

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ
ШУМАРСКИ ФАКУЛТЕТ

Јелена Р. Белоица

ПРОЦЕС АЦИДИФИКАЦИЈЕ КАО ФАКТОР
ДЕГРАДАЦИЈЕ ЗЕМЉИШТА НА ПОДРУЧЈУ
ИСТОЧНЕ СРБИЈЕ

докторска дисертација

Београд, 2015.

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ

ШУМАРСКИ ФАКУЛТЕТ

Јелена Р. Белоица

**ПРОЦЕС АЦИДИФИКАЦИЈЕ КАО ФАКТОР
ДЕГРАДАЦИЈЕ ЗЕМЉИШТА НА ПОДРУЧЈУ
ИСТОЧНЕ СРБИЈЕ**

докторска дисертација

Београд, 2015.

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF FORESTRY

Jelena R. Beloica

**ACIDIFICATION PROCESS AS A FACTOR OF
SOIL DEGRADATION IN EASTERN SERBIA**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2015.

Ментор:

др **Ратко Кадовић**, редовни професор,
Универзитет у Београду, Шумарски факултет

Комисија:

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

др **Милан Кнежевић**, редовни професор,
Универзитет у Београду, Шумарски факултет

др **Драгица Обратов - Петковић**, редовни професор,
Универзитет у Београду, Шумарски факултет

др **Драган Чакмак**, виши научни сарадник,
Институт за земљиште, Београд

Захваљујем ментору Ратку Кадовићу ред. проф., Снежани Белановић Симић, ванр. проф. и члановима комисије Драгици Обратов-Петковић ред. проф., Милану Кнежевићу ред. проф. и Драгану Чакмаку вишем стручном сараднику.

*Захваљујем Дамјану Пантићу, ред. проф. и драгим колегама
Борису Радићу
Вељку Перовићу
Драгану Бороти
Ивани Бједов
Ђорђу Филиповићу
Вукашину Милчановићу
Снежани Обрадовић и
Биљани Пешић*

Хвала, на несебичној помоћи и подршци коју сте ми пружили током израде ове дисертације.

КЉУЧНА ДОКУМЕНТАЦИОНА ИНФОРМАЦИЈА

Редни број (РБ):	
Идентификациони број (ИБР):	
Тип документа (ТД):	Монографска публикација
Тип записа (ТЗ):	Текстуални штампани документ
Врста рада (ВР):	Докторска дисертација
Аутор (АУ):	Јелена Белоица, дипл. инж. шумарства за пејзажну архитектуру
Ментор / Ко-ментор (МН):	др Ратко Кадовић, редовни професор
Наслов рада (НР):	Процес ацидификације као фактор деградације земљишта на подручју источне Србије
Језик публикације (ЈЗ):	Српски / ћирилица
Језик извода (ЈИ):	Српски / енглески
Земља публикавања (ЗП):	Србија
Година (ГО):	2015
Издавач (ИЗ):	Ауторски репринт
Место и адреса (МА):	11 030 Београд, Кнеза Вишеслава 1
Физички опис рада (бр. погл./стр./лит. навода/таб./сл./граф./прил.):	9 поглавља, 254 страница, 356 литературних навода, 29 табела, 52 илустрације, 18 прилога
Научна област (НО):	Биотехничке науке
Ужа научна област:	Ерозија и конзервација земљишта и вода
Предметна одредница кључне речи (ПО):	ацидификација земљишта, деградација земљишта, киселе депозиције, критична оптерећења, VSD модел, шумски екосистеми, травни екосистеми, еродибилност земљишта, промена флористичког диверзитета
УДК:	502.521:504.5+630*114.25(497.11-11)(043.3)
Чува се (ЧУ):	Библиотека Шумарског факултета, Кнеза Вишеслава 1, 11030 Београд, Србија
Важна напомена (ВН):	Нема
Датум прихватања теме од стране НН:	7.12.2011.
Датум одрбране (ДО):	
Чланови комисије (КО):	<u>др Ратко Кадовић</u> , редовни професор, Шумарски факултет Универзитета у Београду; <u>др Снежана Белановић Симић</u> , ванредни професор, Шумарски факултет у Београду; <u>др Милан Кнежевић</u> , редовни професор, Шумарски факултет Универзитета у Београду; <u>др Драгица Обратов-Петковић</u> , редовни професор, Шумарски факултет Универзитета у Београду; <u>др Драган Чакмак</u> , виши научни сарадник, Институт за земљиште у Београду

ПРОЦЕС АЦИДИФИКАЦИЈЕ КАО ФАКТОР ДЕГРАДАЦИЈЕ ЗЕМЉИШТА НА ПОДРУЧЈУ ИСТОЧНЕ СРБИЈЕ

Резиме

Ацидификација је процес смањења рН вредности земљишта и резултат је бројних биогеохемијских процеса. У влажним и умереним климатским зонама, ацидификација је природан процес условљен хемизмом минералне фазе земљишта, типом вегетације и климом. У природним условима овај процес је дуготрајан и део је процеса развоја земљишта, због чега се не може посматрати као процес деградације.

Дејством антропогеног фактора, прекомерним емисијама сумпора и азота, неадекватним системима управљања, променом начина коришћења земљишта, као и глобалних климатских промена, процес ацидификације може бити знатно убрзан и интензивираан. У овом контексту ацидификација земљишта представља облик хемијске деградације земљишта. Ацидификација земљишта, изазвана депозицијама сумпора и азота, због негативних ефеката на виталност природних екосистема и биодиверзитет последњих 70 година, је достигла статус еколошког проблема глобалних размера. На подручју источне Србије у шумским и екосистемима високо-планинских пашњака, ацидификација земљишта доводи до смањења квалитета земљишта као ресурса и природног добра. Нагле промене хемизма земљишта изазване киселим депозицијама директно и индиректно утичу на деструкцију природних станишта, што води до трајног губитка еколошких и социо-економских функција екосистема.

У оквиру овог рада дефинисани су трендови депозиција сумпора и азота као и њихова веза са осетљивошћу земљишта на процес ацидификације и издвојене су актуелне и потенцијалне зоне ризика деградације земљишта. Процена степена осетљивости земљишта шумских и високо-планинских пашњачких екосистема према процесу ацидификације, извршена је методом за прорачун критичних оптерећења применом VSD модела. Критична оптерећења и

прекорачења загађујућих материја у ваздуху представљају један од главних индикатора осетљивости шумских и других терестричних екосистема и представљају основу за одрживо управљање екосистемима као основних принципа међународног еколошког права и националне политике. Дефинисање геопросторних зона уржених киселим аерополутантима, извршено је на основу степена осетљивости земљишта и концентрације депозиција сумпора и азота за период 1980–2009. године. Применом метода прсте и вишеструке регресије као и факторске анализе, представљена је међузависност својстава земљишта и дефинисани су фактори са највећим утицајем на ацидификацију земљишта. У циљу дефинисања узрочно-последичних веза између хемијских својстава земљишта и стабилности структурних агрегата земљишта коришћен је CROSS индекс и метод факторске анализе. Ове анализе указују да постоје узрочно-последичне везе ацидификације земљишта, као облика хемијске деградације земљишта и еродибилности, а динамика нарушавања стабилности структурних агрегата је условљена интензитетом процеса ацидификације.

За потребе симулације промене диверзитета и покровности приземне флоре високопланинских пашњака Старе планине коришћен је VSD Veg модел у односу на сценарије депозиција „C1” (наставља се тренд просечних вредности депозиција за период 1980–2009. године) и „C2” (биће остварене редукције до 30%) и пројектованих својстава земљишта.

На основу резултата, извршена је диференцијација подручја и биолошких рецептора различитог степена угрожености и осетљивости према аерозагађивачима, као и идентификација подручја која се налазе под негативним утицајем дугогодишњег таложења штетних материја. Дефинисана критична оптерећења и зоне ризика од деградације терестричних екосистема, представљају егзактне смернице за ратификацију актуелних протокола и директива о смањењу емисија киселих полутаната на националном нивоу, као

и основу за планирање даљег мониторинга и одрживог управљања екосистемима.

Кључне речи: ацидификација земљишта, деградација земљишта, киселе депозиције, критична оптерећења, VSD модел, шумски екосистеми, травни екосистеми, еродибилност земљишта, промена флористичког диверзитета

Научна област: Биотехника

Ужа научна област: Ерозија и конзервација земљишта и вода

УДК: 502.521:504.5+630*114.25(497.11-11)(043.3)

KEY WORD DOCUMENTATION

Accession number (ANO):	
Identification number (INO):	
Document type (DT):	Monograph documentation
Type of record (TR):	Textual printed document
Contents code (CC):	Doctoral dissertation
Author (AU):	BSc Jelena Beloica LArch
Menthor (MN):	PhD Ratko Kadović, full professor
Title (TI):	Acidification process as a factor of soil degradation in eastern Serbia
Language of text (LT):	Serbian/ Cyrillic alphabet
Language of abstract (LA):	Serbian / English
Country of publication (3II):	Serbia
Publication year (PY):	2015
Publisher (PU):	The authors reprint
Publication place (PP):	11 030 Belgrade, Kneza Višeslava 1
Physical description (PD):	9 chapters, 254 pages, 356 references, 29 tables, 52 illustrations, 18 appendices
Scientific field (SF):	Biotechnical Sciences
Scientific discipline (SD):	Erosion and soil and water conservation
Subject / Key words (SKW):	soil acidification, soil degradation, acid deposition, critical loads, VSD model, forest ecosystems, grasslands, soil erodibility, floristic diversity change
UC:	502.521:504.5+630*114.25(497.11-11)(043.3)
Holding data (HD):	Library of Faculty of Forestry, Kneza Višeslava 1, 11030 Belgrade
Note (N):	None
Accepted by Scientific Board on (ACB):	7.12.2011
Defended on (DE):	
Thesis Defend Board (DB)	<u>PhD Ratko Kadović</u> , full professor, University of Belgrade Faculty of Forestry <u>PhD Snežana Belanović Simić</u> , associate professor, University of Belgrade Faculty of Forestry <u>PhD Milan Knežević</u> , full professor, University of Belgrade Faculty of Forestry; <u>PhD Dragica Obratov-Petković</u> , full professor, University of Belgrade Faculty of Forestry <u>PhD Dragan Čakmak</u> , Senior Scientist, Institute of Soil Science

ACIDIFICATION PROCESS AS A FACTOR OF SOIL DEGRADATION IN EASTERN SERBIA

Abstract

Acidification is a process of decreasing soil pH value over time as a result of numerous biogeochemical processes. In humid and temperate climatic zones, acidification is a natural process caused by soil mineral phase, vegetation type and climate. Under natural conditions, this is a long term process of soil development which can not be seen as a process of land degradation. The influence of anthropogenic factors, excessive emissions of sulphur and nitrogen, inadequate ecosystem management, land use changes, as well as global climate change, acidification process can be significantly accelerated and intensified. In this context, soil acidification is a form of soil chemical degradation. Acidification induced by deposition of sulphur and nitrogen, due to the negative effects on natural ecosystems and biodiversity loss in the past 70 years, has become a global environmental problem. In forest and highland grasslands of Eastern Serbia soil acidification leads to a reduction/loss of soil quality, as resource and natural good. Rapid change of soil chemistry caused by acidic deposition directly and indirectly leads to destruction of natural habitats, and disturbance of environmental and socioeconomic functions of ecosystems. In this paper were defined trends of sulphur and nitrogen deposition, their relationship with the soil sensitivity to acidification as well as current and potential soil degradation risk areas. Assessment of soil sensitivity to acidification of forest and high mountain grasslands, were performed by using critical load concept and VSD model. Critical loads and exceedances of air pollutants are one of the main indicators of forest and terrestrial ecosystem sensitivity to acidification. The critical load concept can be considered as a tool for integrated monitoring of air pollution effects on ecosystems and fundamental principle of international environmental law and national clean air policy. Different ecosystem vulnerability zones to air pollutants were performed and based on soil sensitivity and concentrations of sulphur and nitrogen deposition for the period 1980-2009.

The interdependence of soil properties and factors with the greatest impact on soil acidification were singled out by applying the method of simple and multiple regression, as

well as factor analysis. CROSS index and the method of factor analysis were used in order to define the causal link between soil chemical properties and soil aggregate stability. These analyses indicate existing causal relationships of soil acidification, as a form of soil chemical degradation and erodibility, disruption of soil aggregates stability is determined by the intensity of soil acidification. Simulation of plant diversity change and soil properties for high mountain pastures, were performed using the Veg VSD according to different air pollution scenarios (S and N), "S1" (the average values of deposition for period 1980-2009 will be continued) and "S2" (reductions of up to 30% will be achieved). Results appointed on areas and biological receptors of various degrees of vulnerability and susceptibility to air pollutants, as well as identification of areas that are adversely affected by long-term deposition of S and N. Estimated critical loads and degradation risk zones represent the guidelines for the ratification of the current protocols and directives on reducing emissions of acid pollutants at the national level, as well as the base for the planning of further monitoring and sustainable management of ecosystems and integrated monitoring of air pollution effects on ecosystems.

Keywords: soil acidification, soil degradation, acid deposition, critical loads, VSD model, forest ecosystems, grasslands, soil erodibility, floristic diversity change

Scientific field (SF): Biotechnical Sciences

Scientific discipline (SD): Erosion and soil and water conservation

UC: 502.521:504.5+630*114.25(497.11-11)(043.3)

САДРЖАЈ

1. УВОД	1
1.1 Предмет докторске дисертације.....	4
1.2. Научни циљеви истраживања.....	6
1.3. Основне хипотезе.....	7
2. ПРЕГЛЕД ДОСАДАШЊИХ ИСТРАЖИВАЊА	8
2.1. Ацидификација земљишта.....	8
2.2. Киселе депозиције као фактор ацидификације земљишта.....	13
2.2.1. Утицај киселих депозиција на терестричне и акватичне екосистеме.....	15
2.2.2. Тренд киселих депозиција.....	17
2.2.3. Концепт критичног оптерећења као инструмент међународног еколошког права.....	19
2.3. Процена ацидификације земљишта применом динамичких модела	21
2.4. Ацидификација земљишта и међународно еколошко право.....	27
3. ПОДРУЧЈЕ ПРОУЧАВАЊА	31
3.1 Физичко-географске карактеристике	31
3.2. Климатске карактеристике.....	34
3.2.1. Температура.....	34
3.2.2. Падавине.....	36
3.2.3. Инсолација.....	37
3.3. Геолошке карактеристике.....	38
3.4. Карактеристике земљишта.....	39
3.5. Карактеристике вегетације.....	43
3.6. Заштићена подручја.....	52
4. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОД РАДА	53
4.1. Материјал рада.....	53
4.1.1. Параметри земљишта.....	54
4.1.2. Метеоролошки параметри.....	55
4.1.3. Параметри атмосферске депозиције.....	56
4.1.4. Начин коришћења земљишта (Corine Land Cover).....	58
4.1.5. Параметри вегетације.....	59
4.2. Метод рада.....	61
4.2.1. Метод процене критичних оптерећења (депозиција) и статуса ацидификације земљишта - VSD модел	61
4.2.1.1. Једначина равнотеже размене јона у земљишном раствору.....	62
4.2.1.2. Једначине равнотеже.....	62
4.2.1.3. Једначине једнакости маса.....	68
4.2.1.4. Једначине за прорачун критичних оптерећења и прекорачења депозиција сумпора (S) и азота (N)	70
а) Интензитет разлагања матичног супстрата, базни катјони (BC _{we}).....	72
б) Усвајање азота (N _{upt}) и базних катјона (BC _{upt})	75

в) Капацитет имобилизације азота у земљишту (Nim_acc).....	78
4.2.2. Избор хемијског критеријума	79
4.2.3. “Сценарио анализе” и одложено време реаговања	82
4.2.4. Претпроцесни модел MetHyd 1.4.4.....	84
4.2.5. Метод симулације промене структуре вегетације применом Veg модула.....	86
а) Чекановски индекс сличности (Czekanowski, 1913)	86
б) Симпсонов индекс хетерогености (Simpson, 1949).....	87
в) Шенонов индекс диверзитета (Shenon, 1948).....	87
4.2.6. Статистичке методе.....	91
4.2.7. Стабилност структурних агрегата земљишта-CROSS индекс.....	91
4.2.8. Геостатистичке методе.....	92

5. РЕЗУЛТАТИ 94

5.1. Основни параметри за процену статуса ацидификације и критичних оптерећења сумпора и азота шумских и екосистема високопланинских ливада и пашњака источне Србије.....	94
5.1.1. Тренд киселих депозиција за подручје источне Србије.....	94
5.1.1.1. Депозиције сумпора.....	94
5.1.1.2. Депозиције редукованог облика азота (NH _x).....	96
5.1.1.3. Депозиције оксидованог облика азота (NO _x).....	97
5.1.1.4. Депозиције базних катјона и хлора	98
5.1.2. Интензитет разлагања матичног супстрата - базни катјони (BC _{we}).....	100
5.1.3. Усвајање азота (N _{upt}) и базних катјона (BC _{upt}).....	106
5.2. Критична оптерећења сумпора и азота као индикатор осетљивости земљишта на ацидификацију.....	112
5.2.1. Критична оптерећења и прекорачења сумпора и азота - Критеријум А.....	113
5.2.1.1. Критична оптерећења сумпора (CL _{maxS})	113
5.2.1.2. Прекорачења депозиција сумпора (ex _S)	115
5.2.1.3. Критична оптерећења азота (CL _{maxN})	116
5.2.1.4. Прекорачења депозиција азота (ex _N)	116
5.2.2. Критична оптерећења и прекорачења сумпора и азота - Критеријум Б.....	117
5.2.2.1. Критична оптерећења сумпора (Cl _{maxS})	117
5.2.2.2. Прекорачења депозиција сумпора (ex _S).....	118
5.2.2.3. Критична оптерећења азота (Cl _{maxN})	119
5.2.2.4. Прекорачења депозиција азота (ex _N)	120
5.2.3. Критична оптерећења и прекорачења киселих депозиција у односу на изабране критеријуме „А“ и „Б“	121
5.2.4. Геопросторна дистрибуција критичних оптерећења и прекорачења депозиција S и N	124
5.3. Статус ацидификације земљишта источне Србије.....	128
5.3.1. Процена статуса ацидификације применом VSD модела у односу на усвојене сценарије C1 и C2.....	130
5.3.2. Утицај својстава земљишта на процес ацидификације.....	138
5.3.3. Статус ацидификације земљишта и токсичност алуминијума.....	141
5.4. Процес ацидификације као фактор физичке деградације земљишта.....	145
5.4.1. Утицај рН вредности на стабилност структурних агрегата у проучаваним	

земљиштима.....	152
5.5. Утицај киселих полутаната и ацидификације земљишта на промену структуре вегетације.....	156
5.5.1. Процена промене структуре вегетације – шуме букве Стара планина.....	157
5.5.2. Процена промене структуре вегетације – ливаде и пашњаци Старе планине.....	166
5.6. Потенцијалне зоне деградације земљишта шумских и високопланинских екосистема источне Србије	171
7. ЗАКЉУЧНА РАЗМАТРАЊА	174
8. ПРАВЦИ БУДУЋИХ ПРОУЧАВАЊА	183
9. ЛИТЕРАТУРА	186
10. ПРИЛОЗИ	211

1. УВОД

Man: „Hey Boy what is the name of your dog?“

Boy: „I don't know... we call him Fredd“

Anonymous

Земљиште је природно добро, творевина настала од површинског слоја Земљине коре као резултат заједничког утицаја педогенетских чинилаца (Dokuchaev, 1951).

Земљиште по свом саставу чини веома сложен трофазни, полидисперзни динамички систем, функционално повезан у целину у ком се непрекидно одвијају различити физички, хемијски, биохемијски и биолошки процеси.

Земљиште је једна је од основних структурних компоненти екосистема која својим карактеристикама битно одређује његове структурне и функционалне карактеристике.

Посматрано из хумане перспективе земљиште је природни ресурс, ограничен и тешко обновљив, који карактеришу четири опште, узајамно повезане, групе функција: еколошка регулација, продукција и коришћење, станиште и животни простор и културно наслеђе. Одрживо управљање земљишним простором, подразумева систем технологија и/или планирање интеграције еколошких са социо - економским и политичким принципима у управљању земљишним простором за пољопривреду, шумарство и друге намене, подједнако за садашње и будуће генерације (Kadović, 2014).

Деградација земљишта је резултат природних и антропогених чинилаца, а представља губитак стварне или потенцијалне продуктивности, вредности земљишта (Lal, 1997).

Деградација земљишта је опадање квалитета земљишта или смањење његове продуктивности и регулаторног капацитета животне средине.

Процеси деградације земљишта, као и механизми који покрећу њихове трендове, обухватају физичке, хемијске и биолошке процесе. Важни физички процеси деградације земљишта су погоршање структуре земљишта, образовања покорнице, збијање земљишта, ерозија, дезертификација, анаеробиоза, механичка загађења животне средине, и неадекватних система коришћења природних ресурса (Kadović, 2014). Значајни хемијски процеси су ацидификација и излуживање, салинизација, смањење капацитета измене катјона (СЕС) и губитак плодности. Биолошки процеси обухватају смањење укупног угљеника и угљеника у биомаси, и смањење биодиверзитета (Kadović, 2014).

На основу наведеног, деградација земљишта се може дефинисати као смањене физичког, хемијског и биолошког квалитета земљишта као ресурса и природног добра.

Деградација земљишта је спор и кумулативан процес (Muchena, 2008) који доводи до дугорочног губитка продуктивности земљишта, еколошких и социо-економских функција екосистема (Bai et al., 2008).

