (2005)

Угљеник растворљив у топлој води (HWOC) представља један од најактивнијих делова ОМ (Kalbitz и Kaiser, 2008), јер веће концентрације у земљишту испољавају значајан утицај на садржај стабилне ОМ, али и на свеукупне процесе у земљишту и његову биогеност. Фракције окарактерисане као HWOC су слободне, лако минерализујуће материје органског порекла, које пролазе кроз филтер од 0,45 μm и састоје се углавном од карбохидрата пореклом од корена биљака, микроорганизма, аминокиселина, хуминских киселина и, у мањој мери, од мономера фенола и лигнина, протеина и хитина (Leinweber et al., 1995). Висок ниво биодеградабилости фракције HWOC утиче на земљишни CO_2 (Kim et al., 2012) услед чега ова фракција испољава значајан утицај на глобални циклус кружења угљеника и ефекте климатских промена. Инкубационим огледима, Gregorich et al. (2003) су утврдили да је HWOC фракција земљишта веома активна и проценили да је њен садржај 70% укупне количине водорастворљивих једињења у земљишту. У истраживањима Chen et al. (2010) и Martinez-Mena et al. (2012), на различитим типовима и начинима коришћења земљишта садржај лабилне фракције органске материје HWOC чини 1–4% укупне ОМ. Ghani et al. (2003) су утврдили да HWOC одражава промене у SOC изазване различитим начинима управљања земљиштем у поређењу са укупном ОМ.

3. Садржај лабилне органске материје у зависности од различитих испитиваних фактора

У жељи да се допринесе очувању ОМ и земљишта, истраживања улоге и значаја лабилне ОМ у земљишту су на Пољопривредном факултету у Новом Саду започела 2010. године, кроз дипломске и мастер радове студената. Испитиване су различите форме лабилне органске материје, као што је честична органска

материје (POM), заједно са минерално-удруженом органском материјом (MOM), лабилна органска материја растворљива у топлој води (HWOC) и хладној води, као и органски C који се оксидише са 333 mM $KMnO_4$. Досадашња искуства су показала да је лабилни облик HWOC показао довољно велику осетљивост на промене у начину коришћења земљишта и примењених агротехничких мера, и да је манипулација узорака за анализу релативно једноставна.

У истраживању Šeremešić et al. (2015) анализиране су промене лабилне HWOC на системима гајења кукуруза у оквиру вишегодишњег огледа на Римским Шанчевима (Milić et al., 2019). Обухваћени су системи ратарења са монокултуром и двопољем (кукуруз + јечам) и растућим дозама NPK ђубрења уз примену стајњака (25 t ha^{-1}), уз основну обраду земљишта орањем. За дубину 0–20 cm утврђено је да је највећа вредност HWOC добијена на варијанти двопоља са применом стајњака (242,25 μg $C \cdot g^{-1}$) и значајно се разликује од свих осталих варијанти на огледу. Најниже вредности HWOC добијене су на третману на којем је примењено само NPK ђубриво (126,25 μg $C \cdot g^{-1}$) и контроли без примене NPK и стајњака (139,75 μg $C \cdot g^{-1}$). На дубини 20-40 cm значајно веће вредности HWOC (250,25 μg $C \cdot g^{-1}$) измерене су на двопољу кукуруз + стајњак и NPK, у поређењу са осталим варијантама огледа. Најмање вредности HWOC су биле у узорцима земљишта са монокултуре кукуруза са и без примене NPK. Добијени резултати наводе на закључак да плодоред кроз одабир усева, времена извођења операција и количину жетвених остатака значајно утиче на ниво HWOC. Поред тога, вишегодишња примена стајњака је испољила значајан утицај на посматрано својство, јер је допринела акумулацији стабилне OM и стабилизацији структуре земљишта, што се може довести у везу са стварањем већих количина лабилне OM. До сличних закључака долази и Šimon (2008), у свом истраживању утицаја стајњака на повећање вредности HWOC, у експерименту на лувисолу.

У циљу поређења утицаја система обраде на промену OM земљишта, анализиране су парцеле на карбонатном чернозему на локацији Падина (Јужни Банат) (Šeremešić et al., 2017). Истраживања су изведена узимањем узорка након скидања усева са конвенционалне (орање) и конзервацијске обраде (Offset „V" тањирача 15 cm, за пшеницу и „Horsch Terrano 3 FX" дубина 25 cm, за сунцокрет) из 4 слоја: 0–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm и 30–40 cm. На основу добијених резултата истраживања утврђено је да је просечан садржај укупне OM био већи на парцели са конзервацијском обрадом земљишта у поређењу са орањем. Такође су утврђене веће вредности HWOC на конзервацијској обради земљишта у поређењу са орањем, али без статистичке значајности (Табела 1). Поређењем испитиваних усева добијене су веће вредности укупне OM и HWOC на пшеници у поређењу са сунцокретом. Добијени резултати се могу тумачити повољним утицајем озиме пшенице на стабилизацију OM, због дужине трајања вегетационог периода и веће покровности парцеле која погодује процесима акумулације OM. Анализа промена OM по дубини профила није показала статистички значајне разлике, или је уочљива акумулација OM на дубини од

10–20 cm. Ово се може објаснити тиме да у површинском слоју земљишта, иако постоји свежа ОМ (биљни остаци), они нису довољно измешани са земљиштем, те није могућа њихова хумификација и прелазак у трајније резерве (стабилизовање у ОМ). Услед тога, у овим истраживањима су вредности лабилне ОМ биле највеће у слоју од 10–20 cm, што указује да овај слој земљишта испољава највећи потенцијал када је у питању стабилизација ОМ.

Табела 1. ANOVA за различите системе обраде земљишта у усевима пшенице и сунцокрета

Фактори испитивања	ОМ%	HWOC μg C g^{-1}	HWOC/ОМ (%)
Систем обраде земљишта (А)			
Орање	2,73 а	200,36 а	1,26
Конзервацијска обрада	2,87 б	207,48 а	1,27
Усеви (Б)			
Озима пшеница	2,93 а	210,15 а	1,24
Сунцокрет	2,68 б	197,69 а	1,27
Дубина (Ц)			
0-10 cm	2,77 а	208,55 б	1,30
10-20 cm	2,89 а	267,85 а	1,60
20-30 cm	2,80 а	174,98 ц	1,08
30-40 cm	2,76 а	164,29 ц	1,00
Просечне вредности	2,80	203,92	1,26
ANOVA			
А	*	нс	-
Б	**	нс	-
Ц	нс	**	-
А × Б	*	нс	-
А × Ц	нс	нс	-
Б × Ц	нс	нс	-
А × Б × Ц	нс	*	-

У истраживањима којима су обухваћени вишегодишњи стационарни огледи „Плодореди“ и оглед „IOSDV“ (Der Internationale Organische Stickstoff - Dauerdüngungsversuch), Института за ратарство и повртарство Нови Сад, на Римским Шанчевима (Шеремешић, 2012) анализирана је лабилна органска материја HWOC у системима производње пшенице ради идентификације главних фактора њеног смањења. Садржај лабилне фракције HWOC, у овим истраживањима, кретао се од 125 μg $C \cdot g^{-1}$ на неђубреним варијантама огледа Плодореди, до 235 μg $C \cdot g^{-1}$ на парцели монокултуре пшенице. Šeremešić et al. (2020) наводе да вишегодишња монокултура пшенице (>50 година од засни-

вања) ствара специфичне земљишне услове који погодују акумулацији ОМ и њен ефекат се значајно разликује од краткотрајне монокултуре. На парцелама које нису у пољопривредном коришћењу утврђене су веће вредности HWOC, од 316 μg $C \cdot g^{-1}$ на земљишту са ливаде, до 388 μg $C \cdot g^{-1}$ на узорцима из шумског земљишта. Мање вредности HWOC добијене на пољопривредном земљишту могу се довести у везу са интензивном микробиолошком активношћу услед редовне обраде и примене азота. Поред тога, сматра се да продукција свеже ОМ и начин манипулације биљним остацима такође утичу на ниво лабилне фракције (Šeremešić et al., 2013). У истим истраживањима већи удео лабилне фракције у укупној ОМ је био у узорцима земљишта који нису у пољопривредном коришћењу (природна земљишта). Узорци земљишта који су коришћени при овом истраживању су имали HWOC/OM однос од 1,07–2,22, што је у складу са вредностима које износи Cheng et al. (2009). Добијене вредности HWOC су стављене у корелацију са микробиолошким својствима земљишта са истих парцела. Пошло се од претпоставке да је синтеза ОМ повезана са бројношћу гљива у земљишту (Six et al., 2002; Su et al., 2020), међутим у нашим истраживањима нисмо дошли до таквих запажања. Вредности HWOC су биле у статистички значајној корелацији са укупним бројем микроорганизама, DHA, олигонитрофилним бактеријама и актиномицетама, док за азотобактер, гљиве и амониферe није утврђена статистичка значајност. Овакав резултат се може тумачити чињеницом да су узорци узимани непосредно након жетве пшенице и да су имали релативно мали садржај влаге, што је утицало на микробиолошку активност. Такође се објашњава и тиме да већи pH и Ca^{2+} мање погодују развоју гљива.

На истом огледу су реализована и истраживања лабилне ОМ, узимањем узорка са 3 дубине (0–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm), у почетку и на крају вегетације кукуруза (Табела 2). Анализиране су различите варијанте плодореда (монокултура кукуруза, неђубрено двопоље, ђубрено двопоље, ђубрено тропоље кукуруза са стајњаком, ливада и шума) (Šeremešić et al., 2020). Поређењем различитих начина коришћења земљишта утврђено је да је највећи садржај укупне ОМ у узорцима узоркованим на ливади, а најмањи на неђубреном двопољу кукуруза. Садржај HWOC у различитим начинима коришћења земљишта је показао статистичку значајност F-теста ($p<0,001$). Такође, анализом варијансе је утврђено да постоји статистичка значајност између начина коришћења земљишта, времена узорковања, дубине, као и интеракције начина коришћења земљишта са временом узорковања и начина коришћења земљишта са дубином. Мање вредности HWOC добијене на ораничним површинама у овом истраживању се могу довести у везу са микробиолошком активношћу, која је интензивнија на земљишту које се редовно обрађује, за разлику од природног земљишта, које има повољну структуру и прожетост кореновим системом, али нижу активност. Утврђено је да садржај HWOC скоро дупло мањи на неђубреним парцелама у поређењу са варијантама које се редовно ђубре. Из овог произилази да уношење ђубрива, а пре свега N код кукуруза, може имати значај за повећање HWOC ако постоји довољно биљних остатака који се уносе у земљиште, као

што је случај на монокултури. У овим истраживањима добијен је веома висок однос HWOC/OM код монокултуре у поређењу са другим начинима коришћења, што указује да су у моменту узимања узорка били интензивни процеси минерализације у земљишту овог система гајења кукуруза услед повољних физичких својстава земљишта. Са повећањем дубине, HWOC се смањује на свим системима гајења кукуруза. Примена стајњака је утицала на повећање укупне OM, али није довела до значајнијег повећања лабилне OM у односу на двопоље, док је статистички значајно мања у односу на вишегодишњу монокултуру (засновану 1970. године), јер се у производњи кукуруза добија и заорава највећа количина жетвених остатака. Позитиван утицај стајњака на повећање HWOC у поређењу са контролом и минералним ђубрењем у својим истраживањима на чернозему такође наводе Böhme и Böhme (2006).

Табела 2. ANOVA за различите системе обраде земљишта у усевима пшенице и сунцокрета

Фактори испитивања	OM%	HWOC μg C g^{-1}	HWOC/OM (%)
Начин коришћења земљишта (А)			
Монокултура	2,39 д	806 а	5,81
Неђубрено двопоље	1,67 е	231 в	2,38
Ђубрено двопоље	2,34 д	420 б	3,09
Ђубрено тропоље - стајњак	2,74 ц	477 б	3,00
Ливада	4,34 а	800 а	3,18
Шума	3,78 б	860 а	3,92
Време узимања узорка (Б)			
Мај	3,01 а	598 а	3,43
Октобар	2,74 б	599 б	3,77
Дубина (Ц)			
0–10 cm	3,19 а	724 а	3,91
10–20 cm	2,80 б	591 б	3,64
20–30 cm	2,64 ц	481 б	3,14
Просечне вредности	2,87	598	
ANOVA			
А	**	**	–
Б	**	нс	–
Ц	**	**	–
А × Б	нс	**	–
А × Ц	**	*	–
Б × Ц	нс	*	–
А × Б × Ц	нс	нс	–

Увођењем различитих биљних врста из фамилија *Fabaceae, Brassicaceae* и *Poaceae* у структуру сетве, постижу се користи по агробиотоп, које нису увек материјално мерљиве, али дају значајан допринос у очувању земљишта (Војнов и сар., 2020). Све већи број истраживања се бави значајем међуусева и покровних усева, и њиховим утицајем и на динамику и садржај органске материје (Ruis and Blanco-Canqui, 2017; Jian et al., 2020). У складу с тим, спроведена су истраживања која су била усмерена да утврде утицај плодосмене различитих врста озимих међуусева и јарих култура гајених у накнадном року сетве (кукуруз, соја и суданска трава) на промену нивоа ОМ, као и садржаја лабилне ОМ (Vojnov et al., 2020). Истраживања су започета 2016. године на огледном пољу Института за ратарство и повртарство на Римским Шанчевима, на земљишту које припада типу чернозем. Оглед са озимим међуусевима састојао се из здруженог усева озимог сточног грашка (*Pisum sativum* ssp. *arvense* L.) и тритикалеа (×*Triticosecale Wittm.* ex *A. Camus*) (T+G), чистог усева озимог сточног грашка (G) и контроле без међуусева (K), а узорковање земљишта обављено је по скидању накнадних усева. Анализом варијансе садржаја лабилне ОМ под различитим усевима, типовима међуусева и дубини земљишта, у истраживању се дошло до следећих резултата. Усеви из накнадног рока сетве (јунска сетва) су испољили већи ефекат на садржај укупне ОМ у поређењу са ефектом покровних усева и дубином узорковања (Табела 3). Овакав утицај се објашњава тиме што се покровни усеви заоравају у пролеће (мај), чиме се значајно мењају физичка и биолошка својства земљишта те накнадни усеви испољавају већи ефекат, јер њихова вегетација претходи узорковању. Највећи садржај ОМ утврђен је након соје, а најмањи на суданској трави. Када је у питању лабилна ОМ, усеви из накнадног рока сетве су испољили статистички већу значајност, као и њихова интеракција са покровним усевом у поређењу са дубином земљишта и интеракцијом покровног усева и дубине земљишта. На појединачним парцелицама вредности HWOC у ораничном слоју су биле у интервалу од 202 μg $C \cdot g^{-1}$ код варијанте тритикале+грашак, до 658 μg $C \cdot g^{-1}$ код грашка. У слоју земљишта 20–40 cm вредности су биле од 174 μg $C \cdot g^{-1}$, до највише 576 μg $C \cdot g^{-1}$ на контроли без покровног усева. У просеку, вредности HWOC су ниже у површинском слоју земљишта (0–20 cm) у поређењу са вредностима добијеним у слоју 20–40 cm, што је у складу са резултатима сличних истраживања (Ding et al., 2006). То се може објаснити већом микробиолошком активношћу у површинском слоју и тиме што је лабилна ОМ у овом слоју мање „заштићена“ од разградње (Šeremešić et al., 2016; Šeremešić et al., 2020).

Према подацима које наводе Војнов и сар. (2020) HWOC у земљишту на којем је гајена соја има другачију динамику у поређењу са кукурузом и суданском травом, и већи садржај HWOC у површинском слоју. Разлог повећаног садржаја HWOC у површинском слоју земљишта код соје огледао се у неискоришћеном азоту од покровног усева и азотофиксацији. Wang et al. (2018) сматрају да се већина промена у хемијским својствима земљишта под међуусевом дешава у горњим слојевима земљишта. Међутим, гајење покровних усева и

накнадних усева укључује већи број прохода механизације током године и два орања, што значајно подстиче процесе минерализације. Martinez et al. (2017) истичу да су лабилне фракције ОМ повезане са минерализацијом, а тиме и доступношћу циклуса кружења хранива и продукције биомасе (Duval, et al., 2018).

Табела 3. ANOVA за различите системе покровне и усеве накнадног рока сетве

Фактори испитивања	ОМ%	HWOC μg C g^{-1}	HWOC/OM (%)
Покровни усев (А)			
Тритикале + грашак	2,44б	291 б	2,05
Грашак	2,54а	330 а	2,22
Контрола (без покровног усева)	2,47аб	312аб	2,19
Биљна врста (Б)			
Кукуруз	2,46 б	367 а	2,56
Соја	2,64 а	310 б	2,02
Суданска трава	2,36 ц	258 ц	1,87
Дубина земљишта (Ц)			
0–20 cm	2,56а	300 а	2,12
20–40 cm	2,41b	322 а	2,19
ANOVA			
А	*	*	–
Б	**	**	–
Ц	*	нс	–
А × Б	нс	**	–
А × Ц	нс	нс	–
Б × Ц	**	*	–
А × Б × Ц	нс	*	–

Ćirić et al. (2016) су испитивали промене у лабилним фракцијама С кроз анализу HWOC и угљеника растворљивог у хладној води (Cold Water Extractable Organic Carbon - CWOC) у зависности од типа (ченозем, вертисол и солоњец) (WRB, 2006) и начина коришћења земљишта (обрадиво земљиште и шума). Узорци пореклом са пољопривредног земљишта, који су добијени на чернозему са дубине 0–30 cm, имали су мање вредности HWOC (297 μg $C \cdot g^{-1}$) од узорка пореклом са вертисола и солоњеца (321–355 μg $C \cdot g^{-1}$). У слоју земљишта 30–90 cm добијене су мање вредности HWOC у односу на слој 0–30 cm и опадају према следећем редоследу солоњец > ченозем > вертисол. Код узорка шумског земљишта добијене су још веће разлике између типова земљишта него што је утврђено код пољопривредног земљишта. Највеће вредности HWOC пореклом са непољопривредног земљишта утврђене су код вертисола (987 μg $C \cdot g^{-1}$), а најмање код чернозема (533 μg $C \cdot g^{-1}$) док у подповршинском хоризонту вредности HWOC такође опадају и значајно су мање на чернозему у односу на солоњец и вертисол. Добијени резултати указују да је HWOC показатељ који је веома осетљив на промене у екосистему изазване антропогенизацијом.

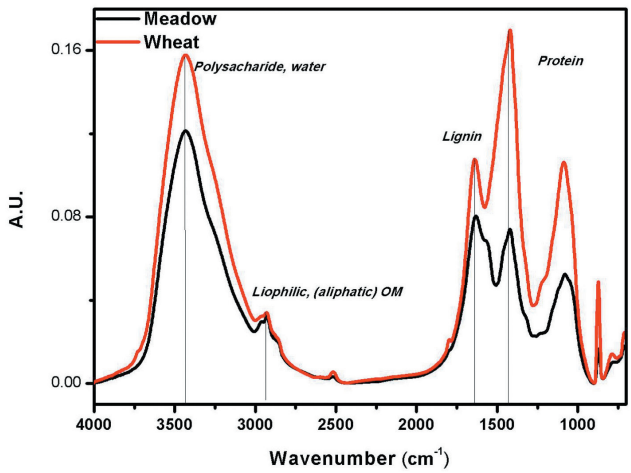
Добијени резултати се могу тумачити чињеницом да превођење земљишта под ливадом и шумом у обрадиво земљиште доводи до смањења садржаја HWOC у земљишту (Ћирић, 2014). Анализом добијених резултата установљено је да није било значајних разлика у концентрацији HWOC између ливаде и шуме, а концентрација HWOC у ораницама је у просеку мања за 25% у односу на шуму и 31% у односу на ливаду. До сличних закључака су дошли Ghani et al. (2003), Chantigny, (2003) и Tobiašova et al. (2013) поређењем различитих начина коришћења земљишта. Угљеник растворљив у хладној води пратио је сличан образац понашања у узорцима земљишта као и HWOC. Концентрација CWOC у површинском слоју чернозема, вертисола и солоњеца је била мања за 28–63% у ораничном слоју у односу на шумска земљишта док је код HWOC утврђена разлика на нивоу од 44–68%. Дијапазон вредности је ужи код HWOC у поређењу са CWOC, што указује да је HWOC информативнији и прецизнији показатељ квалитета OM у поређењу са CWOC. Овакав резултат се може објаснити тиме што HWOC има већи степен биодеградабилности у поређењу са CWOC (Gregorich et al. 2003). Hamkalo и Bedernichek (2014) су у својим истраживањима користили сличан приступ тумачењу лабилне органске материје која се раствара у топлој води.

Ради поређења квалитета OM пореклом са два начина коришћења земљишта (усев пшенице и ливада), примењена је метода DRIFT спектрофотометрије (Šeremešić et al., 2018). Анализом добијеног спектра уочене су значајне разлике између ова два начина коришћења земљишта. Утврђено је да OM земљишта која се налази у земљишту након гајења пшенице даје пик на 3.300–3.400 cm^{-1}, који се доводи у везу са полисахаридима и O-H групама, док је други јасан пик у истом узорку повезан са већим садржајем протеина и лигнина у оквиру спектра од 1000–1700 cm^{-1}. Добијени резултати упућују на закључак да биљни остаци након пшенице утичу на накупљање полисахарида у земљишту. Анализа земљишта након уношења различитих органских материјала је показала да су карбохидрати доминантна компонента HWOC са мањим бројем ароматичних материја (He et al., 2009). Calderon et al. (2011) у свом истраживању на подручју Corn Belta-а износе слична запажања, која указују да се лабилна OM карактерише абсорбанцом од 3400 cm^{-1}, као и вредностима од 1,750 и 1,350 cm^{-1}, што је утврђено и у нашим испитивањима. Исти аутори су утврдили да земљишта која имају више OM показују значајно већи пик на 1.230 cm^{-1}, што се доводи у везу са стабилном OM у земљишту. Према истраживањима Filep et al. (2016), на плоднијим земљиштима детектују се два слаба али јасна пика на 2.920 и 2.850 cm^{-1}, који су узроковани алифатичним C-H групама, а које су повезане са материјалом који има особине липида, и он указује на присуство мање разложене компоненте и лабилну OM, што је такође у складу са нашим мерењима на пшеници и ливади.

Табела 4. Концентрација фракција угљеника растворљивог у топлој (HWOC) и хладној води (CWOC) и њихов однос са органским угљеником (SOC)

Тип земљишта	Начин коришћења	Дубина cm	CWOC±SE (mg kg^{-1})	HWOC ± SE (mg kg^{-1})	SOC ± SE (g kg^{-1})	CWOC у SOC (%)	HWOC у SOC (%)
Чернозем	Обрадиво земљиште	0–30	98±16,0	297±27,0	13,59±1,25	0,72	2,19
		30–60	60±6,0	190±53,0	7,61±0,46	0,79	2,49
		60–90	14±2,0	86±9,0	2,80±0,32	0,50	3,09
	Шумско земљиште	0–30	138±13,0	533±30,0	18,63±0,38	0,74	2,86
		30–60	27±4,0	116±3,0	10,63±1,37	0,26	1,09
		60–90	26±5,0	101±21,0	4,07±0,14	0,64	2,47
Вертисол	Обрадиво земљиште	0–30	170±24,0	321±17,0	14,17±0,85	1,20	2,26
		30–60	83±35,0	158±34,0	5,47±0,40	1,52	2,89
		60–90	7±3,0	59±7,0	2,51±0,15	0,28	2,36
	Шумско земљиште	0–30	462±23,0	987±65,0	22,14±1,04	2,09	4,46
		30–60	131±15,0	272±16,0	9,16±0,43	1,44	2,97
		60–90	46±12,0	151±14,0	3,46±0,44	1,32	4,38
Солоњец	Обрадиво земљиште	0–30	129±3,0	355±21,0	11,27±0,18	1,15	3,15
		30–60	135±23,0	240±11,0	5,28±0,15	2,56	4,54
		60–90	22±5,0	111±13,0	4,10±0,20	0,54	2,71
	Шумско земљиште	0–30	290±10,0	845±25,0	17,34±0,40	1,67	4,87
		30–60	110±11,0	398±10,0	7,42±0,70	1,48	5,37
		60–90	53±4,0	125±21,0	5,03±0,37	1,05	2,49

Легенда: Органски угљеник – SOC, угљеник растворљив у топлој води–HWOC, угљеник растворљив у хладној води –CWOC.



Графикон 1. Поређење DRIFT спектара органске материје пореклом са пшенице и ливаде (Šeremešić, et al., 2018)

4. Процена коришћења лабилне органске материје као индикатора деградације земљишта

На основу резултата већег броја истраживања која су обухватила различите системе коришћења земљишта, дубине, времена узорковања и типове земљишта, добијене су различите вредности лабилне ОМ (HWOC). Како је највећи број спроведених истраживања обухватио земљиште типа чернозем, могу се проценити вредности које би биле препоручљиве за очување ОМ и стабилизацију својстава земљишта. Пошло се од претпоставке да је ниво лабилне ОМ умногоме условљен микробиолошком активношћу земљишта и интензитетом обраде, али и временом узорковања земљишта. Узимајући да су вредности садржаја укупне ОМ на највећем броју ораничних површина у нивоу од 2,5–3%, а веома су ретке парцеле које бележе вредности ОМ веће од 3%, постоји оправдана бојазан да је већина земљишта већ претрпела неки вид деградације у садржају како укупне, тако и лабилне ОМ. Истраживања Богдановић и сар. (1993), а касније и Секулић и сар. (2010) показују да је ниво ОМ у чернозему значајно опао у односу на почетни ниво, и да чак 39% висококвалитетног земљишта Војводине припада класи слабо хумозног земљишта, са садржајем ОМ од 1% до 3%. На основу таквих запажања и односа који постоји између укупне и лабилне ОМ, могла би се проценити улога и допринос лабилне ОМ у земљишту рађене према методи Ghani et al. (2003) и препоручити следеће граничне вредности (Табела 5), из којих произилазе предложене мере за њено унапређење.

Табела 5. Процена нивоа лабилне ОМ (HWOC) у земљишту и предложене активности

Ниво лабилне ОМ μg C g^{-1}	Нивои (садржај)	Активности/мере
>800	Врло висок	Наставити са досадашњим начином производње
500-800	Висок ниво	Досадашњи начин производње уз редовно праћење стања
300-500	Оптималан садржај лабилне органске материје	Редовно контрола и праћење стања ОМ, али и других својстава земљишта
100-300	Низак садржај	Промена у начину производње
≤100	Веома низак садржај	Значајна промена у производном процесу или примена одмора земљишта

У досадашњим истраживањима, вредности лабилне ОМ на чернозему скоро никада нису биле испод 100 μg $C \cdot g^{-1}$, изузев на парцелама које су неђубрене у континуитету дужем од 70 година и на којима је ниво укупне ОМ био мањи од 2%. На овим парцелама је, такође, дошло и до дегарадације физичких својстава земљишта. Према томе, оправдано се може констатовати да при нивоу укупне органске материје земљишта од 2,5–3% треба тежити садржају лабилне ОМ од 300–500 μg $C \cdot g^{-1}$, како би сачували постојећи ниво ОМ у земљишту и потенцијално допринели њеном увећању.

5. Мере за ублажавање губитака лабилне органске материје и деградације земљишта

Мере за ублажавање губитака лабилне ОМ усмерене су, превасходно, на очување укупне ОМ, због њихове директне повезаности и условљености. Према истраживањима Blair et al. (2000), ниво промене лабилне органске материје значајно превазилази укупну органску материју, због чега се могу боље детектовати промене у земљишту. Такође, у нашим истраживањима је утврђена већа међузависност између лабилне фракције ОМ и приноса гајених биљка у поређењу са укупном ОМ (Сворцан, 2015). Из тога произилази да је смислено коришћење лабилне фракције ОМ као једног од кључних индикатора квалитета земљишта и предузимање мера за њено очување. Како би сачували ниво укупне ОМ кроз унапређење лабилне ОМ, неопходно је имати системски приступ у процесу пољопривредне производње. Међутим, данас постоји велик број опција које могу да се користе, појединачно или заједно са другима, што може да допринесе ублажавању губитака лабилне органске материје (Табела 6). Одабир неких од понуђених решења треба да се базира на краткорочним (лабилна ОМ има изражену сезонску динамику) и дугорочним ефектима (стабилизација укупне ОМ), што може да представља ограничавајући фактор.

Табела 6. Мере за ублажавање губитка лабилне органске материје

Мере које доприносе ублажавању губитака	Мере које доприносе повећању губитака
Гајење усева у плодореду	Монокултура
Веће учешће легуминоза	Смањено учешће легуминоза
Покровни усеви	Примена искључиво минералних ђубрива
Гајење здружених усева	Орање на већу дубину
Примене стајњака или компоста	Спаљивање жетвених остатака
Конзервацијска/редукована обрада	Одношење биљних остатака са парцеле
Заоравање жетвених остатака	Интензивна, вишефазна обрада земљишта
Смањен број операција током године	Обрада ван оптималних рокова
Обрада у оптималним условима влажности	Третмани земљишним пестицидима
Примена земљишних микробиолошких препарата и препарата за третирање биљних остатака	
Активација земљишта биоугљем	
Изградња ветрозаштитних појасева	
Гајење вишегодишњих легуминоза	
Повећање нето примарне продукције биљка	

6. Закључак

У овом раду, садржај лабилне ОМ растворљиве у топлој води (HWOC) је коришћен као индикатор за процену стања и деградације земљишта. Резултати истраживања, које је обухватило различите начине коришћења земљишта, плодореде, биљне врсте, покровне усеве, дубину и време узимања узорка, поређени су у циљу сагледавања њиховог утицаја на HWOC. Утврђено је да је ниво лабилне ОМ у нивоу од 1–5% стабилне ОМ и да узорци пореклом са природног земљишта имају значајно веће вредности у поређењу са оним вредностима утврђеним на ораничним површинама. На основу добијених резултата утврђено је да са повећањем лабилне ОМ у земљишту, у зависности од брзине минерализације доминантан извор угљеника за микроорганизме, постаје лабилна фракција и у таквим условима неће долазити до промена у стабилној фракцији ОМ и њеног смањења. Уколико се ствара мања количина лабилне ОМ, долази до потрошње угљеника, што доводи до смањења садржаја стабилне фракције (хумуса), а то дугорочно има за последицу опште снижавање плодности земљишта. Наша истраживања су показала да постоје велике разлике у добијеним вредностима, али начин коришћења земљишта има доминантну улогу у динамици лабилне ОМ, док примена стајњака и конзервацијска обрада доприносе њеном очувању на ораничним површинама. Такође је утврђено да подповршински слој земљишта има важну улогу у стабилизацији органске материје и спречавању њеног губитка. Добијени резултати могу допринети бољем разумевању улоге лабилне ОМ у земљишту и њеног односа са другим својствима земљишта, што може бити искоришћено за унапређење технологије гајења усева.

Литература

1. Baldock, J., Nelson, P. (2000): Soil organic matter. In “Handbook of soil science” Sumner M.E. (eds). CRC Press, Boca Raton, B25-B240.
2. Bayer, C., Matin-Neto, L., Mielniczuk, J., Pavinato, A. (2004): Carbon storage in labile fractions of soil organic matter in a tropical no-tillage Oxisol. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 39: 677-683, doi.org/10.1590/S0100-204X2004000700009.
3. Belić, M., Manojlović, M., Nešić, Lj., Ćirić, V., Vasin, J., Benka, P., Šeremešić S. (2013): Pedoecological Significance of Soil Organic Carbon Stock in South-Eastern Panonnian Basin. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 8(1): 171-178.
4. Blair, G., Lefroy, A., Whitbread, N., Blair, N., Conteh, A. (2000): The development of the KMnO4 oxidation technique to determine labile carbon in soil and its use in a carbon management index. In “Assesment methods for soil carbon”, Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart. (eds) CRC Press, Boka Raton.
5. Blum, W. (2008): Characterisation of soil degradation risk: an overview, chapter in book Threats to soil quality in Europe: Tóth, G., Montanarella, L., Rusco, E., (Ed), JRC, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.
6. Bogdanović, D., Ubavić, M., Dozet, D. (1993): Hemijska svojstva i obezbeđenost zemljišta Vojvodine neophodnim mikroelementima. Monografija „Teški metali i pesticidi

u zemljištima Vojvodine“ Kastori, R. (Urednik), Poljoprivredni fakultet, Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi sad, 197-215.
7. Bogdanović, M. (1954): Odlike humusa u glavnim tipovima zemljišta NR Srbije. Doktorska disertacija. poljoprivredni fakultet Zemun-Beograd.
8. Böhme, L., Böhme F. (2006): Soil microbiological and biochemical properties affected by plant growth and different long-term fertilization. European Journal of Soil Biology 42, 1-12.
9. Bremer, E., Ellert, B., Janzen, H. (1995): Total and light-fraction carbon dynamics during four decades after cropping changes. Soil Science Society of American Journal, 59: 1398-1403.
10. Buyanovsky, A., Wagner, H. (1998): Carbon cycling in cultivated land and its global significance. Global Change Biology, 4: 131-41.
11. Buyanovsky, G., Wagner, G. (1986): Post harvest residue input to cropland. Plant and Soil, 93: 57-65.
12. Calderón, F. J., Reeves, J. B., Collins, H. P., & Paul, E. A. (2011): Chemical differences in soil organic matter fractions determined by diffuse-reflectance mid-infrared spectroscopy. Soil Science Society of America Journal, 75(2): 568-579.
13. Cambardella, C., Elliott, E. (1993): Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. Geoderma, 56: 449–457.
14. Chantigny, M. (2003): Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. Geoderma. 113: 357–380. doi. org/10.1016/S0016-7061(02)00370-1.
15. Chen, Y., Zhang, X., He, H., Xie, H., Yan, Y. (2010): Carbon and nitrogen pools in different aggregates of a Chinese Mollisol as influenced by long-term fertilization. Journal of Soils and Sediments, 10 (6): 1018–1026.
16. Cheng, H., Hou, R., Gong, Y., Li, H., Fan, M., Kuzyakov, Y. (2009): Effects of 11 years of conservation tillage on soil organic matter fractions on wheat monoculture in Loess Plateau of China. Soil and Tillage Research, 106: 85–94.
17. Ćirić, V., Belić, M., Nešić, L., Šeremešić, S., Pejić, B., Bezdan, A., Manojlović, M. (2016): The sensitivity of water extractable soil organic carbon fractions to land use in three soil types. Archives of Agronomy and Soil Science, 62 (12): 1654–1664. doi.org/1 0.1080/03650340.2016.1165345.
18. Cookson, W., Murphy, V., Roper, M. (2008): Characterizing the relationships between soil organic matte components and microbial function and composition along a tillage disturbance gradient. Soil Biolology and Biochemistry, 40: 763–777. doi.org/10.1016/j. soilbio.2007.10.011.
19. Dalal, R., Mayer, R. (1986): Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland: III Distribution and Kinetics of Soil Organic Carbon in Particle-size Fractions. Austalian Joural of Soil Research, 24: 281–92.
20. Dick, W., Gregorich, E. (2004): Developinig and maintaining soil organic matter levels. In: „Managing of soil quality: chalanges in modern agriculture”. Schjønning, P., Elmholt, S., Christensen, B.T. (Ed), CABI Publishing, 103–121.
21. Ding, G., Liu, X., Herbert, S., Novak, J., Amarasiriwardena, D., Xing, B. 2006: Effect of cover crop management on soil organic matter. Geoderma, 130(3-4): 229–239.
22. Duval, E., Galantini, A., Martínez, M., Limbozzi, F. (2018): Labile soil organic carbon for assessing soil quality: influence of management practices and edaphic conditions. Catena, 171, 316–326.

23. Filep, T., Zacháry, D., Balog, K. (2016): Assessment of soil quality of arable soils in Hungary using DRIFT spectroscopy and chemometrics. Vibrational Spectroscopy, 84: 16–23.
24. Ghani, A., Dexter, M, Perrott, K. (2003): Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. Soil Biology an Biochemistry, 35: 1231–1243.
25. Gregorich, E., Bear, M., Stoklas, U., St–Georges, P. (2003): Biodegradability of soluble organic matter in maize cropped soils. Geoderma, 113:237–252. doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00363-4.
26. Gregorich, E., Carter, R. (1997): Soil quality for crop production and ecosystem health. Developments in soil science, 25: 399–428.
27. Hagedorn, F., Maurer, S., Egli, P., Blaser, P., Bucher, J.B., Siegwolf, R. 2001. Carbon sequestration in forest soils: effects of soil type, atmospheric CO2 enrichment, and N deposition. European Journal of Soil Science, 52(4): 619–628.
28. Hamkalo, Z, Bedernichek, T. (2014): Total, cold and hot water extractable organic carbon in soil profile: impact of land-use change. Žemdirbystė, 101:125–132. doi.org/10.13080/z-a.2014.101.016.
29. Haynes, R. (2005): Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. Advances in Agronomy, 85: 221–268.
30. He, Z., Mao, J., Honeycutt, C. W., Ohno, T., Hunt, J. F., Cade-Menun, B. J. (2009): Characterization of plant-derived water extractable organic matter by multiple spectroscopic techniques. Biology and fertility of soils, 45(6): 609–616.
31. Janzen, H. (2004): Carbon cycling in earth systems - a soil science perspective. Agriculture Ecosystem and Environment, 104: 399–417.
32. Janzen, H. H., Campbell, C., Brandt, S., Lafond, S., Townley-Smith, L. (1992): Light-fraction organic matter in soils from long-term rotations. Soil Science Society of America Journal, 56: 1799–1804.
33. Jian, J., Du, X., Reiter, M., Stewart, R. (2020): A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. Soil Biology and Biochemistry, 143: 107735.
34. Kalbitz, K., Kaiser, K. (2008): Contribution of dissolved organic matter to carbon storage in forest mineral soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 171: 52–60.
35. Kim, Y., Yi, M., Lee Y., Son, Y., Koike, T. (2012): Characteristics of soil CO2 efflux in even-aged alder compared to Korean pine plantations in Central Korea. Journal of Forest Science, 28: 232-241.
36. Kleber, M., Johnson, M. (2010): Advances in understanding the molecular structure of soil organic matter: implications for interactions in the environment. Advances in Agronomy, 106: 77–142.
37. Körschens, M. (2004): Soil organic matter and environmental protection. Archives of Agronomy and Soil Science, 50: 3–9.
38. Lal, R. (2007): Soil Science and the Carbon Civilization. Soil Science Socitey of America Journal, 71: 1425–1437.
39. Leinweber, P., Schulten, H., Körschens, M. (1995): Hot water extracted organic matter: chemical composition and temporal variations in a long–term field experiment. Biology and Fertilty of Soil, 20:17–23.
40. Manojlović, M., Čabilovski, R., Sitaula, B. (2011): Soil Organic Carbon in Serbian Mountain Soils: Effects of Land Use and Altitude. Polish Journal of Environmental Studies, 20: 977–986.

41. Martinez-Mena, M., Lopez, J., Almagro, M., Albaladejo, J., Castillo, V., Ortiz, R., Fayos, B. (2012): Organic Carbon Enrichment in Sediments: Effect of rainfall characteristics under different land uses in a Mediterranean area. Catena 94: 36–42. doi.org/10.1016/j.catena.2011.02.005.
42. Milić, S., Ninkov, J., Zeremski, T., Latković, D., Šeremešić, S., Radovanović, V., Žarković, B. (2019): Soil fertility and phosphorus fractions in a calcareous chernozem after a long-term field experiment. Geoderma, 339: 9–19.
43. Nejgebauer, V. (1951): Vojvođanski černozem njegova veza sa černozemom istočne i jugoistočne Evrope i pravac njegove degradacije. Naučni zbornik Matice srpske Sv. 1.
44. Nelson, D., Sommers, L. (1996): Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods, 5: 961–1010.
45. Odell, T., Melsted, W., Walker, W. (1984): Changes in soil organic carbon and nitrogen of Morrow plot soils under different treatments, 1904-1973. Soil Science, 137(3): 160–171.
46. Oldfield, E., Bradford, M., Wood, S. (2019): Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields.Soil, 5(1): 15–32.
47. Reeves, D. (1997): The role of soli organic matter in maintaining soil quality in continous cropping systems. Soil and Tillage Research, 43: 131–167.
48. Rogasik, J., Schroetter, S., Funder, U., Schnug, E., Kurtinecz, P. (2004): Long-term fertilization experiment as a data base for calculating the carbon sink potential of arable soils. Archives of Agronomy and Soil Science, 50: 11–19.
49. Ruis, S., Blanco-Canqui, H. (2017): Cover crops could offset crop residue removal effects on soil carbon and other properties: A review. Agronomy Journal, 109(5): 1785–1805.
50. Sekulić, P., Ninkov, J., Hristov, N., Vasin, J., Šeremešić, S., Zeremski-Škorić, T. (2010): Sadržaj organske materije u zemljištima AP Vojvodine i mogućnost korišćenja žetvenih ostataka kao obnovljivog izvora energije. Ratarstvo i povrtarstvo, 47: 591–598.
51. Šeremešić, S. (2012): Changes of soil organic matter in the long – term experiment on Chernozem: The effects of conventional tillage. In: Birkas, M. (Ed), Soil-School, SzentIstvanUnivesity Press. Hungary, 353–359.
52. Šeremešić, S., Ćirić, V., Djalović, I., Vasin, J., Zeremski, T., Siddique, K., Farooq, M. (2020): Long-term winter wheat cropping influenced soil organic carbon pools in different aggregate fractions of Chernozem soil. Archives of Agronomy and Soil Science, 66(14): 2055–2066.
53. Šeremešić, S., Jović, B., Kovačević, M., Ćirić, V., Đalović I. (2018): Application of diffuse reflectance spectroscopy in accessing soil organic carbon change of different land use systems on Chernozem. ESA 2018 - European Society for Agronomy Congress, Geneva, 27-31th August.
54. Šeremešić, S., Marinković, J., Tintor, B., Milošev, D., Sekulić, P., Đurđević, B., Jug, I. (2014): Labile soil organic carbon relationship with the microbial properties. Proceeding of 7th International scientific/professional conference. Vukovar 28th–30th May, 247–252.
55. Seremesic, S., Milić, S., Ćirić, V., MIlošev, D., Đalović, I., Đurđević, B., Ninkov, J. (2015): The assessment of carbon management index in maize based-cropping systems. 5th International Symposium on Soil Organic Matter, September 20-24. 2015., Göttingen, Germany, 732.
56. Šeremešić, S., Milošev, D., Ćirić, V., Đalović, I., Jaćimović, G., Dolijanović, Ž., Vojnov, B. (2017): Changes of soil organic carbon in conventional and conservation tillage. Book

of abstract, 6th International symposium on agricultural sciences, „Agrores“, Banja Luka, February 27 – March 2, 2017, Bosnia and Herzegovina, 142.
57. Šeremešić, S., Milošev, D., Sekulić, P., Nešić, Lj., Ćirić, V. (2013): Total and hot-water extractable carbon relationship in Chernozem soil under different cropping systems and land use. Journal of Central European Agriculture, 14(4): 1479 – 1487.
58. Šeremešić, S., Nešić, L., Ćirić, V., Vasin, J., Đalović, I., Marinković, J., Vojnov, B. (2020): Soil organic carbon fractions in different land use systems of Chernozem soil. Zbornik Matice srpske za prirodne nauke, (138): 31–39.
59. Šimon, T. (2008): The influence of long-term organic and mineral fertilization on soil organic matter. Soil & Water Research, 3: 41–51.
60. Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K. (2002): Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant and Soil, 241 (2): 155–176.
61. Su, Y., He, Z., Yang, Y. Jia, S., Yu, M., Chen, X., Shen, A. (2000): Linking soil microbial community dynamics to straw-carbon distribution in soil organic carbon. Scientific Report 10, 5526. https://doi.org/10.1038/s41598-020-62198-2.
62. Tobiašova, E., Debska, B., Banach-Szott, M. (2013): Stability of organic matter of Haplic Chernozem and Haplic Luvisol of different ecosystems. Journal of Central Eurupean Agriculture, 14:1558–1566. doi.org/10.5513/jcea.v14i4.2352.
63. USDA, NRCS, NSSC. (1996): Chemical analyses of organic carbon (6A). Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigation Report No. 42, Version 3.0, US Government Printing Office.
64. Varvel, E., Liebig, A., Doran, W. (2002): Soil organic matter assesment in a long-term cropping system study. Communication in soil science and plant analyses, 33 (13-14): 2119–2130.
65. Vojnov, B., Ćupina, B., Krstić, D., Vujić, S., Babec, B., Vasiljević, S., Šeremešić, S. (2020): Doprinos međuuseva poboljšanju kvaliteta zemljišta u sistemima organske poljoprivrede. Letopis naučnih radova, 44(1-2): 1–10.
66. Vojnov, B., Šeremešić, S., Ćupina, B., Krstić, Đ., Vujić, S., Živanov, M., Pavlović, S. (2020): Sadržaj labilne organske materije černozema u sistemu zaoravanja međuuseva i naknadne setve jarih useva. Zemljište i biljka, 69(2): 82–94.
67. Wang, Y., Qin, Y., Chai, Q., Feng, F., Zhao, C., Yu, A. (2018): Interspecies interactions in relation to root distribution across the rooting profile in wheat-maize intercropping under different plant densities. Frontiers in plant science, 9: 483.
68. Zentner, P., Bowren, E., Edwards, W., Campbell, C. (1990): Effects of crop rotations and fertilization on yields and quality of spring wheat grown on a black chernozem in North Central Saskatchewan. Canadian Journal of Plant Science, 70: 383-397.
69. Сворцан, Р. (2015): Индекс коришћења органског угљеника земљишта у системима гајења кукуруза. Пољопривредни факултет Нови Сад, Мастер рад, 1–41.
70. Шеремешић, С. (2012): Утицај система ратарења на својства органске материје чернозема. Докторска дисертације. Пољопривредни факултет Нови Сад, Нови Сад, 1–148.

Поглавље 17

Микроорганизми као биоиндикатори деградације земљишта

Аутори:
Др Душица Делић*,
Др Владан Угреновић,
Мр Наташа Расулић,
Др Анета Бунтић,
MSc Магдалена Кнежевић,
Др Радмила Пивић,
Др Оливера Стајковић-Србиновић

Садржај:

1. Улога земљишних микроорганизама у биосфери
2. Утицај агрономских и других антропогених фактора на деградацију земљишта
   2.1. Утицај минералних ђубрива и пестицида на биолошке особине земљишта
   2.2. Утицај обраде земљишта на биолошке особине земљишта
   2.3. Значај органских ђубрива на биолошку активност земљишта
   2.4. Остали антропогени фактори
3. Биолошка активности земљишта - индикатор деградације земљишта
   3.1. Укупан број бактерија, број физиолошких и функционалних група микроорганизама у земљишту
   3.2. Микробна биомаса
   3.3. Респирација земљишта
   3.4. Микробни метаболички коефицијент (qCO2)
   3.5. Ензиматска активност земљишта
   3.6. Биодиверзитет микроорганизама
   3.7. Техника профилисања
   3.8. Осетљивост индикатора на антропогене притиске
4. Опоравак деградираног земљишта - биолошки лек
   4.1. Конзервациона обрада земљишта
   4.1.1. Плодоред и покровни усеви
   4.2. Коришћење биљака за повећање биолошке активности земљишта
   4.3. Органска производња и примена органских ђубрива
   4.4. Биоинокуланти
5. Закључна разматрања
   Литература

* e-mail:dusicavukmir2004@yahoo.co.uk

Soil degradation assessment – microorganisms as bioindicators

Abstract – Organisms living in soil and their biological functions play a key role in the processes important for sustaining life on Earth. In healthy soil, microorganisms enable the maintenance of a favorable biochemical regime by the cycle of materials and energy flow, satisfying the needs of plants for nutrients. However, in the last decades soil health has been endangered on a global level under the influence of anthropogenic factors (intensive agriculture, industry, construction, transport) as well as under the influence of climate products which include extreme weather conditions (heavy rainfall, long periods of drought and high temperatures). These factors favor soil erosion, acidification and salinization of the soil, desertification leading to soil degradation, which is accompanied, among others, with changes in the biological properties of the soil. In order to prevent or repair soil degradation in time, it is necessary to use reliable bioindicators that point to the soil quality. So far, the following analyzes have been used: from quantities and diversity of macrofauna (worms and nematodes), through biomass, number, enzymatic activities and biodiversity of certain functional and physiological groups of microorganisms to the modern genetic analyzes as indicators of quality. Microbial biomass is used as an indicator of initial changes in the ecosystem. Total microflora, dehydrogenase activity, microbial biomass, soil respiration, the relationship between microbial enzyme activity and microbial biomass as well as the metabolic quotient for qCO2 (C-CO2 / microbial biomass) should be applied together in soil analysis because they indicate adverse effects of some anthropogenic factors and soil microbiological activity. The modern approach in the analysis of the soil microorganism's diversity uses a combination of genomic approach (metagenomics) and traditional techniques for cultivation of microorganisms. In metagenomics, the analysis of microbiological communities is performed directly by applying modern genetic techniques, without isolation and cultivation of microorganisms. Degraded or contaminated agricultural soil and land around industrial plants and thermal power plants can be recovered by applying agrotechnical measures and bioremediation techniques. Conservation tillage, crop rotation, cover crops, introduction of plants, organic production and application of organic fertilizers and bioinoculants as methods to preserve soil fertility can also be applied during the recovery of poor and damaged land and agricultural soils.

Kay words: soil, microorganisms, indicators of biogenicity, soil degradation, assessment methods.

1. Улога земљишних микроорганизама у биосфери

Микроорганизми су организми микроскопске величине, невидљиви голим оком (углавном 1μm-1mm), а чине их хетерогене групе организама. Брз раст и размножавање је заједничка одлика свих микроорганизама, који су у највећем броју једноћелијски организми. Различитог су облика и покретљивости. Налазе се у ваздуху, води, земљишту, живим организмима и мртвој органској материји.

Земљишни микроорганизми насељавају углавном површински земљишни слој, односно слој педосфере, који чини неоргански (>90% минералних честица) и органски комплекс (нежива, тј. мртва органска материја, углавном хумус, као и жива органска материја). Организми земљишта („биота земљишта“) чине живу органску материју земљишта, која се састоји од микроорганизама

или микробиота (бактерије, актиномицете, гљивице, археје, алге, вируси, праживотиње и микроскопске нематоде), животиња или макробиота (нематоде, грињe, паукови, инсекти, глисте и др.) и биљака, које углавном делимично користе земљиште као станиште (коренов систем и/или део стабла) (Sachidanand et al., 2019).

Присуство и трансформација за живот неопходних елемената (H, C, N, P, O, S) врши се захваљујући активности земљишних организма (Sachidanand et al., 2019), који су део циклуса кружења материје и енергије на Земљи. Овај процес биогеохемијског циклуса, у коме главну улогу имају земљишни микроорганизми, дефинисан је као трансформација и кружење елемената између неживе (абиотске) и живе (биотске) материје у земљишту (Madsen, 2008). Зато су биолошки процеси у земљишту основа за непрекидно кружење материје (угљеника, азота, фосфора, сумпора, воде) и енергије у природи. У здравом земљишту, нежива органска материја (у даљем тексту органска материја) се разлаже помоћу земљишних организама, ослобађајући имобилисане хранљиве материје потребне за нормално, одрживо функционисање екосистема. Осим тога, организми земљишта утичу и на структуру земљишта физичким везивањем честица и повећањем броја и величине агрегата који представљају станиште (биотоп) земљишним организмима (Madsen, 2008).

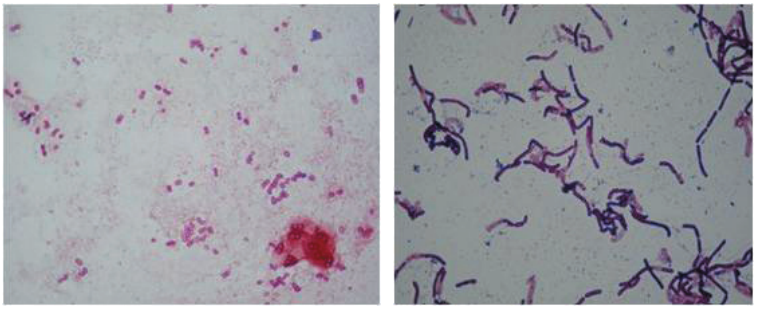
Важан део земљишних организама су микроорганизми, јер се одликују великом биохемијском активношћу (чине 80–90% укупне биолошке активности земљишта), која им омогућава да, груписане у физиолошке и функционалне групе, имају значајан утицај на стварање и плодност (биогеност) земљишта. Насељавају земљиште претежно до 30 cm дубине, чинећи 0,1–3% целокупне органске материје земљишта (просечна микробна биомаса износи 1–5 t ha^{-1}) (Govedarica и Jarak, 1995). Њиховом ензимском активношћу, у процесу кружења материје и енергије у екосистему долази до разлагања органске материје у земљишту путем низа сукцесивних биохемијских процеса, који иду у правцу минерализације и хумификације. Такође, на овај начин микроорганизми обезбеђују себи храну и енергију. Органска једињења угљеника (C) су биљни остаци, и чине их полисахариди (целулоза, хемицелулоза, скроб, пектин), лигнин, липиди, воскови, смоле и моносахариди. Потпуном минерализацијом, ова и друга сложена органска једињења се разлажу до крајњих производа: H_2O, CO_2, NH_3, HNO_3, H_2SO_4, H_3PO_4, сулфата и минералних соли. Тако се ослобађају основни хранљиви елементи (N, P, K, Ca, Mg, S), енергија и многи микроелементи неопходни у исхрани биљака. Хумус је резултат процеса хумификације, коме подлеже 10–35% органске материје земљишта и представља важан параметар квалитета земљишта и извор енергије микроорганизмима за синтезу нових органских материја. Биолошки смисао хумификације је задржавање органског C у земљишту у циљу одржавања плодности земљишта. Хумусне материје у земљишту су, такође, подложне минерализацији (дехумификацији) до крајњих производа неопходних у исхрани биљака. Главни дехумификатори су углавном више гљиве, актиномицете и бактерије. Бактерије нитрификатори омогућавају

добијање нитрата преко нитрита у процесу нитрификације, који тако снабдева биљку приступачним облицима азота (Говедарица и Јарак, 1995; Миличић и сар., 2004).

У најмногобројније микроорганизме који се налазе у земљишту сврставају се бактерије, једноћелијски микроорганизми (*Procaryota*, *Bacteria*, класа *Eubacteria*) (Javed et al., 2020). У здравом земљишту њихова бројност је реда величине 10^6–10^9 g^{-1} земљишта (Kastori, 2006). Хетеротрофне сапрофитне бактерије имају кључну улогу у минерализацији органске материје (биљни остаци и органски отпад), посебно оне која је недоступна другим микроорганизмима. У циклусу кружења азота (N) бактерије учествују у процесима аминације (протеолитичке бактерије), амонификације (амонификатори), нитрификације (нитрификатори), азотофиксације (слободни и симбиозни азотофиксатори) и денитрификације (денитрификатори). У циклусу кружења C учествују целулолитичке, амилолитичке, протеолитичке бактерије (Cardoso et al., 2013). Имају примарну улогу као хумификатори (синтеза хумуса из биљних остатака) у неутралним земљиштима. Такође, ту су и бактерије које учествују у циклусу кружења сумпора. Амонијак, један од крајњих производа потпуне минерализације органске материје, оксидацијом прелази преко азотне киселине у нитрате од стране нитрификатора. Ови аутотрофни микроорганизми, заједно са другим аутотрофима (бактерије које учествују у оксидацији водоника, гвожђа, водоник-сулфида, сумпора, итд.) својим метаболичким реакцијама обезбеђују земљиште минералним материјама, које су потребне у исхрани биљака. Целулолитичке бактерије разлажу целулозу, која се налази у органским остацима, односно мртвој органској материји у земљишту, при чему већи значај у разлагању целулозе имају одређене врсте гљива. У односу на њих, актиномицете и протозое имају мањи значај као целулолизатори (Шантрић и сар., 2002; Угарковић et al., 2011). Целулолитичка активност микроорганизама има велику улогу у кружењу C у природи и непосредно утиче на настанак хумуса у земљишту. Поред тога, потребно је истаћи бактерије које се налазе у ризосфери биљака и позитивно делују на њихов раст, тзв. бактерије које унапређују раст биљака, односно у свету познате као PGP ризобактерије, тј. PGPR (Plant Grow Promoting Rhizobacteria). PGPR бактерије (Слика 1) обезбеђују да хранљиве материје биљкама буду доступне (N, P, Fe) применом одређених механизама, као што су: фосфосолубилизација, азотофиксација, продукција сидерофора и биљних хормона (најчешће ауксина), биоконтрола фитопатогених микроорганизама (Cross и Schlesinger, 1995; Mrkovački et al., 2014).

Актиномицете (Phylum *Actinobacteria*, *Actinomycetes*) или „зракасте бактерије“ по бројности у земљишту долазе одмах после правих бактерија (у просеку 10^4–10^5 g^{-1} земљишта) (Takisawa et al., 1993). То су једноћелијски, грам-позитивни спорогени микроорганизми, који се одликују особинама бактерије и гљива. Према исхрани су хетеротрофи, углавном сапрофите, које имају веома важну улогу у циклусу кружења материје, јер разлажу тешко разградиву органску материју (хитин инсеката, биљна лигноцелулоза, целулоза, пектин, ксено-

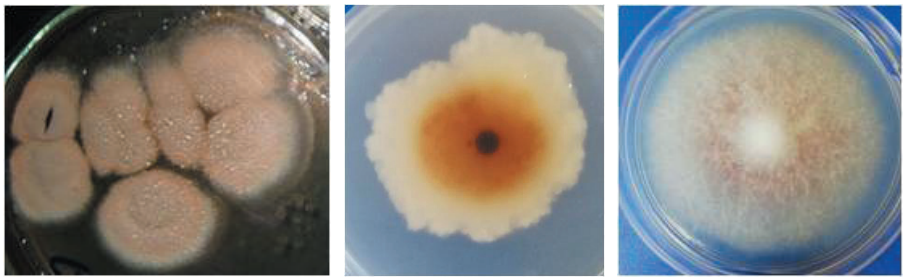
биотике) захваљујући поседовању важних ензима као што су: целулазе, хитиназе, протеазе, ксиланазе, пектиназе. Такође, имају улогу у разлагању хумуса у земљишту. Актиномицете су познате по производњи биоактивних једињења са антибактеријским и биоинсектицидним особинама (најзначајни и најпознатији род *Streptomyces*). Неке актиномицете могу да врше фосфосолубилизацију (PGPR) и азотофиксацију (фам. *Frankia*), као и рециклажу органске материје (компост) и деградацију пестицида и неких токсичних материја. У односу на влагу и температуру, оне подносе екстремне услове средине. Њихово присуство умногоме зависи од pH реакције подлоге. Јављају се ацидофилне и неутрофилне врсте (Радивојевић, и сар. 2007; Javed et al., 2021).



Слика 1. Ћелије бактерија *Azotobacter chroococcum* и *Bacillus megaterium* посматране под микроскопом

Гљиве (*Eucaryota*, *Fungi*) у земљишту су хетеротрофни, ацидофилни микроорганизми, претежно сапрофити (Слика 2), који су по бројности у земљишту (10^5–10^6 g^{-1} земљишта) мање заступљени од бактерија и актиномицета (Kastori et al., 2006; Јавед et al., 2021). Према неким ауторима, бројност може бити и мања ($5x10^4$–$1x10^5$ g^{-1} земљишта), јер зависи од физичко-хемијских особина земљишта, као и еколошких услова средине (Jarak и Čolo, 2007). Њихов хабитус је мицелија, коју чине влакнасте структуре - хифе. У земљишту их највише има на местима са високим садржајем органске материје, као и у киселим шумским земљиштима, мада су значајно заступљени и у неутралним земљиштима. Има их највише у површинском слоју, с обзиром да су аеробни микроорганизми (Јарак и Чоло, 2007). На развој велике већине гљива утиче влажност субстрата, па их стога на сувим стаништима готово и нема (Говедарица и Јарак, 1995). Њихова улога је значајна у првим фазама разлагања сложене органске материје до одређених простијих органских једињења (супстрата за исхрану других организама), CO_2 и органских киселина, као и за синтезу хумуса. Имају примарну улогу као хумификатори у киселим земљиштима. Ове активности им обезбеђују веома важно место у ланцу исхране. Поред тога, значајна је њихова улога у разлагању пестицида као сложених органских молекула (Радивојевић et al., 2007; Шантрић et al., 2008). Посебна група гљива су микоризне гљиве, које у симбиозном односу са одређеним вишим биљкама (преко корена) транфор-

мишу неприступачне облике фосфата у биљкама приступачне. Одређене врсте гљиве могу бити паразити на биљкама. Све је више истраживања која подржавају хипотезу да се микроорганизми у тлу, а посебно гљиве, могу искористити за усвајање угљеника из атмосфере и његову секвестрацију у земљишту. Гљиве својом грађом утичу на стабилизацију структуре земљишта (Молнар и сар., 2003; Johns, 2017).



Слика 2. Колоније гљива на хранљивој подлози

Алге, становници земљишта, су једноћелијски микроорганизми, који су у мањем броју заступљени у земљишту. Најраспрострањеније су зелене алге (класа Chlorophyta). Њихова густина у земљишту се креће 10^2–10^4 g^{-1} земљишта. Активност алги у земљишту је много мања у односу на бројност и активност бактерија и гљива (Khan и Rao, 2019; Javed et al., 2021). Оне алге које насељавају земљиште су већином аутотрофни (фотосинтетски), аеробни микроорганизми, због чега углавном насељавају површинске слојеве земљишта и слојеве непосредно испод површине. Оне побољшавају структуру и плодност земљишта (повећавају органску материју), а тиме и пољопривредну производњу. Способност фотосинтезе омогућава зеленим алгама (заједно са модрозеленим бактеријама, *Cyanobacteria*) да започну акумулацију органске материје на неплодном и деградираном земљишту. Такође, смањују деловање процеса ерозије услед способности да луче одређене полимере који везују честице земљишта, што обезбеђује и стабилизује добру структуру земљишта. Својим присуством у земљишту алге стабилизују и водно-ваздушни режим, утичу на повећање органске материје и плодност земљишта, што стимулише присуство и густину осталих микроорганизама (Khan и Rao, 2019; Agha et al., 2020).

Велики део праживотиња (*Protozoa*) и нематода (phylum *Nematode*), као део ланца исхране, представљају корисне организме земљишта, па их зато овде треба поменути. Праживотиње су једноћелијске еукариоте које обављају сложене метаболичке активности у земљишту (Javed et al., 2021), док су нематоде у земљишту важне за минерализацију мртве органске материје до хранљивих материја доступних биљкама. Нематоде доприносе квалитету земљишта због њихове огромне разноликости и учешћа у ланцу исхране у земљишту (Johns, 2017).

Микроорганизми сваког станишта чине микробну биомасу, која се састоји од одређених функционалних и физиолошких група микроорганизама са специфичним функцијама и активностима у кружењу материје и енергије у екосистему. Њихова заступљеност и ензиматска активност у земљишту зависи, пре свега, од количине органске материје у земљишту. Тако микроорганизми доприносе садржају органског угљеника у земљишту, не само својим присуством, већ и активношћу у којој се угљеник у органском облику везује у земљишту на дужи временски период (секвестрација C). На тај начин микроорганизми представљају значајно средство за смањење атмосферских гасова који узрокују ефекат стаклене баште, што може једним делом да смањи утицај климатских промена (Johns, 2017)

Обилна заступљеност органског угљеника у земљишту побољшава плодност земљишта и ретенцију воде у земљишту. На овај начин микроорганизми имају велику улогу у одржавању екосистема и здравља земљишта, као и обезбеђивању плодног земљишта за пољопривредну производњу (Миличић и сар., 2004; Симић, 1988; Cardoso et al., 2013).

2. Утицај агрономских и других антропогених фактора на деградацију земљишта

Земљиште, или педосфера, је динамичан природни систем који представља место интеракције између стена (литосфере), ваздуха (атмосфере), воде (хидросфере) и живих бића (биосфере). Има важан удео у функционисању и услугама екосистема неопходних за одржавање човечанства (Brady и Weil 2002; Madsen, 2008; Needelman, 2013).

Земљиште је настало и настаје од „неконсолидованог“ природног материјала, односно стена у распадању као матичног супстрата (седименти, песак, глина и др.) на површини Земље, на који су, својим узајамним дејством, утицали у времену и утичу и данас матични субстрат, климатски фактори (температура, светлост, влага и вода, кретање ваздуха, тј. ветар, ваздушни притисак), рељеф, вегетација и биолошки фактори (биота); земљиште се разликује од материјала из којег је изведено по многим физичким, хемијским, минеролошким, биолошким и морфолошким особинама (SSSA, 2010). Тако су формирана земљишта различитих физичких, хемијских и биолошких особина, чинећи одређене земљишне типове. Земљиште чини 25% гасовите фракције, 25% течне, а осталих 50% представља чврста фракција, коју чини минерална (45%) и органска материја (5%). Микроорганизми земљишта су, такође, важни за развој здраве структуре земљишта, јер производе одређене везивне супстанце (полисахариди и слузи) који помажу у физичком везивању (лепљењу) агрегата земљишта, те се тако чврсто везани земљишни агрегати теже распадају под утицајем воде и биохемијских процеса у земљишту (Johns, 2017). Квалитет земљишта се најчешће дефинише као „капацитет специфичног типа земљишта да функционише унутар природних или газдинских граница екосистема, да одржи биљ-

ну и животињску продуктивност, сачува или повећа квалитет воде и ваздуха и подржи здравље и стандард људи“ (SSSA, 1995; Karlen et al., 1997; Bouma, 1997; Schønning et al., 2004). Другим речима, квалитет земљишта представља способност земљишта да у процесу интеракције са екосистемом одржава биолошку продуктивност, квалитет других делова животне средине, чиме се одржава и унапређује здравље биљака и животиња, укључујући и људе (Doran и Parkin, 1994). Може се закључити да квалитет земљишта приказује холистичку слику физичких, хемијских и биолошких својстава земљишта и процеса, чија интеракција дефинише стање земљишта (Белановић Симић, 2017). Земљиште се као природно богатство и као ресурс највише користи у пољопривреди.

Пољопривреда је била други по реду важан фактор за развој људске цивилизације (пре 12.000 год. пољопривредна револуција је променила ток историје првобитног човека) (Harari, 2014). Све до данашњих дана модерна пољопривреда је обезбеђивала храну за већину људи на Земљи, чији је број многоструко повећан. Циљ пољопривредне производње је обезбеђење пуног капацитета пољопривредних производа на здравом и плодном земљишту. Здравље земљишта представља стање и потенцијал земљишта којим земљиште може да одржи свој квалитет, биолошке функције и унапреди здравље биљака и животиња, одржавајући тако баланс у земљишном екосистему. Односи се на биолошке, физичке и хемијске особине земљишта суштински важне за дугорочну, одрживу пољопривредну производњу, без значајног штетног утицаја на екосистем (Arias et al., 2005). Плодност земљишта представља „способност земљишта да истовремено задовољи потребе биљака за водом, хранљивим материјама, ваздухом, топлотом, простором за коренов систем, као и повољним биохемијским режимом („Сл. гласник РС“, бр. 62/2006, 65/2008 - др. закон, 41/2009, 112/2015, 80/2017 и 95/2018 - др. Закон о пољопривредном земљишту). Здрава земљишта се одликују доступним органским изворима угљеника и минералним хранљивим елементима (N, P, K), као и повољним водно-ваздушним режимом, оптималном температуром и pH, који су, сви заједно, потребни за функционисање хемијских и биохемијских процеса у земљишту. Такође, здрава земљишта садрже велики број микроорганизама и значајне количине микробне биомасе, који им омогућавају висок потенцијал у микробиолошкој активности. У односу на потенцијалну активност, у нормалним свакодневним условима екосистема земљиште не прима константну количину органске материје као извор хранљивих материја потребних за одржавање високог броја микроорганизама у земљишту услед разних природних фактора (сезонске флуктуације температуре, падавина, временске непогоде као што су поплаве, пожари).