Деградација шумских екосистема траје више од миленијума (Smith, 1981), а узрокована је бројним природним и антропогеним факторима. Као основни фактори стреса и нарушавања виталности шумских екосистема најчешће се наводе промена температурног и режима падавина (климатски стрес), биотички фактор, атмосферска загађења, пожари, ацидификација земљишта, начин газдовања (Huttl, 1998). Као два најхазарднија антропогена фактора наводе се аерозагађења (централни, источни и северни део европског

континента) и пожари (јужни део европског континента).

Утицај аерозагађења емитованих из индустријских постројења на вегетацију, као и транспорт емитованих загађивача на веће удаљености (између Енглеске и Француске) први пут се помиње средином XVII века (Evelyn, 1661; Graunt, 1665). Штетан утицај аерозагађења примећен је и средином XIX века (Ducros, 1846; Smith, 1857), али се интензивније почео проучавати тек крајем XX века када су негативне последице достигле глобалне размере.

Последице високих концентрација аерополутаната на терестричне и акватичне екосистеме (сушење шума и екстремно ниске рН вредности језера на северу Европе) седамдесетих година прошлог века подстакле су научну и стручну јавност да се озбиљно бави овом проблематиком. Тако је 1977. године развијен програм за праћење и процену преноса загађујућих материја - ЕМЕР (European Monitoring et Evaluation Programme) у склопу Конвенције о прекограничном транспорту загађујућих материја-CLRTAP (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution). С тим у вези се и утицај ацидификације терестричних и акватичних екосистема почео интензивније изучавати од 70-их година прошлог века (Oden, 1967; Gorham, 1976; Ulrich et al., 1980).

У оквиру LRTAP конвенције 1985. године основан је Међународни кооперациони програм за процену и праћење ефеката загађења ваздуха на шуме (ICPF). У овом програму учествују 42 земље у оквиру мреже (6000-7500) биоиндикацијских парцела 16x16 км (Ниво I) и интензивног мониторинга на мањем броју сталних (500) огледних станица (Ниво II), у оквиру кога се утврђују узрочно-последичне везе.

Мониторинг шумских земљишта на територији Републике Србије је поново успостављен 2003. године у оквиру мреже биоиндикацијских парцела (тачака), у оквиру система мониторинга за ниво I (ICPF). У оквиру овог система мониторинга прате се хемијска својства земљишта, приступачност хранљивих

материја и садржај тешких метала, као и поједина физичка својства земљишта.

1.1. Предмет докторске дисертације

Предмет ове докторске дисертације је проучавање ацидификације земљишта као једног од облика хемијске деградације земљишта на подручју источне Србије у шумским и екосистемима високопланинских пашњака и ливада.

Промене хемизма земљишта изазване киселим депозицијама и процесом закисељавања земљишта директно и индиректно утичу на деструкцију природних станишта. Промене се огледају пре свега у смањењу продукције биомасе и нарушавању виталности шумских и других терестричних екосистема, као и негативним утицајима на биодиверзитет биљних заједница.

На територији Републике Србије рекордне ниске рН вредности атмосферског талоба су измерене у Борском округу где је рН вредност износила између 2 и 3 (Gržetić, 2007). Такође максимална прекорачења ГВИ (Граничне Вредности Имисија) по ЕУ нормама за сумпор измерена су у борском округу (SEPA, 2007). Највећа прекорачења азота за шумске екосистеме измерена су на територији браничевског округа (Сл. Гласник РС, 33/2012).

Последица високих вредности киселих депозиција су екстремно ниске рН вредности земљишта у борском округу (Košanin i Knežević, 2003). Дистрична смеђа земљишта на андезитским стенама, слабо засићена базама, подложна су процесу ацидификације, а на територији источне Србије заузимају хомогене ареале значајних површина (Košanin i Knežević, 2003).

На подручју Старе планине деградираност шумских и ливадских екосистема главни је разлог за мањи степен присутности високвредних врста (Обратов-Петковић et al., 2006).

Република Србија се карактерише високим екосистемским, специјским и генетичким диверзитетом. Брдска и планинска подручја РС, као део

Балканског полуострва, представљају један су од шест Европских центара биодиверзитета (Стратегија биодиверзитета РС, 2011). У оквиру проучаваног подручја налазе се 43 заштићена природна добра (приближно 2083 км² · 10.4% површине проучаваног подручја) која се одликују изузетним вредностима са становишта разноврсности биљног, животињског света (реликтних и ендемичних врста), њихових заједница, као и геолошких, геоморфолошких, хидрогеолошких и хидролошких особености и која као таква захтевају специјалан режим мониторинга и заштите од евентуалног оштећења.

Процесом ацидификације земљишта нарочито су угрожени терестрични екосистеми брдско-планинских подручја, што се објашњава појачаним турбуленцијама и јачим флуксевима (улазима) киселих депозиција и израженијим кумулативним ефектом вишегодишњих таложења (годишњи извештај ICP Forests, 2003; Voruvka et al., 2007).

Одрживо управљање екосистемима, као једна од основних поставки међународног еколошког права и националне политике, незамисливо је без информација о факторима који утичу на њихово здравствено стање. Дугорочно праћење утицаја досадашњих прекорачења загађујућих материја у ваздуху и њихових депозиција, један су од главних индикатора садашњег и будућег здравственог стања шумских и других терестричних екосистема.

Праћење утицаја загађења ваздуха на структуру вегетацијског покривача и промену биодиверзитета дефинисано је LRTAP конвенцијом, а један од главних задатака програма ICPMM (The International Cooperative Programme on Modelling et Mapping of Critical Levels et Loads et Air Pollution Effects, Risks et Trends) IPCV (The International Cooperative Programme for Vegetation) је утврђивање облика везе градијента аерозагађења (кисели оксиди, озон) и промена у терестричним екосистемима. Познавање ових веза пружа могућност праћења утицаја загађења на глобалном нивоу, дефинисање најосетљивијих и најугроженијих зона, са дугорочним циљевима очувања и заштите високе

специјске разноврсности, односно биодиверзитета на глобалном нивоу (Mac Nally et Fleishman, 2004; van Zelm et al., 2007; Azevedo et al., 2013). Од 2007 године на иницијативу извршног тела LRTAP конвенције у циљу квантификације будућих редукција емисија и њихових ефеката на терестричне екосистеме предложено је да се размотре потенцијални индикатори промене биодиверзитета. Диверзитет биљних врста у пашњачким екосистемима идентификован је као један такав индикатор.

1.2. Научни циљеви истраживања

У оквиру ове докторске дисертације постављени су следећи циљеви:

- дефинисање зона са највећим оптерећењима киселим аерополутантима;
- процена степена осетљивости земљишта шумских и екосистема високопланинских екосистема према процесу ацидификације и идентификација најугроженијих подручја;
- дефинисање фактора са највећим утицајем на просторну расподелу ацидификације земљишта;
- дефинисање веза између ацидификације земљишта, као облика хемијске деградације земљишта и ерозије земљишта као облика физичке деградације земљишта.
- дефинисање промене диверзитета и покривности приземне флоре у односу на пројектоване сценарије редукције полутаната и својстава земљишта за посматрани временски период.

1.3. Основне хипотезе

- Ацидификација земљишта утиче на смањење квалитета земљишта и то пре свега на смањење приступачности хранљивих материја.
- Ацидификација утиче на хемијске процесе у земљишту, нарушава његову структуру и утиче на интензивирање процеса губитка земљишта.

Истраживања која су вршена у оквиру ове докторске дисертације представљају део истраживачких радова за потребе пројекта „Истраживање климатских промена и њиховог утицаја на животну средину: праћење утицаја, адаптација и ублажавање“ који је финансиран од стране Министарства за просвету и науку Републике Србије у периоду од 2011–2014.

2. ПРЕГЛЕД ДОСАДАШЊИХ ИСТРАЖИВАЊА

2.1. Ацидификација земљишта

Ацидификација (закисељавање) земљишта је природан процес смањења рН вредности земљишта као резултат бројних биогеохемијских процеса у земљишту и у природним условима може трајати хиљадама година (Boruvka et al., 2007). Ацидификација као природан процес карактерише земљишта са повећаним садржајем сумпора, земљишта образована на киселом матичном супстрату, као и подручја са израженим хумидним условима (Uexkull et Mutert, 1995; Sumner et Noble, 2003; Janjirawuttiku et al., 2010).

Дејством антропогеног фактора, прекомерним емисијама сумпора и азота, неконтролисано сечом шума и интензивном пољопривредом, процес ацидификације може бити знатно убрзан и интензивираан (Johnston et al., 1986; Sverdrup et al., 1994). У овом контексту ацидификација земљишта представља облик деградације земљишта који води до трајног смањења квалитета и губитка земљишта.

Укупне површине површинског слоја земљишта које су захваћене процесом ацидификације у свету се процењују на $3.777 \cdot 10^9$ (Eswaran et al., 1997) до $3.950 \cdot 10^9$ ha (Uexküll et Mutert, 1995), што чини приближно 30% копна, изузимајући површине копна под ледом (Sumner et Noble, 2003). Потповршински слојеви земљишта захваћени процесом ацидификације се процењују на $2.918 \cdot 10^9$ ha (Eswarn et al., 1997).

Осетљивост земљишта према процесу ацидификације условљена је типом геолошке подлоге, својстима-типом земљишта (киселост, садржај базних катјона, капацитет катјонске измене, текстура, садржај органске материје, капацитетом сорпције сумпора у земљишту) (Berggren, 1992; Zysset et al., 1999; Maitat et al., 2000; Koptsik et Alewell, 2007), постојећом вегетацијом (Misson et al., 2001) и количином киселих депозиција (Boruvka et al., 2007).

Киселост земљишта се изражава рН скалом и представља негативан логаритам концентрације активних водникових (H^+) јона у земљишном раствору. Земљишта са рН (H_2O) нижом од 7.0 сматрају се киселим (Sposito, 2008) и то: рН<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 (Sparks, 2003).

Киселост - рН земљишта је вишезначан показатељ (eng. „master variable“) стања земљишта (McBride, 1994; Rengel, 2002; Sparks, 2003). Многи биолошки и хемијски процеси (размена јона, дисоцијација, оксидација, редукција, и др.) у земљишту условљени су са рН вредношћу земљишта (Hendershot et al., 1993; McBride, 1994).

Оптимална киселост земљишта за развој четинарских и лишћарских врста је од 5.0–7.0 рН вредности због оптималне приступачности хранљивих елемената биљкама и активности микроба у овом опсегу рН вредности (Vanmechelen et al., 1997). За већину шумских биљних врста рН вредност нижа од 4.0 је штетна за коренов систем (Bertram et Schleser, 1982; Vanmechelen et al., 1997).

Киселост, односно висока концентрација водоникових јона у земљишту, није једини фактор штетног утицаја на коренов систем (Barber, 1995). Активност H^+ јона и хемијске реакције размене јона доводе до повећане мобилности, концентрације и биолошке токсичности јона алуминијума, гвожђа и мангана (McBride, 1994) и смањене приступачности хранљивих елемената биљкама (Lukas et Davis, 1961; Rengel 2002; Sposito, 2008; Lukas et Goldbold, 2011).

Повећана мобилност алуминијумових јона у земљишту може изазвати бројне негативне последице у екосистему (Bareham, 1996). Висока концентрација Al^{3+} јона делује инхибирајуће на раст биљака и усвајање хранљивих материја (Kennedy, 1992). Биљке изложене високим

концентрацијама алуминијума карактерише инхибиција раста корена дуж главне осе (елонгација – издуживање), корен постаје тањи, светлије боје и у неким случајевима некротиран (Foy et al., 1978; Foy, 1984; Taylor, 1988). Токсичност алуминијума ретко се јавља при $pH > 5.0$, а испод ове вредности растворљивост и концентрација алуминијума експоненцијално расте као и његова потенцијална биолошка токсичност (Lindsay et Walthall, 1996; Mrvić et al., 2012). Корелациона веза pH вредности и токсичности алуминијума није униформна па се pH не може сматрати добрим индикатором потенцијалне токсичности алуминијума (Adams et Lund, 1966) осим код земљишта са сличним минералošким саставом и високом стопом разлагања минерала где ове везе показују висок степен корелације (Richburg et Adams, 1970; Bartlett et Riego, 1972; Bruce et al., 1988; Menzies et al., 1994a; 1994b). Фитотоксичност алуминијума у земљишту условљена је концентрацијом појединих његових хемијских облика. Хемијски облик Al_{13} , $[AlO_4Al_{12}(OH)_{24}(H_2O)_{12}]^{7+}$, има 5-10 пута већу фитотоксичност него јони Al^{3+} (Menzies, 2003). На основу резултата спроведених истраживања утврђен је степен ризотоксичности појединих облика алуминијума у земљишту и то: $Al_{13} > Al^{3+} > AlF_2^+ > AlF^{2+}$ (Kinraide, 1997). Садржај Al^{3+} јона највећи је и доминантан у односу на друге форме алуминијума у слоју земљишта до 30 cm, док је у слоју од 60 cm концентрација Al^{3+} јона најмања, садржај Al-F облика је доминантан облик алуминијума у слоју од 60 cm (Lukas et Godbold, 2011).

Осим ризотоксичности негативан утицај повећане концентрације алуминијума у земљишту одражава се и у везивању фосфора (P) у хемијски неприступачне облике биљкама (Manning et Goldberg, 1996). Везивање фосфора, једног од најзначајних макроелемената, у оклудоване облике алуминијума и гвожђа један је од главних фактора ограниченог раста биљака у киселим земљиштима (Barber, 1995).

Ацидификација и ниске pH вредности земљишта негативно утичу и на

доступност храњивих елемената биљкама (Lukas et Davies, 1961; Rengel 2002; Sposito, 2008; Lukas et Goldbold, 2011). 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). На овај начин есенцијални нутритивни елементи путем испирања кроз земљишни раствор постају неприступачни биљкама (Haunpes et Swift, 1986; Falkengren-Grerup, 1989, 1993). Недостатак молибдена (Mo), важног елемента у исхрани биљака и фиксацији азота, такође се наводи као последица закисељавања земљишта испод $pH < 5.0$ (Davies 1945; Brady, 1981; Gupta, 1997).

Повећана концентрација H^+ и Al^{3+} јона интензивира мобилност јона цинка (Zn) и мангана (Mn) (Kalbasi et al., 1978; Bar-Tal et al., 1988; Msaky et Calvet, 1990; McBride et al., 1982, 1997; Sauve et al., 1997) који доспевају у земљишни раствор у облицима директно доступним биљкама (Jeffery et Uren, 1983). Јони цинка и мангана делују антагонистички на усвајање гвожђа, повећане концентрације једних јона делују инхибирајуће на усвајање других и обрнуто.

Поред тога, у условима смањене pH вредности земљишта долази до појачане мобилности и других тешких метала (Pb, Cd, Cu, и Ni) и њихове високе биорасположивости (Kadović et Knežević 2002; Belanović 2003, 2004).

У условима повећане киселости активност организама у земљишту, а самим тим и бројних микробиолошких процеса попут: декомпозиције, минерализације, нитрификације, нодулације и микоризације је редукована (Foy, 1984; Menzies, 2003).

Наведене промене у земљишту могу имати значајан утицај на биодиверзитет и дисрибуцију биљних врста (Falkengren-Grerup, 1990; Falkengren-Grerup et Eriksson, 1990) што укључује смањење бројности врста осетљивих на ниске pH вредности земљишта, недостатак хранљивих елемената, висок садржај Al^{3+} и повећану биорасположивост тешких метала, као и

повећање бројности нитрофилних биљних врста услед повећаних депозиција азота (Falkengrner, 1986; Falkengren-Grerup et al., 1995; Voxman 1998; Koptsik et al., 2001; Azevedo et al. 2013).

Ниске рН вредности земљишта директно и индиректно утичу на стабилност структурних агрегата у земљишту, а самим тим и на његову еродибилност, односно физичку деградацију. Директан утицај ниских рН вредности на структурност земљишних агрегата огледа се у ниском интензитету 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).

Ацидификација земљишта путем повећане мобилности и концентрације Al, Pb, Cd, Zn, Cu, Mn и Ni у земљишном раствору може индиректно утицати на квалитет вода, односно изазвати загађење површинских и подземних вода.

Наведене промене у земљишту директно и индиректно утичу на деструкцију природних станишта што резултира смањењем продукције биомасе у шумским екосистемима, као и негативним утицајима на биодиверзитет и структуру вегетације шумских екосистема.

Дејством антропогеног фактора процес ацидификације земљишта је у протеклих 70 година толико убрзан и интензиван да је достигао статус еколошког проблема глобалних размера (Hallbacken et Tamm, 1986; Brydges et Wilson, 1991; Last, 1991; van Lynden, 1995). Током шездесетих година прошлог века ацидификација је идентификована као озбиљан фактор деградације терестричних и акватичних екосистема и доведена је у везу са повећаним емисијама киселих полутаната (Oden, 1968). Касније, кроз бројне студије и истраживања доказано је да су депозиције S и N основни фактор интензивирање

ацидификације и еутрофизације терестричних и акватичних екосистема (Van Breemen et al., 1984; De Vries et Breeuwsma, 1986; De Vries et Breeuwsma, 1987; Blake et Goulding, 2002). У циљу смањења ацидификације и других негативних ефеката ваздушних полутаната, у оквру UNECE програма и LRTAP конвенције 1999 године је донет, а 2005 ступио на снагу, протокол о смањењу ацидификације, еутрофизације и приземног озона. Протокол обухвата територију Европе, Северне Америке и земље ЕЕССА блока и дефинише максималне емисије сумпорних и азотних оксида, амонијака и испарљивих органских једињења (VOC).

Један од програма развијених у склопу LRTAP конвенције је програм за мониторинг шумских екосистема (ICPF). ICPF програм се спроводи у последње три деценије широм Европе са циљем да се утврди утицај загађивача из ваздуха, а као резултат спроведених истраживања прописане су и делом остварене значајне редукције индустријских емисија (пре свега, емисија сумпора).

Систематско праћење рН вредности земљишта у Србији врши се једино кроз I ниво ICPF мониторинга, који се спроводи од 2003 године, на 106 биоиндикацијских тачака уз допуну 24 биоиндикацијске тачке од 2004. године (Kadović et Knežević, 2004). Праћење и поређење рН вредности кроз различите временске периоде је једини начин да се утврде емпиријски/стварни трендови процеса ацидификације.

2.2. Киселе депозиције као фактор ацидификације земљишта

“What goes up must come down.” *Isaak Newton, XVII век*

Киселе депозиције представљају атмосферски талог чија је рН вредност нижа од рН вредности незагађеног атмосферског талоба, односно $\text{pH} < 5.6$ (Jacob, 1999; Allaby, 2002). Незагађене атмосферске падавине су благо киселе реакције

чија се киселост креће између 5.6–7 pH јединица. Слабо кисела реакција атмосферички потиче од присуства киселих раствора оксида CO₂, NO, NO₂ и SO₂ насталих природним процесима који су доспели у атмосферу - тропосферу. Главни полутанти који учествују у повећању киселости атмосферских депозиција су кисели оксиди, сумпор-диоксид (SO₂) и оксиди азота (NO₂, NO), емитовани дејством антропогеног фактора (индустријска постројења, саобраћај, пољопривреда, итд). Све честице које се емитују у атмосферу депонују се на површину Земље, док је занемарљив транспорт ових честица из Земљине атмосфере у васионски простор услед гравитационе силе (Јасов, 1999). Трансфер атмосферских честица и гасова из атмосфере на површину Земље врши се у виду суве и влажне депозиције.

Штетан утицај аерозагађења емитованих из индустријских постројења на здравље људи и вегетацију, као и транспорт емитованих загађивача на веће удаљености (између Енглеске и Француске) први пут се помиње 1661. године (Evelyn, 1661; Graunt, 1665).

Француски фармацеут Ducros на основу хемијских анализа атмосферички у раду *“Observation d’une pluie acide”* из 1845 наводи да су падавине загађене сумпором и азотом и по први пут помиње термин “киселе кише” (Ducros, 1845).

Након тога енглески хемичар Robert Angus Smith (1817-1884) 1852. године у раду *“On the Air and Rain of Manchester”* по први пут доводи у везу загађеност ваздуха и развој индустрије у Лондону са киселошћу падавина на овом подручју. У публикацији *„Air and Rain: The Beginning of a Chemical Climatology“* из 1872. године Smith уводи термин “киселе кише” и приказује резултате хемијских анализа падавина (кишнице) на британским острвима у XIX веку, издвајајући три зоне загађења ваздуха у односу на удаљеност од извора загађења. У овој публикацији се по први пут указује на негативан утицај киселих атмосферички на вегетацију и материјале, односно аутор наводи да

киселе атмосфериле изазивају оштећења на вегетацији и материјалима. Robert Angus Smith је, 100 година пре него што су киселе депозиције препознате као глобалан еколошки проблем, указао на везу емисија штетних гасова, атмосферских процеса и негативних утицаја киселих атмосфериле на животну средину.

На основу истраживања спроведених од 1907-1908 године у месту Лидс (Leeds, GB), Crowther и Ruston у својим резултатима (Crowther et Ruston, 1911) образлажу утицај атмосферских полутаната на земљиште, наглашавајући загађеност земљишта која се налазе у ужим индустријским зонама града, као и негативне ефекте киселих падавина на процесе у земљишту.

У Аустрији почетком XX века Rusnov указује на штетан утицај сумпора из атмосферских депозиција на убрзан процес ацидификације шумских земљишта (Rusnov, 1910; 1917).