Последњих деценија примена интензивне пољопривреде нанела је значајну штету здрављу и одрживости екосистема на светском нивоу (Scotti et al., 2015; Wikipedia, 2020). Она представља узрок проблема одрживости пољопривредне производње повезане са повећањем броја људи на Земљи у садашњем тренутку (7,8 билиона) (Scotti et al., 2015; Wikipedia, 2020), али и са повећањем

и одрживости људске популације у времену (девет милијарди до 2050) (Gomez-Sagasti et al., 2018). Познато је да стандардна пракса у интензивној пољопривреди (сагоревање стрништа, прекомерна обрада земљишта, неодговарајућа употреба минералних ђубрива и пестицида) и индустријски и демографски развој (опасан и штетан отпад, рашчишћавање необрадивог, урбаног и обрадивог земљишта, саобраћај) представљају антропогене факторе, који су омогућили услове за процесе деградације, од којих су главни: ерозија земљишта, закисељавање и заслањивање земљишта, дезертификација, смањење органског угљеника у земљишту као и смањење вегетације, и тако довели, и доводе до деградације земљишта (Johns, 2017).

Деградација земљишта је један од еколошких проблема који прети пољопривредним системима (обрадива земљишта) на глобалном нивоу. Коришћење сложених геопросторних података о процесима деградације земљишта на светском нивоу и примена одговарајућих геостатистичких техника указала је на распрострањеност одређених процеса деградације на обрадивом земљишту: суша утиче на 40% светског обрадивог земљишта, ерозија на 20%, а њихово заједничко дејство на око 7% обрадивог земљишта. Оваква истраживања, која могу указати на приоритет у санацији или ублажавању деградације земљишта, потребна су и нашој земљи (Prăvălie et al., 2021).

2.1. Утицај минералних ђубрива и пестицида на биолошке особине земљишта

Према дефиницији Статистичке и информативне платформе ЕУ „Statistics Explained“ (Eurostat, 2015), интензивна пољопривреда је пољопривредни систем који чини употреба „улазних сировина“ (капитал и инпут) за инвестирање у набавку и примену минералних ђубрива и пестицида, опреме и машина за сетву/садњу, обраду, жетву и наводњавање, неопходних за гајење усева и производњу сточне хране. Интензивна пољопривреда представља велики здравствени ризик по живи свет због минералних ђубрива и пестицида у земљишту коју нису усвојиле биљне културе, а које одлазе из земљишта отицањем у подземне воде, а одатле у површинске водотокове. Честа употреба ових ђубрива и пестицида изнад прописаних доза узроковала је током деценија велики негативан притисак на екосистем, који се огледа у контаминацији земљишта, а преко њега и подземних и површинских вода и нарушава здравље живог света (Еуростат, 2014). Њихов негативан ефекат се огледа у поремећају pH реакције, структуре и биогености земљишта. Прекомерном употребом минералних азотних ђубрива (као и стајских) не формирају се залихе азотних материја у земљишту, већ се азот (N) из ових ђубрива брзо ослобађања у земљиште и одлази у водотокове. Као последица тога долази до еутрофикације вода, смањења квалитета земљишта (промена pH у кисела земљишта) и усева, смањења биодиверзитета земљишта, и на крају негативног утицаја на здравље људи. Зато је битно правилно применити врсту и одредити дозу ђубрива. Циљ примене Нитратне

директиве (https://orgcg.org/wp-content/uploads/2014/06/Nitratna-Direktiva.pdf) је спречавање загађења надземних и подземних вода нитратима пољопривредног порекла.

Ефекат примене пестицида и минералних ђубрива на екосистем зависи од времена, количине и начина њихове примене (Hector et al., 1999; Еуростат, 2014; Loreu et al., 2001).

Дејство минералних ђубрива на стабилност микробиолошких заједница зависи од типа и начина искоришћавања земљишта, али пре свега од врсте и примењене количине (дозе) ђубрива. Негативно дејство високих доза минералних ђубрива, било појединачних или комплексних ђубрива, као и њихова дуготрајна примена, може да изазове активност токсиогених микроорганизама (Ђукић и сар. 2018).

Пестициди утичу на микробиолошке процесе у земљишту као што су минерализација и трансформација органске материје кроз циклусе кружења основних хранљивих елемената у природи (Ђукић и сар., 2018). Деловање зависи од врсте пестицида, природе активне материје, концентрације, трајања изложености микроорганизама пестицидима (Радивојевић et al., 2007). Такође, на њихово дејство утичу едафски и климатски фактори . Испитивања су показала да пестициди могу да инхибирају раст и активност микроорганизама у земљишту, изражену најчешће кроз број одређених функционалних и физиолошких група микроорганизама, као и њихову ензиматску активност (најчешће активност дехидрогеназе) (Радивојевић et al., 2007; Шантрић и сар., 2008, 2018, 2019; Ђукић и сар., 2018). Хербициди из групе триазина (метрибузин) су редуковали активност одређених микроорганизама у земљишту (Шантрић и сар., 2008). Примена пестицида има негативан утицај на диверзитет и абунданцију популација алги у земљишту (Zancan et al., 2006). Ђукић и сар. (2018) су истакли да одређена примена пестицида може да утиче на склоп врста и просторно ширење стрептомицета (fam. Streptomycetaceae) у земљишту.

2.2. Утицај обраде пољопривредног земљишта на биолошке особине земљишта

Дуготрајна обрада земљишта у интензивној пољопривреди доводи до исцрпљивања органских резерви C у процесу њихове минерализације у земљишту и ствара потребу за прекомерним коришћењем азотних неорганских и органских ђубрива. Такође, орање може утицати на динамику органске материје у земљишту, убрзавајући процес оксидације (дисање земљишта) и смањујући стабилна органска једињења, а тиме и биолошку активност земљишта (Paustian et al., 2000). Поред тога, континуирано снабдевање земљишта минералним хранљивим материјама фертигацијом подстиче микробиолошку разградњу биљних ткива са ниским садржајем N (Bonanomi et al., 2014a; Xiong et al., 2014; Scotti, 2015).

Последица исцрпљивања органских резерви C је смањење односа C/N у земљишту, при чему ово стање погоршава обилна количина N у органским и неорганским облицима (Chen et al., 2004). У неким системима дуготрајне обраде тај однос може бити веома низак 3–6 (нпр. пластеници) што указује да су веома измењени циклуси C и N настали као последица интензивног коришћења земљишта (Bonanomi et al., 2011a). Пошто је оптималан однос C/N у пољопривредним земљиштима око 10 (Batjes, 1996), јасно је да дуготрајна интензивна обрада земљишта доприноси паду квалитета земљишта, паду органске материје, а тиме долази и до смањења микробне биомасе. У својим истраживањима Zancan et al., (2006) су закључили да обрада земљишта утиче и на диверзитет и абунданцију популације алги у земљишту. Да би се избегло значајно смањење угљеника из органске материје у процесу респирације у обрадивом земљишту, мора се применити одговарајући систем његове обраде којим неће доћи до велике разградње органске материје у земљишту (Bilandžija et al., 2014). Ово би био један од инпута у одрживој пољопривреди и начин да се одржавају природни ресурси односно квалитет земљишта.

2.3. Значај органских ђубрива за биолошке особине земљишта

Нежива органска материја земљишта представља мешавину животињских, биљних и микробних остатака у различитим фазама минерализације и хумификације. Многи је сматрају најважнијом природном компонентом земљишта, јер дугорочно уређује физичке, хемијске и биолошке аспекте здравља земљишта (Hijbeek et al., 2017; Gómez-Sagasti et al., 2018). Она смањује ерозију земљишта побољшањем и стабилизацијом његове структуре, побољшава порозност и капацитет задржавања воде, даје основне хранљиве састојке за микроорганизме, који их заузврат претварају у биљкама доступне хранљиве материје (Reeve et al., 2016), стимулише микробну биомасу и активност земљишта (Larkin 2015), омогућава високи биодиверзитет (Turmel et al., 2015), повећава природну супресивност према патогенима у земљишту и смањује екотоксичност загађивача земљишта (Scotti et al., 2015).

Имајући ово у виду, јасно је колико штете може да проузрокује деценијска пракса примене интензивне пољопривреде без обнављања органских залиха угљеника, коришћењем органских ђубрива. Изостављање органских ђубрива при обради земљишта је праћено губитком органске материје, а једна од последица тога је смањење микробиолошке биомасе и ензиматске активности земљишта. На овај начин, интензивна пољопривреда негативно утиче на плодност земљишта, које је директно и највише изложено њеном утицају (Scotti et al., 2015). Може доћи до смањења функционалног и таксономског биодиверзитета, нарочито микроорганизама, и драстичног повећања слаености земљишта. Намеће се закључак да је пад органске материје у земљишту изложеном интензивној пољопривреди главни узрок губитка плодности и здравља земљишта (Arias et al., 2005).

2.4. Остали антропогени фактори

Рекреативно и пашњачко искоришћавање земљишта, крчење шума, као и примена тешке грађевинске и пољопривредне механизације представљају један од најчешћих антропогених утицаја који изазивају сабијање земљишта. На овај начин се врши ремећење водно-ваздушног режима земљишта, аутохтоног биљног покривача, а тиме и биотоп живих организама па и микроорганизама (Đukić et al., 2018; Pešić et al., 2018). Такође, човековом активношћу долази до нагомилавања комуналног и индустријског отпада, који услед брзог економског и демографског раста има за последицу негативан утицај на животну средину, квалитет и плодност земљишта. Трошкови одржавања и поправке здраве животне средине се зато значајно повећавају (Gómez-Sagasti et al., 2018).

Као последица нагомилавања индустријског отпада, радом термоелектрана, топионица метала и рудника тешки метали доспевају у околно земљиште дејством ветра, падавина, текућих вода и представљајући потенцијалне загађиваче земљишта.

Утицај потенцијално токсичних елемената (PTEs)/тешких метала на биогеност земљишта је фактор загађења земљишта, коме се посвећује посебна пажња. Микроелементи у земљишту у малим количинама могу стимулативно да делују на живе организме и екосистем. У високим концентрацијама изазивају негативан ефекат на важне биолошке процесе у биљкама, као што су фотосинтеза и дисање и процес азотофиксације (Zahran, 1999; Mitrović et al., 2012). Нарочито су опасни небиогени тешки метали (Pb, Ni, Cr, Cd, Hg, As), који због одсуства биоразградње и способности акумулације кроз ланац исхране представљају потенцијални ризик по здравље екосистема, а тиме и здравље човека (Huang et al., 2020; Knežević et al., 2021). Преласком у растворљиве облике, њихови токсични ефекти се најбрже одражавају на микроорганизме и микробијалне процесе у земљишту (Giller et al., 1989, 1998; Stanojković et al., 2010; Stan et al., 2011; Stajković Srbinović, 2018). Зато рани индикатори деградације земљишта представљају промене у броју неких група микроорганизама, као и њихових метаболичких активности (Pankhurst et al. 1995). Тако, на пример, уношење летећег пепела у различите типове земљишта утиче на физичке и хемијске карактеристике земљишта, што затим има стресан ефекат на биљке и микробиоте, укључујући ризобијалне бактерије (fam. *Rhizobiaceae*) (Karla et al. 2000; Rebah et al. 2002; Pivić et al., 2009; Delić et al. 2010; Delić et al., 2022).

Тешки метали у виду летећег пепела, пореклом из индустријских постројења, доспевају у околна земљишта и могу смањити број микроорганизама, интензитет респирације, садржај микробне биомасе и активност ензима у земљишту. Истраживање Delić et al. (2010) је показало да се са удаљавањем од пепелишта смањује штетан утицај летећег пепела на ризобијалне бактерије (*Sinorhizobium meliloti*): у зони утицаја летећег пепела до 670 m бактерије *S. meliloti* нису детектоване; у зони утицаја од 670m-2500m бактерије *S. meliloti* су присутане само на земљишту под луцерком, са којом успостављају симбиозне

односе и чији корен има заштитничку улогу према *S. meliloti* у односу на летећи пепео, а после 2500 m летећи пепео није имао утицаја на број и распрострањеност ове бактеријске врсте (Слика 3).

Слика 3. Зона утицаја термоелектране (TENT B, Обреновац)

Такође, тешки метали могу негативно да утичу на N циклус (нитрификације и минерализације N) (Kishor et al. 2010; Pandey и Singh, 2010; Parab et al. 2015; Woch et al. 2018). Негативан утицај тешких метала на биомасу алги зависи од концентрације, али и врсте тешких метала. Тако остаци неких тешких метала у земљишту, посебно Cu, могу да тичу на повећање масе неких врста алги (Zancan et al., 2006). Резултати су показали различите степене адаптације микроорганизама на тешке метале - од толерантних, преко осетљивих, па до резистентних сојева микроорганизама, што такође доводи до различитог утицаја на постојећи састав функционалних и физиолошких група микроорганизама (Guzev, 1988; Delić et al., 2022).

Такође, требало би нагласити да се у индустрији непрехрамбених производа (фармацеутска, козметичка, хемијска, производња играчака) јављају микроорганизми, који као загађивачи непрехрамбених производа загађују човекову околину у виду отпада, нарушавајући тако стање хомеостазе. И док је 98% микробиолошких загађивача повезаних са храном класификовано, идентификација микроорганизама у индустрији непрехрамбених производа је веома слаба (Cunningham-Oakes et al., 2019).

Велики здравствени проблем представљају патогене бактерије са стеченом резистенцијом на одређене антибиотике, или дезинфекциона средства, као последица селективног притиска ових антимикробних супстанци које се користе у клиничкој пракси, пољопривреди, храни за животиње. Депоније, нарочито дивље, као и отпадне воде и постројења за пречишћавање отпадних вода преносе у земљиште ове патогене бактерије и гене резистентне на антибиотике, што представља једну од највећих претњи здрављу људи. Тако, између осталих, бак-

терије отпорне на антибиотик карбапенем (carbapenem) се налазе на врху приоритета Светске здравствене организације (Hrenović et al., 2019).

3. Биолошка активности земљишта - индикатор деградације земљишта

Активност микроорганизама чини 80–90% укупне биолошке активности земљишта, због чега микроорганизми представљају најважнију биолошку компоненту земљишта. Једна од карактеристика свих живих организама је њихова осетљивост и реакција на животну средину (Cardoso et al., 2013), па су тако и микроорганизми веома осетљиви на промене у земљишту и нарушавање квалитета здравог земљишта. Осетљивији су индикатори у односу на физичко-хемијске особине земљишта, и зато могу да послуже за бржу прогнозу стања у земљишту, као и насталих промена у њему. Захваљујући томе, микроорганизми и њихова биолошка активност могу бити индикатори промена биогености, односно плодности земљишта (Paz-Ferreiro et al., 2009; Cardoso et al., 2013).

Повећање бројности и активности одређених физиолошких и функционалних група микроорганизама повећава плодност земљишта, која директно утиче на квалитет земљишта, а тиме и квалитет биљне производње (Миличић, и сар., 2004; Jarak, 2007). Одређене систематске и физиолошке група микроорганизама карактеришу одређене типове земљишта, са њиховим специфичним физичким, хемијским и биолошким особинама (едафски фактори земљишта), указујући на природно еколошко стање земљишта.

Међутим, биолошке особине земљишта се могу мењати под дејством одређених фактора природног порекла (физичко-хемијске особине земљишта, климатски фактор, биљне врсте, биолошке компоненте земљишта, тешки метали геохемијског порекла), као и антропогених фактора изазваних утицајем човека (начин искоришћавања земљишта, примена агротехничких мера, присуство опасних и штетних материја у земљишту) (Миличић, и сар., 2004; Мрвић et al., 2013). Један од најинтензивнијих антропогених фактора је начин искоришћавања земљишта, који утиче на хемијски састав биљних остатака, чија минерализација снабдева земљиште органском материјом. Неадекватно коришћење земљишта изазива промене у количини и саставу органске материје, као и садржају органског C, а последично и на физичке и хемијске карактеристике земљишта, које директно утичу и на живи свет у земљишту, нарочито на микроорганизме и њихове функционалне групе (Radivojević et al., 2007; Šantrić et al., 2008, 2019; Baier и Mielniczuk, 2008). Зато се ове промене одражавају на циклус кружења материје и доступност хранљивих састојака у земљишту.

Микробиолошке особине земљишта су параметри који карактеришу здравље и плодност земљишта (Табела 1), па свака промена у том смислу указује на потенцијалну, или насталу деградацију земљишта. Укупна микрофлора, активност дехидрогеназе, микробиолошка биомаса, дисање земљишта и qCO2 се често испитују заједно јер пружају комплетну и поуздану слику интензитета оксидоредукционих процеса, у датим околностима и прецизније могу да укажу на опасност од штетних фактора средине (Radivojević, 2006).

3.1. Укупан број бактерија, број физиолошких и функционалних група микроорганизама у земљишту

Индикатор који се често користи за испитивање здравља и потенцијалне плодности земљишта је бројност одређених физиолошких и функционалних група микроорганизама, као и укупан број микроорганизама у земљишту. Анализа се врши индиректном методом засејавања декималних разређења испитиваног земљишта на одговарајуће селективне хранљиве подлоге (Табела 2), а бројност микроорганизама се исказује по граму (g^{-1}) апсолутно сувог земљишта, и то као број бактерија које формирају колоније ако је коришћена чврста подлога (CFU g^{-1} - „Colony Forming Unit“), односно као „највероватнији број“ (MPN g^{-1} - Most Probably Number уз коришћење Mc Crady таблице) ако су коришћене течне подлоге.

Укупан број микроорганизама у земљишту је параметар који указује на потенцијалну плодности и општу биолошку активност земљишта. Сразмеран је количини органске материје у земљишту неутралне реакције и добрих водно-ваздушних карактеристика (Imbrger и Chiu, 2002; Radivojević, и сар., 2007; Јарак и Чоло, 2007; Agha et al., 2020). У плодном и здравом земљишту укупан број микроорганизама углавном чине бактерије, којих у слоју од 30 cm има реда величине 10^8–10^9 g^{-1} апсолутно сувог земљишта. Међутим, бактерије су генерално најмногобројнија група микроорганизама у земљишту, па се њихов број узима као укупан број микроорганизама, без обзира на карактеристике или тип земљишта (Радивојевић et al., 2007; Кастори, 2006; Јарак и Чоло, 2007).

Физичко-хемијске особине земљишта (нарочито садржај органске материје) и присуство заједница микроорганизама су у значајној међусобној корелацији (Agha et al., 2020). Пољопривредно земљиште средњег квалитета у слоју до 15 cm дубине садржи бактерије реда величине 10^8 g^{-1} апсолутно сувог земљишта, а гљивице реда величине 10^5 g^{-1} земљишта (10 t жива маса) (Blume et al., 2016). Према неким подацима, висока бројност актиномицета у плодним земљиштима је износила 10^7–10^8 g^{-1} апсолутно сувог земљишта (Kastori et al., 2006), такође у површинским слојевима до 15 cm (Javed et al., 2021). Заступљеност и бројност микроорганизама зависи од екосистема, тако да у пољопривредним земљиштима преовлађују бактерије и актиномицете, а у влажнијим земљиштима киселе реакције, ниске температуре заступљене су гљиве (шумска земљишта) (Nannipieri et al., 2003). Актиномицете су алкалофилни микроорганизми (Đorđević et al., 2014).

Табела 1. Микроорганизми показатељи здравља и квалитета земљишта-методе процене

ИНДИКАТОР	ЦИКЛУС	Улога индикатора	Мерење*	Метода	Додатно објашњење
Микробна биомаса	C N P	Извор и/или ослобађање C и хранљивих састојака	C и залихе хранљивих материја у ћелијама	Директна метода: Квантификација коришћењем технике бојења уз примену епифлуоресцентне микроскопије/ аутоматизоване анализе слике (Pons и Vivier, 1999).	
				Индиректне методе: Хлороформ фумифигација (Carter et al., 1999; Horwath и Paul, 1996) Супстрат индукована респирација (SIR) (Anderson и Domsch, 1990) Фосфолипидне масне киселине (PLFA) (Frostegard и Baath, 1996)	
Респирација земљишта (Дисање земљишта)	C	Активност микроорганизама у минерализацији органског угљеника	Оцена продукције CO_2-C	Продукција CO_2/O_2 помоћу хемијске титрација и др. методе SRPS EN ISO 16072:2013 (Alef, 1995)	Табела 3
qCO2 индекс тј. метаболички коефицијент	C	Метаболичко стање заједница микроорганизама	Продукција CO_2-C	Количина ослобођеног C-CO_2 по јединици биомасе у времену (Anderson и Domsch, 1990)	
Ензими земљишта-биохемијски индикатори	C N P	Метаболичка активност и функционални биодиверзитет микроорганизама	Потенцијал за разлагање органског C и N, P	Ензимска активност у циклусу кружења материје (минерализацији органске материје, и процесима нитрификације, денитрификације, азотофиксације) (Dick et al., 1996; Hardy, 1973: Arias et al., 2005)	Табела 4
Бројност микроорганизама у оквиру функционалних и физиолошких група у земљишту	C, N, P	Потенцијална активност земљишта и биодиверзитет и микробиолошка издржљивост (resilience)	Број микроорганизама	Индиректна метода засејавања децималних разређења земљишта на одговарајућим селективним хранљивим подлогама Селективна изолација микроорганизама културабилним методама: методе „Colony Forming Units (CFU)“ или „Most Probable Number (MPN) on specific or selective media“.	Табела 2
PLFA-profiling	Сви	Биодиверзитет микробних заједница	Квантификација	Екстракција и квантификација масних киселина (Zelles, 1999)	
PCR-DGGE PCR-TGGE	Све	Генетички биодиверзитет		DNK екстракција, амплификација и раздвајање	

ИНДИКАТОР	ЦИКЛУС	Улога индикатора	Мерење*	Метода		Додатно објашњење
Индикатори капацитета земљишта да спрече биљне болести	/	Супресивност земљишта и биодиверзитет	Микробна отпорност/ Резистенција на загађиваче	Бактерије које носе плазмиде Резистенција бактерија на антибиотике		
Број симбиозних азотофиксатора и азотофиксациона способност (активност) земљишта	N	Потенцијална азотофиксациона способност земљишта у циљу обезбеђивања биљке и земљишта азотом из ваздуха	Број ризобијалних бактерија	1.Укупан број ризобија методом агарних плоча-селективна манитна подлога са конго редом (Vincent, 1970), Табела 2 2.Број одређене ризобијалне врсте вегетационом методом „Plant infectin count“ инфекције специфичних легуминоза децималним разређењем ризобијалне културе (Vincent, 1970), Табела 2		Табеле 2, 4
			Ефикасност ризобијалних бактерија	Вегетациона метода	Вегетациона метода у светлосној витрини или стаклeнику: метода инфекције специфичних легуминоза културом ризобијалних бактерија „Plant infectin“, (Vincent, 1970)	
				Биохемијске методе	1.Активност ензима нитрогеназе у нодулама биљке Табела 4 2.Садржај хемоглобина у нодулама (легхемоглобин) (Virtanen et al., 1947; Jordan и Gurrard, 1951)	

Табела 2. Број одређених функционалних и физиолошких група микроорганизама у земљишту (CFU g^{-1} апсолутно сувог земљишта)

Бројност микроорганизама	Селективне подлоге (референце)		Најпогоднији тип земљишта	CFU g^{-1} према квалитету земљишта (до 30cm)
Укупан број микроорганизама	Агаризован земљишни екстракт	Pochon и Tardieuks, 1962. JDPZ, 1966	Чернозем (Jarak et al, 2005)	10^6-10^8 –просечан 10^8–10^9 - плодно и здраво 10^8- средњи квалитет пољопривредног земљишта
Број гљива	Czapek-Dox подлога	Sarić, 1989.	Кисела земљишта Ливадска црница Алувијално песковито	10^5 - средњи квалитет пољопривредног земљишта
Број актиномицета	Подлога по Красиљникову	Jarak и Đurić, 2006	Базна земљишта	10^4–10^5- средњи квалитет 10^7–10^8- плодна и здрава земљишта
Број амонификатора	1.Месопептонски агар (МПА) 2.Течна подлога са аспарагином као извором азота	Sarić, 1989; JDPZ, 1966	Плодна земљишта	10^5–10^7 - плодна и здрава земљишта
Број Azotobacter spp.	1.Подлога по Фјодорову (методом фертилних капи) 2.Подлога по Tchan-u (течна подлога са манитом)	Anderson и Domsch,1958 JDPZ, 1966	Чернозем –велики број Нема га на киселим земљиштима	10^3–10^4- просечан број
Број олиго-нитрофилних бактерија	Подлога по Фјодорову	Anderson и Domsch,1958	Плодна земљишта	
Број нитрификатора	Течна подлога са NH_4SO_4 и $NaNO_2$ као извором енергије; на подлози Winogradsky	JDPZ, 1966 Govedarica и Jarak, 1996).	Плодна земљишта богата	
Број целулолизатора (бактерије, гљиве и актиномицете)	Синтетска подлога по Waksman-Garey	Govedarica и Jarak, 1996;	Плодна земљишта	

Бројност микроорганизама	Селективне подлоге (референце)		Најпогоднији тип земљишта	CFU g^{-1} према квалитету земљишта (до 30cm)
Број денитрификатора	Подлога са KNO_3 као извором енергије	de Barjac, 1952	Земљишта богата минералним облицима N	
Алге Цијанобактерије	Синтетичка минерална подлога БГ-11 са нитратним азотом и без азота	(Rippka et al., 1979).	Плодна земљишта	10^4-, чернозем, ритска црница 10^5- алувијум (0-5cm)
Број Rhizobium spp.	1. Квашчев манитни агар са конго-редом 2. Манитни агар и Јенсенова подлога за биљку- „Plant infectin count“	Vincent, 1970	Алувијум и чернозем На псеудоглеју само у ризосфери биљке	Просечан број Sinorhizobium meliloti 10^5 - алувијум, чернозем 10^4 - гајњача 10^3 - смоница $0–10^2$ - псеудоглеј (Delić-Vukmir et al., 1994)

*Приказане су само неке од метода

Бројност осталих физиолошких и функционалних група микроорганизама, такође, може бити индикатор стања и промена у земљишту. Целулолизатори представљају групу микроорганизама којој припадају аеробне и анаеробне бактерије, актиномицете, гљиве и одређене протозое. За свој раст захтевају минералне облике N. Значајни су у пољопривредној производњи, јер доводе до разлагања веома сложених органских једињења, и то целулозе, хемицелулозе, лигноцелулозе (Radivojević et al., 2007). Велика осетљивост према кисеонику говори о томе да су целулолизатори индикатори типа земљишта и да су, такође, индикатори плодног земљишта.

Амонификаторе чине бактерије, гљиве и актиномицете, које имају способност да разлажу протеине до амонијака (деградација протеина односно, хидролитичка разградња протеина до аминокиселина и дезаминација аминокиселина), или простија азотна једињења (деградација протеина). Њихово присуство и бројност представља индикатор садржаја органских једињења азота и зависи од типа земљишта и климатских услова. У здравом земљишту њихов просечан број износи око 10^5 g^{-1} апсолутно сувог земљишта, при чему у површинским хоризонтима земљишта тај број може бити већи, и то до 10^7 g^{-1} сувог земљишта (Alexander, 1977; Jarak и Čolo, 2007).

Нитрификатори врше оксидацију амонијака, преко нитрита до нитрата, који имају једну од важних улога у исхрани биљака, јер директно утичу на квантитета и квалитета биљног приноса. Ови процеси у здравом земљишту су у сагласности са процесом амонификације.

Слободни азотофиксатори су бактерије које снабдевају земљиште азотом из ваздуха (N_2)и један од најраспрострањенијих у земљиштима Србије је *Azotobacter* spp. Овај бактеријски род представља индикатор плодности земљишта и за свој оптималан раст и развој захтева земљишта повољног водноваздушног режима, приближно неутралне реакције, добрих физичко-хемијских особина, умерено или добро обезбеђена хумусом и азотом, лакоприступачним фосфором и калијумом, као и одређеним микроелементима (просечан број је 10^2–10^4 g^{-1} сувог земљишта). Зато се не могу наћи у земљиштима лоших физичко-хемијских особина, која су слабо аерисана и кисела (Alexander, 1977; Miličić et al., 2004; Јарак и Чоло, 2007; Ђорђевић, и сар., 2014).

Процес симбиозне азотофиксације, такође, може бити индикатор квалитета земљишта. То је процес у коме специфичне ризобијалне бактерије у симбиози са легуминозним биљкама (fam. *Fabaceae*) усвајају азот из ваздуха (N_2) и тако земљиште и биљку снабдевају азотом. Нодулација и ефикасност азотофиксације, као део овог процеса, заједно са бројем ризобијалних бактерија (микросимбионта) указују на физичко-хемијске особине земљишта које карактеришу одређени тип земљишта (Delić, et al., 1994; Delić, 2014).

3.2. Микробна биомаса

Микроорганизми земљишта имају кључну улогу у минерализацији и синтези органске материје, у мобилизацији тешко растворљивих неорганских једињења у земљишту, а тиме и у одржавању биогености земљишта. Истраживања су показала да микробна биомаса „осликава" целокупно стање микроорганизама једног станишта (биотопа), што је утицало да се користи као индикатор за откривање почетних промена до којих може доћи у том екосистему - „рана дијагностика" (Ladd et al., 2004; Радивојевић, и сар., 2007) (Табела 1).

3.2.1. Микроскопија биомасе

Микроскопија је основна и стандардна техника која се користи у микробиологији. Оптичка, или електронска микроскопија, спајањем са квантитативном анализом слике и посебном обрадом слике је утицала да се омогуће нове потенцијалне примене микроскопирања: бројање, димензионисање, карактеризација облика, процена физиологије, анализа визуелне текстуре, студија покретљивости која постаје лако доступна за добијање информација о биомаси. Предности су: карактеризација морфологије ћелија (дефинисани посебни дескриптори за нитасте микроорганизме), процена физиологије (употреба флуоресцентних боја), карактеризација површине колонија микроорганизама (посебно код агарних подлога). Слике омогућавају велики број параметара, које се сакупљају и обрађују посебним статистичким поступком под називом Анализа главних компоненти („Principal Components Analysis") (Pons и Vivier, 1999).

3.2.2. Биомаса микроорганизама

Као живи део органске материје у земљишту, микробна биомаса је параметар квантитета микроорганизама који учествују у разлагању органске материје у земљишту на неком станишту. Обзиром да се тако обезбеђују хранљиве материје за биљке, микробна биомаса представља индикатор здравог и плодног земљишта (Табела 1). Зато се микробна биомаса и респирација земљишта широко користе као биоиндикатори плодности, односно деградације земљишта, као и утицаја антропогених фактора који могу да изазову његову деградацију. Они су параметри којима се мери активност микроорганизама и ниво минерализације органске материје у земљишту (Sicardi et al., 2004; Bastida et al., 2008; Cardoso et al., 2013). Истраживања су показала да су смањење органске материје и низак садржај органског C у пољопривредним земљиштима у позитивној корелацији са значајним смањењем микробне биомасе, мицелија гљива, ензимске активности и нивоа минерализације земљишта, што смањује и плодност земљишта (Bonanomi et al., 2011a). Биомаса микомицета је индикатор погоршања водноваздушног режима земљишта, који може да настане услед деградације шумских земљишта, сабијања земљишта и деградације биљног покривача (Ђукић et al., 2018). Према неким резултатима, биомаса бактерија у плодном земљишту из-

носи 0,3–3 kg·m^{-3} земљишта (Јарак и Чоло, 2007). Тежина живе масе пољопривредног земљишта средњег квалитета може да износи 10 t·ha^{-1} (Blume, 2016). Микробна биомаса чини око 1–5% органског угљеника у земљишту (Smith и Paul, 1990). У интензивној производњи, која подразумева примену плодореда и плодосмену, микробна биомаса угљеника је око 1%. Микробна биомаса C је у позитивној корелацији са приносом житарица у органској производњи (Mader et al., 2002). Индикатори негативног утицаја тешких метала (са пепелишта) на околину могу се утврдити мерењем микробне биомасе и респирације земљишта (Kishor et al. 2010; Pandey и Singh, 2010; Parab et al., 2015). Забележена је негативна корелација између микробне биомасе и концентрације одређених тешких метала (Woch, et al. 2018).

Најчешћа индиректна метода за одређивање микробне биомасе у земљишту је метода фумигације хлороформом по принципу разлике у ослобођеном CO_2 између фумигиране и нефумигиране биомасе (Carter et al., 1999; Horwath и Paul, 1996 /ISO-standard14240-2:1997/). Фумигација екстракцијом се може вршити стандардном методом, где се мери укупна екстрахована биомаса органског материјала (ISO 14240-2:1997; EN ISO 14240-2:2011; SRPS EN ISO 14240-2:2012 (en). Када је мала биогеност земљишта, користи се фумигација и инкубација.

3.2.3. Респирација индукована супстратом (SIR - Supstrate Induced Respiration) (Carter et al., 1999)

То је индиректна физиолошка метода за одређивање микробиолошке биомасе земљишта, у којој се додавањем у земљиште лако разградивог супстрата (нпр. глукоза) мери почетна промена брзине дисања земљишта и тиме одређује метаболички активан део микробне биомасе (Андерсон et al., 1990) (Табела 1). Ова метода за одређивање квалитета земљишта се врши према SRPS EN ISO 14240-1:2012. Стандард садржи методу за одређивање активне аеробне, хетеротрофне микробиолошке биомасе у аерисаним пољопривредним и минералним земљиштима.

3.2.4. Метода одређивања фосфолипидних масних киселина (PLFA) (Frostegard and Baath, 1996)

Ова метода се користи за карактеризацију микробних заједница у земљишту и пружа информације о њиховој трофичној структури (фенотипски ниво) (табела 1). То је анализа фосфолипидних масних киселина, које представљају есенцијалне мембранске компоненте присутне у живим организмима. Брза и поуздана метода (Frostegard and Baath, 1996) открива варијације које могу бити индикатори промена повезаних са коришћењем и управљањем земљиштем. PLFA анализа се користи као значајна допуна културабилних метода, с обзиром да велика већина микроорганизама земљишта не може да се окарактерише конвенционалним техникама култивације микроорганизама.

3.2.5. Биомаса алги методом „Процена биомасе алги“ и броја алги

Земљишта у којима су заступљене алге су плодна земљишта неутралне до алкалне реакције (Khan и Rao, 2019; Agha et al., 2020), па зато алге могу да служе као индикатори фертилности земљишта и модел организам за проучавање утицаја антропогених и агрономских фактора на екосистем. Неке врсте алги (*Calothrik* sp., *Thricormus* sp. и др) представљају добре индикаторе квалитета земљишта јер су веома осетљиве на одређене промене у агро-екосистемима, као што су обрада земљишта која се изводи континуирано, примена фунгицида, смањење органске материје у земљишту, присуство тешких метала и закисељавање средине (киселе кише). Осетљивост алги се манифестује кроз смањење абунданције (квантитета), односно њихове биомасе.

Брзина фиксације радиоактивно обележеног угљен-диоксида је параметар продуктивности алги у систему конвенционалне пољопривреде, а процена биомасе се заснива на броју ћелија и мерењима епифлуоросцентном микроскопијом. Број ћелија се изражава у CFU/m^2, а запремина ћелија у mm^3/m^2 (Shimmel and Darley, 1985).

Број алги (Табела 2), као и цијанобактерија указује на плодност земљишта. Оне обухватају 27% укупне микробне биомасе. У великом броју су заступљене у површинском слоју флувисола до 15 cm дубине, док је у чернозему њихова бројност висока и на већој дубини, односно до 60 cm (Jarak i sar., 2012).

3.3. Респирација земљишта

Вредности респирације земљишта и микробијалне биомасе користе се за рано утврђивање фактора деградације, или неких поремећаја у екосистему (Радивојевић, et al., 2007) (Табела 1). Респирација земљишта (земљишно дисање) је резултат минерализације, тј. биолошке оксидације органске материје од стране аеробних организама, и то углавном микроорганизама. Представља целокупну активност микроорганизама у земљишту. Према нивоу респирације може да се утврди активност земљишта и тако изврши класификација земљишта (Табела 3). Респирација земљишта је процес у коме се органска материја, дејством микроорганизама, оксидује до крајњих производа угљен-диоксида и воде и мери се брзином респирације, односно количином ослобођеног CO_2 по јединици масе земљишта за јединицу времена (mg CO_2-C/kg земљишта/дан). Количина продукованог CO_2/O_2 може бити одређена гасном хроматографијом, електричним кондуктивитетом, инфрацрвеном спектроскопијом, или хемијском титрацијом. Респирација земљишта је у позитивној корелацији са садржајем органске материје у земљишту, као и микробном биомасом и микробиолошком активношћу у земљишту (Arias, et al., 2005). На њих значајно утичу фактори спољашње средине (нарочито температура и влажност земљишта).

Стандардном методом којом се одређује респирација земљишта (SRPS EN ISO 16072:2013 - Метода истраживања и одређивања биолошких својста-

ва земљишта) може се одредити, осим активности микроорганизама, и утицај одређених адитива (хранљивих материја, загађивача, средстава за побољшање квалитета земљишта итд.) на метаболизам земљишних микроорганизама (Radivojević i sar., 2000; Radivojević i sar., 2007; Arias et al., 2005).

Табела 3. Класификација земљишта према нивоу респирације (приближан ниво CO_2)**

Степен класификације	Веома ниска активност земљишна	Ниска активност земљишна	Средња активност земљишна	Идеална активност земљишна	Необично висока активност земљишна
Земљиште-Особине и ОМ*	Сува пешчана земљишта са мало или без ОМ*	Маргинално земљиште у погледу биолошке активности и ОМ*	Умерено балансирано стање и добија додатне ОМ	Добро снабдевено ОМ, активна популација микоорганизама	Високи/прекомерни садржај органске материје
Ниво респирације/по недељи	<300mg CO_2/kg земљишта	300-500	500-1000	1000-2000	>2000
Ниво респирације/по дану	<12mg CO_2-C/kg земљишта	12-20	20-40	40-80	>80

*органска материја, **Doran, J. (2001) USDA-ARS Soil Quality Institute correlation of Solvita® and field soil respiration.

3.4. Микробни метаболички коефицијент (qCO2)

Метаболички коефицијент, или специфична брзина дисања (qCO2), изражава специфичну метаболичку активност микроорганизама и представља индикатор стања екосистема (Табела 1). Израчунава се као однос базног, микробног дисања и микробне биомасе угљеника и представља стопу дисања микроорганизама по јединици микробне биомасе (Anderson i Domsch, 1990, 1993). Помоћу овог коефицијента могу да се прате сукцесивне промене у екосистему. Више вредности индекса указују на дејство или последице негативног утицаја природних (суша), или агрономских фактора средине (обрада земљишта, пестициди, тешки метали) (Ananyeva et al., 2003). Коефицијент је већи у екосистемима који су нарушени и равнотежа микробних заједница у екосистему поремећена, при чему се за контролно земљиште користи алувијало земљиште (Anderson и Domsch, 1990, Arias, et al., 2005; Radivojević et al., 2007).

3.5. Ензиматска активност земљишта

Својом ензимском активношћу (минерализација и синтеза органске материје у земљишту) микроорганизми учествују у стварању, али и одржавању плодности земљишта па је зато ензимска активност земљишта биохемијски индикатор његове плодности (Табеле 1, 4). Биомаса и активност метаболизма микроорганизама утичу на садржај и концентрацију ензима у земљишту

(Haziev и Gulko, 1991). Директно пропорционални однос између микробне биомасе и концентрације ензима указује на интензитет биохемијских процеса који се одигравају у земљишту, а који су део циклуса кружења материје и енергије у природи (Carbonelli et al., 2000; Šantrić и Radivojević, 2004; Benitez et al., 2004; Radivojević et al., 2007).

Земљиште је средина у којој се налази око 50 врста ензима из различитих група: оксидоредуктаза, хидролаза, трансфераза и липаза (Tabatabai, 1982). Поред егзоензима пореклом од биљака и животиња, у земљишту се највише налазе егзоензими микробиолошког порекла: фосфомоноестераза, дехидрогеназа, флуоресцеин диацетат хидролазе, амилазе, протеиназе, фосфатазе, дехидрогеназе, инвертазе, каталазе, полифенолоксидазе. Егзоензими, везани са колоидима земљишта (минерали глине, хумусни колоиди, полисахариди) стварају стабилне структуре отпорне према инактивационим утицајима, чиме је ензиматска активност у земљишту одржива. За разлику од њих, слободни егзоензими, због брзе инактивације у земљишту (денатурација, протеолиза, хидролиза), имају незнатну активност (Tabatabai, 1982; Marx et al., 2001; Radivojević et al., 2007; Šantrić et al., 2008). За пољопривредну производњу је важно утврдити активност дехидрогеназе, као и ензиме под чијим утицајем се одвија кружење азота, угљеника и фосфора (амилазе, пектиназе, целулазе, фосфатазе) (Јарак и Ђурић, 2006). Ту су и ензими који учествују у разлагању целулозе (endo-β-1.4-glukonazu, egzo-β-1.4-glukonazu i β-glukozidazu) (Milošević i sar., 2001; Radivojević et al., 2007). Активност ензима дехидрогеназе и уреазе може се користити као индикатор опште биолошке активности земљишта (Sarić, 1989) (Табела 4).

Дехидрогеназе су ензими који имају активну улогу у процесу дисања ћелије. Дехидрогеназна активност (оксидација субстрата) у земљишту је највећим делом микробиолошког порекла и указује на интензитет дисања земљишта (Табела 4). Пошто су дехидрогеназе конститутивни ензими свих микроорганизама, њихова активност може бити индикатор опште микробиолошке активности земљишта. Висока активност дехидрогеназе указује на велики интензитет дисања, који би требало да карактерише плодна земљишта, добро снабдевена органском материјом (Јарак и Ђурић, 2006). Дехидрогеназна активност указује на интензитет минерализације свеже органске материје, па представља значајан индикатор квалитета земљишта у пољопривредној производњи (Говедарица и Јарак, 1995).

Одређивање активности укупне дехидрогеназе у земљишту је засновано на методи спектрофотометријског одређивања трифенил-формазана (Tabatabai, 1982). Ова метода је стандардизована од стране Интернационалне организације за стандардизацију, Женева Швајцарска (ISO) и може се радити по методи за одређивање квалитета земљишта - Метода која користи трифенил-тетразолиум-хлорид (TTC) (ISO 23753-1:2019/Amd.1:2020(E) - Determination of dehydrogenases activity in soils, Method using 2, 3, 5-triphenyltetrazolium chloride (TTC)). Вредности дехидрогеназе у здравом земљишту могу износити од неколико стотина μg TPF g/земљишта па преко 1000 μg TPF g/земљишта, док

Табела 4. Активност ензима микроорганизама у земљишту који представљају биохемијске индикаторе здравља земљишта (Cardoso, et al., 2013; Dick, et al., 1996; Šantrić, et al., 2002, 2008; Milošević, et al., 2001)

Циклус кружења	Ензими земљишта	Процеси у којима се одвија активност ензима	Микроорганизми	Метода*	Узрок смањења активности ензима
C	Дехидрогеназе	Оксидација супстрата у оксидо-редукцијском процесу (респирација)	Микроорганизми	Спектро-фотометријско одређивање трифенил-формазана (Tabatabai, 1982)	Триазин (метрибузин) (Šantrić, et al., 2008)
C	Целулазе β -глукозидаза и хемицелулазе	Минерализација целулозе, хемицелулозе и лигноцелулозе	Гљиве, целулолитичке бактерије, актиномицете, неке протозое		
C	Лактаза, лигнин манган и версатил-пероксидаза	Разлагање лигнина и ароматичних једињења	Гљиве		
C	Амилаза		Амилолитичке гљиве и бактерије		
N	Глутаминаза	Минерализација органске N материје до амонијака			
N	Уреазае		Већина микро организама	Мерење NH_4 +-N јона као производа активности ензима (Tabatabai и Bremner, 1972)	
N	Глутаминаза-Аспарагиназа	Метаболизам аминокиселина	Већина микро организама		
S	Арил сулфатаза	У циклусу кружења S	Сумпорне бактерије		
P	Фосфатаза (алкална) Фосфатаза (кисела)	У циклусу кружења P		Спектро фотометријско одређивање p-nitrofenola (Tabatabai, 1982)	Атразин (метрибузин) (Šantrić et al., 2008)
N	Нитрогеназа	Редукција ацетилена у етилен у нодулама на корену биљке у процесу симбиозне зотофиксације	Ризобијалне бактерије	Мерење тренутне нитрогеназне активности легумнинозне биљке коришћењем гасне хроматографије (Hardy et al., 1973)	

*Наведене су само неке методе.

земљиште под утицајем стресних фактора има ниску дехидрогеназну активност, од неколико десетина μg TPF g/земљишта. Вредност зависи од времена изложености стресу, концентрације стресног фактора (Radivojević et al., 2007; Šantrić et al., 2019). У земљишту третираном компостом од остатака печурака дехидрогеназна активност је достигла вредност од близу 2000 μg TPF g/земљишта, што указује на висок интензитет минерализације свеже органске материје (необјављени резултати).

Промене у земљишту под утицајем разних фактора животне средине, нарочито антропогених, утичу на микрофлору земљишта, а тиме и њихову ензиматску активност (Nayak et al., 2007; Cardoso et al., 2013).

Утицај пестицида на микроорганизме се може утврдити анализом интензитета одређених микробиолошких процеса у земљишту (Ђукић и сар., 2007, 2018). По мишљењу већег броја истраживача (Powlson et al., 1987; Allievi i Gigliotti, 2001; Monkiedje et al., 2002; Ahtiainen et al., 2003), промене у активности ензима могу да укажу на штетан ефекат пестицида на популацију микроорганизама. Дејство пестицида на активност ензима зависи од концентрације, дужине дејства одређеног пестицида, као и врсте ензима. Одређена концентрација хербицида метрибузина (из групе триазина) је деловала инхибиторно на дехидрогеназу и киселу фосфатазу, док је на неке друге ензиме дејство изостало, или је ензим повратио своју активност после привремене инхибиције активности (Шантрић et al., 2008). Иначе, дејство хербицида на дехидрогеназу, али и друге ензиме (уреаза и фосфатаза), зависи и од типа земљишта (Nagaraja et al., 1998; Шантрић et al., 2018, 2019). Ови резултати су потврдили да микроорганизми селективно реагују на присуство пестицида у земљишту смањујући (осетљиви сојеви или врсте), или чак повећавајући своју активност после неког времена (издржљиви, тј. флексибилни (resilent) сојеви или врсте), или активност изостаје код врста толерантних на дејство пестицида (Радивојевић и сар., 2007). Такође, генерално до смањења активности ензима долази и услед изумирања ћелија микроорганизама под токсичним дејством хербицида (Шантрић et al., 2008). Одређивање ензимске активности земљишта има свој потенцијал као биохемијски индикатор токсичности хербицида, када су друге технике скупе, неодговарајуће због неких карактеристика земљишта, или дуготрајне. Резултати показују способност биохемијских индикатора (дехидрогеназе, β-галактозидазе) да буду укључени у био-тестове који утврђују токсичност пестицида (Carbonell et al., 2000).

Индикатори негативног утицаја тешких метала (пепелиште) на земљишта могу се утврдити ензимском активношћу (денитрогеназа), или утицајем на микробиолошке процесе (минерализација органске материје, нитрификација, респирација) (Kishor et al., 2010; Pandey and Singh, 2010; Parab et al., 2015; Stajković-Srbinović et al., 2018).

3.6. Биодиверзитет микроорганизама

Земљиште је богат и динамичан екосистем јер представља значајан извор биодиверзитета на Земљи. Биодиверзитет микроорганизама у земљишту подразумева таксономски састав микроорганизама и састав функционалних/физиолошких група микроорганизама којима они припадају. Јаснијем одређивању биодиверзитета доприноси одређивање квантитативне заступљености одређених врста или група микроорганизама у земљишту. На тај начин биодиверзитет представља индикатор здравља земљишта, као и штетних фактора који могу да утичу на његову деградацију. Процењено је да 1 g земљишта садржи 10.000 врста бактерија које су чврсто повезане, градећи структуре у облику мреже. Овакве групације микроорганизама чине „жаришта“ микроорганизама у земљишту. У здравом земљишту разноликост микроорганизама обезбеђује структуру и стабилност земљишта, одржавање циклуса кружења материје и енергије, а тиме обезбеђује и плодност земљишта. Познато је да је биодиверзитет микроорганизама у оквиру протеобактерија, актиномицета и гљива веома важан у разлагању сложених органских материја, јер су различите врсте у оквиру ових микробијалних заједница специјализоване за одређена једињења велике молекулске масе. Диверзитет алги игра важну улогу у генези, стабилизацији, плодности земљишта, снабдевању земљишта органском материјом и азотом у процесу азотофиксације (Johansen и Shubert, 2001; Schloter et al., 2018). Микробиолошки диверзитет може бити под утицајем биљне заједнице (Harris, 2003; Matsumoto et al., 2005; Cardoso et al., 2013). Тако, биодиверзитет у ризосфери гајених биљака, али и биљака шумских заједница, утиче на искоришћавање потенцијала обрадивог земљишта, односно одржавање шумских екосистема (Угарковић et al., 2011).

Континуирана обрада земљишта, примена фунгицида и смањење органске материје у земљишту утичу на смањење биодиверзитета, а тиме и плодности земљишта, па биодиверзитет представља индикатор негативног дејства антропогених фактора (Hector et al., 1999; Loreau et al., 2001). Фактори који могу да поремете еколошке процесе у земљишту имају мање утицаја у земљишту са високим микробиолошким диверзитетом (физиолошке групе микроорганизама). Установљено је да мање деградирана земљишта показују већи микробиолошки диверзитет, који омогућава биолошку „издржљивост“ (resilience) земљишта на поремећаје у екосистему (Arias et al., 2005).

За одређивање утицаја минералних ђубрива на одређене таксономске заједнице микроорганизама користе се методе које одређују колико су одређени микроорганизми (актиномицете, микромицете) и микробиолошки процеси (азотофиксација, денитрификација) отпорни на негативан утицај минералних ђубрива (тзв. „оцена модификационе променљивости земљишта помоћу иницираног микробне заједнице“) (Гузев, 2001; Ђукић et al., 2018). Према методи „Plant infection count“ (Vincent, 1970), изведеној у контролисаним условима, поређење тест биљака инокулисаних испитиваним земљиштем са контролним биљкама

третираним пуном нормом азота може дати одговор да ли присутне концентрације минералних ђубрива у земљишту инактивирају нодулацију, која је природан процес азотофиксације (Delić, 2016).

Високе дозе пестицида у земљишту могу да имају негативан утицај на склоп и састав неких врста у заједници микроорганизама. Такво дејство је забележено на склоп врста из рода *Streptomyces*. односно на однос доминантних, ретких и случајних врста. Резултати указују да састав и склоп врста микроорганизама у одређеном екосистему зависе од концентрације пестицида (Đukić и sar., 2007).

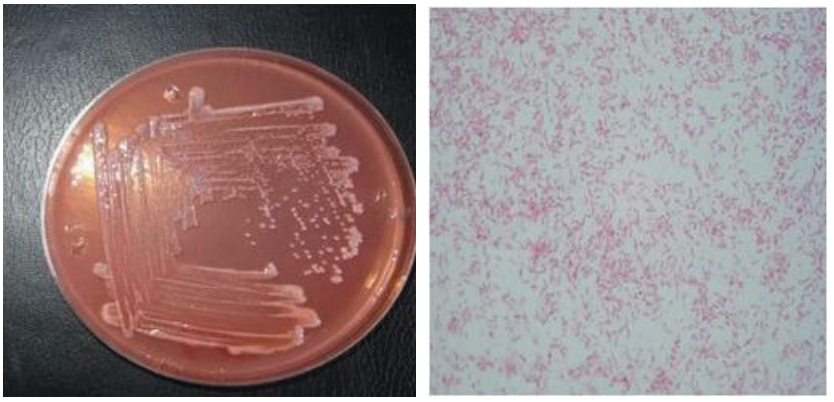
Микроорганизми су индикатори погоршања водно-ваздушног режима земљишта услед сабијања земљишта и деградације шумских земљишта, тако да у простору и времену одређени негативни фактори изазивају промене у биодиверзитету микроорганизама (нарочито гљива), промену њиховог састава и промену врста u заједници (Đukić i sar., 2018).

Оценом утицаја тешких метала на различите групе земљишних микроорганизама и различите процесе бавио се велики број научника (Левин и Бабъева, 1985; Aseeva et al., 1986; Marfenina, 1991; Umarov и Azieva, 1980; Mandić и Đukić, 2010; Rasulić et al., 2017). Токсичан ефекат тешких метала на микроорганизме негативно утиче на микробиолошке функције, а тиме и биодиверзитет заједница и популацију микроорганизама у земљишту. Веома је важно да се у пољопривредном земљишту одреде критичне и граничне концентрације метала (максимално дозвољене концентрације (МДК) на микробиолошке процесе и популације (De Vries и Backer, 1998; Giller, 1998; Belanović et al., 2004).

Процес симбиозне азотофиксације може бити индикатор контаминације земљишта тешким металима у дужем временском периоду. Симбиозна азотофиксација између легуминоза и за њих специфичних ризобијалних бактерија је, после фотосинтезе, најважнији природни процес, захваљујући коме се земљиште и биљка обезбеђују азотом из ваздуха. Фиксирање N_2 се врши у нодулама које су формиране на корену легуминоза (биљка домаћин) у процесу нодулације (Vincent, 1970). У контаминираним земљиштима, негативан утицај тешких метала се манифестује редукцијом или одсуством нодулације, а тиме и процеса азотофиксације, као и присуством неефикасних аутохтоних ризобијалних сојева у земљишту (Giller, et al. 1989; Manier et al. 2009; Stan, et al. 2011). Инхибиторни ефекат токсичне концентрације тешких метала на број нодула је у корелацији са смањењем броја ризобијалних бактерија у земљишту (Stan et al., 2011). Број бактерија у земљишту зависи од врсте ризобија, као и концентрације и типа тешких метала. Пепео који се развејава са пепелишта термоелектрана може бити токсичан због садржаја тешких метала. Испитивања азотофиксационог потенцијала околног земљишта изложеног утицају пепела који се развејава са пепелишта термоелектране TENT B (на растојању до 4.900 m од термоелектране) је показало да је од 78% изолованих сојева *S. melilti* из овог земљишта само 30% било високо ефективно у азотофиксацији (Delić et al., 2010).

3.7. Техника профилисања

Традиционалне микробиолошке методе, које се углавном базирају на добијању чисте културе микроорганизама и њиховом гајењу на одређеним хранљивим подлогама (Слика 4), као и њиховој биохемијској и физиолошкој карактеризацији, дају информацију о веома малом делу бактеријске разноврсности у земљишту.



Слика 4 Колоније бактерије *Sinorhizobium meliloti* на манитној подлози и њихове ћелије посматране под микроскопом након бојења по Граму

Процењује се да стандардне лабораторијске технике дају информације о 1% или мање бактеријске разноликости у датом узорку из околине (Torsvik et al., 1990), јер се већи део земљишних микроорганизама не може одгајити у култури. Данас се у анализи диверзитета користи спрега геномског приступа и традиционалних техника култивације бактерија. Метагеномика представља анализу генетичког материјала микроорганизама, њихове укупне DNK добијене директно из узорка животне средине, без потребе за добијањем чисте културе. Овом технологијом се анализира DNK свих микроорганизама који се налазе у једној заједници. Секвенцирање и анализа укупне метагеномске DNK не само да може открити идентитет присутних врста, већ ,такође, може пружити увид у метаболичке активности и функционалне улоге микроорганизама присутних у датом узорку. Могу се проценити микробиом (микроорганизми и њихови гени) земљишта анализом свих гена у датом узорку (генетски потенцијал земљишта), или анализом само експресије гена у узорку (активност микробиома земљишта) (Langille et al., 2013; Schloter et al., 2018). Иницијално испитивање диверзитета микроорганизама у узорцима земљишта може обухватити секвенцирање само гена за 16S rRNK (бактерија), или 18S/ITS (гљива), због високе конзервираности примарне секвенце.

Друге молекуларне методе које се могу користити у анализи микробијалних заједница су флуоресцентна *in situ* хибридизација (FISH) и анализа умножених DNK фрагмената електрофорезом (DGGE, T-RFLP, ARISA). Овим мето-

дама се одређују варијанте одређеног гена (16S rRNK и др.) и претпоставља се да свака варијанта гена одговара одређеном микробиолошком таксону. Полази се од се издвајања укупне DNK из узорка животне средине, земљишта. Затим се амплификује циљни ген или регион помоћу одговарајућих прајмера у PCR реакцији и резултујући ампликони се одвајају према тачки топљења, тј., времену денатурације DNK фрагмента (DGGE, TGGE), дужини ампликона (RISA, ARISA), или дужини фрагмента након деловања рестрикционим ензимом (T-RFLP). Резултат је или дводимензионална слика гела (DGGE, TGGE, RISA), или електроферограм генерисан аутоматизованим секвенцером (T-RFLP, ARISA).

Стандардна метода ISO 17601: 2016 - Soil quality — Estimation of abundance of selected microbial gene sequences by quantitative PCR from DNA directly extracted from soil (Квалитет тла - Процена заступљености одабраних секвенци микроорганизама квантитативном PCR из DNK директно екстраховане из земљишта) је квантитативна qPCR метода, која даје процену о изабраним групама микроорганизама. Међутим, број гена није нужно директно повезан са бројем живих организама који се мере и може садржати секвенце пореклом из мртвих ћелија микроорганизама. То значи да број секвенци није нужно повезан са живим микроорганизмима и може садржати секвенце пореклом из мртвих ћелија микроорганизама (Schloter et al., 2016).

Поред анализе микробијалних заједница базиране на DNK, могу се користити и анализа масних киселина које улазе у састав фосфолипида (PLFA), као и анализа метил естара масних киселина (FAME), које пружају информације о саставу микробијалне заједнице на основу анализе састава масних киселина. Масне киселине су високо конзервиране због своје улоге у структури и функцији ћелија и главни су састојци липидног двослоја бактеријских мембрана и липополисахарида. У великој су мери коришћени у таксономске и идентификационе сврхе.

Генетичка анализа (rep-PCR анализа, секвенцирање гена за 16S rRNA, *recA*, *atpD* и DNA–DNA хибридизација) биодиверзитета ризобијалних сојева, који су симбионти луцерке (*Medicago sativa* L.) у земљиштима Србије, показала је њихов висок генетички диверзитет на нивоу соја. У земљиштима Србије доминирају сојеви врсте *Sinorhizobium meliloti*, док је идентификован по један сој *Sinorhizobium medicae*, два соја *Rhizobium tibeticum* и један сој *Rhizobium* sp. (Stajković-Srbinović et al., 2012). У квржицама луцерке су такође нађене и неризобијалне врсте бактерија родова *Bacillus, Brevibacillus, Microbacterium* (Stajković et al., 2009).

Иако је већина особина микроорганизама кодирана углавном генима на хромозому, важно је истаћи да неке од особина микроорганизама указују на присуство особина кодираних на екстрахромозомалној DNA, плазмидима, бактериофазима (мобилом). Плазмиди су они носиоци низа гена који помажу организмима у одређеним околностима, или се налазе гени одговорни за неке реакције у симбиозном односу између бактерије и биљке.

3.8. Осетљивост индикатора на антропогене притиске

Обрада земљишта и примена минералних ђубрива и пестицида у конвенционалној пољопривредној производњи представљају најчешће антропогене факторе који могу да имају негативан утицај на микробну биомасу, као и на одређене заједнице микроорганизама у тим земљиштима (Doran и Zeiss, 2000; Đukić et al., 2018). Зато микробна биомаса представља индикатор антропогеног утицаја на пољопривредна земљишта и земљишта других намена (Wardle et al., 1999; Emmerling et al., 2001, Moore et al., 2000).

Антропогени фактори који утичу на сабијање земљишта (пашњачко искоришћавање земљишта, крчење шума, преуређење намене тла у грађевинарству у рекреативне сврхе, утицај тешке механизације у интензивној пољопривреди и др.) мењају физичке (поремећена природна структура земљишта и водно-ваздушни режим), а индиректно и хемијске и биолошке карактеристике земљишта (поремећена активност микроорганизама и биљни покривач), што изазива деградацију земљишта. Гљиве су веома осетљиве на погоршање водно-ваздушног режима које је настало услед сабијања земљишта. Неке гљиве у земљишту су и индикатори ревитализације земљишта (Đukić et al., 2018).

Истраживања, где су тешки метали третирани као антропогени фактор, су показала да се микроорганизми могу користити као индикатори контаминације земљишта тешким металима јер су много више осетљивији на стрес изазван тешким металима у односу на остале живе организме (Pankhurst, et al. 1995; Giller, 1998). Опасност од акумулације тешких метала и других штетних материја у земљишту, који иначе представљају потенцијалну опасност по здравље земљишта и екосистема, може бити додатно повећана под утицајем падавина (Pivić et al., 2016; Белановић Симић, 2018). После изливања јаловишта у сливу реке Костајнице (од места флотацијске јаловине до ушћа у реку Јадар), узрокованог поплавама 2014. године, испитано је стање пољопривредног земљишта изложеног утицају јаловишта у погледу садржаја тешких метала и биолошке активности земљишта као индикатора деградације земљишта. Анализа укупне микрофлоре, броја гљива, актиномицета и рода *Azotobacter* spp. у земљишту показала је да више од 50% испитиваног подручја није показало оптималну плодност и биогеност земљишта, те да је потребно предузети одређене агротехничке мере за побољшање физичко-хемијских, а тиме и микробиолошких особина земљишта (Белановић Симић, 2018; Belanović- Simić et al., in press).

Утицај тешких метала на микроорганизме зависи од концентрације и количине метала у земљишту (Pandey и Singh, 2010; Nayak et al., 2015), типа земљишта, микроклиме, истовременог присуства других тешких метала у земљишту, прага токсичности тешког метала за животи свет, као и од микроорганизама, који могу бити класификовани на осетљиве, толерантне, или отпорне на одређен тешки метал (Simić et al., 2014). У претходним студијама регресиона анализа указује на то да су хемијска својства земљишта (pH, P, итд.) фактори који највише утичу на број микроорганизама (Stajković-Srbinović et al., 2017,

2018). Резултати истраживања указују на сложеност утицаја тешких метала на екосистеме (Khalil et al., 1996; Wyszkowska et al., 2007; Ghani, 2010; Kostić et al., 2012; Simić et al., 2014; Stajković-Srbinović et al., 2017, 2018). У истраживању под интензивном пољопривредном производњом није утврђена значајна разлика у микробиолошким карактеристикама између земљишта без повећаних концентрација тешких метала и земљишта са благо повишеним тешким металима (Stajković-Srbinović et al., 2018). Значајне негативне корелације откривене су само између неких група микроорганизама и приступачних концентрација Ni и Cr у земљишту (Stajković-Srbinović et al., 2017). Такође, проблеми одређивања утицаја тешких метала на микроорганизме могу настати у одређивању биорасположивости` метала у земљиштима и због сложености микробних заједница у земљишту (Giller, 1998).

Процес симбиозне азотофиксације је користан као индикатор сиромашних и деградираних земљишта (de la Peña и Pueyo, 2012). Контаминација земљишта тешким металима у дужем временском периоду може имати негативан утицај на опстанак и заступљеност ефикасних сојева ризобијалних бактерија у земљишту, на процес нодулације корена легуминоза, а тиме и интензитет азотофиксације (Giller et al., 1989; Zhang et al., 1998; Stan et al., 2011). Степен нодулације корена може да се користи за екотоксиколошку процену контаминираних земљишта, и то много пре но што легуминозне биљке, на чијим коренима се стварају нодуле, испоље оштећења на таквом земљишту (Слика 5). На овај начин, одсуство нодула или степен нодулације корена легуминоза је рани индикатор контаминације земљишта тешким металима или другим штетним елементима (Wetzel и Werner 1995; Zahran, 1999; Stan et al., 2011; Kostić et al., 2012). Утицај тешких метала на ризобијалне бактерије зависи од концентрације тешких метала, врсте ризобија, као и сојева унутар исте врсте, што указује да је природна толерантност ризобијалних сојева условљена њиховим генотипом (Miličić et al., 2006; Ahemad, 2019). Отпорност бактерија на тешке метале има генетску основу. Стицање гена отпорних на висок ниво тешких метала може проузроковати смањену генетску разноликост унутар једне врсте. Истраживања Захран (1999) су указала на велику сличност међу плазмидним профилима ризобијалних изолата у земљиштима која садрже тешке метале, што указује на смањење генетске разноликости (диверзитета) у популацији која је преживела високе концентрације тешких метала. Такође, изолати су били неефикасни у азотофиксацији.

За оцену антропогених промена микробиолошких заједница у земљишту може се користити еколошка биохемија, која обухвата проучавање екологије организама и еколошке факторе животне средине. Један број квантитативних синеколошких индикатора могу бити: број врста у заједници, фреквенција налажења и доминације врста или већих таксона. Упоређивањем микробиолошких заједница природних и поремећених земљишта, а на основу низа синеколошких показатеља, утврђено је да се негативне измене у структури микробиолошких заједница манифестују, између осталог, смањењем диверзитета њихових врста,

изменом састава, просторне и временске структуре микробиолошких заједница (Đukić et al., 2018). Алге могу бити модел организам за проучавање екосистема, јер захваљујући свом биодиверзитету алге имају веома значајну улогу у формирању и одржању квалитета земљишта (Jeffrey и Shubert, 2001).

Слика 5. Нодуле на корену луцерке, *Medicago sativa* L., настале као резултат симбиозе између луцерке и ризобијалне бактерије азотофиксатора *Sinorhizobium meliloti*

Ниске вредности респирације земљишта и високи микробни метаболички коефицијент (qCO2) омогућавају да се претпостави да се у најлошијем стању налазе земљишта на којима се изводе грађевински радови (Đukić et al., 2018). Смањена респирација земљишта у дужем временском периоду може настати у условима смањења садржаја органског C, као последице крчења шума због одсуства надземних делова биљке, као и ризосфере, који продукују органски C (Zhang et al., 2006; Babujia et al., 2010; Cardoso et al., 2013). Укупна микрофлора, активност дехидрогеназа, микробиолошка биомаса, дисање земљишта и qCO2 врло често се испитују заједно, с обзиром да истовремено указују на интензитет оксидоредукционих процеса и на неповољно деловање неког од антропогених фактора (Radivojević, 2006). Различити начини обраде пољопривредног земљишта условљавају и различите нивое губитака угљеника у процесу респирације земљишта (CO_2-C флукс) (Bilandžija et al., 2014). У том смислу препоручује се обрада којом се земљиште мање ремети и обезбеђује дужи период његовог мировања.