Шведски биолог Erichsen-Jones 1939. године наводи да киселост падавина доводи до ослобађања и спирања алуминијума из земљишта, даље доспева у акватичне екосистеме и постаје токсичан по животињски свет (Newton, 2007).

Идентификација и праћење киселих депозиција као проблема глобалних размера траје од 60-их година XX века (Barrett, 1955; Gorham, 1955; Rossby et Egner, 1955; Egner et Eriksson, 1955).

2.2.1. Утицај киселих депозиција на терестричне и акватичне екосистеме

Ширење свести о негативном утицају атмосферских полутаната узело је маха у периоду од 1964.-1979. године када је кроз неколико научних студија доказана веза између емисија сумпора у централној Европи и евидентног закисељавања скандинавских језера и сушења скандинавских шума (Erichsen-

Jones, 1964; Oden, 1967; Gorham, 1976; Ulrich, 1979; Gorham et al., 1980).

Од тада су спроведена бројна истраживања која су показала да су киселе депозиције један од најозбиљнијих глобалних еколошких проблема савременог друштва. Доказано је да су депозиције сумпора и азота основни узрочници интензивираних ацидификације и еутрофизације терестричних и акватичних екосистема у последњих 60 година (Van Breemen et al., 1984; De Vries et Breeuwsma, 1986; De Vries et Breeuwsma, 1987; Blake et Goulding, 2002).

Осим ацидификације и еутрофизације земљишта и вода повећане концентрације сумпора и азота у падавинама условљавају појаву других штетних ефеката у екосистему (Bobbink et al., 2002; De Vries et al., 2007a; De Vries et al., 2009; Reinds, 2009). Ниске рН вредности земљишта доводе до ослобађања алуминијума који делује токсично на коренов систем (Goransson et Eldhuset, 1991; Lokke et al., 1996).

Сатурација шумских земљишта азотом доводи до дисбаланса садржаја и спирања хранљивих материја из земљишта, при чему се најчешће помиње недостатак магнезијума, фосфора, базних катјона (Abrahamsen, 1984; Roberts et al., 1989; Thimonier et al., 2000; Reinds, 2009). Овај дисбаланс се делимично објашњава конкуренцијом јона фосфора и базних катјона, а делимично и смањеном способношћу кореновог система да при високим концентрацијама алуминијума усваја хранљиве материје (Hutchinson, 1945; Rorison, 1965; Hutchinson et al., 1986; Cronan et al., 1989).

Повећан садржај азота утиче на присуство макро и микро гљива у земљишту које такође играју важну улогу при усвајању хранљивих елемената, што такође доводи до дисбаланса елемената у земљишту (Alexander et Fairley 1983; Termorshuizen et Schaffers, 1987; Heijine et al., 1994; Nilsen et al., 1998; Cairney et Meharg 1999; Wollecke et al., 1999; Siguenza et al., 2006; van Diepen et al., 2007; Lilleskov et al., 2011).

Као последица повећаних депозиција азота наводи се и повећање

прираста шума у зонама где је природан лимитирајући фактор развоја био недостатак азота (Abrahamsen, 1984; Spiecker et al., 1996; Rehfuess et al., 1999; Reinds, 2009). Повећан садржај азота у земљишту условљава фиксацију и акумулацију С у земљишту (Treseder et Allen, 2000; De Vries et al., 2006).

Дугорочна прекорачења критичних депозиција азота и сатурација шумских земљишта азотом условљава ширење нитрофилних и ацидофилних биљних врста и доводи до промене структуре вегетацијског (биљног) покривача у шумских екосистемима (Falkengren-Grerup, 1986; Kuhn et al., 1987; Dirkse et Van Dobben, 1989; Thimonier et al., 1992; Lameire et al., 2000; Kraft et al., 2003).

Интересовање за различите нивое приступа у борби против аерозагађења интензивирани је последњих двадесет година, паралелно са применом стратегија за редукцију емисија полутанта у оквиру протокола из 1994. (Oslo, Norway) и 1999. године (Gothenburg, Sweden), са циљем смањења ацидификације, еутрофикације, и концентрације приземног озона. У склопу наведених протокола, са циљем смањења емисија штетних гасова UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) 1986. године уводи концепт критичног оптерећења екосистема.

2.2.2. Тренд киселих депозиција

Концентрација загађујућих материја у ваздуху условљена је емисијама, хемијским процесима, транспортом и депозицијама. Праћење квалитета ваздуха и падавина, емисија и депозиција атмосферских полутаната у Европи врши се од 1977. године у оквиру ЕМЕП (The European Monitoring and Evaluation Programme) програма, кооперативног програма за мониторинг и евалуацију конвенције LRTAP.

ЕМЕП извештава о емисијама, концентрацијама и депозицијама

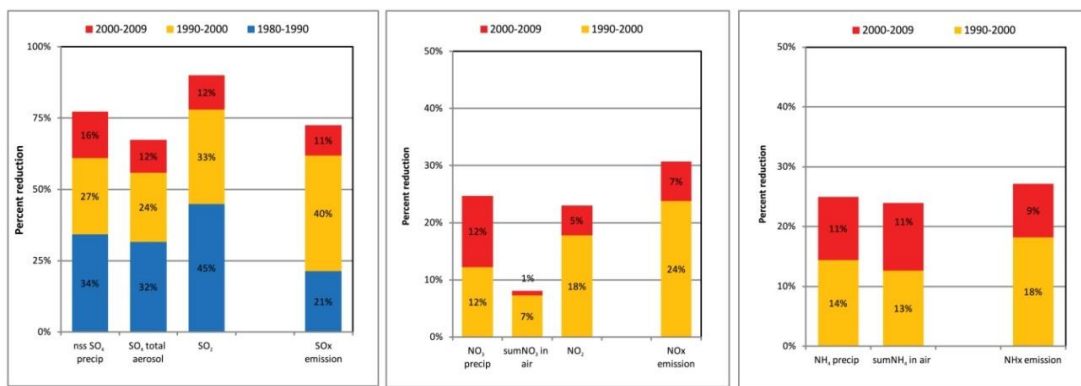
атмосферских полутаната, количинама прекограничних флуксава и њиховог значаја за критична оптерећења екосистема. Овај програм пружа добру основу за даље процене будућих емисија као и неопходних редукција.

Током последње три деценије у оквиру подручја ЕМЕП мреже остварене су значајне редукције емисија SO_2 , NO_x , NH_3 , а самим тим су смањене концентрације ових полутаната у депозицијама (слика 1).

За период од 1980–2009. евидентиране су редукције емисија и депозиција сумпора за 73%, и 65% за период од 1990–2009. године (Torseth et al., 2012).

За период 1980–1990 нису забележене промене емисија NO_x и садржаја у падавинама, док су се за период 1990–2009. емисије смањиле за 31%, а депозиције за 23-25%. Укупне емисије амонијака у Европи смањене су за 29% од 1990–2009 (ЕМЕП/ Centre on Emission Inventories et Projections, CEIP, 2011), са великим регионалним осцилацијама.

Садржај амонијака у депозицијама је смањен за 24-25%, и то 18% за период 1990–2000 године, а 14% за период 2000–2009 године (Torseth et al., 2012). У оквиру ЕМЕП мреже евидентиране су и редукције садржаја базних катјона у депозицијама пре свега калцијума. За период 1980–2009 редукција Са износи 47%, а за период од 1990–2009 26%.



Слика 1. Просечне редукције сумпора и азота за подручје Европе у периоду 1980–2009 (извор: ЕМЕП)

Као резултат политике чистог ваздуха у склопу LRTAP конвенције наводи се да су остварена задовољавајућа смањења депозиција сумпора (50%), а такође се сматра да до 2020. године неће бити значајних прекорачења критичних вредности сумпора за ацидификацију (Fischer et al., 2012).

За разлику од депозиција сумпора, просечна смањења депозиција укупног азота су минимална и недовољна. На појединим проучаваним локалитетима у Европи измерена су значајна повећања депозиција азота нарочито у периоду 2006–2011. године (Michel et al., ICPF, 2013). С тим у вези предвиђа се да ће до 2020. године на 30% шумских екосистема и даље бити присутна прекорачења азота. Према извештајима ICPF из 2012. године наводи се да више од 50% шумских екосистема који су се налазили у зонама високих депозиција азота нису у стању да приме нове количине азота због високе сатурисаности истим (Fischer et al., 2012).

2.2.3. Концепт критичног оптерећења као инструмент међународног еколошког права

Главни циљ интернационалних кооперационих програма (ICPs) и радне групе за ефекте (WGE) је процена степена и географске распрострањености негативних утицаја главних аерополутаната, идентификација најугроженијих ареала, екосистема и других рецептора загађујућих материја. Ове процене се темеље на научним истраживањима о критичним оптерећењима, различитим степенима прекорачења и процене штете. Интересовање за критичне депозиције и различите нивое приступа у борби против аерозагађења интензивирани је током последњих 30 година.

Појам критичног оптерећења, горње граничне вредности концентрација киселих депозиција (пре свега сумпора и азота), установљен је у Европи 1980.

године под покровитељством CLRTAP/UNECE и представља индикатор осетљивости природних екосистема на ацидификацију и еутрофикацију (Nilsson et Grennfelt, 1988).

Критично оптерећење екосистема је дефинисано као “квантитативна процена изложености једном или више полутаната испод које нема значајних ефеката оштећења специфичних осетљивих елемената животне средине према досадашњим сазнањима” (Nilsson et Grennfelt, 1988). Критична оптерећења за процес ацидификације, дефинишу максималне концентрације киселих депозиција (пре свега S и N) 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**.

На интернационалном нивоу концепт критичних депозиција представља основу за планирање стратегија редукције емисије сумпора, азота и других полутаната у оквиру протокола LRTAP конвенције са циљем смањења ацидификације, еутрофикације и концентрације приземног озона.

Редуковање прекорачења један је од главних циљева међународних споразума (UNECE Protocol to Abate Acidification, Eutrophication et Ground-level ozone, 1999; EC National Emission Ceilings Directive, 2001) о смањењу и контроли прекограничног транспорта загађујућих материја. Ова два међународна споразума дефинишу лимите емисија загађујућих материја на националном нивоу које треба остварити у одређеном временском року са циљем трајне одрживости екосистема.

Критична оптерећења се користе на регионалном и локалном нивоу приликом планирања и праћења утицаја саобраћаја, индустрије, енергије, пољопривреде (...) на стање животне средине. Карте депонованих аерополутаната дефинисане на међународном и регионалном нивоу се могу

заједно са картама критичних оптерећења користити као основа за процену утицаја регионалних и локалних емитера загађујућих материја. На основу ових процена дефинишу се неопходне редукције емисија аерополутаната на нивоу сектора и индивидуланих емитера (Staaf 1994; Lofquist 1994; Barkman 1998).

Задатак критичних оптерећења на регионалном нивоу јесте диференцијација подручја и биолошког рецептора различитог степена осетљивости према аерозагађивачима, као и идентификација подручја која се налазе под дугорочним негативним утицајем дугогодишњег депоновања штетних материја. Апликативност концепта критичних оптерећења на локалном нивоу огледа се у дефинисању и избору опсега *in-situ* мера које су неопходне за очување продуктивности земљишта и очување квалитета површинских вода.

Критична оптерећења као таква дају смернице и квантифукују будуће ратификације актуелних протокола и директива о смањењу емисија киселих полутаната, а самим тим и процеса ацидификације. Поред наведеног, концепт критичних оптерећења се користи и као инструмент процене утицаја смањења емисија на међународном нивоу и ефеката ових редукција на локалном нивоу.

2.3. Процена ацидификације земљишта применом динамичких модела

Процена статуса ацидификације земљишта и критичних оптерећења екосистема у последњих 30 година врши се применом математичких модела различитог степена сложености (Posch et De Vries, 1999). Првобитно су модели за процену ацидификације земљишта коришћени искључиво у научне сврхе, а касније, када је извршена идентификација најважнијих процеса и валидација модела, користе се и за праћење утицаја будућих емисија полутаната (Martinson, 2004). Tiktak и Grinsven (Tiktak et Grinsven, 1993) дали су преглед

и поређење 16 математичких модела који су намењени праћењу утицаја атмосферских загађивача на шумске екосистеме.

Математички модели симулације статуса ацидификације у екосистему могу бити статички и динамички. Статички модели подразумевају да се параметри и оператори проучаваног система не мењају у времену, док динамички модели узимају у обзир потенцијалне промене променљивих и оператора у времену.

Најраспрострањенији статички модел за процену критичних депозиција терестричних екосистема на регионалном нивоу је **SMB (Simple Mass Balance) модел** (Sverdrup et al., 1990; Sverdrup et De Vries, 1994; Posch et al., 1995).

Због ограничених могућности статичких модела последњих 20 година, интензиван је развој и употреба динамичких модела.

Динамички модели осим процене критичних оптерећења, врше и процену таргетних (циљних) депозиција и неопходних редуција полутаната како би екосистем достигао стабилно стање у планираном временском року. Ови модели врше симулацију процеса ацидификације као и процену одложеног времена реаговања хемијске и биолошке компоненте система према усвојеном сценарију (UNECE, 1999). Укључивањем динамичких модела у моделе интегрисане процене стања животне средине, динамички модели добијају статус важног инструмента међународне политике (Martinson, 2004). Многи развијени модели нису апликативни на регионалном нивоу јер су развијени за одређене локације и за потребе појединих пројеката (Posch et Reinds, 2009). Пример оваквих модела су **ForSVA** (Arp et Oja, 1997) и **NUCSAM** (Groenenberg et al., 1995) модел. Симулација процеса ацидификације овим моделима вршена на основу детаљних мерења и великог броја улазних параметара који су недоступни на регионалном нивоу па је употреба оваквих модела ограничена.

Поједностављеност улазних захтева и приступачност улазних параметра

основни су захтеви за апликативност модела на ширем подручју (Posch et Reinds, 2009). Последњи захтеви у развоју динамичких модела иду у правцу имплементације у тзв. **IA** моделе (моделе интегрисане процене).

RAINS (Regional Acidification Information et Simulation, Alcamo et al., 1990) модел интегрисане процене развијен је за подручје Европе. Намена овог модела су “кост-ефективне” евалуације утицаја планираних редукција и оптимизација емисија полутаната (Hettheling et al., 1995; Alveteg, 1998; Hettheling et al., 2001; 2007). Надоградња RAINS модела извршена је 2007 године у **GAINS** (Greenhouse Gas et Air Pollution Interactions et Synergies) модел.

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 их могуће лако имплементирати у IA моделе (Posch et al., 2003), што је био један од критеријума при избору **VSD** модела.

VSD (Posch et 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 II програма интензивног мониторинга (De Vries et al., 2003). VSD динамички модел показује ефекте киселе депозиције на земљишни раствор током времена. Параметри овог модела односе се на мерења једног слоја земљишта, вертикална хетерогеност профила се не узима у обзир. Симулације и улазни параметри дати су на годишњем нивоу, а сезонска

варијације се не разматрају. Кључни процеси укључени у модел су елементи флуkseва депозиције, усвајања хранљивих материја, кружење хранљивих материја укључујући минерализацију, процесе распадања и ослобађања базних катјона и алуминијума. Такође, равнотежно стање земљишног раствора представља део модела. 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, редукације депозиције и обнављања екосистема (Posch et Reinds, 2009). Модел предвиђа и процену промене структуре вегетације у односу на еоклиматске услове станишта применом потпрограма **VSD+Veg**. Осим овог потпрограма у оквиру VSD модел налазе се и претпроцесни модели **GrowUp** (Bonten et al., 2012) и **MetHyd** (Posch et Reinds, 2010).

SAFE (Warfvinge et al., 1993; Alveteg, 1998; Alveteg et Sverdrup, 2002) модел је развијен на Универзитету у Лунду, на департману за биогеохемијски инжењеринг намењен је проучавању утицаја киселих депозиција на хемизам земљишта и подземних вода. Модел узима у обзир вертикалну хетерогеност земљишта, а мерења се врше најчешће у 4 хоризонта. Временска резолуција улазних и излазних параметара програма је једна година, сезонске варијације се не разматрају. Проучавања и валидација SAFE модела вршена је на 600 локалитета (мрежа квадрата 4x4km) у Швајцарској за временски период од 1850–2100. године (SAEFL, 1998). Циљ је био да се установи како и када ће хемијски статус швајцарских шума побољшати применом протокола GP99. Примени овог модела претходила је свеобухватна ревизија општег приступа а посебно генерисање базе података неопходне за регионалну примену модела.

Модел предвиђа употребу претпроцесних модела PROFILE, MAKEDEP, initSAFE, ForSAFE.

MAGIC (Cosby et al., 1985a, 2001) модел је широко примењиван превасходно за анализу утицаја киселих депозиција и ацидификацију површинских вода у Великој Британији (Cosby et al. 1985a, b, c, 1986), а у мањој мери за анализу ацидификације земљишта у преосталим Европским земљама. Јединична површина проучавања овог модела је слив. Хоризонти земљишта су обједињени у моделу, мада, постоји могућност да се разматрају три одвојена хоризонта. Временска резолуција улазних и излазних параметара хемизма (земљишта или вода) овог модела може бити један месец или година. Земљишни процеси у моделу добро су развијени и утврђени у модификованој верзији модела (Cosby et al., 2001), а укључују једноставну процену засићености азотом базираној на органском односу C/N. Вегетација се третира релативно једноставним процесом применом потпрограма GBMOVE где се на основу климатских и параметара земљишта (pH, C/N, % влаге) и других Еленбергових индикатора даје процена структуре вегетације на нивоу биљне врсте.

SMART (De Vries et al., 1989; Posch et al., 1993) модел је развијен у Холандији, а намењен је терестричним (копненим) екосистемима. У основи процеси унутар овог модела слични су процесима у моделу MAGIC, разлике између ова два модела се углавном јављају у приступу прикупљања података. MAGIC користи детаљну базу података за улазне параметре, док SMART узима регионалну базу података и подразумеване вредности за поједине улазне параметре и искључује поступак оптимизације. Због ових сличности употреба оба модела могла се сматрати сувишна све до појаве нове верзије **SMART 2** модела (Kros et al., 1995). Параметри овог модела односе се на мерења једног слоја земљишта, вертикална хетерогеност профила се не узима у обзир.

Симулације и улазни параметри дати су годишњем нивоу, а сезонска варијације се не разматрају. SMART 2 верзија укључује потпрограма SUMO (Wamelink et al. 2009a, b) који омогућава симулацију промена структуре вегетације у односу на различите сценарије киселих депозиција. Овај потпрограма даје процену биомасе и кружење азота. Модел MOVE (Van Adrichem et al. 2010) је статистички модел, користи излазне параметре SMART-SUMO и даје процене и симулације на нивоу биљне врсте, а програмом је обухваћено 900 биљних врста у оквиру 3 вегетацијска типа (шуме, пашњаци и вресишта).

Табела 1. Преглед модела за процену статуса ацидификације земљишта, кључни процеси

Назив модела		VSD	SAFE	MAGIC	SMART2
Veg модули		VSDVeg	ForSAFE	GBMOVE	SUMO
Хемизам земљишта	Киселост / Размена јона	●	●	●	●
	Динамика N (азота) у земљишту	●	○	○	●
	Динамика C (угљеника) у земљишту	●	●	○	●
	BCwe –интензитет разлагања матичног супстрата	○	●	○	●
Вегетација (компетиција и сукцесија)		●	●	○	●
Вертикална хетерогеност земљишта		-	●	-	-
Временска резолуција		1 година	1 година	1 година	1 година
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

2.4. Ацидификација земљишта и међународно еколошко право

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) је основана 1947. године од стране ECOSOC (Economic et Social Council) једне од 5 регионалних комисија. Ова комисија окупља 56 земаља у оквиру ЕУ и земље југоисточне Европе, CIS-а и Северне Америке у циљу пан-европских интеграција. Област експертизе-стручности UNECE обухвата секторе: економске сарадње и интеграције, енергетике, заштите животне средине, техничке сарадње, шумарства и искоришћавања шума, управљања земљишним простором, статистике, трговине и саобраћаја. UNECE прописује норме, стандарде и конвенције са циљем унапређења међународне сарадње у и изван региона.

У оквиру програма заштите животне средине општи циљ UNECE је да промовише заштиту животног простора и његов одрживи развој и управљање, док су практични циљеви усредсређени на смањење загађења како би се минимизирале штете по животну средину и омогућило дугорочно функционисање екосистема.