Препоручује се да се анализа укупног квалитета и деградације земљишта обавља на холистичком принципу који упућује на здравље земљишта: утврђивање плодности земљишта, као и његове биолошке активности (Zhang et al., 2006; Cardoso et al., 2013).

Оквир за процену квалитета земљишта је од велике важности у пољопривреди и шумарству. Неки аутори су предложили комбиновање индикатора квалитета земљишта, како би се могао направити модел за одређени тип земљишта у датом региону и за одређени начин коришћења земљишта. Индикатори треба да дају право стање, да указују на опсег вредности које дефинише квалитет земљишта. Када се говори о микробиому, постоји мишљење да параметри који указују на карактеристике микробиома морају бити универзални за различите

микробиоме, тако да указују на квалитет земљишта и промене у њему. Мада не постоје јединствени погледи на утврђивање квалитета земљишта, потребно је нагласити да се подржава комбинација традиционалних и генетичких метода у анализи квалитета земљишта (Schloter et al., 2016).

4. Опоравак деградираног земљишта - биолошки лек

Тренутно стање земљишта у свету указује да су његова функционалност и продуктивност веома оштећени услед примене интензивне пољопривредне производње, урбанизације, индустријског и комуналног отпада и деградације плодног земљишта. Одржива пољопривреда, опоравак земљиштима око индустријских постројења и термоелектрана су решења која би могла да се примене у циљу спречавања деградације земљишта (Skotti et al., 2015; Gomez-Sagasti, 2018).

4.1. Конзервациона обрада земљишта

У одрживим системима биљне производње практикују се системи обраде земљишта који га мање ремете и обезбеђују дужи период његовог мировања, применом ширих плодореда са учешћем покровних и здружених усева (Угреновић и Филиповић, 2017). Тежи се да се превртање и мешање слојева земљишта при обради сведе на најмању могућу меру. Уношење биљних остатака обрадом у земљиште треба да буде на дубину до 8 cm, где они могу да буду прерађени од стране живих земљишних организама (Molnar, 1999a). Део тих остатака треба да буде остављен на површини (Слика 6) да би се смањила могућност појаве ерозије. У том смислу, конзервациона обрада земљишта је потпуно прихватљива пракса, јер омогућава одрживо коришћење земљишта у дужем временском периоду, а такође, представља и један од начина за опоравак деградираног земљишта, лоших физичко-хемијских особина. Назив „конзервациона“ потиче од енглеског „*conservation“*,што значи очување, заштита, а односи се на заштиту земљишта, његових свих слојева са органском материјом.

Слика 6. Биљни остаци пшенице крупник (*Triticum spelta* L.) распоређени по површини земљишта разривањем (фото: Угреновић 2016)

Применом конзервационих система обраде земљишта (редукована обрада - *reduced tillage*, заштитна обрада - *mulch tillage*, парцијална обрада - *partiall width tillage*, *без обраде - no tillage*), најмање 30% његове површине покривено је жетвеним остацима након сетве (Ugrenović, 2020). Тако распоређени биљни остаци штите земљиште од ерозије и високих температура, смањују сабијање, побољшавају његову структуру, позитивно утичу на водно-ваздушни режим, обезбеђују услове за одржавање органске материје и повећање микробиолошке активности у земљишту, па тиме повећавају биогеност земљишта и смањују опасност од његове деградације. Конзервациона обрада земљишта стимулише стварање микориза (Parniske, 2008), из којих се након њиховог одумирања ослобађа гликопротеин гломулин (Wu et al., 2012) који доприноси побољшању структуре земљишта.

4.1.1. Плодоред и покровни усеви

Због свог комплексног и вишеструког позитивног деловања на земљиште и принос, плодоред се у одрживим системима биљне производње суштински враћа својим основним принципима из времена када је земљорадња била претежно на основама које данас заступа органска пољопривреда. Заступљеност легуминоза и трава у таквим плодоредима би требала да буде велика (20–40%), било у виду заснивања пашњака и ливада, било увођењем једногодишњих и вишегодишњих легуминоза. Тежиште је на активирању и очувању природне плодности земљишта, а мање на непосредној исхрани биљака, како је то случај у интензивној конвенционалној производњи (Ugrenović, 2020). Након неколико година гајења вишегодишњих крмних усева земљиште има бољу структуру, биолошки је активније, има више органске материје, богатије је азотом у поређењу са усевима у монокултури (Molnar, 1999b). Такође, укључивањем легуминоза у плодоред, земљиште се обогаћује симбиотски везаним азотом, побољшава се његова структура, растреситост и повећава биодиверзитет земљишних микроорганизама (Ugrenović et al., 2020). Обезбеђивање континуираног заузимања земљишта живим кореновим системима биљака у плодореду подстиче се стварање и одржавање микориза, које доприносе бољем усвајању воде и фосфора од стране гајених биљака (Ugrenović и Filipović, 2017). Такође, континуирано увођење легуминоза у плодоред омогућује у ризосфери биљке, а тиме генерално и у земљишту, повећање броја специфичих ризобијалних бактерија које улазе у симбиозне односе са њима. У процесу фиксације атмосферског азота у оформљеним нодулама на корену легуминоза обезбеђује се азот у биљци и земљишту (Delić, 2014).

Располагање биљним остацима, увођење покровних усева у плодореде повољно утиче на повећање садржаја органске материје у земљишту (Clark, A., 2008; Santos et al., 2011), на његову плодност, па тиме и на обезбеђивање супстрата за микроорганизме. Како наводи Tosti et al. (2012), биљни остаци са ниским односом C:N у биомаси (легуминозе) се разграђују брже од оних са ши-

рим односом (траве - *Poaceae*). Здруживањем више различитих биљних врста из различитих фамилија (легуминозе и траве) у плодореду може се смањити однос C:N укупне произведене биомасе, и на тај начин убрзати разградња (Fageria et al. 2005). На овај начин могу се усмеравати процеси у земљишту у правцу повећања садржаја органске материје, или у правцу обезбеђивања приступачног азота за наредни усев (Угреновић и Филиповић, 2017). Усвајањем азота покровни усеви могу да спрече његово испирање и тако га сачувају за наредни усев, али тако спрече и загађење подземних вода (Malone et al. 2014). Раж (*Secale cereal*) у плодореду искористи 35–60% заосталог азота из производње претходног главног усева (Kasper et al. 2007). Укључивањем у плодоред покровних усева у чијим биљним остацима је однос угљеника и азота (C:N) изнад 30 (раж у пуној зрелости, стабљика кукуруза), микроорганизми за њихову разградњу троше азот, па се ова појава може искористити за управљање нитратима у земљишту (Угреновић и Филиповић, 2017).

4.3. Коришћење биљака за повећање биолошке активности земљишта

Биљке својим кореновим системом утичу на физичко-хемијске и биолошке особине земљишта. Осим што корен биљака одржава структуру и утиче на смањење ерозионих процеса, он лучењем одређених органских материја утиче на састав и активност микроорганизама у ризосфери. Стимулише развој специфичних ризобактерија и микоризних гљива, које унапређују раст биљака и инхибирају развој других биљних врста. Због стимулативног утицаја органских једињења које лучи коренов систем, бројност бактерија је неколико стотина пута већа на земљишту под биљним покривачем, нарочито под пољопривредним усевима (Nardi, 2000). Легуминозе су високо протеинске биљке, које у симбиози са ризобијалним бактеријама врше азотофиксацију и тако снабдевају земљиште и наредне културе азотом из ваздуха. Познат је стимулативни утицај ризосфере легуминоза на присуство и број ризобијалних бактерија у земљишту, јер се њихов број смањује са одсуством или временом удаљавањем легуминозних култура у плодореду (Delić et al., 1994). Укључивање луцерке у плодоред позитивно утиче на биодиверзитет и активност микроорганизама у земљишту (Ugrenović et al., 2020). Уношењем биомасе уљане репице или беле слачице може се смањити учесталост или развој трулежи корена грашка (*Aphanomyces eyteiches*), али је утврђено и формирање мањег броја нодула, што указује на ефекат и активност *Rhizobium* (Hossain et al., 2015). Ова мера је без већих споредних ефеката на генетички потенцијал корисних земљишних микроорганизама који учествују у кружењу азота, па се купусњаче безбедно могу користити у контроли земљишних патогена (Ugrenović et al., 2019). Због својих биолошких особина: способности вршења ремедијације земљишта, израженог алелопатског и нематоцидног деловања, рутави овас (*Avena strigosa* Schreb) налази примену у одрживим системима пољопривредне производње као покровни усев (Ugrenović, и сар. 2021).

Оштећена и неискоришћена урбана земљишта, као и деградирана и контаминирана подручја (нпр. пасивна пепелишта термоелектрана) другачије се третирају од природних или пољопривредних земљишта. Закон о заштити животне средине („Службени гласник Републике Србије“, бр. 135/2004, 36/2009, 36 2009 - други закон, 72/2009 - други закон, 43/2011 - Декларација Уставног суда, 14/2016, 76 / 2018, 95/2018) дефинисао је санацију као „поступак предузимања мера у циљу заустављања загађења и даље деградације животне средине на сигуран ниво за будућу употребу локације, укључујући уређење подручја, ревитализацију и рекултивацију од тога“. Употреба одређених биљака у ове сврхе је процес фиторемедијације. Систематско праћење квалитета тла, индикатори за процену деградације тла и методологија која се користи за израду програма санације („Службени гласник Републике Србије“, бр. 135/2004) прописују граничне вредности које одређују концентрацију опасних и штетних материја које би могле указивати на значајне вредности загађења и санације у земљишту и подземним водама (Vidojević и сар., 2014).

Фитоменаџмент (управљање фитом) је стратегија која се користи за санацију оштећеног земљишта и укључује биоремедијцију. Потребно је континуирано пратити стање и квалитет земљишта и подземних вода. Циљ овог процеса је смањење загађења земљишта, ваздуха и вода ограничавањем кретања тешких метала у подземне воде и кроз ланац исхране (Kishor et al., 2010).

Процес фиторемедијације врше одређене биљке применом следећих техника санације контаминираних и деградираних земљишта: ризодеградација, фитоволатилизација, фитоекстракција, фитотрансформација, фитодеградација, фитостабилизација, фитофилтрација (Kisić, 2012). На овај начин, фиторемедијацијом се могу стабилизовати депоније пепела (спречавање ерозије ветром и водом) и рекултивисати земљиште биоакумулацијом метала и секвестрацијом угљеника. Узастопни процеси фиторемедијације могу побољшати плодност, смањити ерозију земљишта и загађење ваздуха, а такође и санирати контаминацију земљишта тешким металима или другим штетним агенсима. Биљке одабране за фиторемедијацију (рекултивацију пепелишта и деградираних земљишта) морају бити отпорне на стрес, толерантне на сушу и токсичне концентрације тешких метала. За овакву намену могу се користити следеће биљке: одређене врсте трава, легуминоза, одређено дрвеће и жбуње, житарице и уљарице, али и одређене самоникле, коровске врсте. Обично се користе мешавине одређених трава, самостално или са одређеним легуминозама (најчешће луцерка или детелина) (Maiti и Prasad, 2016).

Акумулација тешких метала у биљкама зависи од укупног и расположивог садржаја тешких метала у земљишту, афинитета биљних врста према тешким металима, особинама земљишта, временских услова у току вегетације, али и међусобне интеракције присутних тешких метала у земљишту (Simić et al., 2014, 2015; Maiti и Prasad, 2016). Физичко-хемијски и биолошки фактори, као што су pH, минерологија тла, текстура, салинитет, количина хуминских кисе-

лина и присуство органских хелатора одговорни су за доступност тешких метала и биоакумулацију у биљкама (Pandei et al., 2010). Корен често делује као баријера против кретања тешких метала у надземне делове биљке и толерантан је на токсичне концентрације метала, што објашњава већу акумулацију тешких метала у корену, у поређењу са другим деловима биљке (фитостабилизација) (Shanker et al., 2005). У циљу обезбеђивања ефикасног процеса фиторемедијације могу се применити одређени додаци приликом сетве биљака, и то: минерална и органска ђубрива, површински слој земљишта богатог глином, креч, вермикулит, канализациони муљ, наноматеријали, PGP ризобактерије.

Фитоменаџмент користи биљне системе који су истовремено еколошки (нпр. обнављање функција и услуга екосистема), економски (нпр. производња биомасе и енергије) и социјални (нпр. управљање градском климом, рекреација и слободно време). Фитоменаџмент обично обухвата комбинацију биомасе и енергетских усева (и њима одговарајућих микроорганизама) и примену одређених додатака за опоравак недовољно искоришћеног земљишта (нпр. деградираног и/или контаминираног земљишта). Доприноси обнављању здравог биотопа за животињски свет и биоресурсе за локално становништво. Дакле, фитоменаџмент генерише синхроно побољшање биолошких функција земљишта, примену услуга екосистема и остварену профитабилност земљишта (Maiti и Prasad, 2016; Gomez-Sagasti et al., 2018).

4.4. Органска производња и примена органских ђубрива

Органска производња се, као целовит систем, управљања производњом хране, базира на еколошкој пракси, високом степену биодиверзитета и очувању природних ресурса. Нарочито истиче рационално коришћење: земљишта, вода, органске материје, применом поступака који нису за њих штетни. Тако, органска биљна производња треба да допринесе одржавању и повећању природне плодности земљишта, као и смањењу његове ерозије. Пожељно је да се биљке хране преко екосистема земљишта, а не употребом растворљивих ђубрива која му се додају.

У органској производњи, плодност и биолошка активност земљишта одржава се и повећава практиковањем ширих плодореда, са већим учешћем махунарки, увођењем покровних усева (Ugrenović and Filipović, 2017), применом компостираних органских ђубрива пореклом из сточарске производње, или отпада са газдинства. Посебно се истиче значај сточарске производње за органска пољопривредна газдинства, јер им обезбеђује неопходне органске и хранљиве материје за обрађено земљиште. Једно од важних начела органске производње је и очување и унапређење биодиверзитета. Интензивирање пољопривреде у последњим деценијама је изразито негативно утицало на биодиверзитет (Ugrenović i sar., 2012), а непримерена употреба синтетичких агрохемикалија утицала је значајно и на губитак биодиверзитета земљишта (Franeta, 2015).

Одрживо управљање пољопривредом доводи до одређених промена у пољопривредној производњи у циљу опоравка земљишта и добијања плодног земљишта стабилизовањем органског угљеника у земљишту, као и ослобађањем минералних хранљивих материја. Органска материја побољшава структуру (агрегатну стабилност), порозност и ретенцију земљишта, хемијске и биолошке особине земљишта, помаже у борби против патогена и смањује токсичност тешких метала (Bonanomi et al., 2010**;** Skotti et al., 2015). Обезбеђивање органске материје на оптималном нивоу, која је супстрат за микроорганизме, од велике је важности и за опоравак земљишта, у смислу повећања његове плодности. Ослобађање азота је од нарочитог значаја за побољшање приноса и квалитета усева.

Органска ђубрива (компост, тресет, биоугаљ, стајско ђубриво, индустријски и комунални отпад, шкољке, дрвна сеча, слама, канализациони муљ, пиљевина) својом применом поправљају и опорављају особине земљишта на којима је била примењена интензивна пољопривреда и надокнађују недостатак азота у земљишту (Goss et al., 2013). Најчешће се користе компост и стајско ђубриво.

Компост је природно, органско ђубриво, пореклом од отпадног органског субстрата (биљног и животињског порекла, канализациони муљ) који се компостирањем претвара у хумус. У процесу хумификације, компост примењен у земљишту се разлаже до трајног хумуса, који је извор залиха органског угљеника, минералних материја, органских киселина и других хранљивих материја лако доступних биљкама, који се споро ослобађају у дужем временском периоду. На тај начин садржај N и P у земљишту је обезбеђен, што значајно утиче на плодност земљишта и биљни принос (Skotti et al., 2015).

Компосту се обично додају разни додаци (адитиви), зависно од намене: материјали који побољшавају аерацију и дренажу земљишта (песак, шљунак, струготина, вермикулит, грануле глине), материјали који убрзавају раст биљака (земља или тресет), неутрализатори за постизање неутралне pH вредности земљишта, материјали који утичу на редукцију салинитета, друга органска ђубрива и сл.

Употреба компоста може позитивно утицати на бројност (нарочито спорогених бактерија) и биодиверзитет микроорганизама у земљишту, при чему се мора водити рачуна о количини компоста која се примењује (Zaccardelli et al., 2013a). Многа истраживања указују да употреба компоста утиче на повећање активности ензима (дехидрогеназа, уреаза, фосфомоноестераза, б-глукозидаза и др) (Lakhdar et al., 2011; Thangarajan et al., 2013). Компост добијен од отпадног материјала (комунални чврсти отпад, канализациони муљ) може да побољша плодност деградираног земљишта (слана земљишта) и унапреди раст биљака (Lakhdar et al. 2011). При томе, комунални отпад не сме бити загађен тешким металима преко дозвољених концентрација, као и патогеним бактеријама. Користи се као органско ђубриво у хортикултури, агрокултури и вртлар-

ству јер побољшава раст биљака, али и као побољшивач квалитета земљишта. Поред тога, користи се за контролу ерозије, ремедијацију депонија, рекултивацију земљишта, у грађевинарству за реконструкцију мочвара и обала водотокова. С обзиром да је примена компоста на раст биљака показала негативне резултате (Tikuia, 2010; Aslam и Vander Gheinst, 2008), мора се нагласити да ефекат компоста на опоравак и плодност земљишта зависи од типа земљишта, али и врсте и количине компоста. Гајење јечма (*Hordeum vulgare* L.) и травних врста на сланом земљишту третираном комуналним чврстим отпадом, и компостом од палминог отпада утицало је на пораст органске материје, повећање микробне биомасе и активности одређених ензима (Ouni et al., 2013). Биомаса луцерке је дала компост доброг квалитета: добро је био обезбеђен азотом (укупан азот 5,04%), органском материјом (42,56%), повољан однос C/N - 8,51. Вредности pH, влажност и EC су биле оптималне. Укупна микрофлора била је заступљена у значајном броју ($65,22x10^6$ CFU g^{-1} сувог компоста), што указује на интензивну микробиолошку активност, а присуство амонификатора ($7,97x10^5$ CFU g^{-1} сувог компоста) на значајну заступљеност азотних органских једињења (Угреновић и сар., 2020).

Коришћење компоста од остатака печурака је вршено на земљишту на коме је гајена зелена салата. Иако је коришћено земљиште добрих хемијских особина (средње обезбеђено хумусом и азотом, добар однос C/N (8–10), добро обезбеђено лакоприступачним фосфором и калијумом), примењени компост је имао утицај на повећање опште биогености земљишта, изражену кроз значајно повећање бројности амонификатора, нитрификатора и бактерија *Azotobacer* spp., као и повећање денитрогеназне активности земљишта. Вредности дехидрогеназе су биле повећане око 2.5 пута у односу на нетретирано земљиште и износиле су 1600–1970 **µg TPF** $\mathbf{g^{-1}}$, што компост од остатака печурака препоручује за примену и на земљиштима доброг квалитета (необјављени резултати).

Поред компоста, за поправку пољопривредног земљишта се могу користити стајњак, отпад из производних процеса прехрамбене индустрије (ђубриво животињског порекла), као и градски органски отпад и муљ. Они обезбеђују хранљиве састојке пољопривредним културама, као и органску материју земљишту, која побољшава тако његову плодност. Коришћење градског органског отпада и муља се мора користити у пољопривредном земљишту уз мере контроле из санитарних разлога (Goss et al., 2013).

4.5. Микроорганизми и поправка земљишта

Инокулације семена и земљишта високо ефикасним сојевима корисних бактеријских врста, као и микоризним гљивама, врши се у циљу побољшања плодности земљишта, смањења употребе минералних ђубрива и пестицида, одржавања здравља земљишта и унапређења приноса и квалитета пољопривредних култура (Johns, 2017).

4.5.1. PGP ризобактерије

Земљишне бактерије које позитивно утичу на раст биљака означене су као PGPR, тј. ризобактерије, које побољшавају раст биљака (plant growth promoting rhizobacteria). Најпознатије су врсте из родова *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Azotobacter*, *Klebsiela*. Механизми деловања PGP ризобактерија могу бити подељени на индиректне и директне (Glick, 2013). Директни механизми обухватају: биолошку фиксацију азота, продукцију фитохормона, солубилизацију минерала, као што су фосфати, продукцију сидерофора итд. Индиректни механизми су, пре свега, у вези са биоконтролом и укључују производњу антибиотика, синтезу екстрацелуларних ензима и компетицију у ризосфери за нутријенте (Ortiz-Castro et al., 2009). Примена PGPR помаже у смањењу коришћења минералних ђубрива и пестицида и ублажава њихове негативне последица на околину (Pérez-Montano et al., 2013). Различите врсте PGP ризобактерија се користе за побољшање раста и развоја биљака гајених на земљиштима лоших физичко-хемијских (кисела земљишта, земљишта сиромашна у N, P и Fe) и микробиолошких особина, као и биљака гајених под стресним условима (присуство тешких метала у земљишту, салинитет, пестициди, висока температура итд.) (Ahemad и Kibret, 2013). Примена ризобијалних бактерија и других PGP бактерија је унапредила раст и усвајање нутријената код легуминоза (црвена детелина, луцерка) и нелегуминозних биљака (јежевица, ливадски вијук, овас, јечам) на киселим земљиштима (Delić et al., 2012, 2012a, 2013; Stajković-Srbinović et al., 2014, 2015, 2015a, 2016). Инокулација ризобијалним бактеријама смањује концентрације микроелемената или тешких метала у биљкама узгајаним у земљиштима са повишеним концентрацијама различитих метала (Wani et al., 2008, 2007; Dary et al., 2010; Stajković-Srbinović et al., 2020) и препозната је њихова улога у фитостабилизацији земљишта контаминираних тешким металима (Dary et al., 2010). У том смислу, актиномицете (врсте рода Streptomyces и др.) имају значајну улогу у земљишту као ризобактерије које подстичу раст биљака, као и комерцијална биођубрива (Anwar et al., 2016; Javed et al., 2021).

4.5.2. Ризобијални биоинокуланти

Ризобијални биоинокуланти су микробиолошка N ђубрива која садрже високоефикасне сојеве ризобијалних бактерија, способних да у симбиозној заједници са легуминозама усвајају (фиксирају) азот из ваздуха (N_2) и на тај начин снабдевају азотом земљиште и наредне усеве. Тиме, у конвенционалној пољопривреди ризобијални биоинокуланти смањују потребу за употребом минералних N ђубрива, док у органској представљају њихову алтернативу.

Познато је да се само један део,односно мање од 50% примењене дозе N минералних ђубрива пред сетву усвоји од стране усева, док се остатак у виду високо растворљивих нитрата губи из земљишта испирањем и преко подземних вода загађује површинске водотокове, и улази у ланац исхране (Abera и Tadele,

2016). Међутим, коришћење симбиозне азотофиксације је еколошки прихватљив биолошки процес, у коме се биљка на природан начин снабдева азотом из ваздуха (N_2). Чињеница да се аутохтоне популације ризобијалних бактерија у земљишту углавном одликују слабом или умереном ефикасношћу у азотофиксацији, утицала је да се природна азотофиксациона активност легуминоза побољша применом ризобијалних инокуланата односно, N-биођубрива, чији су активни агенси живи ризобијални сојеви са високим азотофиксционим потенцијалом и већом компетитивном способношћу у односу на аутохтону популацију ризобијалних бактерија (Vojinović et al., 1989; Delić et al., 2013a). Њихова примена се врши тако што се семе легуминозних биљака или земљиште третира (инокулише) ризобијалним инокулантима непосредно пред сетву легуминоза, или се семе третира у фази дораде семена. У оба случаја, примена ризобијалних инокуланата утиче на повећање приноса легуминоза (30–50%), повећање садржаја протеина у сену и зрну легуминоза, снабдевање земљишта и нелегуминозних култура азотом, али могу да утичу и на побољшање раста биљака захваљујући својим PGP способностима, који макроелементе у земљишту недоступне за биљку трансформишу у доступне (продукција сидерофора, фосфосолубилизација) (Abi-Ghanem et al., 2012; Delic et al., 2011, 2011a; Delić, 2014). Просечне вредности фиксираног азота код легуминоза износе око 60%, у зависности од врсте и сорте односно генотипа легуминоза, типа земљишта и фактора средине, као и методе мерења фиксираног азота (Phillips, 2004; Delić et al., 2011; Delić et al., 2013b; Delić, 2016).

Примена ризобијалних инокуланата представља важну, економски исплативу агротехничку меру, којом се у конвенционалној пољопривреди смањује употреба N минералних ђубрива (30–90%, зависно од врсте легуминоза), а у органској се изоставља. То указује да се финансијска улагања у производњу легуминоза значајно могу смањити, с обзиром на значајно мање трошкове производње ризобијалних инокуланата у односу на трошкове минералних N ђубрива (Delić, et al. 2013; Delić, 2016).

Ризобијални инокуланти би требало, нарочито, да се примењују на земљишту на коме се легуминозе нису уопште гајиле, или нису гајене дужи временски период, на земљишту лоших физичко-хемијских особина, као што су песковита земљишта, или земљишта у којима су присутни анаеробни услови (кисела земљишта, као што је псеудоглеј, и то уз калцификацију), као и оштећеним и деградираним земљиштима сиромашним у азотним једињењима. Такође, обавезна би била инокулација врста или сорти легуминоза које се први пут сеју на неком подручју, јер се претпоставља да таква земљишта обично не садрже одређене врсте или сојеве ризобија који су ефикасни у азотофиксацији (Vojinović, et al., 1989; Delić, 2014). Међутим, они би требало да се примењују и на плодним земљиштима, без обзира на аутохтону ризобијалну популацију задовољавајуће ефикасности у азотофиксацији, јер високо ефикасни сојеви у ризобијалном инокуланту имају неке од PGP особине којима побољшавају раст

биљке (продукција хормона, фосфосолубилизација, синергистички ефекат са микоризним гљивама) (Antoun и Prevost 2000; Mehboob et al. 2009; Delić et al. 2012; Stajković et al. 2009; Stajković-Srbinović et al. 2014). Ризобијални инокуланти се могу користити, осим код легуминоза, и за инокулацију нелегуминозних биљака (Delić et al. 2012, 2012a; Stajković-Srbinović et al., 2014, 2015, 2015a, 2016). Коинокулација ризобија неким PGP ризобактеријама има значајан утицај на повећање приноса и квалитета биљака (Stajković et al. 2009a).

4.5.3. Ремедијација земљишта помоћу микроорганизама

Микроорганизми имају значајну улогу у опоравку земљишта од загађења (тешким металима, ксенобиотицима, пестицидима, органским загађивачима) (Đukić et al., 2018). На основу савремених генетских метода као што је метагеномска анализа микробиома потврђено је да микроорганизми земљишта имају огроман генетички потенцијал, који кодира ензиме за разградњу антропогених загађивача, ксенобиотика. Нека истраживања су утврдила да индустријски контаминирана земљишта могу да садрже преко 100 различитих гена за ензиме који могу да учествују у разградњи ксенобиотика (Schloter et al., 2016).

Примена микроорганизама у поправци, односно ремедијацији оштећених и деградираних земљишта може се користити самостално (биоремедијација), или као допуна биљкама у процесу фиторемедијације (ризодеградација). Примењују се аутохтони микроорганизми и микробиолошки инокуланти. Ремедијација земљишта микроорганизмима је одрживији и исплативији приступ уклањања тешких метала са депонија летећег пепела и околног контаминираног земљишта, у поређењу са већином хемијских техника санације, које су скупе и могу имати штетне ефекте на структуру земљишта (Kumar и Verma, 2018). Осим тога, од великог је еколошког значаја.

У процесу биоремедијације микроорганизми могу да се користе самостално у деградацији ксенобиотика и других штетних материја и органских загађивача у земљишту. Они могу да врше биоакумулацију (усвајају штетне материје, које укључују у метаболизам бактеријске ћелије, или биљне ћелије) или биосорпцију (везивање, тј. имобилизација тешких метала за површину мртвих микроорганизама) (Kukić, 2016). На тај начин се врши санирање подлоге и смањује испирање штетних тешких метала из подлоге, чинећи пепелиште или контаминирано земљиште мање токсичним (Ma et al., 2011; Babu и Reddy, 2011; Zhou et al., 2014; Maiti и Prasad, 2016). Имобилизацијом се може побољшати биорасположивост неких метала (нпр. Cu) током биоремедијације летећег пепела (Kukić, 2016**).**

Одређени микроорганизми у ризосфери корена биљке имају способност да разлажу органске ксенобиотике и друге загађиваче (деградација), па се тако користе у ризодеградацији, као облику фиторемедијације оштећених земљишта (Tangahu et al., 2011). Примена PGP ризобактерија се користи у циљу снабдевања биљке неопходним хранљивим елементима на сиромашном, оштећеном,

или деградираном земљишту, као и у сарадњи са биљком, за уклањање тешких метала, пестицида и других загађивача из ризосфере. У овом процесу, биљка коренским излучевинама позитивно утиче на раст и размножавање ризобактерија које врше деградацију штетних материја у земљишту. За ову технику фиторемедијације потребно је користити биљке са дубоким кореном. Примена микроорганизама има за циљ да се помогне биљкама секвестрирањем тешких метала током процеса фиторемедијације (Kumar и Verma, 2018). Они помажу биљкама да апсорбују штетни ниво микроелемената у својим ткивима (Ma et al., 2011). Помоћу својих метаболита екстрахованих у ризосферу, микроорганизми смањују покретљивост и биорасположивост метала, који постају биоразградиви и мање токсични.

Цијанобактерије, или ризобијалне бактерије које су толерантне на тешке метале, коришћене су за повећање садржаја N и P и смањење токсичности метала у летећем пепелу и контаминираном земљишту. Толерантне ризобијалне бактерије могу помоћи у транслокацији и биоакумулацији тешких метала у биљним ткивима (део корена и/или изданка) (Gupta et al., 2004; Jing et al., 2019).

На почетку процеса биоремедијације пепелишта или других деградираних земљишта користе се обично слободни и симбиозни азотофиксатори, у циљу снабдевања земљишта азотним једињењима, као и микоризне гљиве, у циљу снабдевања биљке фосфором (Костић и сар. 2012). Сложеност процеса симбиотске азотофиксације захтева да оба симбионта буду високо компатибилна и толерантна на стресне услове у биотопу. Важно је нагласити да се одговарајући број ризобијалних бактерија у одговарајућој количини ризобијалног инокулума мора користити за инокулацију легуминоза у процесу биоремедијације, како би се одржао висок степен нодулације и одговарајући број бактерија неопходних за оптималну нодулацију (Gupta et al., 2004; Chaudhary et al., 2011; Delić et al., 2013; Buntić et al., 2019). Микоризне гљиве, такође, имају посебан потенцијал за увећање коренске масе. На тај начин оне штите биљку од стресних услова средине и повећавају потенцијал секвестрације угљеника код неких врста трава (Iqbal et al. 2012; Maiti и Prasad, 2016). Главна стратегија за обнављање плодности сиромашних, оштећених и деградираних земљишта је одржавање постојећих толерантних ризобијалних сојева, или увођење ризобијалних инокуланата са ризобијалним сојевима резистентним на тешке метале и високо инфективним и ефикасним у азотофиксацији.

5. Закључак разматрања

Земљиште је динамичан живи систем у простору и времену, највећим делом захваљујући биохемијским активностима микроорганизама, који врше 80–90% његове укупне биолошке активности. Зато микроорганизми имају веома значајну улогу у одржавању плодности и квалитета земљишта и обезбеђењу кружења материје и енергије у екосистемима. Свака промена квалитета земљишта под утицајем одређених негативних фактора (антропогени и

климатски) одражава се на заступљеност микроорганизма и активности њихових физиолошких и функционалних група. За благовремено откривање и санацију загађења или деградације земљишта потребно је одредити критеријуме загађења и начин утврђивања загађења, односно индикаторе загађења. Ове промене се мере традиционалним биолошким индикаторима, међу којима микробиолошки индикатори заузимају значајно место (укупна микрофлора, бројност физиолошких и функционалних група микроорганизама, ензимска активност и диверзитет микроорганизама, микробна биомаса, дисање земљишта и qCO2). Процењује се да стандардне лабораторијске технике дају информације о 1% или мање бактеријске разноликости у датом узорку из околине. Традиционални индикатори су допуњени генетичким методама (метагеномика) на бази секвенционирања укупне DNK микробиома земљишта (врсте микроорганизама и њихов укупан генетски материјал). Постоје мишљења да је одсуство граничних вредности које дефинишу квалитет земљишта условљено неједнаким распоредом микробиолошких заједница у земљишту, које су распоређене у облику врућих тачака, у којима су најактивније (једна од најактивнијих врућих тачака је ризосфера). Зато је још увек тешко тачно и увек одредити право стање биолошких карактеристика земљишта.

Контаминирана и деградирана земљишта се могу поправити захваљујући природној способности микроорганизама да ензиматским процесима у земљишту разграђују загађиваче (пестициди, тешки метали, ксенобиотици), као и применом микробиолошких инокуланата у процесима биоремедијације или фиторемедијације. Такође, они снабдевају земљиште и биљке хранљивим материјама на оштећеним и сиромашним земљиштима у циљу унапређења раста биљака у процесу фиторемедијације, а тиме и санације оштећених и деградираних подручја.

Деградирана, као и земљишта контаминирана тешким металима и штетним супстанцама у концентрацијама већим од дозвољених могу се поправити применом микробиолошких инокуланата у процесима биоремедијације или фиторемедијације. Одређени микроорганизми врше деградацију пестицида, ксенобиотика, имобилизацију тешких метала. Такође, они обезбеђују земљиште и биљке хранљивим материјама на оштећеним и сиромашним земљиштима и тиме доприносе санацији оштећених и деградираних подручја.