На конференцији Уједињених Нација 1972. у Стокхолму иницирана је интернационална кооперација у борби против ацидификације. Између 1972. и 1977. године неколико студија потврдило је хипотезу да аерополутанти могу прећи хиљаде километара пре него што доспеју на површину земље у виду депозиција. Ово такође имплицира да је сарадња на међународном нивоу неопходна како би се превазишли проблеми попут ацидификације терестричних и акватичних екосистема на глобалном нивоу. Потребна је превазилажењем ових акутних проблема резултирала је потписивањем конвенције CLRTAP новембра 1979. године у Женеви, од стране 34 владе Европске заједнице. Конвенција о дугорочном прекограничном транспорту

загађујућих материја ступила је на снагу 1983. године и кроз 8 протокола даје конкретне мере за контролу емисије полутаната, праћење и истраживање утицаја редукције емисије штетних материја:

- **1984.** *Протокол о дугорочном финансирању кооперативног програма за мониторинг и евалуацију прекограничног транспорта загађујућих материја у ваздуху за Европу, Женева, (протокол је ступио на снагу 28.јан.1988.)*
- **1985.** *Протокол о редукцији емисија сумпор-диоксида и његовог прекограничног преноса најмање за 30%, Хелсинки, (протокол је ступио на снагу 2.септ.1987.)*
- **1988.** *Протокол о контроли емисије азотних оксида и њиховог прекограничног преноса, Софија, (протокол је ступио је на снагу 14.феб.1991.)*
- **1991.** *Протокол о контроли испарљивих органских једињења и њихових прекограничних флуксева, Женева (протокол је ступио на снагу 29. септ. 1997.)*
- **1994.** *Протокол о даљој редукцији емисије сумпора, Осло, (ступио је на снагу 5. Авг. 1998.)*
- **1998.** *Протокол о тешким металима (протокол је ступио на снагу 29. дец. 2003.), Архус*
- **1998.** *Протокол о перзистентним органским загађивачима- POPs, Архус (23. окт. 2003.)*
- **1999.** *Протокол о смањењу ацидификације, еутрофикације и приземног озона, Гетеборг (ступио је на снагу 17. маја 2005.)*

Протокол о смањењу ацидификације, еутрофизације и приземног озона (G99), поставља граничне вредности емисија S, NO_x, VOCs и амонијака. Ове граничне вредности су дефинисане на основу научних истраживања о утицају полутаната и пројекцији утицаја смањења емисија истих. Земље потписнице овог протокола чије емисије имају озбиљне последице по животну средину, а чије редукције не носе озбиљније финансијске губитке, мораће да направе највеће редукције у емисији штетних материја. У том смислу, уколико протокол буде у потпуности имплементиран на територији Европе, емисије сумпора би биле смањене за 63%, NO_x за 41%, VOC за 40% и амонијака за 17%

у односу на емисије из 1990. године. Са тим у вези, на територији Европе, у односу на 1990. године, површине са израженом ацидификацијом би биле смањене са 93 Мha на 15 Мha, површине са израженом еутрофизацијом 165 Мha на 108 Мha. Негативни ефекти изазвани излагањем вегетације повишеним концентрацијама озона биће смањени за 44% у односу на 1990. године

Смернице усвојене овим протоколом предвиђају широк избор техника и економских инструмената у циљу смањења емисија у одговарајућим секторима.

CLRTAP конвенција је јединствен пример општеприхваћеног инструмента у борби за редукацију прекограничног загађења ваздуха, процеса ацидификације и еутрофизације на широј регионалној основи.

Радна група за ефекте (WGE - Working Group for Effects), у оквиру LRTAP конвенције, пружа информације о степену и географској распрострањености негативних утицаја главних аерополутаната (сумпор-диоксид, азот-диоксид, приземни озон и тешки метали) на људско здравље и животну средину. Главни циљ радне групе за ефекте (WGE) и интернационалних кооперационих програма (ICPs) је идентификација најугроженијих ареала, екосистема и других рецептора загађујућих материја. Један од програма је и ICPMM (ICP Modelling et Mapping) *Интернационални кооперациони програм за моделовање и картирање* критичних депозиција, градације различитих степена ефеката од аерозагађења, ризика и трендова који као крањи резултат има:

- процену штете на шумама, усевима, природној вегетацији, земљишту, површинским и подземним водама, материјалима, одређивањем критичних депозиција ових система. Посебна пажња је посвећена директним утицајима концентрација SO₂, NO₂ и O₃ као и индиректном утицају дугорочних таложења сумпор и азот-диоксида.

- Картирање географских локација различитог обима и степена прекорачења критичних депозиција
- Утврђивање прихватљивог метода као референтног у процени потенцијалних оштећења

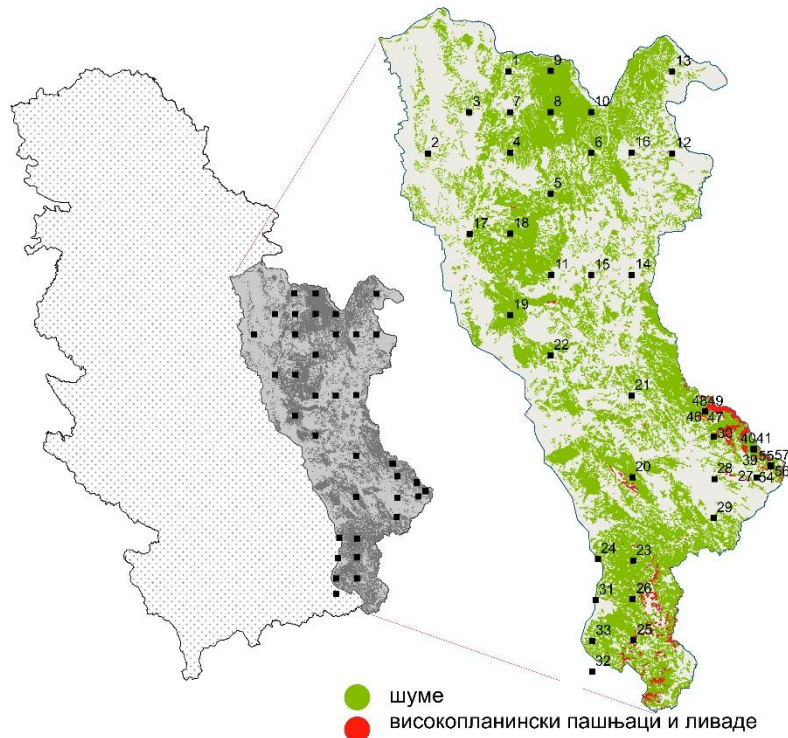
Програм радне групе коју предводи Немачка, одговоран је за детаљно планирање и координацију програма (ICPMM), у сарадњи са ССЕ (координациони центар за ефекате). ССЕ пружа научну и техничку подршку у развоју метода за прорачун и картирање критичних депозиција, различитих степена прекорачења као и основе за планирање стратегија редуције депозиција сумпора, азота и других полутаната. Такође у оквиру овог центра се врши процена утицаја загађивача у ваздуху на стање биодиверзитета природних станишта укључујући локалитете *Natura 2000*. ССЕ такође асистира Европској агенцији за заштиту животне средине (ЕЕА, European Environment Agency) приликом ажурирања главних индикатора.

3. ПОДРУЧЈЕ ПРОУЧАВАЊА

3.1 Физичко-географске карактеристике

Подручје проучавања обухвата 20.005 km² површине Републике Србије (88 407 km²), или 22.63%. У физичко-географском смислу се налази јужно од реке Дунав и источно од Велике и Јужне Мораве. Простире се, у правцу север-југ, између 44° 49' 18" N на северу и 42° 18' 40" N на југу, а у правцу запад-исток између 21° 02' 12" E на западу и 23° 00' 23" E на истоку.

Основу истраживања представља мрежа биоиндикацијских тачака у оквиру система мониторинга за ниво I (ICPF), које територијално припадају ШГ "Кучево", ШГ "Бољевац", ШГ "Деспотовац", ШГ "Крушевац", ШГ "Ниш", ШГ "Лесковац", ШГ "Пирот" и ШГ "Врање", и у оквиру Н.П. "Ђердап". Проучавано подручје са распоредом проучаваних локалитета приказано је на слици 2.



Слика 2. Проучавано подручје са распоредом проучаваних локалитета

Изучавано подручје у физичко – географском смислу припада брдско-планинском подручју, где се у комплексу са шумама налазе ливадски и пашњачки екосистеми и обрадива земљишта.

Најнижа тачка у оквиру проучаваног подручја (28 mnnv) се налази се код Прахова на ушћу Тимока у Дунав, а највиша тачка се налази на Старој планини, врх Миџор (2169 mnnv).

Највећи део изучаваног подручја под шумама и пашњацима се налази у висинској зони 500-1000mnnv (44.57% површина).

Табела 2. Површине висинских зона проучаваног подручја (извор Corine Land Cover 2006)

Висинске зоне	Површина (km ²)	П (%) укупне површине	П (km ²) под шумама и пашњацима	П (%) под шумама и пашњацима
< 200	3555.30	17.77	505.49	5.38
200-500	7684.26	38.41	2924.86	31.15
500-1000	6515.33	32.57	4185.05	44.57
1000-1500	1948.89	9.74	1538.82	16.39
1500-1800	280.43	1.40	218.03	2.32
> 1800	20.92	0.10	18.26	0.19

Посебан аспект проучавања представља анализа и симулација промене структуре вегетацијског покривача у оквиру усвојених сценарија о киселим депозицијама за проширену мрежу тачака на подручју Старе планине.

Подаци се односе на фитоценолошка проучавања шумских, ливадских и пашњачких екосистема екосистема на локалитетима: Бабин зуб N= 43°22'35.7" E= 22°37'38.3" надморске висине 1547 ± 4m, (шума – Ракитска гора и пашњак – Маркове ливаде), Широке луке N= 43°14'24.7" E= 22° 51'36.8" на висини 1288 ± 6m (шума – Јавор, пашњак – Јавор) и Прелесје N= 43°10'42.5" E= 22°56'20.0" на

1287 ± 7 m (шума и пашњак).

Један од главних критеријума за издвајање овог проучаваног подручја био је тај што су дистрична смеђа земљишта на андезитским стенама, слабо засићена базама, подложна процесу ацидификације, а на територији источне Србије заузимају хомогене ареале значајних површина.

Осим тога, на територији источне Србије изражени су негативни антропогени утицаји, углавном, у Борском округу где су последњих година измерене рекордно ниске рН вредности атмосферског талога, између 2 и 3 рН јединице (Gržetić, 2007).

У оквиру проучаваног подручја налазе се 43 заштићена природна добра. Екосистеми посебне намене НП „Ђердап“ као и природно добро „Стара планина“, подручја која се одликују изузетним вредностима са становишта разноврсности биљног, животињског света (реликтних и ендемичних врста), њихових заједница, као и геоморфолошких, геолошких хидролошких и хидрогеолошких особености и која као таква захтевају специјалан режим мониторинга и заштите.

3.2. Климатске карактеристике

Клима Републике Србије је умерно-континентална и континентална у планинским деловима изнад 1000 m надморске висине. Према класификацији Thornthwaite-а, већи део Србије има субхумидну (мало влажну), а одређена подручја на југозападу и западу имају хумидну (влажну) климу (Savić et Obuljen, 1979).

Просторна расподела парметара климе је условљена географским положајем, рељефом и локалним утицајем, као и збирним утицајем рељефа и расподеле ваздушног притиска већих размера, експозицијом терена, присуством хидрографске мреже, вегетацијом, урбанизацијом итд.

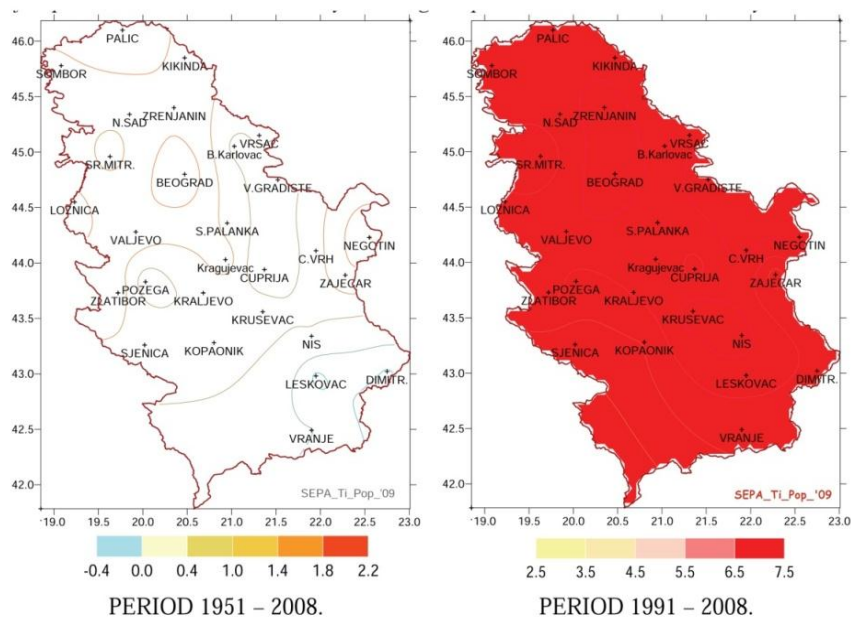
3.2.1. Температура ваздуха

Температурни режим као мера топлотних услова, на подручју Србије је првенствено условљен Сунчевом радијацијом, географским положајем и рељефом. Такође, у зависности од рељефа и експозиција падина, свуда на подручју наше земље имамо одлике локалне климе. Просечна годишња температура ваздуха, за територију Републике Србије, по подацима из периода 1961–1990., износи 10.1 °С. Према подацима са главних метеоролошких станица она се налази у интервалу од 3.0°С; Копаоник, (1710 mnnv), до 11.9 °С, Београд, (132m.) Просечна годишња температура ваздуха за период 1961–1990. за подручја са надморском висином до 300 m износи 10.9°С. Подручја са надморском висином од 300 до 500 m имају просечну годишњу температуру око 10.0°С, а преко 1000 m надморске висине око 6.0°С.

Према подацима у последњих тридесет година, 1975–2004. годишња температура ваздуха за подручје Србије се интензивно повећавала, интензитетом већим од 4°С за 100 година (4.54°С/100 година). Краћи периоди имају веће позитивне вредности, што значи да се повећање температуре ваздуха интензивирало последњих деценија. Поповић (Popović et al., 2009) наводи да позитивни трендови указују да је раст температуре на годишњем нивоу у Србији започео 1981. године и даље траје.

Територијална расподела и интензитет тренда годишњих температура ваздуха на подручју Србије, према подацима из периода 1951–2008 и подацима из периода 1991–2008. приказани су на слици 3. Може се заључити да је за проучавано подручје за период 1951–2008., карактеристичан и позитиван и негативан тренд промена температура ваздуха. Позитиван тренд је најизраженији у Неготинској Крајини, док негативан тренд карактерише крајњи југоисток Србије. Посматрано за период 1991–2008. проучавано подручје као и Србију у целини карактерише позитиван тренд, односно

вишеструко већа повећања температуре у односу на период 1951–2008.



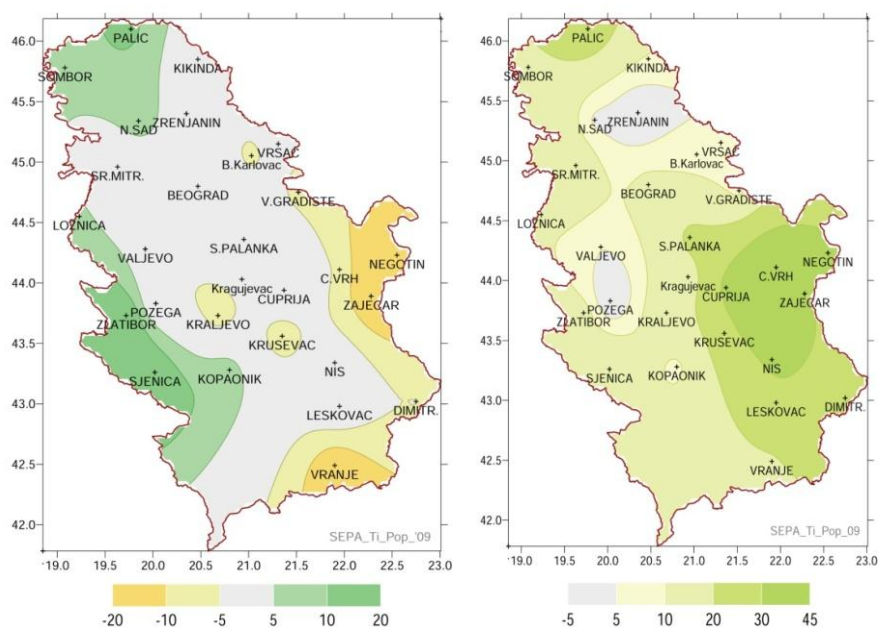
Слика 3. Територијална раподела тренда годишње температуре ваздуха на подручју Србије; лево - период 1951–2008. °C/100 година, десно - период 1991–2008. °C/100 година (извор: SEPA)

Приказ просечних месечних и годишњих температура ваздуха за период 1990–2010. година за проучавано подручје дат је у оквиру Прилога 1а. Најнижа средња месечна температура измерена је на станици Врање у децембру 2001. године -4.8°C , а највиша на станици Неготин у јулу 2007. године 26.5°C . Просечна годишња температура за период 1990–2010. година износи 11.4°C , и то за станице на надморским висинама до 300 m 11.6°C , а за станице на пмв. од 300–500 (Димитровград и Врање) 10.74°C . Најнижа просечна годишња температура измерена је на станици Димитровград 1991. године 9.02°C , а највиша на станици Ниш 1994. год и износи 13.73°C .

3.2.2. Падавине

Падавине на територији Србије су, обзиром на атмосферске процесе и карактеристике рељефа, неправилно распоређене у времену и простору. Нормална годишња сума падавина за целу земљу износи 896 mm. Годишње количине падавина у просеку расту са надморском висином. Сувље области, са падавинама испод 600 mm, налазе се на североистоку земље, као и у долини Јужне Мораве и делу Косова. Област коју чине Подунавље, долина велике Мораве и њен наставак према Врању и Димитровграду, имају током године до 650 mm падавина. Идући на исток, у област Хомољских планина, годишње суме падавина достижу вредности близу 800 mm. Слично је и у планинским пределима на југоистоку Србије. Већа и компактнија област према западу и југозападу представља најкишовитије пределе Србије. Према Пештерској висоравни и Копаонику вредности расту до 1000 mm годишње, а неки планински врхови на југозападу Србије имају обилније падавине и преко 1000 mm.

Територијална расподела тренда годишњих количина падавина по подацима из периода 1951–2008. и периода 1991–2008. година, приказан је на слици 4. Према подацима за период 1951–2008. година, преовладава негативан тренд, тенденција смањења сума падавина. Негативне тенденције су изражене у источном делу земље, Неготинској Крајини, и крајњем југоистоку земље, широј околини Врања, до 20% нормале. Насупрот томе анализа годишњих сума падавина за период 1991–2008., указује на пораст вредности у целој Србији и то до 45% од нормале.



Слика 4. Територијална раподела тренда годишњих сума падавина на подручју Србије; лево - период 1951–2008. у % Н1961–1990. за 50 година, десно - период 1991–2008. % Н 1961–1990. за 20 година (извор: SEPA)

У оквиру проучаваног подручја, просечне годишње количине падавине за период 1990–2010 варирају од 582 mm за станицу Врање до 679 mm за Ђуприју. Највећа годишња сума падавина забележена је 2005. године у Ђуприји 910 mm, а најмања 2000. године у Зајечару 302.9 mm. Преглед месечних и годишњих сума падавина за период 1990–2010. дат је у прилогу 16.

3.2.3. Инсолација

Годишње суме трајања сијања Сунца на територији Србије крећу се у интервалу од 1500 до 2200 сати годишње. За проучавано подручје просечна годишња сума трајања сијања Сунца за период од 1990–2010. године је 2065 h, а креће се у интервалу од 1943.4 h за станицу Зајечар до 2160.1 h за станицу Неготин. Намањи број часова сијања Сунца забележен је на станици Ниш 2008. године 1684.4 h, а највећи на станици Врање 2000. године 2495.5 h. За проучавано подручје година са највећим просечним бројем сати сијања Сунца

(2415.2 h) за наведене ГМО (главне метеоролошке станице) станице је 2000. година, а са година са најмањим просечним бројем сати трајања сунчевог сјаја (1866.76 h) је 2010. годна.

Инсолација на месечном нивоу (%) за период 1990-2010. за 8 Главних метеоролошких станица у оквиру проучаваног подручја приказана је у оквиру прилога 1в.

3.3. Геолошке карактеристике

У оквиру проучаваног подручја (источне и дела југоситочне Србије) према Филиповићу (Filipović et al., 2005) издвајају се три геотектонске јединице: дакијски басен, карпато-балканиди и српско-кристаласто језгро.

Дакијски басен распрострањен је на крајњем североистоку Србије и у оквиру њега се јављају слабо везани и невезани седименти као и неконсолидовани генетски различити седименти.

Рејон карпато-балканоида заузима највеће површине у оквиру проучаваног подручја и веома је сложене геолошке грађе (Никић ет Гајић, 2010). У оквиру овог басена заступљене су следеће геолошке формације: карбонатне стене, кластичне стене, метаморфити, вулканити, слабо везани и невезани седименти и базити (леса има код Великог Градишта).

Рејоном српско-кристаласто језгро је обухваћен крајњи југоисток проучаваног подручја са највећом заступљеношћу метаморфита и гранодиорита.

Мезозојске кречњачке и доломитске стене су основа крашког процеса у Источној Србији, а највећу распрострањеност имају кретацејски а најмању тријаски кречњаци.

Тријаске творевине у Источној Србији немају велико распрострањење. Оне су представљене првенствено верфенским шкриљцима и пешчарима доњег

тријаса а реће средњетријаским плочастим кречњацима дебелим понекад само неколико сантиметара. Тријаски шкриљци су јако лискуновити и песковити тако да прелазе у пешчаре. Кречњаци се морфолошки издвајају јер су знатно чвршћи и отпорнији па су од њих изграђене стрме падине нарочито на главама слојева (Петровић, 1974).

Јурске формације имају неједнаку заступљеност у геолошкој грађи Источне Србије. Представљене су пешчарама, конгломератима, лапорцима и кречњацима и највеће развиће имају у североисточној Србији (Петровић, 1974).

Кенозојске творевине у источној Србији имају велико распрострањење а представљене олигоценским и неогенским језерским седиментима, конгломератима, пешчарима, лапорцима и глинцима, који испуњавају све котлине у овој области (Петровић, 1974).