Литература

1. Abera, H., Tadele, B. (2016): Effect of Rhizobium inoculation and nitrogen fertilization on nodulation and yield response of common bean (Phaseolus vulgaries L.) at Boloso Sore, Southern Ethiopia. Int. Jagric Biol, 6, 2224-2225.
2. Abiven, S., Menassero, S., Chenu, C. (2009): The effect of organic inputs over time on soil aggregate stability: a literature analysis. Soil Biol. Biochem. 41, 1-12.
3. Agha, Q., Asrar, M.U.D.A.S.S.I.R., Leghari, S.K., Somalani, M.A. (2020): Algae, soil fertility and physicochemical properties in agricultural fields of balochistan, Pakistan. Pakistan Journal of Botany, 52(4), 1491-1495.

4. Ahemad M. (2019): Remediation of metalliferous soils through the heavy metal resistant plant growth promoting bacteria: Paradigms and prospects. Arab. J. Chem, 12(7), 1365–1377.
5. Ahemad M., Kibret M. (2013): Mechanisms and applications of plant growth promoting rhizobacteria: Current perspective. Journal of King Saud University- Science, 26, 1-20.
6. Alef, K. (1995): Soil respiration. In: Alef K, Nannipieri P (eds) Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, New York, 214-218.
7. Alexander, M. (1977): Introduction to Soil Microbiology. John Wiley and Sons, New York.
8. Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. (1990): Application of echo-physiological quotients (qCO2 and qD) on microbial biomasses from soil of different cropping histories. Soil Biol Biochem 25: 393-395
9. Anderson J.P.E., Domsch K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. Soil Biology and Biochemistry 10, 215-221.
10. Anwar, S., Ali, B., Sajid, I. (2016): Screening of rhizospheric actinomycetes for various in-vitro and in-vivo plant growth promoting (PGP) traits and for agroactive compounds. Frontiers in microbiology, 7, 1334.
11. Arias, M.E., González-Pérez, J.A., Gonzalez-Vila, F.J., Ball, A.S. (2005): Soil health: A new challenge for microbiologists and chemists. International microbiology, 8(1), 13-21.
12. Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., García, C. (2008): Past, present and future of soil quality indices: a biological perspective. Geoderma 147: 159-171
13. Batjes, N.H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. Eur. J. Soil Sci. 47, 151-163.
14. Van Belkum, Alex, Géraldine Durand, Michel Peyret, Sonia Chatellier, Gilles Zambardi, Jacques Schrenzel, Dee Shortridge, Anette Engelhardt, and William Michael Dunne Jr. (2013): Rapid clinical bacteriology and its future impact. Annals of laboratory medicine 33(1), 14-27.
15. Belanović Simić, S., Delić, D., Miljković, P., Beloica, J., Lukić, S., Stajković-Srbljinović, O., Knežević, M., Kadović, R. (in press): Impact of tailing outflow on soil quality around the former Stolice mine (Serbia). Chapter 25. In: Advances in Understanding Soil Degradation (Eds: E. Salnjikov, L. Mueller, A. Lavrishev, F. Eulenstein) Springer, Nature, Switzerland, in press.
16. Belanović Simić, S. (2018): Usluge ispitivanja stepena degradacije zemljišta usled izlivanja jalovišta Stolice. Projekat Ministarstva zaštite životne sredine Republike Srbije i Šumarskog Fakulteta, Univerzitet u Beogradu.
17. Белановић Симић, С. (2017): Квалитет земљишта – изазови система коришћења, Универзитет у Београду – Шумарски факултет, Београд, CD-ROM, ISBN 978-86-7299-258-8, COBISS:SR-ID 235500812.
18. Belanović, S., Knežević, M., Miličić, B. M., & Đorović, M. (2004). Contents of heavy metals and micro-flora in some soils of Mt. Stara Planina. Glasnik Šumarskog fakulteta, (89), 53-61.
19. Benitez, E., Melgar, R., Nogales, R. (2004): Estimating soil resilience to a toxic organic waste by measuring enzyme activities. Soil Biol. Biochem., 36: 1615-1635.
20. Beškoski, V. P., Gojgić-Cvijović, G. Đ., Milić, J. S., Ilić, M. V., Miletić, S. B., Jovančićević, B. S., Vrvić, M. M. (2012): Bioremedijacija zemljišta kontaminiranog naftom i naftnim derivatima: mikroorganizmi, putanje razgradnje, tehnologije. Hem. ind, 66(2), 275-289.

21. Bilandžija, D., Zgorelec, Ž., & Kisić, I. (2014). Soil carbon loss by soil respiration under different tillage treatments. Agriculturae Conspectus Scientificus, 79(1), 1-6.
22. Blume, H. P., Brümmer, H. Fleige, G. W., Horn, R., & Kandeler, E. Kögel--Knabner I, Kretzschmar R, Staher R, Wilke BM (2016) Scheffer/ Schachtschabel soil science. ISBN 978-3-642-30941-0 ISBN 978-3-642-30942-7 (eBook) DOI 10.1007/978-3-642-30942-7
23. Bonanomi, G., Capodilupo, M., Incerti, G., Mazzoleni, S. (2014a): Nitrogen transfer in litter mixture enhances decomposition rate, temperature sensitivity, and C quality changes. Plant Soil. 381, 307-321.
24. Bouma, J. (1997): Soil Environmental Quality: A European Perspective, J. Environmental Quality 26: p. 26 – 31
25. Brady, N.C., Weil, R.R. (2002): The soils around us. In The Nature and Properties of Soils, 17th ed. (Upper Saddle River, NJ: Pearson Education, 2002) 9-11.
26. Carbonelli, G., Pablos, M.V., Garcia, P., Ramos, C., Sanchez, P., Fernandez, C., Tarazona, J.V. (2000): Rapid and cost-effective multiparameter toxicity test for soil microorganisms. Sci. Total Environ, 247: 143-150.
27. Cardoso E.J.B.N., Vasconcellos R.L.F., Bini D., Miyauchi M.Y.H., Santos C.A.D., Alves P.R.L., Paula A.M.D, Nakatani A.S., Pereira J.D.M., Nogueira, M. A. (2013): Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? Scientia Agricola, 70(4), 274-289.
28. Carter MR, Gregorich EG, Angers DA, Beare MH, Sparling GP, Wardle DA, Voroney RP (1999): Interpretation of microbial biomass measurements for soil quality assessment in humid temperate regions. Can J Soil Sci, 79, 507-520.
29. Chittora, D., Meena, M., Barupal, T., Swapnil, P., Sharma, K. (2020): Cyanobacteria as a source of biofertilizers for sustainable agriculture. Biochemistry and biophysics reports, 22, 100737.
30. Chaudhary, K., Inouhe, M., Rai, U.N., Mishra, K., Gupta, D.K. (2011): Inoculation of Rhizobium (VR-1 and VA-1) induces an increasing growth and metal accumulation potential in Vigna radiata and Vigna angularis L. growing under fly-ash. Ecol. Eng., 37, 1254–1257
31. Choudhary, K.K., Singh, S.S., Mishra. A.K. (2007): Nitrogen Fixing cyanobacteria and their potential applications. In: Gupta R.K., & V.D. Pandey (eds) Advances in Applied Phycology, New Delhi: Daya Publishing House, 142-154.
32. Clark, A. (2008): Managing cover crops profitably. DIANE Publishing, 3, 1-248.
33. Coughlan, L. M., Cotter, P. D., Hill, C., & Alvarez-Ordóñez, A. (2015): Biotechnological applications of functional metagenomics in the food and pharmaceutical industries. Frontiers in microbiology, 6, 672.
34. Cunningham-Oakes, E., Weiser, R., Pointon, T., Mahenthiralingam, E. (2019): Understanding the challenges of non-food industrial product contamination. FEMS Microbiology Letters, 366, fnaa010.
35. Cross, A.F., Schlesinger, W.H. (1995): A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. Geoderma, 64, 197-214.
36. Dary, M., Chamber-Pe´rez, M.A., Palomares, A.J., Pajuelo, E. (2010): ‘‘In situ’’ phytostabilisation of heavy metal polluted soils using Lupinus luteus inoculated with metal resistant plant-growth promoting rhizobacteria. J. Hazard. Mater. 177, 323–330.

37. Dick, R.P., Breakwell, D.P., Turco, R.F. (1996): Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: Doran JW, Jones AJ (eds) Methods for assessing soil quality. Soil Sci Soc Am, 107-121.
38. Delić-Vukmir, D., Lugić Z., Radin, D., Knežević-Vukčević, K., Simić, D. (1994): Presence and Density of Root Nodulation Rhizobium meliloti Bacteria in Different Soil Types of the Krusevac Region. Mikrobiologija 31: 117-122.
39. Delić, D., Stajković, O., Rasulić, N., Jošić, D., Kuzmanović, Đ., Maksimović, S., Miličić, B. (2010): Presence and activity of Sinorhizobium meliloti as the indicator of potential N2 fi xation ability of TP „Nikola Tesla“ Obrenovac surrounding soils. Zemljište i biljka, 59(2), 117–128.
40. Delic, D., Stajkovic-Srbinovic, O., Kuzmanovic, Dj., Rasulic, N., Mrvic V., Andjelovic, S., Knezevic-Vukcevic, J. (2011): Effect of bradyrhizobial inoculation on growth and seed yield of mungbean in Fluvisol and Humofl uvisol. African Journal of Microbiology Research, 5(23), 3946–3957.
41. Delić, D., Stajković-Srbinović, O., Kuzmanović, Đ., Rasulić, N., Jošić, D., Maksimović, S., Miličić, B. (2011a): Significance of Azotofiksin in increasing yield and quality of leguminous fodder and food crops. Zbornik naučnih radova Instituta PKB Agroekonomik, 17(1-2), 137-147.
42. Delić, D., Stajković-Srbinović, O., Živković, S., Protić, N., Rasulić, N., Kuzmanović, Đ., Simić, A. (2012): Unapređenje rasta italijanskog ljulja (Lolium multifl orum Lam.) primenom PGP rizobakterija. Zaštita bilja, 63(2), 93–99.
43. Delić, D., Stajković-Srbinović, O., Živković, S., Protić, N., Rasulić, N., Kuzmanović, Đ., & Simić, A. (2012a). Growth promotion of Italian ryegrass (Lolium multiflorum Lam.) by application of plant growth promoting Rhizobacteria. Zaštita bilja, 63(2), 93-99.
44. Delić, D., Stajković-Srbinović, O., Živković, S., Protić, N., Rasulić, N., Kuzmanović, Đ., & Simić, A. (2013). Growth promotion of alfalfa, Medicago sativa L.: By inoculation of a preceding crop with rhizobacteria. Zaštita bilja, 64(1), 35-42.
45. Delić, D., Stajković-Srbinović, O., Rasulić, N., Kuzmanović Đ., Maksimović, S. (2013a): Rhizobia as inoculants and their use in agricultural production. 1st International Congress in Soil Science: SOIL-WATER-PLANT, 23-26 September, Belgrade, Serbia. Proceedings, Plenary lectures, 42–63.
46. Delić, D., Stajković-Srbinović, O., Radović, J., Kuzmanović, Dj., Rasulić, N., Simić, A., Knežević-Vukčević, J. (2013b): Differences in symbiotic N_2 fixation of alfalfa, Medicago sativa L. cultivars and Sinorhizobium spp. strains in field conditions. Roumanian Biotechnological Letter, 18(6), 8743–8750
47. Delić, D. (2014): Rizobijalne bakterije u poljoprivrednoj proizvodnji leguminoza. Rhizobial bacteria in agricultural production of legumes. Izdavač: Institut za zemljište, Beograd i Zadužbina Andrejević, Beograd, Srbija.
48. Delić, D., Stajković-Srbinović, O., Knežević-Vukčević, J. (2016): Alfalfa (Medicago sativa L.) and Sinorhizobium meliloti: perspective for rhizobial inoculants in Serbia, Botanica Serbica, 40(1), 13-19.
49. Delic D., E, Stajković-Srbinović O., Buntić A. (2022): Chapter 26. Hazards and Usability of Coal Fly Ash. In Saljnikov, E., Mueller, L., Lavrishev, A., Eulenstein, F., (Eds.) Advances in Understanding Soil Degradation, Springer, Nature: Gewerbestrasse 11, 6330 Cham, Switzerland AG, 2021; ISSN 978-3-030-85681-6
50. Doran, J.W., Parkin, T. B. (1994): Defining and assessing soil quality, in Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. eds. J. W. Doran et al. SSSA Special Publication

No. 35 (Madison, WI:, Soil Science Society of America, American Society of Agronomy: 3-21.
51. Đorđević, S., Dželetović, Ž., Stanojević, D., Radan, Z. (2014): Microbiological and biochemical properties of deposols RB'Kolubara'. Zaštita materijala, 55(1), 91-94.
52. Đukić, D., Semjonov, A., Mandić, L., Đurović, V., Zelenika, M., Stanojković-Sebić, A. (2018): Proučavanje funkcionalnih profila mikrobnih zajednica zagađenih zemljišta. „XXIII savetovanje o biotehnologiji", Zbornik radova, 257-267.
53. Eckshtain-Levi, N., Harris, S. L., Roscios, R.Q., Shank, E.A. (2020): Bacterial Community Members Increase Bacillus subtilis Maintenance on the Roots of Arabidopsis thaliana. Phytobiomes Journal, 4(4), 303-313.
54. Eurostat (2015): Statistics Explained. Accessed 09th April 2021.
55. Fageria, N.K., Baligar, V.C., Bailey, B.A. (2005): Role of cover crops in improving soil and row crop productivity. Communications in Soil Science and Plant Analysis 36(19-20), 2733-2757.
56. Frostegard, A., Baath, E. (1996): The use of phospholipid fatty acids analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. Biol Fertil Soils, 22, 59-65
57. Giller, K.E., Witter, E., Mcgrath, S.P. (1998): Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agicultural soils: A review. Soil Biol Biochem, 30, 1389–1414.
58. Giller, K.E., Mcgrath, S.P., Hirsch, P.R. (1989): Absence of nitrogen fixation in clover grown on soil subject to long-term contamination with heavy metals is due to survival of only ineffective Rhizobium. Soil Biol Biochem 21, 841-848.
59. Glick, B.R. (2013): Bacteria with ACC deaminase can promote plant growth and help to feed the world. Microbiological Research, 169, 30-39.
60. Gupta, D.K., Rai, U.N., Sinha, S., Tripathi, R.D., Nautiyal, B.D., Rai, P., Inouhe, M. (2004): Role of Rhizobium (CA-1) inoculation in increasing growth and metal accumulation in Cicer arietinum L. growing under fly-ash stress condition. Bull Environ Contam Toxicol, 73(2), 424–431
61. Gómez-Sagasti, M. T., Hernández, A., Artetxe, U., Garbisu, C., & Becerril, J. M. (2018). How valuable are organic amendments as tools for the phytomanagement of degraded soils? The knowns, known unknowns, and unknowns. Frontiers in Sustainable Food Systems, 2, 68.
62. Govedarica, Mitar, Mirjana Jarak (1995). Mikrobiologija zemljišta. Univerzitet u Novom Sadu, Poljoprivredni fakultet, Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad.
63. Govedarica, Mitar, Mirjana Jarak (1996). Praktikum iz mikrobiologije. Poljoprivredni fakultet, Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novii Sad.
64. Goss, M.J., Tubeileh, A., Goorahoo, D. (2013): A review of the use of organic amendments and the risk to human health. Adv. Agron. 120, 275-379.
65. Harari, Y.N. (2014): Sapiens. A Brief History of Humankind/Yuval Noah Harari. ISBN 978-86-80118-00-0.
66. Hardy, R., Burns, R.C., Holsten, R.D. (1973): Applications of the acetylene-ethylene assay for measurement of nitrogen fixation. Soil Biology and Biochemistry, 5(1), 47-81.
67. Hardy, R., Burns, R.C., Holsten, R.D. (1973): The acetylene-ethylene assay for N fixation: Laboratory and field evaluation. Plant Physiology, 43, 1185-2207.
68. Harris, J.A. (2003): Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. European Journal of Soil Science, 54, 801-808.
69. Haynes, J.R. (2009): Reclamation and revegetation of fly ash disposal sites challenges and research needs. J Environ Manage, 90, 43–53.

70. Haziev, F.H., Gulko, J.M. (1991): Fermentativnaja aktivnost počv agrocenozov i perspektivi ee izučenija. Počvovedenie, 8: 88-103.
71. Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M.C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P.G., Finn, J.A., Freitas, H., Giller, P.S., Good, J., Harris, R., Högberg, P., Huss-Danell, K., Joshi, J., Jumpponen, A., Körner, C., Leadley, P.W., Loreau, M., Minns, A., Mulder, C.P.H., O'Donovan, G., Otway, S.J., Pereira, J.S., Prinz, A., Read, D.J., Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E.D., Siamantziouras, A.S.D., Spehn, E.M., Terry, A.C., Troumbis, A.Y., Woodward, F.I., Yachi, S., Lawton, J.H. (1999): Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. Science. 286, 1123-1127.
72. Hossain, Sh., Bergkvist, G., Glinwood, R., Berglund, K., Mårtensson, A., Hallin, S., Persso, P. (2015): Brassicaceae cover crops reduce Aphanomyces pea root rot without suppressing genetic potential of microbial nitrogen cycling. Plant Soil, 392, 227–238.
73. Horwath W.R. and Paul E. A. (1996): In "Methods of Soil Analysis", Part II: Microbiological and Biochemical Propeties, SSSA.Chapter 38, 836-859.
74. Hrenović, J., Ivankovic, T., Durn, G., Dekic, S., Kazazic, S., & Kisic, I. (2019). Presence of carbapenem-resistant bacteria in soils affected by illegal waste dumps. International journal of environmental health research, 29(2), 154-163.
75. Janzen, H. H. (2016): The soil remembers. Soil Science Society of America Journal, 80(6), 1429-1432.
76. Јарак, М., Чоло, Ј. (2007): Микробиологија земљишта. Универзитет у Новом Саду, Пољопривредни факултет.
77. Јарак, М., Ђурић, С. (2006): Практикум из микробиологије. Нови Сад, Србија.
78. Jarak, M., Fojkar, O., Hajnal-Jafari, T., Đurić, S., Stamenov, D., & Čolo, J. (2012). Zastupljenost cijanobakterija, algi i bakterija u različitim tipovima zemljišta (The occurrence of nitrogen-fixing cyanobacteria, algae and bacteria in different types of soil). Letopis naučnih radova Poljoprivrednog fakulteta, 36(1), 96-100.
79. Javed, Z., Tripathi, G.D., Mishra, M., Dashora, K. (2020): Actinomycetes–The microbial machinery for the organic-cycling, plant growth, and sustainable soil health. Biocatalysis and Agricultural Biotechnology, 101893.
80. JDPZ (1966): Priručnik za ispitivanje zemljišta-knjiga II-Mikrobiološke metode ispitivanja zemljišta i voda: Izdavač: Jugoslovensko društvo za proučavanje zemljišta, Beograd, Srbija.
81. Johansen, J. R., Shubert, L. E. (2001): Algae in soils. Nova Hedwigia Beiheft, 123, 297-306.
82. Johns, C. (2017). Living soils: the role of microorganisms in soil health. Fut Direct Intl, 1-7.
83. Jordan, D. C., Garrard, E. H. (1951): Studies on the legume root nodule bacteria: i. detection of effective and ineffective strains. Canadian journal of Botany, 29(4), 360-372.
84. Jović, J. M., Mojović, L.V., Pejin, J.D., Kocić-Tanackov, S.D. (2015): Primena gljiva koje razgrađuju lignocelulozu za proizvodnju bioetanola iz obnovljive biomase. Chemical Industry/Hemijska Industrija, 69(6).
85. Kannan, V.R., Sithara, S., Chandru, S. (2015): Proportional analysis of leghaemoglobin concentration in various nodulating plants and intuitive Rhizobium species. European Journal of Experimental Biology, 5(4), 15-23.
86. Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E. (1997): Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. Soil Science Society of America Journal 61, p. 4–10

87. Kaspar, T.C., Jaynes, D.B., Parkin, T.B. Moorman, T.B. (2007): Rye Cover Crop and Gamagrass Strip Effects on NO Concentration and Load in Tile Drainage. Journal of environmental quality, 36(5), 1503-1511.
88. Kastori, R., Bogdanović, D., Kadar, I., Milošević, N., Sekulić, P., Pucarević, M. (2006): Uzorkovanje zemljišta i biljaka nezagađenih i zagađenih staništa. Naučni institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad, Srbija.
89. Kennedy, A.C., Smith, K.L. (1995): Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. Plant and Soil, 170, 75-86
90. Kennedy, A.C., Stubbs, T.L. (2006): Soil microbial communities as indicators of soil health. PubAg. Nal. Usda. Gov. Annals of Arid Zon. 45(3, 4), 287-308.
91. Khan, A., Rao, T. S. (2019): Molecular evolution of xenobiotic degrading genes and mobile DNA elements in soil bacteria. In Microbial Diversity in the Genomic Era, Academic Press, 657-678.
92. Kishor, P, Ghosh, A.K., Kumar, D. (2010): Use of flyash in agriculture: A way to improve soil fertility and its productivity. Asian Journal of Agricultural Research 4(1), 1–14.
93. Kisić, I. (2012): Sanacija onečišćenoga tla, udžbenik, Agronomski fakultet Sveučilišta u Zagrebu.
94. Knežević, M.M., Stajković-Srbinović, O.S., Assel, M., Milić, M.D., Mihajlovski, K.R., Delić, D.I., Buntić, A.V. (2021): The ability of a new strain of Bacillus pseudomycoides to improve the germination of alfalfa seeds in the presence of fungal infection or chromium. Rhizosphere-Neth, 18, 100353.
95. Ladd, J. N., Amato, M., & van Veen, H. A. (2004): Soil microbial biomass: its assay and role in turnover of organic matter C and N. Soil biology & biochemistry, 36, 1369-1372.
96. Lakhdar, Abdelbasset, Rosalia Scelza, Walid ben Achiba, Riccardo Scotti, Maria A. Rao, Naceur Jedidi, Chedly Abdelly, and Liliana Gianfreda. "Effect of municipal solid waste compost and sewage sludge on enzymatic activities and wheat yield in a clayey-loamy soil." Soil science 176, no. 1 (2011): 15-21.
97. Langille, M.G., Zaneveld, J., Caporaso, J.G., McDonald, D., Knights, D., Reyes, J.A., Clemente, J.C., Burkepile, D.E., Thurber, R.L.V., Knight, R. and Beiko, R.G., 2013. Predictive functional profiling of microbial communities using 16S rRNA marker gene sequences. Nature biotechnology, 31(9), 814-821. doi: 10.1038/nbt.2676
98. Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A. (2001): Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. Science. 294, 804-808.
99. Maiden, M. C., Van Rensburg, M. J. J., Bray, J. E., Earle, S. G., Ford, S. A., Jolley, K. A., & McCarthy, N. D. (2013). MLST revisited: the gene-by-gene approach to bacterial genomics. Nature Reviews Microbiology, 11(10), 728-736.
100. Mäder, P., Flieβbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U. (2002): Soil fertility and biodiversity in organic farming. Science. 296, 1694-1697.
101. Maksimović, S., Blagojević, S., Pivić, R., Stanojković, A. (2008): Quality characteristics of some grass species cultivated on fly-ash desposits of a thermal power station. Fresenius Environmental Bulletin 17(5), 584–588.
102. Malone, R.W., Jaynes, D.B., Kaspar, T.C., Thorp, K.R., Kladivko, E., Ma, L., James, D.E., Singer, J., Morin, X.K., Searchinger, T. (2014): Cover crops in the upper midwestern United States: Simulated effect on nitrate leaching with artificial drainage. Journal of soil and water conservation 69(4), 292-305.

103. Matsumoto, L.S., Martines, A.M., Avanzi, M.A., Albino, U.B., Brasil, C.B., Saridakis, D.P., Rampazo, L.G.L., Zangaro, W., Andrade, G. (2005): Interactions among functional groups in the cycling of, carbon, nitrogen and phosphorus in the rhizosphere of three successional species of tropical woody trees. Applied Soil Ecology 28: 57-65.
104. Miličić, B., Delić, D., Stajković, O., Rasulić, N, Kuzmanović, Đ. and Jošić, D. (2006): Effects of heavy metals on rhizobial growth. Rom Biotechnol Lett, 11, 2995-3003.
105. Miličić, B., Delić, D., Jošić, D., Kuzmanović, K. (2004): Microbial processes of carbon and nitrogen turnover in polluted soils surounding Bor. III International ECO-conference 2004: "SAFE FOOD", Novi Sad, 22–25. September. Proceedings, Book II, 157-161.
106. Mitrović, M., Jarić. S., Kostić, O., Gajić, G., Karadžić, B., Djurdjević, L., Oberan, Lj., Pavlović, D., Pavlović, M., Pavlović, P. (2012): Photosynthetic efficiency of four woody species growing on fly ash deposits of a Serbian 'Nikola Tesla – A' thermoelectric plant. Pol J Environ Stud, 21(5), 1339–1347.
107. Molnar, I. (1999a): Plodoredi u ratarstvu. Naučni institute za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad, Srbija.
108. Molnar, I. Đević, M., Marković, D., Martinov, M., Momirović, N., Lazić, V.,i Kurjački, I. (1999б): Terminologija i klasifikacija konzervacijske obrade zemljišta, Savremena poljoprivredna tehnika, 25(4).
109. Молнар И., Милошев Д., Секулић П. (2003): Агроекологија. Друго допуњено издање. Пољопривредни факултет. Нови Сад, Србија.
110. Mrkovački, N., Đalović, I., Jarak, M., Bjelić, D., Adamović, D. (2012): Mikroorganizmi u rizosferi: uloga i značaj u održivoj poljoprivredi. Bilten za alternativne biljne vrste, 44(85), 40–49.
111. Mrvić, V., Antonović, G., Čakmak, D., Perović, V., Maksimović, S., Saljnikov, E., Nikoloski, N. (2013): Pedological and Pedogeochemical map of Serbia.The 1st International Congress on Soil Science, XIII National Congress in Soil Science: „Soil-Water-Plant", 23-26, Septembar, Belgrade, Serbia, Proceedings, 93-105.
112. Nagaraja, M.S., Ramakrishna-Parama, V.R., Siddaramappa, R. (1998): Effects of atrazine on urea-N mineralisation and activity of some soil enzymes. J. Ind. Soc. of Soil Sci., 46, 189-192.
113. Nardi, S., Concheri, G., Pizzeghello, D., Sturaro, A., Rella, R., Parvoli, G. (2000): Soil organic matter mobilization by root exudates. Chemosphere, 41(5), 653-658.
114. Nayak, D.R., Babu, Y.J., Adhya, T.K. (2007): Long-term application of compost influences microbial biomass and enzyme activities in a tropical Aeric Endoaquept planted to rice under flooded condition. Soil Biology and Biochemistry 39, 1897-1906.
115. Needelman, B.A. (2013): What Are Soils? Nat. Educ. Knowl., 4, 2.
116. Ouni, Y., Lakhdar, A., Scelza, R., Scotti, R., Abdelly, C., Barhoumi, Z., Rao, M. A. (2013): Effects of two composts and two grasses on microbial biomass and biological activity in a salt-affected soil. Ecological engineering, 60, 363-369.
117. Ortiz-Castro, R., Contreras-Cornejo, H.A., Macias-Rodriguez, L., Lopez-Bucio, J. (2009): The role of microbial signals in plant growth and development. Plant Signaling and Behavior, 4, 701-712.
118. Parniske, M. (2008): Arbuscular mycorrhiza: the mother of plant root endosymbioses. Nat Rev Microbiol 6, 763–775.
119. Paustian, K., Six, J., Elliott, E. T., Hunt, H.W. (2000): Management options for reducing CO_2 emissions from agricultural soils. Biogeochemistry, 48(1), 147-163.

120. Paz-Ferreiro, J., Trasar-Cepeda, C., Leirós, M. C., Seoane, S., Gil-Sotres, F. (2009): Biochemical properties in managed grassland soils in a temperate humid zone: modifications of soil quality as a consequence of intensive grassland use. Biol. Fertil. Soils. 45, 711-722.
121. Pereira, I., Ortega, R., Barrientos, L., Moya, M., Reyes, G., Kramm, V. (2009): Development of a biofertilizer based on filamentous nitrogen-fixing cyanobacteria for rice crops in Chile. Journal of applied phycology, 21(1), 135-144.
122. Pérez-Montano, F., Alías-Villegas, C, Bellogín, A.R., del Cerro, P., Espuny, R.M., Jiménez-Guerrero, I., López-Baena, J.F., Ollero, J.F., Cubo, T. (2013): Plant growth promotion in cereal and leguminous agricultural important plants: From microorganism capacities to crop production. Microbiological Research, 169, 325-336.
123. Pešić. M., Tošić, S., Stanojković-Sebić, A., Pivić, R. (2018): Comparison of documented and modified standard method for determination of particle size distribution in soil. 688-693. 2nd International Conference on Agriculture, Forest, Food Sciences and Technologies (ICAFOF) 2-5 April, 2018 Çeşme-İzmir/Turkey. ISBN ICA FOF 978-605-137-479-6
124. Pivić, R., Maksimović, S., Cokić, Z., Stanojković, A. (2007c): Kvalitativna svojstva travnih vrsta Lotus corniculatus i Festuca rubra gajenih na deponiji pepela i šljake, Prva regionalna naučno-stručna konferencija o upravljanju industrijskim otpadom: Ispitivanje industrijskog otpada / karakterizacija i kategorizacija, Kopaonik, 22-25. oktobar, 1–6.
125. Pivić, R., Cokić, Z., Mrvić, V., Brebanović, B. (2007a): Infiltracione karakteristike pepela i izbor najbolje prilagođenog načina navodnjavanja na deponijama pepela i šljake, International conference: ″Otpadne vode, komunalni čvrsti otpad i opasan otpad″, 02-05. april, Kruševac, Proceedings, 199–203.
126. Pivić, R., Cokić, Z., Maksimović, S., Stanojković, A. (2007b): Faze biološke rekultivacije na deponiji pepela i šljake u cilju zaštite okoline od eolske erozije, Međunarodna konferencija Otpadne vode, komunalni čvrsti otpad i opasan otpad, 02-05.april, Kruševac, 194–198.
127. Pivić, R., Stanojković, A., Maksimović, S. (2009): Analiza pojedinih elemenata vodno-vazdušnog režima pseudogleja sa i bez primene meliorativnih mera. XIV Savetovanje o Biotehnologiji, Čačak, 27.-28. Mart, 14(15), Zbornik radova, 17-22.
128. Prăvălie, R., Patriche, C., Borrelli, P., Panagos, P., Roşca, B., Dumitraşcu, M., Bandoc, G. (2021): Arable lands under the pressure of multiple land degradation processes. A global perspective. Environmental Research, 194, 110697.
129. Pons, M.N. Vivier, H. (1999): Biomass quantification by image analysis. Bioanalysis and Biosensors for Bioprocess Monitoring, 133-184.
130. Pochon, J., Tardieux, P. (1962): Techniques d'analyse en microbiologie du sol. Vol. 11, Editions de la Tourelle.
131. Radivojević, Lj., Šantrić, Lj, Stanković-Kalezić, R. (2007): Pesticidi u zemljištu: delovanje na mikroorganizme. Pesticides and Phytomedicine, 22, 11-24.
132. Rasulić, N., Stajković, O., Delić, D., Cokić, Z., Karbozova, E., Kuzmanović, Đ., Miličić, B. (2007): Effect of TE "Nikola Tesla" aerosol on the microflora of ash heaps and the surrounding soils, Međunarodna konferencija, "Otpadne vode, komunalni čvrst otpad i opasan otpad", 2-5. april, Kruševac, Srbija, 190-193.
133. Rasulić, N., Delić, D., Kuzmanović, S., Jošić, D., Kuzmanović, Đ., Anđelović, S., & Stajković-Srbinović, O. (2013). Agrochemical and microbiological properties of the

'Kolubara' open cast mine deposols recultivated under forest cultures. Zaštita bilja, 64(2), 110-115.
134. Rasulić, N., Delić, D., Čakmak, D., Stajković-Srbinović, O., Kuzmanović, Đ., Buntić, A., (2017): Microbiological and basic agrochemical properties of the soil near the iron mill in the city of Smederevo, Zemljiste i biljka, 66(22), 15–22.
135. Sachidanand, B., Mitra, N.G., Kumar, V., Roy, R., Mishra, B.B. (2019): Soil as a Huge Laboratory for Microorganisms. Agri Res & Tech: Open Access J., 22(4), 556205.
136. Sabale, S. N., Suryawanshi, P. P., Krishnaraj, P. U. (2019): Soil Metagenomics: Concepts and Applications. In Metagenomics-Basics, Methods and Applications. IntechOpen.
137. Santos, N.Z.D., Dieckow, J., Bayer, C., Molin, R., Favaretto, N., Pauletti, V. Piva, J.T. (2011): Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. Soil and Tillage Research 111(2), 208-218.
138. Sarić (1989): Praktikum iz mikrobiologije. Naučna knjiga, Beograd, Srbija.
139. Scotti, R., Bonanomi, G., Scelza, R., Zoina, A., Rao, M.A. (2015): Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. J. Soil Sci. Plant Nutr. 15, 2 Temuco jun. 2015 Epub 30-Abr-2015. Versión On-line ISSN 0718-9516.
140. Sicardi, M., Garcia-Prechac, F., Frioni, L. (2004): Soil microbial indicators sensitive to land use conversion from pastures to commercial Eucalyptus grandis (Hill ex Maiden) plantations in Uruguay. Applied Soil Ecology, 27, 125-133.
141. Simić, D. (1988): Mikrobiologija, Naučna knjiga, Beograd.
142. Shanker, A.K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., Avudainayagam, S. (2005): Chromium toxicity in plants. Environment international, 31(5):739–753
143. Smith, L.J., Paul, E.A. (1990): The significance of soil microbial biomass estimations. Soil Biochemistry. Vol. 6 Bollag J.M, Stotzky G (eds). Marcel Dekkr, New York, 357-396.
144. SSSA (Soil Science Society of America) (2010): Glossary of Soil Science Terms (Madison, WI: ASA, CSSA, and SSSA, 2010). https://www.soils.org/
145. Shimmel, S. M., Darley, W. M. (1985): Productivity and density of soil algae in an agricultural system. Ecology, 66(5), 1439-1447.
146. Simić Aleksandar S., Dželetović Željko S., Vučković Savo M., Sokolović Dejan R., Delić Dušica I., Mandić Violeta T., Anđelković Bojan S. (2014): Usability value and heavy metals accumulation in forage grasses grown on power station ash deposit. Hemijska industrija, 00, 64-64. doi: 10.2298/HEMIND140527064S.
147. Stajković, O., De Meyer, S., Miličić, B., Willems, A., Delić, D. (2009): Isolation and characterization of endophytic non-rhizobial bacteria from root nodules of alfalfa (Medicago sativa L.). Botanica Serbica, 33, 107-114.
148. Stajković O., Delić D., Jošić D., Rasulić N., Kuzmanović Dj., Knežević-Vukčević J., Miličić B. (2009a): The effects of co-inoculation with Bacillus, Pseudomonas and Rhizobium phaseoli strains on bean (Phaseolus vulgaris L.) growth. Microbiologia Balkanica 2009, 28-31 October, Ohrid, Macedonia, 6.56P
149. Stajković-Srbinović Olivera, Sofie E. De Meyer, Bogić Miličić, Dušica Delić and Anne Willems (2012): Genetic diversity of rhizobia associated with alfalfa in Serbian soils. Biol Fertil Soils 48, 5: 531-545. Correction: 48, 6, 741.
150. Stajković-Srbinović, O., Delić, D., Kuzmanović, Dj., Protić, N., Rasulić, N., Knežević-Vukčević, J. (2014): Growth and nutrient uptake in oat and barley plants as affected by rhizobacteria. Romanian Biotechnological Letters, 19, 3, 9429-9436.