Дуготрајни и снажни покрети означени убирањем, навлачењем, раседањем и епирогенским извијањем, који нису престали ни после плиоцена, утицали су не само на општу геотектонску структуру у Источној Србији већ и на структуру и изглед стена, у првом реду кречњака (Петровић, 1974).

3.4. Карактеристике земљишта

У оквиру проучаваног подручја према Педолошкој карти Србије (R 1:50000), према FAO класификацији (1974) типова земљишта, најзаступљенија типови су:

- Дистрично смеђе земљиште (Dystric Cambisol),
- Еутрично смеђе земљиште (Eutric Cambisol),
- Рендзине (Rendzina),
- Ранкер (Rankers),
- Илимеризовано земљиште (Luvisol),
- Смоница (Vertisol),

- Сирозем (Regosol) и
- Камењар (Litosol)

Диференцијација типова земљишта условљена је, пре свега, различитим геолошким подлогама и надморским висинама. Земљишта источне Србије су сложена и развијена на различитој геолошкој подлози (Belanović, 2007), и могу се разврстати у две еволуционо-генетичке серије, прва на киселим силикатним стенама и друга на карбонатним стенама (Belanović, 2007). На већим надморским висинама преовлађује хумусно силикатно земљиште, дистрична и еутрична смеђа земљишта на магматским, метаморфним и силикатним седиментним стенама. На карбонатним супстратима, који се лако распадају, као и на једрим кречњацима образује се рендзина.

С обзиром на велику вертикалну расчлањеност (од 28-2169 m_{nnv}) поједини типови земљишта се јављају у одређеним висинским зонама. Промена својстава земљишта са надморском висином резултат је промене температуре и количине атмосферских талоба.

У оквиру проучаваног подручја највеће површине, више од 30% површина, заузимају дистрична смеђа земљишта (Dystric Cambisols) и еутрична смеђа земљишта (Eutric Cambisols).

Дистрично смеђе земљиште (Dystric Cambisol) је најраспрострањенији тип земљишта изнад 400 m_{nnv} на киселом матичном супстрату. Формира се у хумиднијим условима (>1000 mm падавина) са средњом годишњом температуром од 4-10°C. Дубина ових земљишта се креће од 30-80 cm (и више), механички састав је песковита глинуша. Дистрична смеђа земљишта образована на киселим матичним супстратима (гранит, киселе магматске стене, гнајс, микашист, филит, пешчари итд.) сиромашна су базама. Природна вегетација овог земљишта су шуме храста, букве (храст до 700 m_{nnv}, а буква од

700-1500 mⁿv), шуме букве и јеле, шуме смрче и ретко ацидофилна ливадска вегетација (Авдаловић, 1975; Stosic et Lazarevic, 2009; Ђорђевић et al., 2011).

Еутрично смеђе земљиште (Eutric Cambisol) се јавља у висинским зонама од 100-500 mⁿv, карактерише се тежим механичким саставом, слабо киселом реакцијом, средњом до добром обезбеђеношћу N и K, а малим садржајем P. Формира се у семихумидним условима (600-700 mm падавина) са средњом годишњом температуром од 10-12°C Еутрично смеђе земљиште образовано је на различитим геолошким супстратима, претежно на растреситим карбонатним и бескарбонатним седиментима као и на магматским и метаморфним стенама. Матични супстрат је обично богат базама. Од седиментних стена, најчешће су: старији алувијални и делувијални наноси, лес, лапоровити седименти, а од магматских и метаморфних стена: андезит, базалт, габро, амфиболитски шкриљци. Природна вегетација су листопадне шуме, шуме храста и шуме букве на вишим надморским висинама (Stosic et Lazarevic, 2009; Ђорђевић et al., 2011).

Рендзине (Rendzina) су формиране на надморским висинама изнад 700 mⁿv, механички састав ових земљишта је песковито до глиновито у зависности од матичног супстрата на коме су формиране. Ово земљиште образовано је на растреситим силикатно-карбонатним супстратима, који најчешће садрже и преко 20% CaCO₃ на неким лапоровитим кречњацима, сизи, флишу, лесу и лесоликим седиментима. Хемијска реакција ових земљишта је неутрална, карактерише их сатурисаност Ca и Mg (Stosic et Lazarevic, 2009), такође садржај других хранљивих елемената (K, P, N) је средње до висок. Међутим њихова укупна количина и приступачност биљкама може бити ограничена услед мале дубине профила или смањене биолошке активности (слабе минерализације) (Stosic et Lazarevic, 2009; Ђорђевић et al., 2011).

Хумусно силикатно земљиште - Ранкер (Rankers) је скелетоидно земљиште заступљено у планинским подручјима источне и југоисточне Србије.

Ова земљишта се образују на већим нагибима како на екстремно киселим матичним супстратима (кварцити, пешчари, рожнаци) тако и на базичним (габро, базалт, дијабаз, серпентин). Еутрични ранкери образовани на серпентинитима се углавном користе као пољопривредна, док су дистрични ранкери углавном обрасли шумском вегетацијом а на високим надморским висинама травном вегетацијом (Stosic et Lazarevic, 2009; Ђорђевић et al., 2011).

Илимеризовано земљиште (Luvisol) је земљиште образовано у условима са преко 700 mm атмосферског талога и средњим годишњим температурама од 8-11°C. Ова земљишта су киселе хемијске реакције и слабо обезбеђена хранљивим материјама (Stosic et Lazarevic, 2009). Лувисол (илимеризовано земљиште) је најчешће образован на неогеним језерским седиментима, алувијалним, еолским и делувијалним, али и на осталим стенама, укључујући и једре кречњаке. Природна вегетација ових земљишта су листопадне шуме (храст, граб, буква), а на већим нагибима пашњаци (Ђорђевић et al., 2011).

Смоница (Vertisol) је земљиште образовано на надморским висинама од 200-600 m, потенцијално плодно земљиште, са високим пољским водним капацитетом и слабо аерисано, добро обезбеђено N и K, а слабо P (Stosic et Lazarevic, 2009). Вертисол се образује на језерским и речним терасама, као и на еруптивним стенама при одређеним климатским и топографским условима. Природна вегетација ових земљишта су листопадне шуме пре свега асоцијације храстових шума (шуме сладуна и цера) (Ђорђевић et al., 2011).

Сирозем (Regosol) је неразвијено земљиште планинског подручја, песковитог до глиновитог текстурног састава. Ова земљишта се најчешће налазе у терцијским басенима где се образују на флишним седиментима с лапорцима, а у планинским областима се јављају на магматским стенама, кристаластим доломитима и шкриљцима. Физичке и хемијске особине ових земљишта условљене су матичним супстратом на коме се образују. Постоје

значајне разлике у еко-производним особинама различитих форми сирозема (Ђорђевић et al., 2011).

Камењар (Litosol) је младо, плитко, неразвијено, скелетно земљиште планинских области образовано на базичним и киселим стенама. Углавном су намењена пошумљавању врстама које подесе екстремно неповољне услове станишта (Ђорђевић et al., 2011).

3.5. Карактеристике вегетације

Вегетација источне Србије је захваљујући сложеном геолошком и геоморфолошком развоју и климатским условима врло сложена и разнолика.

Шуме топола и врба (*Salici – Populetum* (R. Тх. 1931) M. Drees 1936; EUNIS класа G1.115) се јављају на обалама низијских и брдских река на надморским висинама до 500 mпv, на рецентним алувијалним наносима или хидроморфним глејним и семиглејним земљишта. Земљишта су дуже или краће плавлена, а ниво подземне воде је по правилу веома висок (Lakušić et al., 2005).

Шуме лужњака и жутиловке (*Genisto elatae-Quercetum roboris* (Ht.1938) E. Vukićević (1959) 1989; EUNIS класа G1.42), се налазе фрагментарно у Поморављу и полоју већих река источне Србије и заузимају минималне површине. Заједнице се углавном јављају у централном делу алувијалне равни, на теренима који се налазе по неколико метара изнад нормалног водостаја, али су још увек под знатним утицајем, пре свега подземних, а повремено и плавних вода (Lakušić et al., 2005).

Шума сивог лужњака (*Quercetum pedunculiflorae moesiicum* Jovanović (1951) 1978; EUNIS класа G1.755), се налазе у Неготинској крајини и околини Зајечара. Заједнице се развијају у условима изразито континенталне климе у Србији, коју карактеришу изузетно топла и сува лета, и веома хладне зиме са мало падавина.

Шума сладуна и цера (*Quercetum frainetto-cerris* Rudski, (1940) 1949 s.l.; EUNIS класа G1.761), је најшире распрострањена зонална заједница на подручју источне Србије. Ово је и најшире распрострањена климазонална заједница Србије развијена на различитим геолошким подлогама и на надморским висинама до 600 m. У Тимочној крајини, делу источне и југоисточне Србије, јавља се термофилнија варијанта шуме сладуна и цера са грабићем (*Carpino orientalis-Quercetum frainetto – cerris*, Jov. 1953).

Мезијска шума храста сладуна (*Quercetum frainetto moesiicum* В. Јовановић (1972) 1976; EUNIS класа G1.762), јавља се на североистоку Србије у Неготинској Крајини у пределу до Зајечара. Заједнице се углавном јављају на равним или благо нагнутим, ређе стрмим теренима, у низијском и брдском региону на висинама до 100-350 m. Подлога је карбонатна или силикатима, а на њој се развијају различите варијанте дистричних или еутричних смеђих земљишта често са израженим процесом лесивирања и закисељавања. Заједнице се развијају у условима најконтиненталније климе, коју карактеришу изузетно топла и сува лета, и веома хладне зиме са мало падавина (Јовановић, 1997).

Мезијске ацидофилне шуме цера (*Quercetum cerris moesiicum* Јовановић 1967; EUNIS класа G1.872), мозаично је распоређена у источној Србији. Заједнице се углавном јављају на благо нагнутим, субтермофилним, експонираним теренима, у брдском и нижим деловима планинског региона. Подлога је силикатна, а земљишта су изразито кисела. Заједнице се развијају у условима умерно-континенталне мезијске климе (Lakušić et al., 2005).

Шуме храста китњака (*Quercetum petraeae* Ćernjavski et Јовановић 1953 s.l.; EUNIS класа G1.751), јављају се на Старој планини, Сувој планини, и климарегионалном појасу јужне Србије. Појас китњакових шума има широку висинску распорострањеност (700-1350 m), у североисточној Србији простиру се у висинском појасу од 300 до 800 m надморске висине

(Цвјетићанин et al., 2005. 2013), на Сувој планини 600-880 mnnv, на Старој планини од 750-1300 mnnv. Ове шуме се јављају на топлим експозицијама и нагибима 20-45°. Геолошку подлогу чине киселе силикатне стене, земљишта су дистрична смеђа (*Dystric Cambisol*), средње дубока, скелетоидна и врло подложна деградацији (Томић et al., 2006). На Старој планини шума китњака је распрострањена на висинама од 750-1300 mnnv. Геолошка подлога су црвени пермски пешчари, а земљишта дистрични камбисоли са различитим степеном деградације.

Мезијске шуме китњака и граба (*Quercus-Carpinetum moesiicum* Rudski (1940) 1949; EUNIS класа G1.A1C1), јављају се у заклоњеним свежим долинама и на хладним експозицијама брдско – планинског појаса. Заједнице се углавном јављају на благо нагнутим, заклоњеним теренима, у брдском региону, на висинама између 200 и 700 mnnv, увек у зони термофилних храстових шума. Подлога је силикатна или карбонатна, а на њој се развијају кисела смеђа, еутрична смеђа и хумусно-силикатна земљишта, црнице и плитка смеђа земљита на кречњаку.

Брдска шума букве и бекице (*Luzulo-Fagetum moesiicae submontanum* Јовановић 1979; EUNIS класа G1.691. на Старој планини насељава појас од 1200-1500 mnnv на W, SW, NW, SE на киселим земљиштима образованим на шкриљцима и пешчарима.

Планинске шуме букве (*Fagetum montanum* В. Јов. 1967 s.l.; EUNIS класа G1.692), су шуме које после шума сладуна и цера, заузимају значајну распрострањеност. Ово је најраспрострањенији и економски најважнији тип букових шума у Србији, заузима значајне површине у вишим планинама представљући климарегионални тип (Мишић, 1997). На мањим планинским масивима у североисточној Србији (Лишковац, Мироч, Гребен, Дели Јован и др.) појас букве шуме почиње већ од 550 mnnv. Присуство шума букве у климатогеним зајдницама *Quercetum frainetto* и *Quercetum frainetto-cerris* је

условљено јаком дисецираношћу рељефа, силикатном подлогом, јаким утицајем влажних ваздушних маса са запада и истока, утицај Дунава итд. (Мишић, 1997). На малим планинама са израженим дисецираним рељефом у присуству изданских вода и силикатних стена планинаска буква шума се спушта до 350 mпv (Хомољске планине). На југоистоку под утицајем субмедитеранске климе ове шуме се пењу до субалпијског појаса 1800 mпv (Дукат) (Мишић, 1997). Земљишта планинских букових шума земљишта су дистрична смеђа (Dystric Cambisol) развијена на силикатним стенама (subass. *silicolum*) и смеђе земљиште на кречњаку (subass. *calcicolum*).

Планинска шума букве и бекице (*Luzulo-Fagetum moesiaca montanum* Јовановић 1976 s.l.; EUNIS класа G1.6921) широко је распрострањена у појасу планинских букових шума од 600 – 800 mпv и до 1100 – 1200 mпv, све до буково – јеловог региона.

Субалпијска шума букве (*Fagetum moesiaca subalpinum* Јовановић 1976; EUNIS класа G1.695), на подручју источне Србије заступљена су на Старој планини (1780 mпv), Сувој планини, Ртњу (1550 mпv), на Црном врху код Бора (1027 mпv) (Мишић, 1997). Развијене су на падинама стрмијег нагиба или на гребенима на којима добијају више светлости и топлоте. Земљишта су неразвијена, типа камењар (Litosol), хумусно силикатно (Ranker) и кисело смеђе (Dystric Cambisol). Варијације у флористичком саставу ове заједнице на поменути локалитетима условљене су различитом геолошком подлогом (Мишић, 1997).

Мешовите буково-јелове шуме (*Abieti-Fagetum moesiacum* Јовановић 1953; EUNIS класа G4.61. изостају у већем делу источне и југоисточне Србије сем на подручју Старе планине, Суве планине и Ртња (Мишић, 1997).

Мешовите буково-јелове шуме на силикатима (*Abieti-Fagetum luzuletosum* Јовановић 1955; EUNIS класа G4.611), на Старој планини заступљене су на целом масиву на висинама 800-1600 mпv, што се објашњава

великом разуђеношћу рељефа, северном експозицијом, високом релативном влагом ваздуха и силикатном подлогом. Мешовите буково-јелове шуме на силикатима, јављају се у сливу Дојкиначке и Топлодолске реке. Подлога је силикатна, а на њој се развијају различите варијанте скелетогених, ређе дубоких земљишта, дистрично смеђег типа.

Мешовите буково-јелове шуме на карбонатима (*Abieti-Fagetum calcicolum* Јовановић 1955; EUNIS класа G4.612), јављају се на Сувој планини (Гроб, Колибе, Велико коњско, Големо Стражиште, Горња Коритница, Ржанац, Дуга Локва, Преслап, Смрдан, Ракош, Космовац) и Ртњу (под Преслом, под Шиљком, под Куском) (Lakušić et al., 2005). Ове шуме заступљене су у виду мањих или већих састојина на прелазу између буковог у смрчевог висинског појаса, на висинама између 900 и 1600 mпv. Јављају се на експонираним кречњачким падинама, на плитким, неразвијеним рендзинама или смеђим земљиштима (Мишић, 1997).

Шуме смрче (*Piceetum excelsae montanum serbicum* Grebenšćikov 1950; EUNIS класа **G3.1E4**), се на подручју источне Србије јављају на Старој и Сувој планини у виду мањих или већих фрагмената на на наднорским висинама од 1450 до 1750 mпv, а у клисури Дојкиначке реке се под утицајем микроклиматских услова спуштају на 1150 mпv. На Старој панини (у сливу Дојкиначке реке, Браткова Страна, Ришор, испод Крвавих Бара) су заступљене ацидофилне смрчеве шуме (Мишић et Динић, 2006), EUNIS класа G3.1E41. развијене на киселим земљиштима формираним на црвеним пермским пешчарима. У клисури Дојкиначке реке некада су биле заступљене смрчеве шуме прашумског порекла, моћне и густо склопљене састојине у којима готово да није било жбунова и зељастих биљака (Мишић et Динић, 2006). Након интензивних сеча уклоњена су бројна стабла, а карактеристичан изглед прашуме је нестао.

Калцифилне смрчеве шуме (*Piceetum excelsae montanum serbicum*

Grebenšnjikov 1950 *arctostaphylletosum* Jovanović 1953; EUNIS класа G3.1E42), јављају се на кречњацима Суве планине (Космовачка Точила, под Леденицом, под Тремом, Трем, Точила). Јављају се искључиво на северним странама и заклоњеним увалама (Мишић et Динић, 2006).

Субалпијска шума смрче (*Piceetum excelsae serbicum subalpinum* Rudski 1947. Mišić et Dinić 1954; EUNIS класа G3.1E5), се јавља на подручју Старе планине на надморским висинама од 1700 – 1800 mnnv.

У појасу субалпијске вегетације најзаступљенија је заједница клечице, боровнице и субалпијске смрче (ass. *Vaccinio-Junipero-Piceetum subalpinum* Čolić i Popović 1954. 1960; EUNIS класа F2.232), затим заједница ниске клеке и боровнице (ass. *Vaccinio-Juniperetum panae* Mišić 1964; EUNIS класа F2.232), мање су заступљене заједнице бора кривуља (*Pinetum mugo typicum* M. Janković 1972; EUNIS класа F2.4), и заједнице шлеске врбе и зелене јове (ass. *Salici-Alnetum viridis* Čolić, Mišić et Popović 1964; EUNIS класа F2.31).

Заједница шлеске врбе и зелене јове је глацијални реликт, како због очувања врста едификатора заједнице тако и због очувања специфичног предела у коме се налазе станишта ове заједнице (Mišić et al., 1978).

Заједнице кривуља (*Pinetum mugi typicum* Janković 1972. *Pinetum mugi prov.* Mišić et al. 1978; EUNIS класа **F2.48**), се спорадично јављају на Старој и Сувој планини изграђујући горњу границу шуме. Ове површине су остаци некада шире распорстрањене заједнице које су избегле крчење и паљење у циљу ставарња планинских пашњака (Динић et Јанковић, 2006). Јавља се на планинским гребенима и земљиштима типа лептосола на кречњаку, рендзине на доломиту или ранкера на некарбонатном супстрату.

Балканске брезове шуме на незамочвареном терену (*Populo tremuli-Betuletum pendulae* Glišić (1950) 1975; EUNIS класа G1.91B), се јавља као прелазни-сукцесивни стадијум букових шума (Динић, 2004). На подручју источне Србије ова заједница се јавља као сукцесивни стадијум у развоју

букових шума на Власинској висоравни (1200-1300 mпv), Чемерник, на Е, NE и SE експозицијана и падинама са нагибом 10-20° (Динић, 2004).

Мезијске реликтне полидоминантне букове шуме са мечјом леском (*Corylo Colurno – Fagetum* Јовановић, 1979; EUNIS класа G1.6961), јављају се на кречњацима брдско – планинског подручја источне и југоисточне Србије, на надморским висинама од 700-1200 mпv. Ова заједница описана је на Сувој планини, Ртњу, околини Доњег Милановца, Озрену.

У оквиру проучаваног подручја присутне су и **реликтне полидоминантне шуме мечје леске са јасеном, панчићевим макленом, јоргованом и хростовима** (EUNIS класа G1.A461):

Реликтне полидоминантне шуме мечје леске са јасеном: *Acereto-Fraxineto-Colurnetum* Гајић 1966 (EUNIS класа G1.A4611).

Реликтне полидоминантне шуме мечје леске са панчићевим макленом *Fraxino-Aceri intermedii-Coryletum colurnae* Мишић et A. Dinić 1972 (EUNIS класа G1.A4612).

Реликтне полидоминантне шуме мечје леске са хростовима: *Quercu-Colurnetum mixtum* Мишић 1966 (EUNIS класа G1.A4613)

Реликтне полидоминантне шуме мечје леске са јоргованом: *Syringo-Coryletum colurnae mixtum* Мишић 1967 (EUNIS класа G1.A4614)

Ове заједнице су присутне на стрмим теренима, у клисурама и кањонима, и заклоњеним стрмим падинама у брдском региону, на висинама између 200 и 1100 mпv. Станишта имају типичан рефугијални карактер који се огледа повећаном релативном влагом ваздуха и смањеним климатским екстремима (ветар, мраз, суша, висока темпратура и др.) (Lakušić et al., 2005). Геолошка подлога је кречњак, ређе се ове заједнице јављају на силикатима.

Поред наведене реликтне заједнице у клисурама и кањонима источне Србије (Ђердапска клисура, Штрбац, Горњак, Сићевачка клисура, клисура Пчиње, клисура Вратне, Злотрска клисура, Витовница, Црна река код Бора,

Ресава) јављају се и **реликтне заједнице полидоминантних шума хрстова** (*Carpino orientalis-Quercetum mixtum* Mišić 1967; EUNIS класа G1.A462) (Мишић, 1997). Заједнице се увек јављају на стрмим теренима и заклоњеним стрмим падинама у брдском региону, на висинама између 100 и 600 mпv. Подлога је кречњак, ређе се ове заједнице јављају на силикатима.