151. Srbinović, O., Delić, D., Rasulić, N., Čakmak, D., Kuzmanović, Đ., Sikirić, B. (2015): Mineral Composition of Red Clover under Rhizobium Inoculation and Lime Application in Acid Soil, Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca, 43, 2, 554-560.
152. Stajković-Srbinović, O., Delić, D., Rasulić, N., Buntić, A., Kuzmanović Đ., Kostić-Kravljanac, Lj., Sikirić, B. (2015a): Alfalfa growth on acid soil as influenced by calcification and Ensifer strains Inoculation, Zemljiste i Biljka, 64(2), 1-8.
153. Stajković-Srbinović, O., Delić, D., Kuzmanović, Đ., Sikirić, B., Rasulić, N., Nikolić, B., Knežević-Vukčević, J. (2016): Growth and Nutrient Uptake of Orchardgrass (Dactylis glomerata L.) and Meadow Fescue (Festuca pratensis Huds.) as Affected by Rhizobacteria. Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca, 44, 1, 296-301.
154. Stajković-Srbinović, O., Buntić, A., Rasulić, N., Kuzmanović, Đ., Dinić, Z., Delić, D., Mrvić, V. (2018): Microorganisms in soils with elevated heavy metal concentrations in southern Serbia. Archives of Biological Sciences, 70, 4, 707-716.
155. Stajković-Srbinović, O, De Meyer S. E., Kuzmanovića, Dj., Dinića, Z., Delića, D., Willems, A. (2020): Soybean seed chemical composition as influenced by Bradyrhizobium inoculation in soils with elevated nickel concentrations. Applied Soil Ecology, 153, 103576.
156. Stan, V., Gament, E., Cornea, C.P., Voaideş, C., Mirela, D., Plopeanu, G. (2011): Effects of heavy metal from polluted soils on the rhizobium diversity. Not Bot Hort Agrobot Cluj 39(1), 88–95,
157. Станојковић, А., Пивић, Р., Максимовић, С., Стевановић, Д. (2010): Утицај примене металуршке шљаке на микробиолошке и хемијске особине псеудоглеја. XV Саветовање о Биотехнологији, Чачак, 26 - 27. Март, 15(16), Универзитет у Крагујевцу, Агрономски факултет у Чачку, Зборник радова, 295-300.
158. Tabatabai, M.A. (1982): Soil enzymes. In: Method of soil analysis, Part 2: Chemical and microbiological properties, (Page, L.A.,ed.), American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA: 903-943.
159. Tosti, G., Benincasa, P., Farneselli, M., Pace, R., Tei, F., Guiducci, M. & Thorup-Kristensen, K. (2012): Green manuring effect of pure and mixed barley–hairy vetch winter cover crops on maize and processing tomato N nutrition. European Journal of Agronomy, 43: 136-146.
160. Tangahu, B.V., Abdullah, S., Rozaimah, S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., Mukhlisin, M. (2011): A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. International Journal of Chemical Engineering: e939161.
161. Thangarajan, R., Bolan, N.S., Tian, G., Naidu, R., Kunhikrishnan, A. (2013): Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. Sci. Total Environ. 465, 72-96.
162. Ugarković, D., Tikvić, I., Seletković, Z., Oršanić, M., Seletković, I., Blažinkov, M., Redžepović, S. (2011): Neke mikrobiološke značajke tala i prirodno pomlađivanje šumskih otvora oštećenih šumskih ekosustava obične jele (Abies alba Mill.) u Gorskom kotaru. Šumarski list, 135(3-4), 99-110.
163. Ugrenović V., V. Filipović, Đ. Glamočlija, J. Subić, M. Kostić, R. Jevđović (2012): Pogodnost korišćenja morača za izolaciju u organskoj proizvodnji. Ratarstvo i povrtarstvo / Field and Vegetable Crops research. Novi Sad. 49(1), 126-131. DOI:10.5937/ratpov49-1138.
164. Ugrenović, V. (2020): Soil management. In Organic farmig handbooc, Forum CSRD, Skoplje, North Macedonija, Handbook, 26-30.

165. Ugrenović, V., Popović, V., Ugrinović, M., Filipović, V., Mačkić, K., Ljubičić, N., Popović, S., Lakić, Ž. (2021): Black Oat (Avena strigosa Schreb.) Ontogenesis and Agronomic Performance in Organic Cropping System and Pannonian Environments. Agriculture 11(1), 55. https:// doi.org/10.3390/agriculture11010055
166. Ugrenović, V., Filipović, V. (2017): Cover Crops: Achievement of Sustainability in the Ecological Systems of Agriculture. In A. JeanVasile & D. Nicolò (Eds.) Sustainable Entrepreneurship and Investments in the Green Economy, IGI Global, USA, 255-278.
167. Ugrenović, V., Filipović, V., Jevremović, S., Marjanović Jeromela, A., Popović, V., Buntić, A., Delić, D. (2019): Effect of Brassicaceae as cover crops. Selekcija i semenarstvo, 25(2), 1-8. doi:10.5937/SelSem1901001M
168. Ugrenović, V., Filipović, V., Delić, V., Popović, V., Stajković Srbinović, O., Buntić, A., Dozet, G. (2020): Maintenance of Soil Fertility on Organic Farm by Modeling of Crop Rotation With Participation Alfalfa. Zbornik Matice srpske za prirodne nauke / Matica Srpska J. Nat. Sci. Novi Sad, 138, 71-82.
169. Vidojević, D., Bacanović, N., Dimić, B. (2014): Contaminated sites management in the Republic of Serbia. Integrated meeting ″Planning and land use and landfills in terms of sustainable development and new remediation technologies″, Zrenjanjin, Proceedings, 25–34.
170. Virtanen, A.I., Jorman, J., Linkola, H., Linnasalmi, A. (1947): Acta Chemica Scandinavica. 1, 90-111.
171. Vojinović, Ž., Miličić, B., Radin, D., Kuzmanović, Dj. (1989): Prisustvo i aktivnost R. meliloti i R. trifolii u nekim zemljištima Srbije. Mikrobiologija, 26, 69–81
172. Wani, P.A., Khan, M.S., Zaidi, A. (2007): Effect of metal tolerant plant growth promoting Bradyrhizobium sp. (vigna) on growth, symbiosis, seed yield and metal uptake by greengram plants. Chemosphere 70, 36–45.
173. Wani, P.A., Khan, M.S., Zaidi, A., (2008): Effect of metal-tolerant plant growth-promoting Rhizobium on the performance of pea grown in metal-amended soil. Arch. Environ. Con. Tox. 55, 33–42.
174. Zaccardelli, M., De Nicola, F., Villecco, D., Scotti, R. (2013a): The development and suppressive activity of soil microbial communities under compost amendment. J. Soil Sci. Plant Nutr. 13, 730-742.
175. Zancan, S., Trevisan, R., & Paoletti, M. G. (2006): Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. Agriculture, ecosystems & environment, 112(1), 1-12.
176. Zahran HH (1999): Rhizobium-legume symbiosis and nitrogen fixation under severe conditions and in an arid climate. Microbiol Mol Biol Rev 63(4), 968–989.
177. Zelles L (1999): Fatty acids pattern of phospholipids and polysaccharides in the characterization of microbial communities in soil: a review. Biol Fertil Soils 29, 111-129.
178. Zhang, C.; Huang, L.; Luan, T.; Jin, J.; Lan, C. (2006): Structure and function of microbial communities during the early stages of revegetation of barren soils in the vicinity of a Pb/Zn smelter. Geoderma 136, 555-565.
179. Šantrić, L., Radivojević, L., Gašić, S., Stanković-Kalezić, R., Gajić Umiljendić, J. (2008): Delovanje metribuzina na aktivnost nekih enzima u zemljištu. Pesticidi i fitomedicina, 23, 189-194.
180. Šantrić Lj., Radivojević Lj., Sarić-Krsmanović M., Gajić Umiljendić J., Đurović-Pejčev R. (2018): The effect of metribuzin on the density of proteolytic microorganisms and

proteolytic activity in different types of soil. Pesticides and Phytomedicine, 33(3-4), 233-240.
181. Šantrić, Lj., Radivojević, Lj., Sarić-Krsmanović, M., Gajić Umiljendić, J., Đurović-Pejcev, R. (2019): Microbial activity in different soils in response to metribuzin treatment. Pesticides and Phytomedicine, 34(2), 123–130
182. Wikipedia (2020): World population.
183. https://en.wikipedia.org/wiki/World_population#:~:text=In%20demographics%2C%20the%20world%20population,more%20to%20reach%207%20billion.
184. Wu Q.S., He X.H., Zou Y.N., He K.P., Sun Y.H., Cao M.Q. (2012): Spatial distribution of glomalin-related soil protein and its relationships with root mycorrhization, soil aggregates, carbohydrates, activity of protease and β-glucosidase in the rhizosphere of Citrus unshiu. Soil Biology and Biochemistry 45, 181-183.

Златибор, фото др С. Белановић Симић, 2018.

Посавина, фото др С. Белановић Симић, 2020.

V Перспективе очувања земљишта у 21. веку

Ратко Кадовић, Снежана Белановић Симић

„Ако пратимо природу као вођу, никада нећемо залутати"
Цицерон

1 Увод

О узроцима деградације природног и животног окружења говорило се у поглављима 2 и 3 ове публикације. Такође, наглашено је да су ови процеси, нарочито последњих деценија убрзани и да живимо у ери људског разарања животне средине без преседана. Период интензивног разарања животног окружења познат је као антропоцен, према коме су еколошки и планетарни системи на свим нивоима обликовани људским делатностима. Антропоцен, према Crutzen и Stoermer (2000), у основи почива на схватању да су раст људске популације, екстракција ресурса и начини коришћења/потрошње ресурса учинили људска бића примарном снагом геолошких и еколошких промена на планети. Ове снаге су, према постојећој литератури, довеле до драматичних и широко распрострањених ефеката, у распону од климатских промена, деградације земљишта и земљишног простора, до масовног изумирања врста. Међутим, људски утицаји на животно окружење нису само биолошког карактера, јер „антропоценска идеја" (Moore, 2016) делује и као моћан политички концепт који почива на појму антропогенезе, тј. претпоставци да се људи издвајају од природе и окружења и на њу делују на лако приметне и дубоко штетне начине.

Овај век, у вези са коришћењем земљишта и земљишног простора, потребама за храном и растом становништва поставља многе важне задатке. Основна поставка (Swanson, 2019) нас на много начина подсећа на Малтусова суморна предвиђања у вези са међусобним везама између раста становништва и ограничења ресурса, али ипак, проблеми овог века ће се, вероватно, веома разликовати од Малтусових.

FAO (2011) наводи резултате GLADIS глобалне базе података, према којој је глобални статус земљишног простора (по редоследу важности) изражен на следећи начин: 25% - високи тренд деградације и високо деградирана земљишта; 36% - стабилне површине, благо до умерено деградирана земљишта; 8% - умерени тренд деградације, благо до умерено деградирана земљишта; 10% - побољшање земљишта; 18% - голе површине, а преостало су водене површине.

Површина земљишта која се користи у пољопривреди, пре свега, како наводи Swanson (2019), износила је: 1961/1963. год. – 1.372 млрд. ha, а 2005/2007. год. – 1.592 млрд. ha. Повећање обрадиве површине представља резултат побољшања или укључења нових површина земљишта. Swanson, такође, наводи процену за 2030. год. - 1.641 млрд ha, а за 2050. год. - 1,661 млрд ha. С друге стране, према FAO (2011), површина обрадивог земљишта износи 1.556 милијарди

ha, или око 12% глобалне површине земљишног простора. Већина аналитичара (Swanson, 2019) сугерише да повећање доступног обрадивог земљишта треба да се ограничи на око 2 милијарде хектара, или нових око 25% површина земљишта за пољопривреду.

Укључивање свих потенцијалних површина земљишта у функцију пољопривредне производње не сматра се пожељним. Swanson (2019) наводи да постоје многе друге намене земљишта потребне за очување функција и одржавање планете, а односе се на очување биодиверзитета, јер конверзија станишта чини један од главних покретача његовог губитка, а поред тога, секвестрација угљеника зависи од очувања постојећих шума и њиховог ширења. Међутим, интензивирањем више глобалних проблема, климатских промена пре свега, затим загађивања и бројних процеса деградације земљишта, задовољавање потреба за храном, у погледу квантитета и безбедности биће пресудно.

Овај кратак приказ површина обрадивог земљишта, имајући у виду трендове повећања људске популације, указује да ће се потражња за ресурсима земљишта повећавати, што заузврат може да изазове повећану стопу деградације земљишта. У поглављу 2 је наведено на које све начине се деградација земљишта може дефинисати, али и који су све облици и типови деградације заступљени. Исто тако, деградација земљишта није проблем изолован за један регион или за један континент, већ је то глобални проблем, а DeLong et al. (2015) истичу да су ови процеси попримили карактер пандемије.

Потреба за одржавањем и побољшањем ресурса земљишта постаће све битнија како се повећава потражња за пољопривредним производима, док се ресурси земљишта и воде редукују. Иронично делује да се растућа пољопривредна потражња ослања на ресурсе земљишта (DeLong et al., 2015), а истовремено се повећавају фактори стреса на тај исти ресурс, подстичући његову деградацију, или укратко, компромитујемо ресурсе земљишта када су нам најпотребнији, што представља парадокс своје врсте.

Проглашавајући 2015. годину Међународном годином земљишта (IYS), на Генералној скупштини УН је наглашено да "… земљишта представљају основу за пољопривредни развој, есенцијалне функције екосистема и безбедности хране, због чега су кључна за одржавање живота на Земљи", а у декларацији су наведени кључни приоритети очувања земљишта, без обзира на одређене контроверзе (Gomiero, 2016).

2. Угроженост ресурса земљишта у 21. веку

Однос према земљишту у 21. веку, у најширем смислу, оптерећиваће: деградација земљишта, као глобална пандемија; повећани захтеви за пољопривредним производима, као резултат раста људске популације, и климатске промене, као најозбиљнији стрес у односу на ресурсе земљишта.

Важност очувања ресурса земљишта и даље изазива забринутост (DeLong et al., 2015) због широког спектра и распрострањености процеса деградације,

који представљају глобалну претњу за будућу производњу хране, а потражња за пољопривредним производима ће бити појачана и због укупног повећања људске популације. На глобалном нивоу (Gomiero, 2016) нема много простора за даље ширење пољопривредних активности, а многе, густо насељене земље већ се суочавају са озбиљним проблемима оскудице земљишта.

Повећана пољопривредна потражња ставља се и у контекст климатске нестабилности, као последичног, а већ израженог оптерећења како природних ресурса, тако и ресурса земљишта. Кроз променљиве и екстремне температуре и падавине, које су, иначе, честе у Европи, климатске промене ће, вероватно, изазвати стрес ресурса и осцилације приноса. Често, када се назире неизвесност, попут флуктуирајуће климе и нејасне способности да се потражња задовољи, мере очувања земљишта прве се жртвују да би се постигли циљеви приноса (DeLong et al., 2015). Међутим, овај кратковиди приступ угрожава ресурсе земљишта када су најпотребнији, јер сем пољопривредне продукције, земљиште игра критичну улогу у одбрани од климатских екстрема. Уз то, треба нагласити да још увек улога деградираног земљишта није адекватно проучена и заступљена у климатским моделима.

Светска популација, у наредних 40 година, у односу на стање које наводе UN (2011), од 7,1 млрд, повећаће се за 35%. Све већа популација резултираће повећаном потражњом за пољопривредним производима и све већим захтевима на обрадивим површинама. Сем повећања становништва, у целини, изражавају се и социјално-економске промене унутар становништва, што даље доводи до повећане специфичне потражње.

Будућност ће нам, сигурно, донети многе велике изазове поред раста становништва, потенцијалних ефеката климатских промена и деградације земљишта, и недостатак воде за пиће, заједно са врхунцем коришћења фосилних горива и другим кључним ресурсима, али и могуће бројне социо-економске поремећаје. Бројне цивилизације су нестале услед исцрпљивања и деградације земљишта. Драматични ефекти деградације земљишта препознати су и у новије доба, али и даље се често тврди да је до њих дошло због слабог познавања екологије земљишта и лоших процена социо-економских система. Ипак, мора се признати да је стечено довољно искустава, а напредак у науци и технологији је огроман, тако да су изговори неосновани, а уколико се та драма понови, бићемо одговорни само ми (Gomiero, 2016).

3. Перспективе развоја

Видели смо да земљишта добијају све већу пажњу у сфери међународне политике. Важан пример за то је нови програм за истраживање и иновације (Veerman et al., 2020): „Horizon Europe 2021–2027“ ЕУ, са предложеним буџетом од 80 милијарди евра. Овај програм је заснован на тзв. пет мисија, а једна од њих је Здравље земљишта и храна („Soil Health and Food“). Исти аутори, такође, истичу да сама чињеница да земљишта чине једну од тема, сматра се добродош-

лом корекцијом, јер су у прошлости само вода, ваздух и природа добијали посебну пажњу у истраживањима животне средине, док су земљишта, углавном, била игнорисана. Ова промена, међутим, представља велики изазов за област науке о земљишту.

У Мисији за здраво земљиште и храну Европске комисије (Veerman et al., 2020), истиче се да живот на Земљи зависи од здравих земљишта, да обезбеђују храну, чисту воду и станишта за биодиверзитет, док доприносе отпорности на климу, подржавају културно наслеђе и пределе. Иако појединачно посвећујемо врло мало пажње земљишту, то је фрагилан ресурс којим треба пажљиво управљати и чувати га за будуће генерације. Мисијом се наглашава да земљишта формирају омотач на земљиној површини који је од есенцијалног значаја за све процесе одржавања живота на нашој планети, који се споро образује, због чега су фрагилна и кључни необновљиви ресурс у нашем животном веку. Као таква, уколико су здрава и ако се њима одрживо управља, пружају суштинске еколошке, економске и друштвене користи.

С друге стране, земљишта Европе, као и читавог света, изложена су претњама, углавном као резултат људских активности. Деградацију земљишта узрокују, између осталог, неодрживе праксе управљања у пољопривреди и шумарству, загађења из индустрије и заптивање земљишта (soil sealing) урбанизацијом и инфраструктуром. Производња хране, процеси у прехрамбеном ланцу и отпад од хране, такође, утичу на здравље земљишта. Као подршка мисији, дефинисан је скуп индикатора за здравље земљишта, који одражавају тежину проблема.

При дефинисању индикатора за здравље земљишта полази се од чињенице да оно зависи од активног и разноликог вегетационог покривача који подржава унос угљеника, подржава биоту земљишта и ствара добру структуру и одговарајуће режиме управљања који осигуравају заштиту од компакције или салинизације и заштиту од загађивача. Земљишта са мало органске материје у односу на свој тип, збијена или контаминирана хемикалијама, попут агрохемикалија, тешких метала, остатака биоцида, хормона и лекова у концентрацијама вишим од дозвољених здравственим прописима или биљним захтевима, сматрају се нездравим (Veerman et al., 2020).

Ефикасност различитих метода за побољшања земљишта може се проценити само мониторингом система коришћења земљишта у различитим просторним и временским оквирима, са ефикасним индикаторима. Савремене технике мерења и мониторинга, укључујући апроксимативне и даљинску детекцију, нуде нове могућности за процену ефеката управљања. Ближом интеграцијом постојећих паневропских инструмената мониторинга (нпр. LUCAS модул за земљиште) и националних програма, такви подаци ће помоћи бољем сагледавању перформанси индикатора (Veerman et al., 2020).

Мисија предлаже да се користи шест основних индикатора: 1) присуство земљишних загађивача, вишка нутријената и соли; 2) вегетациони покривач; 3) земљишни органски угљеник; 4) структура земљишта, укључујући запремин-

ску густину земљишта и одсуство заптивања и ерозије земљишта; 5) биодиверзитет земљишта и 6) хранљиве материје и ацидитет (pH) земљишта (земљишног раствора). Вегетациони покривач и заптивање земљишта нису директни индикатори здравља земљишта, али су укључени због њиховог директног утицаја на здравље земљишта на обрадивом земљишту, у шумарству и у урбаним срединама (Veerman et al., 2020).

Мисија се залаже против приступа у којем се прати само један индикатор, мерења се односе на специфичан тип земљишта и показују различите распоне вредности, карактеристичне за различита земљишта. Нездраво земљиште је оно ако је неки показатељ испод прага дефинисаног за одређени тип земљишта, начин коришћења земљишта и климатску зону. Предложена су и два комплементарна индикатора који се односе на здравље земљишта на нивоу предела, јер структура предела има пресудан утицај на биодиверзитет, кружење воде (хидролошки циклус) и ерозију земљишта, а то су: 1) хетерогеност предела (састав и конфигурација) и 2) површина, састав и структура шума и шумског земљишта (Veerman et al., 2020).

Величина проблема који се односи на здравље земљишта и ургентност решавања, захтева промене у политици, системима управљања земљиштем и редизајнирању производних система, а истраживања и иновације треба да обухвате све ове димензије, јер су узроци деградације земљишта различити и међусобно повезани. Постојећа знања у оквиру појединих дисциплина треба да се интегришу у знање о здрављу земљишта, комбинацијом различитих дисциплина и сектора (Veerman, et al., 2020). Први корак (DeLong et al., 2015) је да научна заједница препозна друштвену вредност земљишта и укључи га у своје расправе, студије и моделе. Приступ треба да буде системски (Veerman et al., 2020), који обухвата биофизичке флуксеве и њихове интеракције, као и људске и социо-економске покретаче. Да би се у потпуности одговорило овом задатку, истраживања се прилагођавају локалним/регионалним условима, повезана са одговарајућим активним лабораторијама, што ће, истовремено, омогућити темељнији рад. Да би то постигли, неопходно је да се истраживачи који се баве науком о земљишту интегришу са истраживачима из природних, друштвених и хуманистичких наука (Кадовић, 2014; DeLong et al., 2015; Кадовић, 2018), да буду укључени у интердисциплинарне пројекте и да раде у трансдисциплинарном режиму (Veerman et al., 2020), што је пресудан и коначан нови корак. Данас, и више него икада, неопходна су интегрисана проучавања, јер поред наведених претњи, за ресурс земљишта присутна је COVID 19 пандемија. Тренутна пандемија изазвана новим вирусом усмерила је проучавања на јавно здравље, али и за здравље земљишта и одржавање равнотеже екосистема; важну улогу имају популације бактерија које, такође, могу бити погођене новим вирусима (Anand et al., 2021; Mohan et al., 2021; Aboubakr et al., 2020; Huraimel et al., 2020). Земљиште би могло да акумулира вирус и да секундарно врши трансмисију SARS-CoV-2 у дужем времену. Путеви загађења земљишта вирусом су мо-

гући услед неодговарајућег одлагања инфицираног материјала, повећане количина отпадног материјала (заштитне маске и други пластични материјали), неодговарајућих дезинфекционих мера, као и ширења путем отпадних вода, које непречишћене доспевају у водне реципијенте, а из водених тела у земљиште и друге сегменте животне средине. Важно је у мониторинг квалитета земљишта укључити и анализу присуства вируса, које је условљено различитим параметрима средине и својствима земљишта. Будућа истраживања, свакако, треба фокусирати и на утицаје карактеристика земљишта на SARS-CoV-2, у циљу изналажења одговора на пандемију COVID 19 и дугорочну одрживост здравог земљишта.

Приказ оцене квалитета земљишта са аспекта очуваности функције његове плодности на локалном нивоу дат је на примеру техничког решења „СКУП“ (Поглавље 18).

Литература

1. Aboubakr, H.A., Sharafeldin, T.A., Goyal, S.M. (2020): Stability of SARS-CoV-2 and other coronaviruses in the environment and on common touch surfaces and the influence of climatic conditions: A review, Environmental Research 198, 111297, doi.org/10.1111/ tbed.13707.
2. Anand, U., Bianco, F., Suresh, S., Tripathi, V., Nú˜nez-Delgado, A., Race, M. (2021): SARS-CoV-2 and other viruses in soil: An environmental outlook, Environmental Research 198, 111297, doi.org/10.1016/j.envres.2021.111297.
3. DeLong, C., Richard Cruse, R., Wiener, J.(2015): The Soil Degradation Paradox: Compromising Our Resources When We Need Them the Most. Sustainability 7, 866-879, doi:10.3390/su7010866
4. Crutzen, P., Stoermer, E. (2000): The Anthropocene. Global Change Newsletter 41, 17–18.
5. Gomiero, T. (2016): Soil Degradation, Land Scarcity and Food Security: Reviewing a Complex Challenge, Sustainability 8, 281; doi:10.3390/su8030281.
6. FAO. (2011): The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London.
7. Huraimel, K.Al., Alhosani, M., Kunhabdulla, S., Stietiya, M.H. (2020): SARS-CoV-2 in the environment: Modes of transmission, early detection and potential role of pollutions, Science of the Total Environment 744, 140946, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140946.
8. Kadović, R. (2014): Zaštita prirode i životne sredine – doba odgovornosti. Sjedinjavanje različitosti, Nacionalna komisija za UNESKO (urednici: Marković, P. J., Pavlović Lončarski, V., Zrnović, J.), 115−121.
9. Кадовић, Р. (2018): Глобална криза земљишта и етички аспекти решења. Наука и стварност, Зборник радова са научног скупа (Пале, 20. мај 2017), Универзитет у Источном Сарајеву Филозофски Факултет Пале, Посебна издања Научни скупови, Књига 12, Том 1, Пале, 33-48
10. Moore, A. (2016): Anthropocene Anthropology: Reconceptualizing Contemporary Global Change. Journal of the Royal Anthropological Institute 22 (1), 27–46, doi:10.1111/ 1467-9655.12332.

11. Mohan, S.V., Hemalatha, M., Kopperi, H., Ranjith, I., Kumar, A.K. (2021): SARS-CoV-2 in environmental perspective: Occurrence, persistence, surveillance, inactivation and challenges, Chemical Engineering Journal, Volume 405, 126893, doi.org/10.1016/j.cej.2020.126893.
12. Swanson, T. (2019): Food Security and Land Use in the 21st Century: The Return of Malthus? Global Challenges, Issue no. 6, November 2019. https://globalchallenges.ch/issue/6/soil-degradation-at-the-core-of-the-anthropocenes-intricate-fragility/[pristup sajtu: 21.01.2021].
13. Veerman, C., Bastioli, C., Biro, B., Bouma, J., Cienciala, E., Emmett, B., Frison, E. A., Grand, A., Filchev, L., Kriaučiūnienė, Z., Pinto Correia, T., Pogrzeba, M., Soussana, J-F., Vela, C., Wittkowski, R. (2020): Caring for soil is caring for life - Ensure 75% of soils are healthy by 2030 for food, people, nature and climate, Independent expert report, European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
14. UN (2011): United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World Population Prospects: The 2010 Revision, Volume I: Comprehensive Tables; ST/ESA/SER.A/313; United Nations: New York, NY, USA.

Поглавље 18

Управљање подацима о плодности земљишта на примеру техничког решења „СКУП“

Аутори:
Др Јордана Нинков*,
Др Јовица Васин,
Др Станко Милић,
Др Јелена Маринковић,
Др Снежана Јакшић,
Милорад Живанов, мастер инж. пољ.
Др Драгана Миљаковић

Садржај:

1. Значај стратешког управљања подацима о плодности земљишта у очувању земљишта од деградације
2. Процес израде карти погодности земљишта за биљну производњу
3. Закључак
Литература

Management of soil fertility data on the example of technical solution „SKUP”

Abstract – For the agricultural production planning, a documented basis on soil fertility is necessary while it creation requires team work of experts from the agronomic and IT sector. The concept of integrating data on soil quality and open data is a global trend in aim to protect and improve land management. The development of the SKUP solutions was started from the existing data of 1,850 individual soil samples from the land area of 15.904 ha (Bački Petrovac municipality). After validation of the input data by re-laboratory analysis of each batch, 1.456 samples were considered for further analysis. Each sample is accompanied by spatial components, data on fertility parameters. In addition, 124 samples contain data on physical and pedological characteristics of the soil. The GIS ESRI ArcGIS was used for data processing. The geological, pedological and groundwater map were georeferenced as bases. Spatial interpolation of input data by IDW method was performed and fertility maps were made. In the next step, modelling was approached in order to define special criteria of suitability maps as output data (for hazelnut and sugar beet cultivation) by GIS tools. Defined criteria limits were according to the principle that any limiting factor classifies a given area as an unsuitable zone. It was determined that 46 % of the observed area is unsuitable, for growing hazelnuts and 22 % conditionally suitable; while 5 % of the analysed area is unsuitable for sugar beet cultivation and 36 % is conditionally suitable. The solution SKUP contains a software browser in GIS and criteria, with a real spatial component for identification of suitable, conditionally suitable and unsuitable zones of agricultural land (suitability maps) for defined plant species. Based on this software browser it is possibility for making strategic decisions from the aspect of profitability and sustainability of plant production with the options of modelling and prediction.

Key words: soil fertility, soil information system, land use planning, sustainable soil management, fertilizer management, open data

* e-mail: jordana.ninkov@nsseme.com

1. Значај стратешког управљања подацима о плодности земљишта у очувању земљишта од деградације

Међународна заједница последњих година све више истиче значај земљишта за опстанак живота на нашој планети, са концептом да су економска, социјална и еколошка улога земљишта међусобно нераскидиве. Вишеструке функције земљишта, које су одувек биле познате науци о земљишту, сада се истичу и широј друштвеној заједници, што је веома значајно за очување овог ресурса. Међутим, морамо се сложити да је стабилна производња квалитетне хране од примарног интереса брзо растућем човечанству. Процењује се да, када глобално становништво порасте на пројектованих 9,8 милијарди у 2050. години, и потражња за храном ће се повећати за више од 50 посто. При томе се процењује да ће разлика између глобалне површине пољопривредног земљишта у 2010. години и површине потребне човечанству 2050. године (чак и ако приноси усева и даље буду расли истим темпом), бити негативна у износу од 593 милиона хектара (M ha) (2018). Имајући у виду наведене чињенице из претходних поглавља ове публикације, колико су нам расположиве површине и квалитет пољопривредног земљишта ограничени ресурси, као и да би ширење пољопривредних површина значило неприхватљив ризик у додатној емисији гасова са ефектом стаклене баште (Samardžić et al., 2018; Jakšić et al., 2021), међу могућим решењима за овај изазов веома важно место заузима концепт одрживог, тј. разумног коришћења земљишта. Квалитет земљишта представља шири концепт земљишта као вишенаменског природног добра (Kisić, 2012), док се овде разматра квалитет земљишта кроз функцију његове продуктивности, односно плодности земљишта. Познато је да су нам приноси у прошлих пола века интензивне пољопривредне производње линерано расли са потрошњом минералних ђубрива и горива, али сада су нам и ови ресурси ограничени (Milić et al., 2019). Даља интензификација пољопривредне производње би представљала значајни узрочник и даље деградације земљишта. Како наводи Kisić (2012): „Земљиште нема алтернативу – ништа у природи не може да замени земљиште. С правом се зато мисли да ни енергетски извори, нити минералне сировине неће бити несавладиве препреке развоју у будућности. Али то могу, а према свему судећи и хоће, пре свега бити вода и земљиште“. Оно што нам преостаје као решење у задатим условима јесте плански приступ одрживој пољопривредној производњи уз помоћ нових информационих технологија, како бисмо разумно искористили преостале ресурсе и произвели више хране.

Стратешко одрживо планирање је основа развоја сваке заједнице. У процесу планирања неопходно је имати документовану основу – податке на основу којих се доносе одлуке. На примеру података о плодности земљишта, сваки податак, као резултат теренског рада и лабораторијских анализа, сам по себи има највећу ценовну вредност, док је обједињавање и приказивање података „јефтинији“ и бржи део процеса израде документоване основе. Сваки податак о земљишту увек са собом носи јединствену просторну компоненту, зато је уп-

рављање овим подацима незамисливо без њихове визуализације, односно израде тематских карата. Тумачење података и извођење закључака је део који захтева учешће стручних лица и експертизу. Читав овај процес, заправо, захтева мултидисциплинарни приступ, где је заступљен тимски рад стручњака из сектора агрономије и сектора информационих технологија (Erickson et al., 2018; Ranđelović et al., 2020).