Заједница грабића и јоргована (*Syringo-Carpinetum orientalis* (Grebensčikov 1950) Mišić 1967); EUNIS класа **F3.242C**, константована је на кречњацима у Ђердапском подручју, мозаику кречњака и силикатних стена на Мирочу, на мул – ранкерима на андезиту у Брестовачкој бањи код Бора и др. (Томић, 2004) на висинама између 100 и 1400 mпv. Веома порозна кречњачка подлога и деградирани земљишни покривач кроз које лако пониру површинске воде, појачавају степен суше на стаништима (Lakušić et al., 2005).

На основу Националне инвентуре шума (Банковић et al., 2009) највеће површине у оквиру проучаваног подручја заузимају букове шуме 33.4% укупне површине под шумама, шуме цера и сладуна 25.7%, шуме китњака 10.6%, шуме брезе јасике и багрема 8.7%, шуме грабића, црног граба и црног јасена 7.5%, шуме граба 6.5%, шуме медунца 1.1%, шуме јасена и јавора 0.9%, шуме врба и топола 0.8%, шуме липе 0.8%, шуме осталих лишћара 4%.

Површине под пашњацима и ливадама заузимају 5.2% (1041 km²) проучаваног подручја (CLC, 2006). Ове заједнице деле се на примарне и секундарне, при чему примарне заједнице карактеришу низије и долине, као и планинске делове изнад зоне шуме, а секундарне су настале као резултат сече и крчења шума. Травна вегетација се у односу на висински градијент простире од брдских ливада и пашњака преко планинских и субалпијских до алпијских пашњака (Мишић et al., 1978). У зони до 500 mпv налази се 19.7% од укупне површине под травном вегетацијом источне Србије, у зони од 500-1000 mпv 43.9% површина, од 1000-1500 mпv 24.6%, изнад 1500 mпv 11.8% површина под ливадама и пашњацима (табела 2; CLC, 2006).

На Старој планини, зону брдских ливада и пашњака, карактерише мочварна и мезофилна ливадска вегетација као и термофилне ливаде и пашњаци.

Мочварне заједнице се јављају већим или мањим депресијама дуж речних токова и заузимају мале површине, док мезофилне ливаде заузимају веће површине у речним долинама и алувијалним равнима. Термофилне ливаде и пашњаци развијене су секундарно у зонама ксерофилних шумских заједница *Carpinetum orientalis serbicum* и *Quercetum farnetto-cerris* у сувим и топлим станишним условима (Мишић et al., 1978).

Планиски пашњаци и ливаде, као секундарне заједнице, пружају се у зони букових шума од 900-1600 mпv. Травне заједнице ове висинске зоне се разликују по мезофилности, односно термофилности у зависности од услова рељефа (Мишић et al., 1978).

Заједница *Agrostidetum vulgaris (capillaris)* Pavl. 1955. EUNIS E1.764. образована на хумусно-силикатним земљиштима преовлађује, изразити је представник ацидофилне вегетације (Мишић et al., 1978).

Субалпијске травне формације се местимично налазе у горњој граници смрчевих шума као резултат антропозоогеног утицаја. Карактеристична асоцијација је *Nardetum strictae* Greb. 1950, EUNIS klasa E1.71A, која на Старој планини има највећу распрострањеност и у зони од 1400-1700 mпv, заузима скоро јединствен појас (Мишић et al., 1978).

Зона алпијских пашњака је на Старој планини услед ограничене висине (2169 mпv) недовољно изражена и јавља се само на најистакнутијим гребенима (Мишић et al., 1978).

3.6. Заштићена подручја

Република Србија се одликује разноврсношћу флоре и фауне што укључује широко-распрострањене и ендемичне врсте (балканске, националне/локалне и стеноендемите). Диверзитет флоре и фауне огледа се у разноликости клима-вегетационих зона, тј. великог броја екстразоналних, интразоналних и асоналних екосистема. Током последњег глацијалног периода на подручју данашње РС створени су бројни рефугијуми, што је резултирало великим бројем реликтних и ендемореликтних врста.

Република Србија се карактерише високим екосистемским, специјским и генетичким диверзитетом. Брдска и планинска подручја РС, као део Балканског полуострва, представљају један од шест Европских центара биодиверзитета. Иако РС заузима свега 2.1% Европске територије, флора Србије чини 39% европске васкуларне флоре, што је чини потенцијалним глобалним центром биљног диверзитета (Стратегија биодиверзитета РС, 2011).

На територији Србије, Према Закону о заштити животне средине, заштићена су 464 природна добра са површином приближно 5.182 km² што чини 5.86% укупне територије Србије. У оквиру проучаваног подручја укупна површина која је под заштитом износи приближно 2083 km² што чини 10.4% површине проучаваног подручја. Издвајају се 43 заштићена природна добра: Национални парк (НП Ђердап), 2 Парка природе* (ПП Стара планина и ПП Сићевачка клисура), 2 Предела изузетних одлика* (ПИО Власина и ПИО Лептерија-Сокоград), 4 резервата природе*, 19 споменика природе*, 2 предела нарочите природне лепоте*, 6 природних споменика*, 7 строгих природних резервата*.

Осим неведеног у оквиру проучаваног подручја налазе се и 13 IPA објеката (Internationally Important Plant Areas) (13/61), 12 IBA (Internationally Important Bird Areas) (12/42) и 18 PBA подручја (Prime Butterfly Areas) (18/40).

**Закон о заштити природе из 1991. године*

4.0 МАТЕРИЈАЛ И МЕТОД РАДА

За подручје источне и југоисточне Србије (јужно од реке Дунав и источно од Велике и Јужне Мораве), извршена је процена осетљивости земљишта према ацидификацији за шумске екосистеме који су систематски распоређени у мрежи биоиндикацијских парцела за **Ниво I** мониторинга (ICPF), применом VSD модела.

Овим проучавањима обухваћена су 33 локалитета ICPF мониторинга, а у оквиру њих, земљишта НП "Ђердап" у Г.Ј. "Десна река" и Г.Ј. "Поречке шуме". На подручју Старе планине, поред четири биоиндикацијске парцеле, које се налазе у оквиру мреже 16x16 км, статус ацидификације земљишта пашњачких и шумских екосистема, проучаван је у оквиру додатна 24 педолошка профила.

Извршена је и процена критичних оптерећења земљишта шумских и пашњачких екосистема према ацидификацији, као и симулација утицаја киселих депозиција на промену структуре вегетације за подручје Старе планине.

4.1. Материјал рада

Материјал овог рада обухвата податке о параметрима земљишта из базе Шумарског факултета (ICPF, Ниво I) и базе Института за земљиште. За потребе геопросторних анализа земљишта коришћена је Педолошка карта Србије (размера 1:50.000), као и подаци о рН вредностима земљишта у систему тачака 3x3 km из базе Института за земљиште.

У раду су анализиране и коришћене месечне суме падавина, средње месечне температуре и инсолација за 8 главних метеоролошких станица на подручју источне Србије за период од двадесет година (1990–2010.) из базе

Републичког хидрометеоролошког завода Србије (РХМЗС).

Материјал рада обухвата и податке о киселим депозицијама (SO_x , NO_x , NH_3) и депозицијама базних катјона (Ca, Mg, K, Na i Cl), који су коришћени из ЕМЕР базе податка за период 1980–2009. година.

Подаци о земљишном покривачу (начину коришћења земљишта), геопросторној дистрибуцији и заступљености појединих класа, коришћени су из базе података Европске агенције за животну средину (ЕЕА) Corine Land Cover (CLC2006, ЕЕА 2010).

Материјал рада обухвата и податке који се односе на фитоценолошка проучавања пашњачких и шумских екосистема на Старој планини, а коришћени су фитоценолошки снимци за локалитете Прелесје, Јавор и Бабин зуб, из базе података Шумарског факултета.

4.1.1. Параметри земљишта

Подаци о земљишту коришћени су из базе података мониторинга шумских екосистема ICPF 2003 за 33 биоиндикацијске тачке и 24 допунска профила (Belapović, 2007) из базе Шумарског факултета и 15 профила из базе Института за земљиште.

Својства земљишта која су коришћена из базе ICPF и базе Шумарског факултета, одређена су према критеријумима ICPF Методологије (IPC Forest Manual UBA, Part III, Soil Sampling et Analysis, Hamburg, 1998), прилог 4.

За процену статуса ацидификације земљишта и критичних оптерећења ацидификације земљишта и утицаја на стање флористичког диверзитета из наведених база коришћени су следећи параметри земљишта: садржај песка, глине и праха; садржај C (%); однос C/N; рН (H_2O); СЕС (капацитет катјонске измене); BS (засићеност базама). Процена статуса ацидификације земљишта и

критичних оптерећења ацидификације земљишта вршена је за површински слој земљишта од 20 цм.

Подаци о профилима земљишта из базе Института за земљиште, коришћени су као референтни профили за одређивање гранулометријског састава земљишта заступљених типова земљишта ради потреба геопросторних анализа.

Геопросторне анализе и процена територијалне расподеле (географске распрострањености) површина различитог степена оптерећења киселим депозицијама, различитог степена осетљивости земљишта према ацидификацији, вршене су на основу дигиталне педолошке карте Србије Института за земљиште. Педолошка карта Србије је резултат дигитализације секција педолошких листова који су рађени у различитим периодима картирања у размери 1:50.000. Из базе Института за земљиште коришћени су подаци о рН вредностима земљишта у систему тачака 3x3 km (1770 тачака за подручје Србије) на основу мерења вршених у оквиру пројекта “*Контрола плодности и утврђивање садржаја опасних и штетних материја у земљиштима Републике Србије*“ (мерења су вршена од 1993. године па све до сада).

4.1.2. Метеоролошки параметри

У раду су анализиране и коришћене месечне суме падавина, средње месечне температуре и инсолација за 8 станица на простору источне Србије за период 1990/1991–2010. године (табела 3.). Изабране су станице које имају статус Главних метеоролошких станица на простору Србије, а подаци обрађени према Метеоролошким годишњацима, за које су доступни подаци у низу од 20 година.

Табела 3. Основне карактеристике Главних метеоролошких станица проучаваног подручја

Станица	λ	Φ	н.в. (m)	Период
Велико Градиште	44 ° 45 ’	21 ° 31 ’	80	1991-2010
Неготин	44 ° 14 ’	22 ° 33 ’	42	1990-2010
Ђуприја	43 ° 56 ’	21 ° 22 ’	123	1991-2010
Зајечар	43 ° 53 ’	22 ° 17 ’	144	1990-2010
Ниш	43 ° 20 ’	21 ° 54 ’	204	1990-2010
Димитровград	43 ° 01 ’	22 ° 45 ’	450	1990-2010
Лесковац	42 ° 59 ’	21 ° 57 ’	230	1990-2010
Врање	42 ° 33 ’	21 ° 55 ’	432	1990-2010

Извор: Метеоролошки годишњаци, Републички хидрометеоролошки завод Србије

Подаци о месечној суми падавина, средњој месечној температури ваздуха и броју сунчаних сати на месечном нивоу, за период од 20 година (Прилог 1а, 1б и 1в), коришћени су као улазни параметри у MetHyd моделу.

4.1.3. Параметри атмосферске депозиције

Подаци о киселим депозицијама (SO₂, NO_x, NH₃) и депозицијама базних катјона (Ca, Mg, K, Na i Cl) коришћени из ЕМЕР базе податка.

ЕМЕР (European Monitoring et Evaluation Programme for Transboundary Long-Range Transported Air Pollutants) програм, описује прекограничну ацидификацију, еутрофикацију и површинску концентрацију озона као и за контролу загађења у Европи. ЕМЕР је програм трајекторије и развијен је 1977., а 1979. године постаје саставни део LRTAP конвенције.

Овај модел се у почетку користио за успостављање везе између транспорта великих размера и повећања ацидификације и еутрофикације, а

касније почиње да се бави и проблемом настанка озона, транспортом и депозицијама тешких метала и перзистентних органских загађивача (тзв. POPs).

ЕМЕР модел користи Ботову адвективну шему (Bott, 1989a, b) и тросатне метеоролошке улазе из PARLAM-PS модела (Bjorge et al., 1995; Lenschow et al., 2000). Базиран је на поларној-стереографској пројекцији, кроз 60° N и 32° E, и резолуције 150x150 km² (ранија верзија коришћена у периоду 1994-1997 год.) и 50x50 km² (мрежа која се користи од 1997. године). Од 2012. године, разматра се употреба још финије резолуције од 0.1°x 0.1° и прелазак са поларне-стереографске пројекције на регуларни WGS84 координатни систем. Поред промене резолуције и георафске пројекције разматра се и промена ЕМЕР домена. Процењује се да ће примена нове мреже почети од 2015. године.

У оквиру овог рада коришћени су подаци (59 ЕМЕР тачака, слика 5.) са резолуцијом од 50x50 km (ЕМЕР/МСС-В (Meteorological Synthesizing Centre-West)).

$$x = x_p + M \tan \left[\frac{\pi}{4} - \frac{\phi}{2} \right] \sin(\lambda - \lambda_0) \quad (1)$$

$$y = y_p - M \tan \left[\frac{\pi}{4} - \frac{\phi}{2} \right] \sin(\lambda - \lambda_0) \quad (2)$$

где су:

$x_p = 8$ (x координата Северног пола)

$y_p = 110$ (y координата Северног пола)

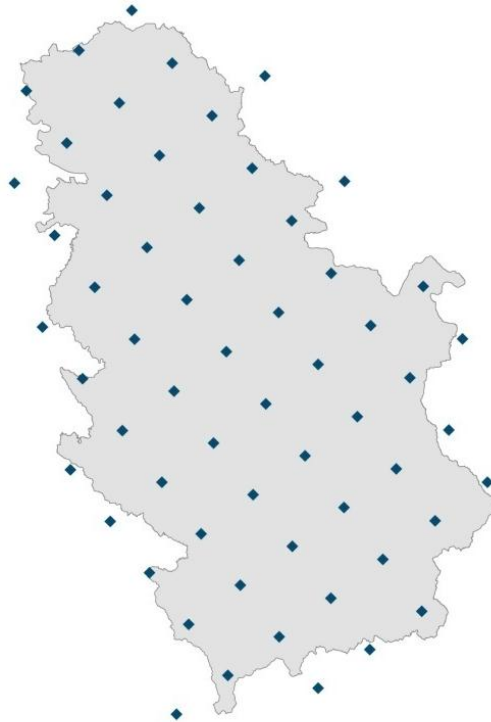
$M = 237.7314$ (број гريدних дистанци између Северног пола и Екватора)

$\phi_0 = 60^\circ\text{N}$

$\lambda_0 = -32^\circ = 32^\circ\text{W}$ (угао ротације)

$d = 50 \text{ km}$ (дужина грида при 60°N)

$R = 6370 \text{ km}$ (радијус Земље)



Слика 5. Мрежа ЕМЕР тачака (50x50 km) за подручје Републике Србије

За подручје Србије у овом раду коришћени су доступни подаци о киселим депозицијама (SO_x , NO_x , NH_3) и депозицијама базних катјона (Ca, Mg, K, Na i Cl) за следеће године 1980, 1985, 1990. и период од 1995–2009. (прилог 2. и 3.).

4.1.4. Начин коришћења земљишта (Corine Land Cover)

У овом раду коришћене су информације о земљишном покривачу из базе података Европске агенције за животну средину (ЕЕА) Corine Land Cover (CLC2006, ЕЕА 2010).

Анализа CLC базе података показује присуство 28 од 44 класе CLC номенклатуре. Пољопривредне површине доминирају са 58% од укупне територије, шуме и подручја са делимичним управљањем заступљени су на

скоро 40% површина, остале површине класификоване су као вештачке површине и влажна подручја, водене површине (SEPA, 2009).

У оквиру овог рада за проучавано подручје коришћене су следеће CLC категорије: шуме (листопадне, четинарске, мешовите), ливаде и пашњаци. Наведене класе заузимају укупно 46.84 % од укупне површине изучаваног подручја, и то шуме са 41.67 % површина, ливаде 3.72 % и пашњаци 1.45% површина, заступљеност наведених категорија дата је у табели 1.

Табела 4. Заступљеност различитих CLC категорија у оквиру проучаваног подручја

CLC (2006) категорија	CLC код (2006)	Површина (km ²)	Површина класе у односу на површину проучаваног подручја (%)
Лишћарске шуме	3.1.1	8075.81	40.37
Мешовите шуме	3.1.3	174.12	0.87
Четинарске шуме	3.1.2	85.60	0.43
Ливаде	3.2.1	744.25	3.72
Пашњаци	2.3.1	290.17	1.45
Проучавано подручје под шумама и пашњацима		9369.95	46.84
Проучавано подручје	Укупно:	20005.31	100

4.1.5. Параметри вегетације

За анализу и симулацију промене структуре вегетацијског покривача у оквиру усвојених сценарија о киселим депозицијама коришћени су подаци из базе Шумарског факултета (Belanović, 2007). Подаци се односе на фитоценолошка проучавања шумских и пашњачких екосистема на Старој планини.

За симулацију промене структуре вегетацијског покривача шумских екосистема коришћени су фитоценолошки снимци са локалитета Прелесје и Јавор (Belanović, 2007), где је дефинисана заједница планинске шуме букве (*Fagetum moesiacaе montanum* В. Јов. 1976), прилог 5а. и локалитета Ракитска гора (Бабин зуб), са заједницом субалпијске шуме букве (*Fagetum moesiacaе subalpinum* Greb. 1950), прилог 5б.

За ливадске и пашњачке заједнице су коришћени фитоценолошки снимци заједнице *Agrostidetum vulgaris (capillaris)* (Pavlović 1955.). Проучавани су пашњаци и ливаде са 3 локалитета: Прелесје (1287 mnnv), Јавор (1288 mnnv) и Бабин зуб (1547 mnnv) (Belanović, 2007), (прилог 5в.).

Процена промене структуре вегетације за наведену заједницу вршена је на основу карактеристичног скупа врста који је изведен на основу наведених фитоценолошких снимака за локалитете Маркова ливада, Јавор и Прелесје.

За процену усвајања базних катјона и азота и земљишта од стране вегетације коришћени су подаци о прирасту (шумски екосистеми) и подаци о продукцији биомасе (ливадски и пашњачки екосистеми) на годишњем нивоу.

Подаци о просечним вредностима годишњег прираста за типове шума који су заступљени на подручју источне Србије коришћени су на основу података Националне инвентуре шума (Банковић et al., 2009) и опште основе газдовања шумама за НП Ђердап (2001–2010.).

Подаци о приносу ливада и пашњака на годишњем нивоу и садржају азота и базних катјона у сувој биомаси коришћени су из резултата истраживања Ђорђевић-Milošević (1996), Томић et al. (2005) и Vučković et al. (2005).

4.2. Метод рада

Процена статуса ацидификације земљишта, критичних оптерећења и прекорачења киселих полутаната, вршена је применом **VSD** модела у односу на два разичита сценарија „C1” и „C2” и два хемијска критеријума „А” и „Б”.

Поред **VSD** модела, коришћени су и **VEG модул**, за анализу одложеног времена реаговања биолошке компоненте екосистема (промена структуре вегетацијског покривача) и **MetHyd**, као претпроцесни модел за анализу хидро-метеоролошких параметара.

Осим наведеног, коришћене су и одређене статистичке и геостатистичке методе, као и **CROSS** индекс за процену стабилности структуре земљишта.

4.2.1. Метод процене критичних оптерећења (депозиција) и статуса ацидификације земљишта - **VSD** модел

VSD модел је динамички модел намењен за симулацију процеса ацидификације земљишта у природним терестричним екосистемима. Примарна намена овог модела је процена статуса ацидификације земљишта 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. Надоградњом кроз **VSD+** модел укључена је и динамичка компонента увођењем процеса размене катјона (**Garon** или **Gain Thomas**) и имобилизације азота током времена.

За процену статуса ацидификације земљишта **VSD** модел укључује утицај геолошке пологе (осолобаћање базних катјона из матичног супстрата), својстава земљишта (физичка и хемијска), вегетације (кроз усвајање базних

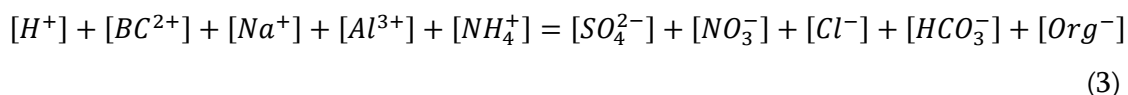
катјона и азота), депозиција (супора, азота, депозиција базних катјона, натријума и хлора).

Формулација процеса ацидификације земљишта и периода обнављања од ацидификације остварена је кроз једначине размене и равнотеже јона у земљишном раствору као и сет масених једначина.

Улазни параметри VSD модела приказани су у табели 15.

4.2.1.1. Једначина равнотеже размене јона у земљишном раствору

VSD модел је базиран на принципу равнотеже размене јона:



У једначини (3), BC представља суму базних катјона (BC=Ca+Mg+K) при чему се К третира као двовалентан јон, [Org⁻] представља концентрацију органских ањона.

Све концентрације су изражене у еквивалентима [eq].

4.2.1.2 Једначине равнотеже (eng. *Equilibrium equations*):

Основни хемијски процеси у земљишту који се разматрају VSD моделом су: размена катјона, дисоцијација алуминијум-хидроксида, дисоцијација бикарбоната и органских киселина.