Са аспекта пољопривредне производње, у данашње време информациони системи о земљишту (ИСЗ) су интегрисани у државне институције и део су процеса: од планирања, преко мера државних помоћи (субвенција) пољопривредне биљне производње, до предвиђања промена у квалитету земљишта, у свим развијеним државама света. Осим државних, националних, ИСЗ могу бити и глобални, затим на нивоу ширег региона, уже регије, општине, све до нивоа производне фарме (Velayutham, 2012). Глобална тенденција се одвија у правцу интегрисања и међусобног усклађивања постојећих ИСЗ. Споменимо само неке од већих интегрисаних база података о земљишту: ISRIC World, GLOSIS Global Soil Information System GSP и WOSSAC (на нивоу света); OpenLandMap (на нивоу света); European Soil Bureau EU Soil Observatory - EUSO и LUCAS - ESDAC (на нивоу света и Европе); NRCS, Web Soil Survey - WSS (САД); CanSIS (Канада), AsRIS (Аустралија), SISLAC (Јужна Америка), OpenDevelopmentMekong (југоисточна Азија) итд. Интегрисање података о земљишту представља велики изазов, услед различитих формата улазних података као и специфичних агроеколошких и привредних услова који владају у сваком појединачном региону, те су национални ИСЗ у принципу више примењиви. Управо из ових разлога, Европска унија је покренула директиву INSPIRE (2007/2/EC), која има за циљ обједињавање и стандардизацију просторних података Европске уније, за почетак у вези са заштитом животне средине. Директива се бави креирањем базе просторних података кроз 34 теме, међу којима је заступљено и земљиште (2021). Поред глобалних и националних ИСЗ, све више расте и број савремених фарми које у свом пословању користе прецизну пољопривреду и сопствене ИСЗ.

Квалитет и применљивост информационих система о земљишту првенствено зависи од квалитета улазних података (репрезентативност површине, валидност лабораторијских и других улазних параметара), као и дефинисаних критеријума за доношење одлука. Примењене информационе технологије су иновативни алати за изношење закључака о стању и предвиђању квалитета земљишта и пружају могућности интегрисаног сагледавања проблема на начин који је пре неколико деценија био готово незамислив. Међутим, за правилну примену ових алата поред развоја ИТ подједнако је важно да се они користе од стране компетентних стручњака из области науке о земљишту, уз мултидисциплинарни приступ и примену савремених научних сазнања.

Са становништва плодности земљишта, систем бонитирања пољопривредног земљишта је добра основа за доношење стратешких планских одлука, јер

систем подразумева одређивање плодности земљишта на основу његових природних потенцијала, без обзира на начин његовог коришћења. Међутим, у нашој земљи постојећи подаци о катастарским бонитетним класама земљишта најчешће су застарели, па самим тим и методологија њиховог прикупљања и обраде. Осим тога, фактичко стање земљишта је најчешће веома различито од времена утврђивања његове бонитетне класе, с обзиром на настале промене интензивног коришћења у дужем временском периоду. Рејонизација пољопривредне производње је други стратешки документ и најбоља основа за дугорочно планирање. Израда рејонизације за биљну производњу, такође, има своја ограничења, јер подразумева опсежна, временски дуга и веома скупа мултидисциплинарна испитивања, те се она израђује углавном за вишегодишње засаде, где су улагања и постојећи ризици највећи.

У нашој земљи је наука о земљишту одувек била развијана и негована. Постоје бројни стратешки подаци о квалитету земљишта, почев од педолошке карте, преко бројних анализа контроле плодности пољопривредног земљишта (Milić et al., 2011; Lujić et al., 2020), основа заштите, уређења и коришћења пољопривредног земљишта општина (Hadžić, 1996), до специфичних научних истраживања. Међутим, ови подаци нису довољно искоришћени у смислу њиховог обједињавања и доступности у форми „отворених података“. Отворени подаци не умањују потребу за даљим истраживањима и лабораторијским анализама земљишта, будући да глобалне карте нису довољно прецизне на нивоу производне парцеле. Циљ израде техничког решења „СКУП“ (Vasin et al., 2019; Ninkov и сар., 2019) је управо показни пример како се постојећи бројни подаци о плодности земљишта могу систематизовати и применити уз помоћ нових информационих технологија и тиме допринети развоју пољопривреде кроз плански документ.

2. Процес израде карти погодности земљишта за биљну производњу

Техничко решење представља свеобухватну анализу досадашњих података о квалитету земљишта на простору општине Бачки Петровац, површине од 15.904 ha. Подаци су прикупљени кроз претходне и актуелне активности Института за ратарство и повртарство, института од националног значаја за Р Србију, радне јединице Лабораторија за земљиште и агроекологију (пројекти, елаборати, студије), што је обухватало 1.850 појединачних узорака земљишта (Слика 1).

Сви појединачни узорци земљишта садрже просторну компоненту, са географским координатама. Сваки узорак прате подаци о параметрима плодности (pH у H_2O, pH у 1M KCl активна и супституциона киселост; садржај слободног калцијум-карбоната $CaCO_3$; садржај органске материје хумуса; садржај укупног азота N; садржај лакоприступачног фосфора P_2O_5 и калијума K_2O). Од овог броја узорака, 124 узорака садрже и податке о физичким карактеристикама земљишта (механички састав земљишта) и педолошким карактеристикама, на

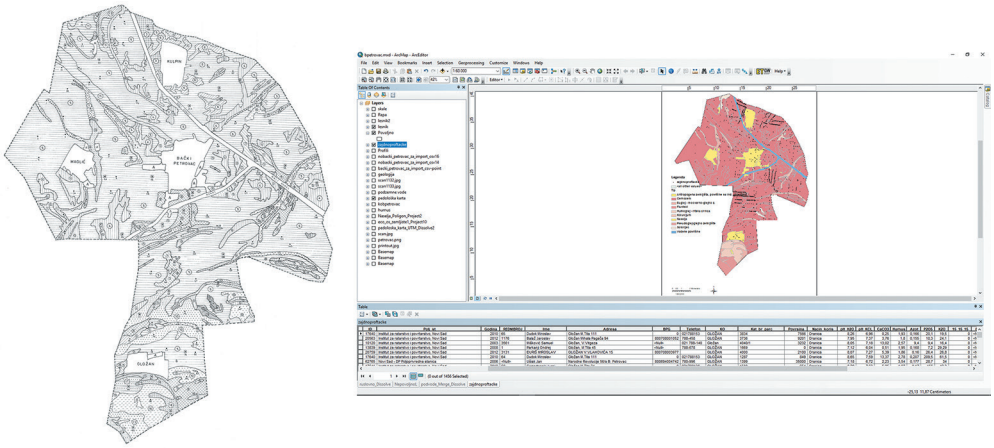
основу отварања педолошких профила. У циљу валидације улазних података, у прикупљеним узорцима земљишта, који су на трајном чувању у Лабораторији за земљиште и агроекологију, а која је акредитована по стандарду SRPS ISO/IEC 17025:2017 од стране АТС-а за ова испитивања, додатно су урађене лабораторијске анализе 10% постојећих узорака (укупно 185 узорака), по принципу да је анализиран сваки десети узорак у серији. Након урађених лабораторијских анализа одбачено је 394 узорака на основу одступања резултата узорака представника серија (добијени резултати нису у складу са претходним), тако да коначан број узорака земљишта као валидираних полазних података техничког решења „СКУП“ износи 1.456 (Слика 1). С обзиром на површину предметног истраживања општине Бачки Петровац од 15 904 ha, ова истраживања су детаљна, на нивоу да 1 узорак репрезентује површину од 11 ha.

Слика 1. Шема процеса израде техничког решења „СКУП“

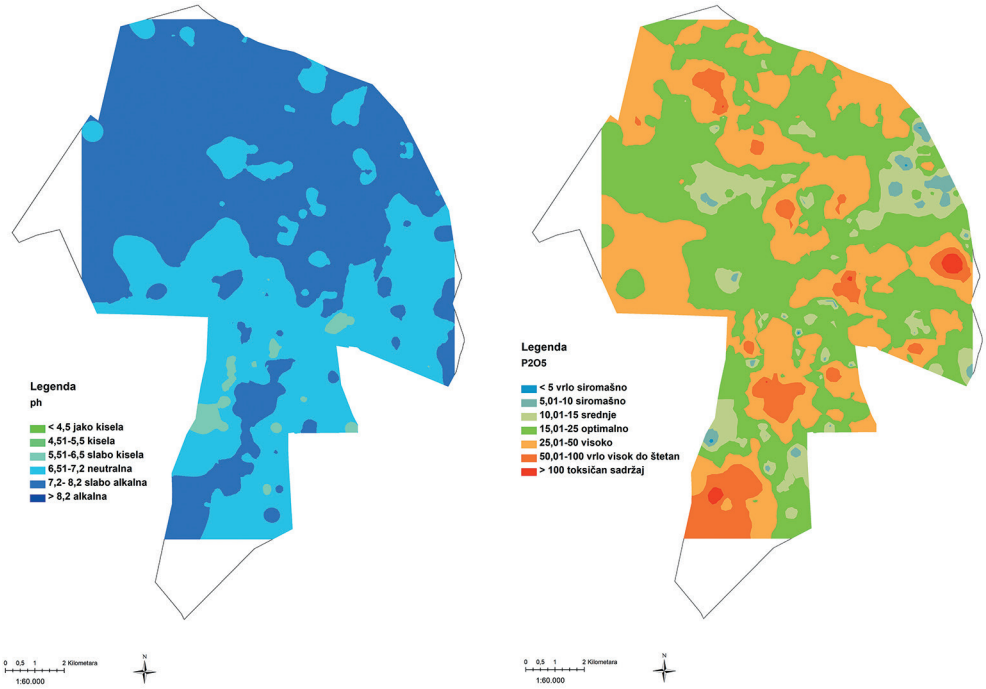
Валидирани подаци су, затим, унети у географско информациони систем (ГИС) ESRI ArcGIS Geostatistical Analyst 10, чији је лиценцирани власник Институт за ратарство и повртарство. У ГИС су унете и георефернциране, тј. дигитализоване постојеће основне карте као подлоге: геолошка, педолошка и карта подземних вода (Hadžić, 1996). Постојећа полазна педолошка карта (размере 1:25.000) је, затим, дорађена и усаглашена према важећој националној и међународној класификацији (WRB) (Слика 2).

Уз помоћ алата ГИС-а *geostatistical analyst* урађена је просторна интерполација улазних података методом *inverse distance weighting* (IDW) и направљене су карте плодности за целокупну посматрану површину општине Бачки Петровац (pH у 1M KCl; садржај слободног калцијум-карбоната $CaCO_3$; садржај органске материје хумуса; садржај азота N, садржај лакоприступачног фосфора P_2O_5 и лакоприступачног калијума K_2O) (Слика 1). Као критеријуми за ове полазне карте плодности узете су границе обезбеђености земљишта за посматра-

не параметре плодности према методи Система контроле плодности земљишта и рационалне употребе ђубрива (Manojlović, 1986). На Слици 3 приказан је пример карте плодности за pH и садржај лакоприступачног фосфора.



Слика 2. Дигитализација педолошке карте 1:25 000 општине Бачки Петровац



Слика 3. Карте плодности општине Бачки Петровац

На основу података унетих и обрађених на претходно описан начин, приступило се анализи стања плодности општине Бачки Петровац и моделовању уз помоћ гео алата ИСЗ у циљу дефинисања посебних критеријума карата погодности као излазних података. Као прво, анализирана је варијабилност података према постојећим подлогама. Приликом анализе раздвајања карактеристика земљишта у односу на геолошку, педолошку и карту подземних вода, утврђене су статистички значајне разлике једино међу геолошким целинама (Табела 1). Геолошка подлога (или матични супстрат) је, као један од основних педогенетских фактора, својим специфичностима (хемијски састав, текстура, порозност и др.) директно утицала на формирање земљишта и његове карактеристике (Табела 1).

Табела 1. Просечне вредности и утврђене корелације основних хемијских својстава земљиште у односу на геолошке целине

	I	II	III	IV
Геолошка целина	песак и глина, алувијална тераса	холоцене стараче и мртваје	лес, лесна тераса	лесолики преталожени седименти долина на првој лесној тераси
pH u KCl	8.02a	7.91ab	7.85c	7.94ab
pH u H_2O	7.2ab	7.28a	7.14b	7.25a
$CaCO_3$ [%]	6.05bc	5.75c	4.94c	7.17ab
хумус [%]	2.36c	3.36a	3.09b	3.48a
Укупни N [%]	0.89c	1.34a	0.87b	0.81a
P_2O_5 [mg $100g^{-1}$]	28.49ab	29.87ab	30.9a	24.11b
K_2O [mg $100g^{-1}$]	29.4b	33.17b	38.05a	35.56ab

Утврђено је да је геолошка подлога доминантан фактор утицаја на природне потенцијале земљишта, а поред тога изражен је и антропогени фактор према садржају лакоприступачног калијума и фосфора, што је последица начина коришћења земљишта, односно примене минералних ђубрива. Одсуство статистички значајног утицаја различитих типова земљишта на плодност приписује се униформисаности података, односно на 81% површине општине Бачки Петровац заступљен је чернозем.

Након почетне анализе стања и изношења закључака о евентуалним ограничавајућим факторима биљне производње, приступило се дефинисању посебних критеријума. Према структури биљне производње општине, као актуелне биљне врсте са специфичним агроеколошким захтевима, за које би техничко решење „СКУП“ било од највећег економског значаја, издвојене су шећерна репа и леска.

Приноси гајених биљака су под утицајем више фактора, те се они морају посматрати као целина. Фактори који су од пресудног утицаја на пољопривредну производњу су: климатски режим, агротехника, селекција (сортимент) и

плодност земљишта. Климатски режим је уједначен на посматраном, релативно малом предметном простору од 16.000 ha. Савремени сортимент и агротехничке мере које се примењују, елиминишу и ова два фактора као варијабле. На посматраном простору, плодност земљишта представља доминантан фактор одлуке о гајењу биљних врста које овде успевају према постојећим климатским условима. Плодност земљишта је шири концепт од обезбеђености земљишта хранљивим елементима, те обухвата и други низ земљишних карактеристика: физичке, биолошке, режим воде, капацитет адаптације на екстремне услове (обилне падавине и сушу) и др.

За потребе корисника техничког решења направљене су карте погодности земљишта за производњу леске, као представника вишегодишњих дрвенастих култура, и шећерне репе, као представника ратарских култура. За одабране биљне врсте одређени су критеријуми у односу на захтеве (потребе) биљака и карактеристика земљишта, а у правцу остварења максималног приноса и квалитета производа. Како се ради о високо продуктивним културама, са изразитим захтевима према одређеним физичким и хемијским карактеристикама земљишта, као главни критеријуми су уврштене карактеристике земљишта наведене у Табелама 2 и 3.

Плантажа леске, као вишегодишњи засад, носи велика почетна улагања са дугорочним повратком инвестиције, што иде у прилог значају идентификације погодних зона за заснивање засада леске. Леска је посебно осетљива на ниво подземних вода, као и механички састав земљишта (Živanov et al., 2018). Узимајући у обзир све литературне и дугогодишње искуствене чињенице према агроеколошким захтевима леске (Vučić, 1987; Džamić и Stevanović, 2000; Ubavić и сар., 2008; Vukadinović и Vukadinović, 2011), дефинисани су критеријуми за издвајања зона погодности (Табела 2).

Табела 2. Критеријуми за издавање зона погодности гајења леске

	Неповољно	Условно повољно	Повољно
Подземна вода [m]	< 3	–	>5
Глина [%]	<10 >40	10–15 30–40	15–30
pH	<4,5 >8,5	4,5–6,5 7,5–8,5	6,5–7,5
$CaCO_3$ [%]	>15	10–15	<10
Хумус [%]	<1	1–2	>2
K_2O [mg $100g^{-1}$]	<12 >50	12–20	20–50
P_2O_5 [mg $100g^{-1}$]	<6 >50	6–12 35–50	12–35

Шећерна репа је индустријска биљка која, такође, носи велика улагања. Специфичност у гајењу шећерне репе је осетљивост на механички састав земљишта, будући да се њен корен користи у даљој преради, те на принос утиче правилно формирање овог биљног органа у земљишту. Друга специфичност у гајењу шећерне репе је то што је она калиофилна биљка, односно садржај лакоприступачног калијума утиче на синтезу и метаболизам накупљања шећера у корену, што опет условљава квалитет приноса. Такође, узимајући у обзир све литературне и дугогодишње искуствене чињенице према агроеколошким захтевима шећерне репе (Vučić, 1987; Džamić и Stevanović, 2000; Ubavić и сар., 2008; Vukadinović и Vukadinović, 2011), дефинисани су критеријуми за издвајања зона погодности (Табела 3).

Табела 3. Критеријуми за издавање зона погодности гајења шећерне репе

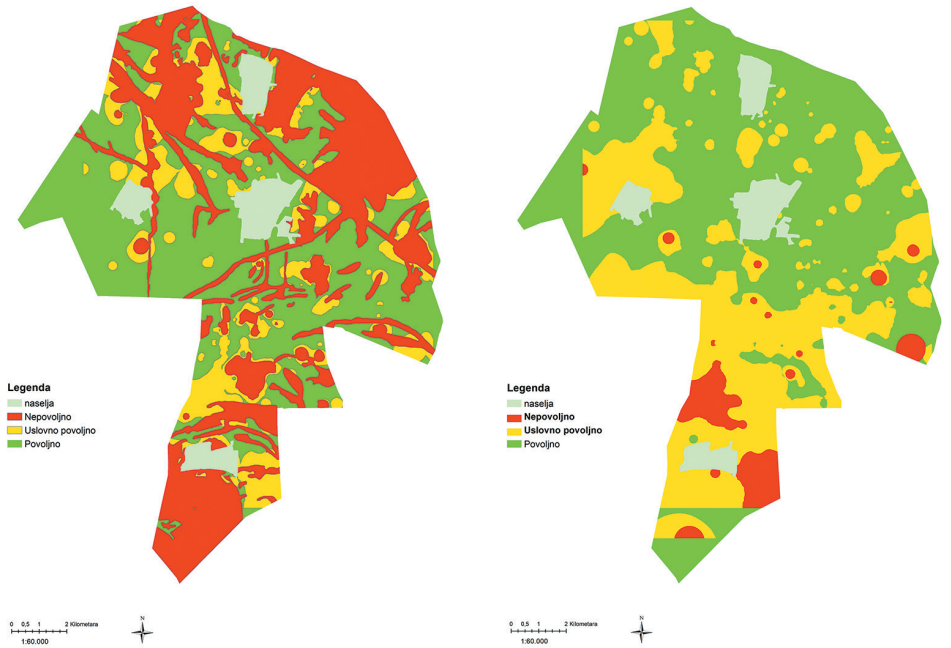
	Неповољно	Условно повољно	Повољно
Глина	<15 >30	15–20	20–30
pH [%]	<5,5 >8	5,5–6 7,6–8	6–7,6
Хумус [%]	<2	2–3	>3
K_2O [mg $100g^{-1}$]	<15 >100	15–25 70–100	25–70
P_2O_5 [mg $100g^{-1}$]	<10 >50	10–15 25–50	15–25

Важно је напоменути да је у дефинисању критеријума узета у обзир и компонента заштите агроекосистема, односно дефинисане су прекомерне концентрације лакоприступачног фосфора и калијума где се може испољити фитотоксичност, а ове вредности су додељене зони непогодности за гајење као ограничење даље деградације земљишта (Табеле 2 и 3).

Након дефинисања ових критеријума приступило се изради карата погодности у географском информационом систему користећи *geostatistical analyst*, уз дефинисање граница по принципу да било који ограничавајући фактор сврстава дату површину у неповољну зону. Као резултат техничког решења „СКУП“ добијене су карте погодности (Слика 4) за гајење леске и шећерне репе на територији општине Бачки Петровац.

Обрадом добијених карата погодности уз помоћ ГИС алата, добијени су подаци о реалним површинама погодности (обрадом је обухваћено 15.836 ha, услед искључивања површине насељених места). Утврђено је да је за гајење леске: 7.294 ha, односно 46% површине неповољно, док је 3.557 ha или 22% условно повољно, а 4.985 ha или 32% површине је повољно за гајење. За гајење шећерне репе 825 ha (5% анализиране површине) је неповољно, 5.676 ha (36%) је условно повољно; док је 9.335 ha (59%) повољно за гајење. С обзиром да је близу половине посматране површине неповољно за гајење леске, ова чињени-

ца даје на важности примену решења „СКУП“, у смислу превентивне заштите уложених инвестиција при заснивању плантажа лешника.



Леска Шећерна репа

Слика 4. Карте погодности за гајење леске и шећерне репе на територији општине Бачки Петровац

Будући да се ове целине налазе у електронском облику као геопросторне компоненте, у постојећем прегледнику могуће је идентификовати ограничавајући фактор (или факторе) за сваку конкретну локацију. По питању гајења леске, све издвојене повољне зоне захтевају додатна истраживања пре заснивања засада, по принципима савременог узгоја леске, као и вредности почетних улагања, али се у техничком решењу „СКУП“ могу добити валидни подаци за доношење одлука и могућност моделовања висине улагања по конкретним локацијама према количини потребног мелиоративног ђубрења. По питању гајења шећерне репе могућност моделовања је још израженија, посебно на издвојеним „условно повољним зонама“, које се распростиру на 36% посматране површине, јер омогућава процену потребних улагања за унос минералних и органских ђубрива по конкретним локацијама. Ове информације могу бити од значаја и доносиоцима одлука на локалном нивоу приликом одређивања цене закупа, начина производње и времена експлоатације.

Након анализе унетих података изведен је закључак да је пољопривредно земљиште општине Бачки Петровац, генерално, погодно за гајење свих тради-

ционално већ заступљених ратарско-повртарских биљних врста. Техничко решење „СКУП“ је значајно и примењиво и за остале ратарско-повртарске биљне врсте, јер омогућава моделовање висине улагања у циљу профитабилне производње са високим и квалитетним приносом, за сваку биљну врсту по конкретној локацији. У будућем развоју оваквих модела, у циљу спречавања деградације земљишта, било би од великог значаја да се у лимитирајуће критеријуме уврсти и садржај потенцијално токсичних елемената, било да су они у улози нутријената (Živančev et al., 2021), а посебно у улози токсиканата (Ninkov et al., 2018).

3. Закључак

Техничко решење „СКУП“ омогућава доношење одлука на основу документоване основе, бржу и лакшу идентификацију потенцијално незадовољавајућих зона на пољопривредном земљишту територије општине Бачки Петровац, одрживо управљање истим, смањење деградације земљишта, и на крају, побољшање целокупног стања земљишта и пољопривредне производње ове локалне заједнице. „СКУП“ је потпуно примењив и на остале делове Републике Србије, односно јединице локалне управе, будући да ЈЛС располажу базом података о квалитету пољопривредног земљишта у оквиру вишегодишњих сопствених и државних програма контроле плодности земљишта.

У нашој земљи постоје бројни подаци о плодности земљишта из претходних истраживања (из даље и блаже прошлости), као и знања научне и стручне заједнице како ове податке организовати и применити, будући да се наука о земљишту одувек неговала и развијала на овим просторима. Оно што нам тренутно недостаје је интегрисање постојећих података и њихово дељење у форми „отворених података“ широј друштвеној заједници. Интегрисање и отварање података о плодности земљишта у оквиру „јавног“ информационог система допринело би, у великој мери, спречавању даље деградације земљишта. Како расте свест јавног, приватног и цивилног сектора о значају земљишта, тако би се и потребе за његовим даљњим и детаљнијим проучавањем повећавале и стварале нове прилике за организовану заштиту земљишта.

И на крају, време је да употребимо нове технологије, за чије стварање смо у некој мери трошили природне ресурсе, управо за санирање направљене штете. Време је да заједно правимо остваривe планове за проградацију земљишта, уместо да спречавамо деградацију земљишта. Израз „проградација земљишта“ употребио је наш познати научник из области науке о земљишту, проф. др Новица Вучић, у свом делу „Хигијена земљишта“ (Vučić, 1992), где је још пре 30 година указао на многе проблеме са којима се данас суочавамо. Идеја ове публикације је била управо та, да пружи конкретне алате за процену деградација земљишта као први корак у организованом и ширем покрету за њихово решавање, за заштиту и унапређење – проградацију земљишта.

Литература

1. (2018) Creating a Sustainable Food Future A Menu of Solutions to Feed Nearly 10 Billion People by 2050, World Resources Report, The synthesis report 2018, Tim Searchinger (WRI and Princeton University), World Resources Institute, Washington, USA.
2. (2021) European Commission Inspire Geoportal, from:
3. https://inspire-geoportal.ec.europa.eu/overview.html?view=themeOverview&theme=so (acccesed / приступљено 05.02.2021. год.).
4. Directive 2007/2/EC of the European Parliament and of the Council of 14 March 2007 establishing an Infrastructure for Spatial Information in the European Community (INSPIRE) 14.03.2007.
5. Džamić, R., Stevanović, D. (2000): Agrohemija. Partenon, Beograd.
6. Erickson, B., Fausti, S., Clay, D., Clay, S. (2018). Knowledge, Skills, and Abilities in the Precision Agriculture Workforce: An Industry Survey. Natural Sciences Education 47(1), American Society of Agronomy, Inc., Madison; USA, 1-11.
7. Hadžić, V. ured. (1996): Osnove zaštite, korišćenja i uređenja poljoprivrednog zemljišta opštine Bački Petrovac, Republički fond za zaštitu, korišćenje, unapređenje i uređenje poljoprivrednog zemljišta Srbije. Birografika, Beograd.
8. Jakšić, S., Ninkov, J., Milić, S., Vasin, J., Banjac, D., Jakšić, D., Živanov, M. (2021): The state of soil organic carbon in vineyards as affected by soil types and fertilization strategies (Tri Morave Region, Serbia), Agronomy (Basel) 11(1):9, MDPI, 1-19.
9. Kisić, I. (2012): Sanacija onečišćenog tla. Agronomski fakultet Sveučilišta u Zagrebu. Printera grupa, Zagreb.
10. Lujić, Z., Milić, S., Jakšić, S., Ninkov, J., Milić, D., Vasin, J., Živanov, M. (2020): Soil fertility control of state owned agricultural land in Vojvodina Province. Proceedings of the XXIV International Eco-conference 2020, XI Safe food, 23-25.09.2020., Novi Sad, 71-78
11. Manojlović, S. (1986): Sistem kontrole plodnosti zemljišta i upotrebe đubriva u SAP Vojvodini – od naučnih istraživanja, preko razvojnih istraživanja do funkcionisanja u poljorivrednoj proizvodnji Vojvodine, Zbornik radova Pokrajinskog komiteta za nauku i informatiku 18, Novi Sad, 123-127.
12. Milić, S., Ninkov, J., Zeremski, T., Latković, D., Šeremešić, S., Radovanović, V., Žarković, B. (2019): Soil fertility and phosphorus fractions in a calcareous chernozem after a long-term field experiment, Geoderma 339, 9-19.
13. Milić, S., Vasin, J., Ninkov, J., Zeremski, T., Brunet, B., Sekulić, P. (2011): Fertility of privately owned plowland used for field corp production in Vojvodina, Serbia, Ratarstvo i povrtarstvo 48 (2), Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad, 359-368.
14. Ninkov, J., Marinković, J., Banjac, D., Červenski, J., Jakšić, S., Živanov, M., Banjac, B. (2018): Urban garden soil pollution caused by fertilizers and copper-based fungicides application. Ratarstvo i povrtarstvo. 55(1): 12-21.
15. Ninkov, J., Milić, S., Vasin, J., Marinković, J., Jakšić, S., Živanov, M., Gavrić, M. (2019): Upravljanje podacima o kvalitetu zemljišta – rešenje „SKUP", Knjiga apstarkata simozijuma „Zemljište osnovno prirodno dobro – ugroženost i opasnosti", Srpsko društvo za proučavanje zemljišta, 19-21.06.2019., Goč, 42.
16. Ranđelović, P., Đorđević, V., Milić, S., Balešević-Tubić, S., Petrović, K., Miladinović, J., Đukić, V. (2020): Prediction of Soybean Plant Density Using a Machine Learning Model

and Vegetation Indices Extracted from RGB Images Taken with a UAV. Agronomy, 10(8), 1108–. doi:10.3390/agronomy10081108.
17. Samardžić, M., Vasin, J., Jajić, I., Andreeva, I., Latković, D., Vasenev, I. (2018): Environmental Assessment of the Greenhouse Gases' Emission from Poultry Production in Russia's Central Region. Journal of Agricultural Sciences, 63(3): 261-270. doi. org/10.2298/JAS1803261S.
18. Ubavić, M., Marković, M., Oljača, R. (2008): Mikroelementi i mikrođubriva i njihova primena u praksi. Univerzitet u Banja Luci, Poljoprivredi fakultet, Banja Luka.
19. Vasin, J., Ninkov, J., Milić, S., Marinković, J., Jakšić, S., Čanak, P., Gavrić, M. (2019): Strateško upravljanje podacima o kvalitetu zemljišta na primeru opštine Bački Petrovac – akronim „SKUP", Novo tehničko rešenje primenjeno na nacionalnom nivou, Rezultat Projekta TR 31072: „Stanje, tendencije i mogućnosti povećanja plodnosti poljoprivrednog zemljišta u Vojvodini", Institut za ratarstvo i povrtarstvo Institut od nacionalnog značaja za R. Srbiju, Novi Sad, 1-16.
20. Velayutham, M. (2012): National Soil Information System (NASIS) and Land Resource Mapping for Perspective Land Use Planning and Pragmatic Farm level Planning. Madras Agriculture Journal, 99(4-6): 147-154.
21. Vučić, N. (1987): Vodni, vazdušni i toplotni režim zemljišta. Vojvođanska nauka akademija i umetnosti. Novi Sad.
22. Vučić, N. (1992) Higijena zemljišta, Vojvođanska akademija nauka i umetnosti, Knjiga XII, Odeljenje prirodnih nauka, Knjiga 6, Prosveta, Novi Sad.
23. Vukadinović, V., Vukadinović, V. (2011): Ishrana bilja. Poljoprivredni fakultet u Osijeku, Osijek.
24. WRB, IUSS Working Group WRB (2014): World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
25. Živančev, D., Ninkov, J., Jocković, B., Momčilović, V., Torbica, A., Mirosavljević, M., Belović, M., Aćin, V., Ilin, S. (2021): Distribution of iron, zinc and manganese in milling streams of common Serbian wheat cultivars: Preliminary survey. International Journal of Food Science and Technology. doi:10.1111/ijfs.14953.
26. Živanov, M., Vasin, J., Milić, S., Jakšić, S., Ninkov, J., Stanivuković, I. (2018): The quality of soil in Vojvodina and its suitability for hazelnut producion, Book of proceedings of the IX International Scientific Agricultural Symposium „Agrosym 2018", 04-07.10.2018. Jahorina, Bosna i Hercegovina, 694-699.

Захвалница

Поглавља овде објављена су реализована у оквиру следећих пројеката и уговора:

- Министарство просвете, науке и технолошког развоја финансира научноистраживачки рад Универзитета у Београду Шумарског факултета у 2021. години на основу Уговора о реализацији евиденциони број: 451-03-9/2021-14/200169;
- Министарство просвете, науке и технолошког развоја финансира научноистраживачки рад Универзитета у Београду Пољопривредног факултета у 2021. години на основу Уговора о реализацији евиденциони број: 451-03-9/2021-14/200116;
- Министарство просвете, науке и технолошког развоја финансира научноистраживачки рад Универзитета у Новом Саду Пољопривредног факултета у 2021. години на основу Уговора о реализацији евиденциони број: 451-03-9/2021-14/200117;
- Министарство просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије, финансира научноистраживачки рад Универзитета у Београду – Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић“ у 2021. години на основу Уговора о реализацији евиденциони бр. 451-03-9 / 2021-14 / 200007.
- Министарство просвете, науке и технолошког развоја финансира Институт за земљиште на основу уговору бр. 451-03-09/2021-14/200011;
- Пројекат „Истраживање климатских промена на животну средину: праћење утицаја, адаптација и ублажавање“ (43007) који финансира Министарство за просвету и науку Републике Србије у оквиру програма Интегрисаних и интердисциплинарних истраживања за период 2011 -2019“.
- Програм технолошког развоја: „Стање, тенденције и могућности повећања плодности пољопривредног земљишта у Војводини“ ТР31072;
- Пројекат: „Уређење пољопривредног земљишта при заснивању винограда у Врањском рејону“. Министарство пољопривреде и заштите животне средине, Управа за пољопривредно земљиште, Студијско истраживачки пројекат у области уређења пољопривредног земљишта од значаја за Републику Србију.

Штампање ове публикације омогућили су:

Институт за шумарство, Кнеза Вишеслава 3, Београд

Министарство просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије, Немањина 22-26, Београд

CIP - Каталогизација у публикацији
Народна библиотека Србије, Београд
502.521(082)
631.4(082)

ПРОЦЕНА деградације земљишта : методе и модели : [тематски зборник водећег националног значаја] / Снежана Белановић Симић, уредник. - Београд : Универзитет, Шумарски факултет : Српско друштво за проучавање земљишта, 2022 (Београд : Планета принт). - 558 стр. : илустр. ; 25 cm

Тираж 300. - Стр. 5-6: Предговор / Снежана Белановић Симић. - Библиографија уз свако поглавље. - Abstracts.

ISBN 978-86-7299-345-5 (ШФ)

1. Белановић-Симић, Снежана, 1971- [уредник]
а) Земљиште -- Заштита -- Зборници

COBISS.SR-ID 66148617

ISBN 978-86-7299-345-5