а) Модел размене катјона (Gain-Thomas, Garon)

Размена катјона између земљишног раствора и адсорптивног комплекса у VSD моделу, представљена је за алуминијум (Al) и базне катјоне (BC;

BC=Ca+Mg+K), где се К посматра као двовалентан јон, применом Гароп и Gejn-Tomas модела размене катјона. Једначине размене катјона дефинисане су константама размене јона (селективним коефицијентима), K_{AlBC} и K_{HBC} , (табела 4). Селективни коефицијенти према Гароп релацији, најчешће су коришћени за представљање хемијских процеса у земљишту (Sparks, 2003):

$$A \cdot [H]_{crit}^p + B \cdot [H]_{crit}^+ = 1 - E_{BC,crit} \quad (4)$$

Табела 4. Селективни коефицијенти модела размене јона

Модел размене јона	A	p	B
Гароп	$K_{Alox}^{1/3} \cdot k_{AlBC} \cdot E_{BC,crit} / \sqrt{[BC]}$	a/3	$k_{HBC} \cdot E_{BC,crit} / \sqrt{[BC]}$
Gejn – Tomas	$K_{Alox} \cdot \sqrt{K_{AlBC} \cdot (E_{BC,crit} / [BC])^3}$	a	$\sqrt{K_{HBC} \cdot (E_{BC,crit} / [BC])}$

*

Оба модела подразумевају следећу релацију:

$$E_{BC} + E_{Al} + E_H = 1 \quad (5)$$

где је: E-изменљивост базних катјона, јона алуминијума и водоника.

У овом раду коришћен је Гароп модел размене катјона, представљен једначинама:

$$\frac{E_{Al}}{E_{Bc}} = K_{AlBc} \frac{[Al]^{1/3}}{[Bc]^{1/2}} \quad (6)$$

$$\frac{E_H}{E_{Bc}} = K_{HBc} \frac{[H]}{[Bc]^{1/2}} \quad (7)$$

За Гароп модел и једначину равнотеже размене јона у односу на минерал гипсит (eng. Gibbsite), се користе параметри: $a=3$, и $K_{Alox}=Kgibb$ ова функција је линеарна:

$$K_{Gap} = \frac{1}{k_{HBC} + k_{AlBC} \cdot K_{gibb}^{1/3}} \quad (8)$$

Параметри K_{AlBC} и K_{HBC} се ретко одређују мерењем, а чешће се користе као калибрисане вредности у односу на засићеност базама, садржај органске материје у земљишту и однос C/N у земљишту. За земље ЕУ ове вредности се крећу се од 0-2 за $\log_{10}K_{AlBC}$ и 2.5-4.5 за $\log_{10}K_{HBC}$ и не показују значајну корелацију (Hettelingh et al., 2004).

б) Дисоцијација Al-хидроксида

За моделовање процеса размене катјона у земљишту од посебног су значаја вредности константе равнотеже у земљишном раствору K_{AlOH} и a ($\exp Al$), којима се дефинише веза концентрације Al^{3+} и H^+ јона у земљишту (UBA, ICPMM, 2004).

Дисоцијација алуминијум-хидроксида представљена је на следећи начин:

$$[Al] = K_{AlOH} \cdot [H]^a \quad (9)$$

Вредности “ K_{AlOH} ” и експонента “ a ” су у функцији од дубине и гранулометријског састава земљишта, а дефинисане су на основу регресионе везе концентрација алуминијумових и водоникових јона у земљишту. На основу мерења у склопу мониторинга шумских екосистема (Ниво I), утврђена је јака корелација између ова два параметра (De Vries et al., 2003), што упућује на то да ова два параметра не треба да се одређују независно један од другог (UBA, ICPMM 2004).

Концентрација алуминијумових јона, поготову у површинском слоју земљишта условљена је комплексирањем алуминијума и органске материје у земљишту (табела 5), (Cronan et al. 1986, Mulder et Stein 1994).

Табела 5. Вредности параметра K_{gibb} у односу на садржај органске материје

Земљиште	Садржај ОМ (%)	$K_{gibb}(m^6 \cdot eq^{-2})$	$-pK_{gibb}$
Минерална земљишта, хоризонт С	<5	950-9500	8.5-9.5
Земљишта са ниским садржајем органске материје, хоризонт В/С	5-15	300-3000	8-9
Земљишта са умереним садржајем органске материје, хоризонт А/Е	15-30	100	7.6
Тресетишта, органски хоризонт	>70	9.5	6.5

Константа “**K_{Alox}**” се израчунава на основу познавања садржаја органске материје према једначини (UBA, ICPMM, 2004):

$$\log K_{Alox} = 9.8602 - 16755 \cdot \log(OM, C) \quad (10)$$

где су: ОМ-садржај органске материје (%) или С-садржај угљеника (%).

Параметар $a = \exp A1$ је усвојен у односу на познавање текстурног састава земљишта и препоручених вредности (табела 6) према спроведеним истраживањима Van der Salm и De Vries (2001).

Табела 6. Вредности коефицијената K_{AlOx} и a ($\exp Al$) у односу на дубину земљишта (Van der Salm et De Vries, 2001).

Земљиште	Дубина (cm)	$\text{Log}_{10}K_{AlOx}$	Експонент "а"	Број проучаваних профила
Сва	хумусни хоризонт	-1.03	1.17	275
	0-10	3.54	2.26	274
песковита	10-30	5.59	2.68	377
	30-100	7.88	3.13	271
	0-10	-0.38	1.04	45
иловасто	10-30	3.14	1.83	46
	30-100	4.97	2.21	40
глиновита	све дубине	4.68	2.15	152
тресетишта, органска	све дубине	1.41	1.85	163

в) Дисоцијација HCO_3^- је у моделу приказана следећом једначином:

$$[\text{HCO}_3^-] = \frac{K_1 \cdot K_h \cdot P_{\text{CO}_2}}{[H]} \quad (11)$$

где су: K_1 и K_h су константе у функцији од температуре, њихов производ износи $10^{-1.7} = 0.02 \text{ eq}^2 \cdot \text{m}^{-6} \cdot \text{atm}^{-1}$ (Harned et Davis, 1943), док је P_{CO_2} парцијални притисак CO_2 (atm), у земљишном раствору који је у зависноати од атмосферског притиска и представља улазни податак.

Само једновалентни органски анјони су предвиђени у оквиру VSD модела и резултат су дисоцијације растворених угљеникових једињења:

$$[Org] = \frac{m \cdot DOC \cdot K_{org}}{K_{org} + [H^+]} \quad (12)$$

где су:

DOC - концентрација растворених органских угљеникових ($molC \cdot m^{-3}$),

m - концентрација функционалних група изражена у $mol \cdot mol^{-1}C$,

K_{org} - константа дисоцијације која, при чему се користи вредност добијена из релације K_{org} и рН.

$$-\log_{10}K_{org} = a + b \cdot pH - c \cdot (pH)^2 \quad (13)$$

где су: $a=0.96$, $b=0.90$ и $c=0.039$, (Oliver et al., 1983).

г) Адсорпција сумпора

Адсорпција сумпора је важан процес у регулисању концентрације сумпора у земљишту. Размена растворљивог и адсорбованог сумпора чврсте фазе земљишта и земљишног раствора је описана Langmuir-овим изотермама (Cosby et al., 1986), а детерминисана са два параметра, максималним адсорптивним капацитетом сумпора и константом полузасићења, који детерминишу брзину реакција и промене концентрације сумпора у земљишту.

Однос растворљивог и адсорбованог сумора приказан је на следећом релацијом:

$$SO_{4,ad} = \frac{[SO_4]}{S_{1/2} + [SO_4]} \cdot S_{max} \quad (14)$$

где је S_{max} максимални адсорптивни капацитет сумпора у земљишту, а $S_{1/2}$ константа полузасићења.

Вредности максималног адсорптивног капацитета сумпора у земљишту, S_{max} , је у кореалцији су са садржајем оксалатног (оксалатно растворљивог) алуминијума ($meq \cdot kg^{-1}$) (Johnson et Todd, 1983):

$$S_{max} = 0.02 \cdot Al_{ox} \quad (15)$$

Вредности за константу полузасићења $S1/2$, се користе из литературе (UBA, ICPMM, 2004), а као просечна вредност најчешће се узима $1.0 \text{ eq} \cdot m^{-3}$ (Posch et al., 2003).

д) **Садржај угљеника у површинском слоју земљишта
(Initial amount) - Cpool**

Садржај угљеника у површинском слоју земљишта се обрачунава према следећој једначини (UBA, ICPMM, 2004):

$$Cpool = \text{дубина земљишног хоризонта (cm)} \cdot \text{густина земљишта (g cm}^{-3}\text{)} \cdot Corg(\%)\cdot 100 \quad (16)$$

4.2.1.3. Једначине једнакости маса

Масена једнакост за све катјоне и анјоне који се разматрају VSD моделом (BC, SO₄, NO₃, Cl) представљена је релацијом :

$$\frac{d}{dt} X_{tot} = X_{in} - Q \cdot [X] \quad (17)$$

где је:

X_{tot} ($eq \cdot m^{-2}$) - укупан садржај X јона у земљишту,

X_{in} ($eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$) - представља суму јона из депозиција, разлагања матичног супстрата, флуксева усвајања-ослобађања јона,

Q - представља отицање (суфицит падавина) на годишњем нивоу ($m \cdot god^{-1}$).

За јоне водоника, алуминијума, угљендиоксида и органске киселине масене једнакости нису разматране.

Интеракција јона NO_3 , Na и Cl није предвиђена VSD моделом, њихов укупан садржај једнак садржају у земљишном раствору и представљен реалцијом:

$$Y_{tot} = \theta \cdot z \cdot [Y] \quad (18)$$

где је θ запремински садржај воде у земљишту ($m^3 \cdot m^{-3}$), а z дубина земљишта (m).

Садржај сумпора на јединици површине представљен је једначином:

$$SO_{4,tot} = \theta \cdot z \cdot [SO_4] + \rho \cdot z \cdot SO_{4,ad} \quad (19)$$

При чему је Q запремински садржај воде у земљишту ($m^3 \cdot m^{-3}$), ρ густина земљишта ($g \cdot cm^{-3}$), а z дубина земљишта (m)

Укупан садржај базних катјона представља садржај базних катјона у земљишном раствору и адсорптивном комплексу:

$$BC_{tot} = \theta \cdot z \cdot [BC] + \rho \cdot z \cdot CEC \cdot E_{BC} \quad (20)$$

Параметар E_{BC} се односи на базне катјоне у адсорптивном комплексу, а CEC капацитет измене катјона ($meq \cdot kg^{-1}$).

4.2.1.4. Једначине за прорачун критичних оптерећења и прекорачења депозиција сумпора (S) и азота (N)

Максимална критична оптерећења сумпора $CL_{\max}(S)$ и азота $CL_{\max}(N)$ у овом моделу се добијају се из следећих релација:

$$CL_{\max}(S) = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_{we} - BC_{upt} - ANC_{le,crit} \quad (21)$$

где је:

$CL_{\max}(S)$ - максимално оптерећење за сумпор

BC_{dep} – депозиције базних катјона

Cl_{dep} – депозиције хлора

BC_{we} – интензитет разлагања матичног супстрата

BC_{upt} – усвајање базних катјона ос стрне вегетације

$ANC_{le,crit}$ - капацитет неутрализације киселости према изабраном хемијском критеријуму.

Максимално критично оптерећење азота $CL_{\max}(N)$ се добија из следеће релације:

$$CL_{\max}(N) = CL_{\min}(N) + \frac{CL_{\max}(S)}{1 - f_{de}} \quad (22)$$

$$CL_{\min}(N) = N_i + N_u \quad (23)$$

где је:

$CL_{\max}(N)$ - максимално оптерећење за азот

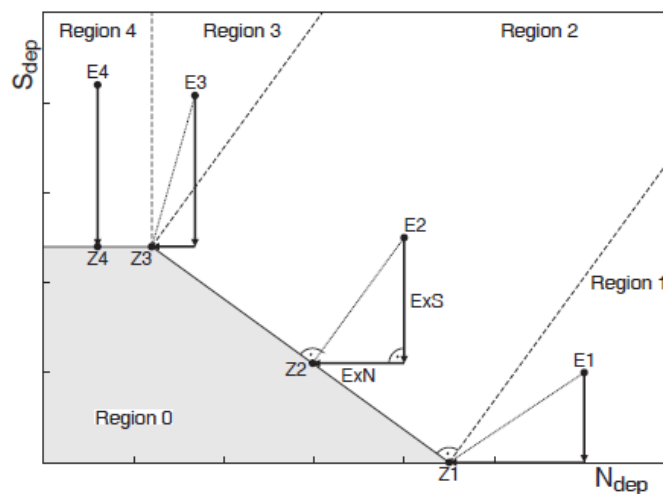
$CL_{\min}(N)$ - минимална количина азота у земљишту

f_{de} - фактор денитрификације

N_i – капацитет имобилизације азота у земљишту

N_u – усвајање азота од стране вегетације

Ова три параметра ($CL_{\max}(S)$, $CL_{\max}(N)$, $CL_{\min}(N)$), дефинишу функцију критичних оптерећења (слика 6).



Слика 6. График функције критичних оптерећења сумпора и азота (UBA, ICPMM, 2004)

Количине депозиција сумпора и азота које се налазе изнад критичних вредности дефинишу се као **прекорачења депозиција** (eng. **Exceedances**, скраћено **Ex ili Exс**) и представљена су релацијом:

$$Ex(X_{dep}) = X_{dep} - CL(X) \quad (24)$$

где је: X_{dep} - депозиција полутанта X, а $CL(X)$ критично оптерећење за X.

За случај када се анализирају прекорачења два полутанта (S и N) прекорачења су представљена скупом релација у табели 7:

Табела 7. Процена прекорачења депозиција у односу на два полутанта (сумпор и азот)

	0	$\leftrightarrow (N_{dep}, S_{dep}) - \text{region 0}$
$Ex(N_{dep}, S_{dep})$	$N_{dep} - CL_{max}(N) + S_{dep}$	$\leftrightarrow (N_{dep}, S_{dep}) - \text{region 1}$
	$N_{dep} - N_0 + S_{dep} - S_0$	$\leftrightarrow (N_{dep}, S_{dep}) - \text{region 2}$
	$N_{dep} - CL_{min}(N) + S_{dep} - CL_{max}(S)$	$\leftrightarrow (N_{dep}, S_{dep}) - \text{region 3}$
	$S_{dep} - CL_{max}(S)$	$\leftrightarrow (N_{dep}, S_{dep}) - \text{region 4}$

а) Интензитет разлагања матичног супстрата (ослобађање базних катјона -BC_{wе})

Интензитет разлагања матичног супстрата зависи од типа матичног супстрата (геолошке подлоге), типа земљишта, концентрације органских лиганда, температуре, влажности и рН земљишта, количине и хемизма падавина, редокс потенцијала земљишта и типа вегетације (Sverdrup, 1990; White et Brantley, 1995; Norton et J. Vesely, 2004). Интензитет разлагања матичног супстрата (ослобађања базних катјона - BC_w) у овом раду се односе на ослобађање базних катјона Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ и Na⁺ а дефинисане су према мануалу за процену критичних оптерећења (UBA, ICPMM, 2004).

Класе интензитета разлагања матичног супстрата дефинисане су на основу текстурног састава и типа земљишта, као и матичног супстрата на коме се земљиште образује (De Vries et al., 1994) (табеле 8, 9, 10 и 11).

Табела 8. Текстуrne класе земљишта у односу на садржај глине и песка (EUROSOIL, 1999)

Текстурна класа	Назив класе	Критеријум
1	груба	глина < 18 % и песок ≥ 65 %
2	средња	глина < 35% и песок > 15 %, и глина ≥ 18 % за песок ≥ 65 %
3	средње фина	глина < 35% и песок < 15 %
4	фина	35 % ≤ глина < 60 %
5	врло фина	глина ≥ 60 %

Табела 9. Класе киселости матичног супстрата за стандардне FAO типове земљишта (Posch et al., 2003a)

Класа киселости матичног супстрата	Киселост матичног супстрата	Матични супстрат
1	кисела	пешчари, гранит, кварц, гнајс
2	умерено кисела	гранодиорит, лес, флувијални и марински седименти
3	базна	габро, базалт, доломит, вулкански депозити
4	карбонатна	Калкарични матични супстрати, калцисоли
0	органиска	тресетишта

Табела 10. Конверзија типова земљишта према матичном супстрату (Posch et al., 2003a)

Матични супстрат	FAO типови земљишта
кисео	Ah, Ao, Ap, B, Ba, Bd, Be, Bf, Bh, Bm, Bx, D, Dd, De, Dg, Gx, I, Id, Ie, Jd, P, Pf, Pg, Ph, Pl, Po, Pp, Q, Qa, Qc, Qh, Ql, Rd, Rx, U, Ud, Wd
умерено кисео	A, Af, Ag, Bv, C, Cg, Ch, Cl, G, Gd, Ge, Gf, Gh, Gi, Gl, Gm, Gs, Gt, H, Hg, Hh, Hl, J, Je, Jm, Jt, L, La, Ld, Lf, Lg, Lh, Lo, Lp, Mo, R, Re, V, Vg, Vp, W, We
базни	F, T, Th, Tm, To, Tv
карбонатни	Bc, Bg, Bk, Ck, E, Ec, Eh, Eo, Gc, Hc, Ic, Jc, K, Kh, Kk, Kl, Lc, Lk, Lv, Nc, Rc, S, Sg, Sm, So, Uk, Vc, X, Xh, Xk, Xl, Xy, Z, Zg, Zm, Zo
органски	O, Od, Oe, Oх

Табела 11. Класе разлагања матичног супстрата (Posh et al., 2003a)

WRc		Текстурна класа земљишта				
Матични супстрат		1	2	3	4	5
Кисео	1	1	3	3	6	6
Умерено кисео	2	2	4	4	6	6
Базни	3	2	5	5	6	6
Карбонатни	4	10	10	10	10	10
*Органски		*Класа 6 за Oe тип земљишта а класа 1 за све остале				

Количина базних катјона који се ослобађају из матичног супстрата изражена у $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$ израчунава се на основу следеће формуле (UBA, ICPMM, 2004):

$$BC_{we} = 0.05 \cdot (WRc - 0.5) \cdot z \cdot \exp(A / 281 - A / (273 + T)) \quad (25)$$

где је:

WRc - класа разлагања матичног суптрата (табела 11)

z – дубина земљишта (m)

T – просечна годишња температура земљишта (°C)

A – константа, 3600 K (Sverdrup, 1990)

б) Усвајање азота (N_{upt}) и базних катјона (BC_{upt})

Процена усвајања базних катјона (BC = Ca, Mg, K) и азота (N) важни су за прорачун критичних оптерећења. Прорачун губитка азота и базних катјона обрачунава се према формули (UBA, ICPMM, 2004):

$$N_{upt}, BC_{upt} = \text{садржај N, BC у изнетој биомаси} / \text{период опходње(ротација)} \quad (26)$$

Усвајање азота (N_{upt}) и базних катјона (BC_{upt}) на годишњем нивоу, односно њихов садржај у биомаси, рачунају се према формули (UBA, ICPMM, 2004):

$$N_{upt}, BC_{upt} = k_{gr} \cdot \rho_{st} \cdot (ctN_{st} + f_{br,st} \cdot ctN_{br}) \quad (27)$$

где је :

k_{gr} - интензитет просечног годишњи раста ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$),

ρ_{st} - густина дрвета ($kg \cdot m^{-3}$),

ctN - садржај N и BC у деблу (st) и гранама (br) ($eq \cdot kg^{-1}$)

$f_{br,st}$ - однос масе дебла и грана ($kg \cdot kg^{-1}$)

Препоручене вредности густине дрвета (UBA, ICPMM, 2004) су за четинаре 400–500 $kg \cdot m^{-3}$, а за лишћаре 550–700 $kg \cdot m^{-3}$. У оквиру овог рада коришћени су следећи подаци за густину дрвета, 640 $kg \cdot m^{-3}$ за храст, за букву 690 $kg \cdot m^{-3}$, за остале лишћаре 650 $kg \cdot m^{-3}$, мешовите шуме 550 $kg \cdot m^{-3}$ и 450 $kg \cdot m^{-3}$

за четинаре (Šoškić et Popović, 2002). Однос масе грана и дебла је за четинаре $0.15 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$, а за лишћаре $0.20 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Kimmins et al. 1985, De Vries et al. 1990, UBA, ICPMM, 2004).

Подаци о просечним вредностима годишњег прираста коришћени су из рекапитулације Националне инвентуре шума (Банковић et al., 2009) и опште основе газдовања шумама за НП Ђердап (2001–2010.). Просечне вредности за природне шуме лишћара крећу се од 2.4 (нишавски и пиротски округ) до $4.4 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ (поморавски округ), за природне четинарске шуме 2.1, $\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, а за вештачки подигнуте састојине четинара од 5.1 (борски округ) до $13.1 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ (поморавски округ).

Подаци о садржају N и базних катјона (Ca, Mg и K) у стаблу и гранама за 4 најзаступљеније врсте дрвећа коришћени су из табеле 12., (UBA, ICPMM, 2004). Садржај базних катјона и азота у стаблу и гранама приказани су у табели, а резултат су бројних студија (Jacobsen et al., 2002; UBA, ICPMM, 2004).

Табела 12. Садржај азота и базних катјона у стаблу и гранама (Jacobsen et al., 2002)

Врста	Садржај ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) у стаблу укуључујући кору, средња вредност ($\pm\text{st.dev.}$)				Садржај ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) у гранама укуључујући кору, средња вредност ($\pm\text{st.dev.}$)			
	N	Ca	Mg	K	N	Ca	Mg	K
<i>Quercus spp.</i>	2.10 (0.46)	2.47 (1.42)	0.18 (0.07)	1.05 (0.51)	6.19 (1.02)	4.41 (0.65)	0.44 (0.14)	2.00 (0.47)
<i>Fagus spp.</i>	1.54 (0.25)	1.80 (1.12)	0.26 (0.09)	1.04 (0.13)	4.27 (1.36)	4.02 (1.91)	0.36 (0.13)	1.50 (0.44)
<i>Picea abies</i>	1.22 (0.49)	1.41 (0.40)	0.18 (0.06)	0.77 (0.43)	5.24 (1.66)	3.33 (1.06)	0.53 (0.27)	2.39 (1.35)
<i>Pinus sylv.</i>	1.09 (0.30)	1.08 (0.30)	0.24 (0.09)	0.65 (0.28)	3.61 (1.28)	2.07 (0.65)	0.43 (0.11)	1.67 (0.68)

Принос ливадских и пашњачких заједница на годишњем нивоу за источну Србију (Стара планина) креће се од 0.66-2 $t\cdot ha^{-1}$ за ливадске и пашњачке заједнице на надморским висинама 1200 m, а 0.73-4.51 $t\cdot ha^{-1}$ суве материје за пашњаке на 1400 mnv (Ђорђевић-Milošević, 1996) и условљени су пре свега количином падавина. На основу истраживања спроведених на Пештерској висоравни (1158 mnv), Vučković et al. (2005), наводе да су за високопланинске пашњаке и ливаде просечни приноси од 1.62-3.2 $t\cdot ha^{-1}$ суве материје. На основу података од 1974-2005., Smit et al. (2008), наводе да је у Србији просечна продукција пашњака око 1 $t\cdot ha^{-1}$.

Према FAO, у односу на начин експлоатације, екосистеми ливада и пашњака у Србији подељени су на ливаде и пашњаке. Просечне вредности приноса износе 0.5 $t\cdot ha^{-1}$ суве материје за пашњаке, а 1.8 $t\cdot ha^{-1}$ за ливаде. У табели 13. дате су просечне вредности приноса суве материје (биомасе) екосистема ливада и пашњака у односу на надморску висину (Осоколјић et al., 1983).

Табела 13. Принос пашњака Србије по висинским зонама (Осоколјић, 1983)

Зона	Висинска зона (mnv)	Принос $t\cdot ha^{-1}$
Низијска	<300	3.2
Брдска	300-1000	1.6
Планинска	> 1000	1.0

Процена усвајања азота и базних катјона вршена је за пашњаке изнад 1000 mnv (високопланинске пашњаке), због недовољних података о садржају истих у сувој биомаси за пашњаке нижих висинских зона.

Садржај азота у сувој биомаси прорачунат је на основу садржаја сирових протеина према резултатима неколико истраживања (Ђорђевић-Milošević, 1996; Tomić et al., 2005, Vučković et al., 2005).

Садржај азота у сувој биомаси има вредности од **10.45-11.1 $g \cdot kg^{-1}$** (Ђорђевић-Милошевић, 1996) за пашњаке на надморским висинама од 900-1200 мпнв, односно **12.8-13.12 $g \cdot kg^{-1}$** (Ђорђевић-Милошевић, 1996; Vučković et al., 2005), за пашњаке изнад 1200 мпнв.

Садржај базних катјона у сувој биомаси коришћен је на основу резултата Vučković et al. (2005). Просечан садржај калцијума у сувој биомаси износи **9.75 $g \cdot kg^{-1}$** , магнезијума **3.7 $g \cdot kg^{-1}$** , а калијума **21.3 $g \cdot kg^{-1}$** .

в) Капацитет имобилизације азота у земљишту – N_{im_acc}

Капацитет имобилизације азота се односи на трансформацију минералних облика азота у органске кроз микробиолошке процесе. Микроорганизми у земљишту и њихова биомаса важан су покретач свих процеса синтезе и разградње у земљишту и екосистему уопште (Dalal, 1998; Jenkinson et al., 2004). Овај параметар се стога користи као индикатор раних промена које настају у неком екосистему (Voos et Groffman, 1997; Dalal, 1998; Hargreaves et al., 2003).

Дугорочна имобилизација азота у зони кореновог система доводи до нарушавања баланса C/N у повшинском хоризонту земљишта, (UBA, ICPMM, 2004).

Према подацима студија за шведске шуме (Rosen et al., 1992), вредности за капацитет имобилизације азота на годишњем нивоу крећу се од **0.2–0.5 $kg \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$** (**14.286–35.714 $eq \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$**). За подручја са топлијом климом препоручена је нешто већа вредност за капацитет имобилизацију азота **1 $kg \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$** (**71.428 $eq \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$**) која дугорочно неће угрозити структуру и функције ексоистема.

Иако су објављене многе студије везане за капацитет имобилизације азота у шумским екосистемима и даље није постигнут договор о дугорочним и одрживим интензитету имобилизације азота (UBA, ICPMM, 2004).

У оквиру овог рада коришћена је мануалом препоручена вредност:

$$N_{im_acc} = 1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1} \text{ N (0.0071 eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}) \quad (28)$$

Ова вредност се односи на шумске екосистеме где су просечне годишње температуре веће од 8°C, табела 14, (Posch et al. 2001).

Табела 14. Капацитет имобилизације азота у земљишту у односу на просечне годишње температуре (Posch et al., 2001)

Температура [°C]	Nim_acc (eq·ha ⁻¹ ·god ⁻¹)
< 5	357
5	286
6	214
7	143
8	107
> 8	71

4.2.2. Избор хемијског критеријума

Приликом одређивања критичних оптерећења сумпора и азота за одређени екосистем од пресудне важности су избор биолошког индикатора и хемијског критеријума, као и дефинисање граничне вредности хемијског критеријума.

Рецептор је екосистем или део екосистема за који се врши процена критичних оптерећења S и N. Као најважнији рецептори узимају се површинске и подземне воде и шумска земљишта (UNECE, EEA).

Биолошки индикатор је изабрани организам или популација репрезентативан за одабрани рецептор, осетљив на хемијске промене у станишту, изазване депозицијама сумпора и азота. Најчешће коришћен биолошки индикатори су: за акватичне екосистеме тј површинске воде – ихтиофауна, за подземне воде – човек, и за шумске екосистеме – прираст.

Гранична (критична) хемијска вредност је вредност хемијског критеријума (pH, Al/BC, BS, Al/Ca, идр.) испод или изнад које не долази до негативних промена на изабраном биолошком индикатору (UNECE, ICPMM). Вредност изабраног хемијског параметра која трајно обезбеђује стабилно стање екосистема, односно обезбеђује стање без нарушавања његове структуре и функција.

Дефинисање граничне хемијске вредности везује се директно за негативне ефекте на рецептору (екосистему). За акватичне екосистеме јасна је веза између критичних оптерећења и негативних ефеката на ихтиофауну (Reinds, 2009), тако да је једноставно одредити граничну хемијску вредност. У случају терестричних екосистема, постоје недоумице око прецизног дефинисања негативних промена на рецептору/индикатору, а самим тим и одређене нејасноће код одређивања критичних хемијских вредности због отежаног праћења оштећења на кореновом систему, и одређивања значаја овог оштећења на екосистемском нивоу.

Последњих година у Европи су за прорачун критичних оптерећења S и N у употреби различити критеријуми и комбинације критеријума (прилог 6).

Избор хемијског критеријума базира се на чињеници да ли је биолошки индикатор (код терестричних екосистема најчешће коренов систем) осетљивији на висок садржај неорганског алуминијума или садржај водоникових јона (pH) у земљишту.

Повећана концентрација Al^{3+} јона делује токсично на коренов систем, блокира усвајање хранљивих елемената, пре свега Ca, Mg и K, што успорава раст

биљака (Hall et al., 2001). Ниска рН вредност земљишног раствора иницира повећан садржај јона Al, Fe, Mn и штетних микроелемената у земљишту што делује токсично на коренов систем, и доводи до испирања (смањеног садржаја) хранљивих материја (Ca, Mg и K...) из земљишта (Hall et al., 2001).

Критеријум концентрације Al^{3+} јона препоручује се за минерална земљишта са ниским садржајем органске материје, док се рН вредност као критеријум најчешће препоручује за земљишта са високим садржајем органске материје (тресетишта) (Hall et al., 2001; Hettelingh et al., 2012).

За шумске екосистеме као биолошки индикатори користи се прираст различитих дрвенастих врста, а најчешће коришћен хемијски критеријум је однос Al/BC у земљишном раствору. Хемијски критеријум $Al/(Ca+Mg+K) \leq 1$, први пут се помиње 1983. године, као параметар стабилности шумског екосистема (Ulrich, 1983), а 1987. године, први пут је препоручен као гранична хемијска вредност за процену критичних оптерећења киселих депозиција S и N (Schulze et al., 1987). Процена и картирање критичних оптерећења депозиција S и N, крајем прошлог века у Европи извршена је на основу усвојеног хемијског критеријума $Al/BC=1$ (Sverdrup et al., 1990; Hettelingh et al., 1991), док су у Азији за процену критичних оптерећења коришћене различите граничне вредности усвојене према типу екосистема. Критеријум Al/BC се препоручује јер доводи у везу стање кореновог система биљне врсте и моларни однос концентрације базних катјона ($BC=Ca+Mg+K$) и Al у земљишту (ОЕКО-DATA, Technical Report Cyprus, 2003).

У оквиру проучаваног подручја, на 57 локалитета (33 биоиндикацијске тачке и 12 узорака на подручју Бабиног зуба), заступљене су листопадне шуме, у којима доминирају врсте рода *Quercus*, *Fagus*, *Acer* и 12 локалитета пашњака на Старој планини.

Да би се утврдио и показао значај избора критеријума на процену критичних оптерећења, у овом раду коришћена су два критеријума: критеријум “А” и критеријум “Б”.

За критеријум “А”, узета је гранична вредност односа алуминијума и базних кањона “1” ($Al/BC=1$), као најчешће коришћен критеријум за европске терестричне екосистеме (и шуме и пашњаци).

За критеријум “Б”, узете су различите (препоручене) граничне вредности за шуме и пашњаке. За шумска земљишта је као гранични хемијски критеријум изабран моларни однос концентрације базних катјона (Ca, Mg и K) и алуминијума (Al), $BC:Al=1.67$, а за земљишта пашњака $Al/BC=0.5$. Ове вредности дефинисане су на основу синтезе лабораторисјких истраживања (Sverdrup et Warfinge, 1993) за земљишта терестричних екосистема и за поједине биљне врсте.

Дефинисање сценарија будућих депозиција

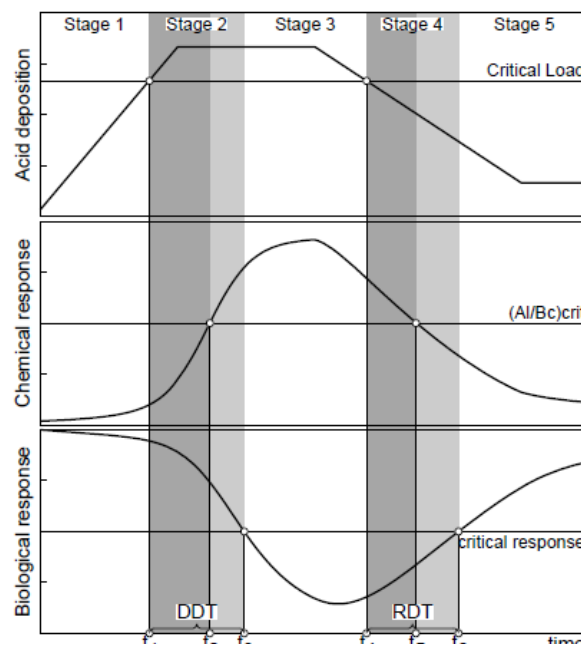
У овом раду процена утицаја киселих депозиција на процес закисељавања земљишта и вегетацију вршена је на основу два сценарија, сценарио C1 и сценарио C2. У оквиру првог сценарија, C1, усвојена је да ће депозиције S и N до 2050. године, задржати тренд просечних вредности досадашњих депозиција (од 1980 -2009.), односно, подразумева се да до 2050. године, неће бити остварене значајна смањења депозиција киселих полутаната. Сценаријем C2 разматра се могућност да се до 2050. године, остваре редукције од 30% у односу на 2009. годину.

4.2.3. “Сценарио анализе” и одложено време реаговања

Поред критичних оптерећења и прекорачења киселих депозиција, VSD моделом се процењује и време појаве првих оштећења (тзв. „Сценарио

анализе“) у односу на избрани критеријум током процеса депозиције, редукције депозиције и обнављања екосистема (Posch et Reinds, 2009).

Често се подразумева да се редукцијом депозиција испод критичних вредности истовремено отклањају и ризици негативних ефеката депозиција. Међутим, промене смањења или повећања депозиција нису истовремене са променама хемизма земљишта, а поготову нису праћене истовременим престанком негативних ефеката на биолошку компоненту екосистема (слика 7). Чврста фаза својим пуферним способностима може да до извесне мере и на одређено време неутралише негативне утицаје на реакцију земљишта, тзв **одложено време реаговања (DDT)** и **ревитализације (RDT)** од негативних утицаја киселих депозиција (фаза 2 и 4, слика 7).



Слика 7. Шема „Одложено време реаговања” компонента екосистема према утврђеном сценарију и хемијском критеријуму (UBA, ICPMM, 2004)

4.2.4. Претпроцесни модел MetHyd 1.4.4

MetHyd је претпроцесни модел VSD моделу и предвиђа коришћење хидро-метеоролошких параметара (сума падавина, температура ваздуха, инсолација), на дневном или месечном нивоу, податке о гранулометријском саставу земљишта, водновоздушном режиму и садржају угљеника у земљишту. Фактор денитрификације (fde), перколација-отицање (Q) и густина земљишта су улазни параметри ВСД модела који су добијени коришћењем претпроцесног MetHyd модела (MetHyd 1.4.4, Alterra, ССЕ, 2010.2013), (прилог 4.).

Излазни параметри овог модела, који примену налазе као улазни параметри VSD+ модела, су и коефицијенти нитрификације, редуccionи фактор интензитет минерализације, у односу на садржај влаге и температуру, стварну евапотранспирацију, фотосинтетски активну радијацију, садржај влаге у земљишту, као и просечне годишње вредности температуре и падавина (табела 15.).

У оквиру овог рада коришћени су метеоролошки параметри (температура ваздуха, сума падавина и број сунчевих сати) на месечном нивоу за низ од 20 година за осам главних метеоролошких станица (прилог 1а, 1б и 1в).

Табела 16. Улазни параметри MetHyd модела

параметар	опис	једница	Вредност дата моделом
SiteInfo	Опис локалитета (max. 128 карактера)	-	(празно поље)
Longitude	географска дужина	°	?
Latitude	географска ширина	°	?
MetYears	број година метеоролошких осматрања	-	1
DefMetFile	назив датотеке са метеоролошким подацима на месечном нивоу (укључујући путању директоријума ¹)	-	a)
TempFile	назив датотеке са подацима о температури (укључујући путању директоријума)	°C	b)
PrecFile	назив датотеке са подацима о падавинама (укључујући путању директоријума)	mm	b)
SunFile	назив датотеке са подацима о инсолацији (укључујући путању директоријума)	c)	b)
TimeResolution	временска резолуција (0=дан, 1=месец)	-	1
Albedo	алbedo за вегетацију на датом локалитету	-	?
ThetaSat	садржај влаге у земљишту, сатурација	m/m	d)
ThetaFC	садржај влаге при пољском водном капацитету (pF=2.0)	m/m	d)
Theta1bar	садржај влаге при притиску -1 bar (pF=3.0)	m/m	d)
ThetaWP	садржај влаге при тачки већења (pF=4.18)	m/m	d)
Clay_ct	садржај глине	%	?
Sand_ct	садржај песка	%	?
OrgC_ct	садржај органског угљеника	%	?
bulkdens	густина земљишта	g/cm ³	e)
outfile	назив излазне датотеке (max. 128 карактера)	-	-

¹ Уколико путања датотеке није назначена биће сачувана у истом директоријуму где су и улазни параметри

a) датотека предвиђена моделом

b) уколико датотека није назначена модел ће користити DefMetFile

c) може бити изражна у: h/ дан; kJ/m²/дан или % [предвиђена моделом]

d) ако нису мерени, могу се прорачунати на основу текстурног састава, садржаја орг. угљеника и густине

e) ако није мерена, може се прорачунати на основу текстурног састава и садржаја органског угљеника

4.2.5. Метод симулације промене структуре вегетације применом VEG модула

VSD моделом са додатком **Veg** модула могуће је извршити процену промене диверзитета приземне флоре у односу на различите сценарије депозиција сумпора и азота. **Veg** модул је првобитно развијен као додатак биогеохемијског модела ForSAFE (Wallman et al. 2005, Belyazid 2006, Sverdrup et al. 2007, Belyazid et al. 2011). Премда се већи се број улазних параметара Veg модела може користити из VSD модела (Posch et Reinds 2009), ова два модела су повезана у VSD+ модел што је детаљно описано у оквиру ССЕ извештаја (Belyazid et al., 2009). Veg модул симулира промену бројности и покривности изабраних биљних врста у односу на Еленбергове индикаторе (рН и влажност земљишта, инсолацију, температуру, као и приступачност нутритивних елемената пре свега азота и базних катјона) користећи и индексе сличности (Czekanowski, 1913), и индексе диверзитета (Simpson, 1949 и Shenon, 1948).

Симулација промене диверзитета и структуре вегетације за 3 локалитета пашњака Старе планине као и 3 локалитета заједница букових шума вршена је у односу на 3 Еленбергова индикатора који се тичу хемизма земљишта (рН земљишта, садржај базних катјона и садржај азота у земљишту) у односу на усвојене сценарије депозиција C1 и C2 (потпоглавље 4.1.3.).

а) **Индекс сличности** (Czekanowski, 1913)

Овај индекс представља меру сличности два узорка у овом случају две популације/заједнице познат је и као Јакардов коефицијент сличности (Jaccard, 1901), Соренсенов индекс (Sorensen, 1957) или Дајсов коефицијент (Dice, 1948). Чекановски индекс сличности у Veg моделу представљен је релацијом:

$$CzI = 2 \sum_{i=1}^n \min\{x_i, y_i\} / \sum_{i=1}^n \{x_i + y_i\} \quad (29)$$

где је:

$2 \sum_{i=1}^n \min\{x_i, y_i\}$ - представља број врста које се јављају и у узорку x и узорку y ,

$\sum_{i=1}^n \{x_i + y_i\}$ - укупан број врста x и y заједнице.

Вредности индекса се крећу од 0 (нема истих врста у заједницама x и y) до 1 (врсте које се јављају у заједници x и y су идентичне).

б) **Индекс хетерогености (Simpson, 1949)**

Симпсонов индекс је мера диверзитета која одређује удео броја јединки једне врсте у укупној бројности заједнице. У екологији овај индекс се најчешће користи да квантификује биодиверзитет станишта као и обиље врсте.

$$S_{il} = 1 - \sum_{i=1}^n x_i^2 \quad (30)$$

Са порастом богатства и уједначености бројности врста расте и диверзитет заједнице. Вредност овог индекса креће се у рангу од 0-1, при чему 0 показује одсуство диверзитета а 1 неограничен/бесконачан диверзитет.

в) **Индекс диверзитета (Shanon, 1948)**

Вивер – Шенонов индекс (информациони индекс):

$$ShI = - \sum_{i=1}^n x_i \ln x_i \quad (31)$$

где су:

$$x_i = n_i / N$$

n_i – број јединки исте врсте

N – укупан број јединки свих таксона

Овај индекс се примењује при одређивању структуре заједнице. Зависи од броја врста и њиховог обиља (абунданце). Вредност ShI је највећа када су све врсте представљене истим бројем јединки. Овај индекс узима у обзир и бројност врста и уједначеност дистрибуције броја јединки у оквиру врста (еквитабилност), па се користи за одређивање доминантности врсте. Вредност индекса се повећава са повећањем укупног броја врста или еквибилности. Што је више врста присутно у заједници у односу на број јединки то је заједница разноврснија и садржи више информација. Овај индекс је добар за поређење јер је релативно независтан од величине узорка.

Табела 15. Улазни параметри VSD модела

параметар	опис	једница	Вредност понуђена моделом
SiteInfo	опис локалитета (max. 128 карактера)	-	(празно поље)
Period	година почетка и краја симулације	yr yr	?
Thick	дебљина земљишног хоризонта	m	?
bulkdens	гутина земљишта	g/cm ³	?
Theta	садржај воде у земљишту (V/F)	m/m	?
pCO2fac	CO ₂ притисак у земљишном раствору (V/F)	-	?
SO4admax	максимални капацитет адсорпције сумпора	meq·kg ⁻¹	0 ^{y)}
SO4half	константа полузасићености	eq·m ⁻³	z)
CEC	капацитет катјонске измене	meq/kg	?
Bsat	засићеност базама	-	-1 ^{a)}
Excmo	модел измене катјона (1=Gaines-Thomas; 2=Gapon)	-	1
lgKAIBC	log ₁₀ селективни коефицијент Al-BC измене	b)	?
lgKHBC	log ₁₀ селективни коефицијент H-BC измене	b)	?
expAl	експонент (>0) → [Al]=KAl _{ox} ·[H] ^{expAl}	-	3
lgKAl _{ox}	log ₁₀ констате једнакости (Gibbsit модел)	((mol/l) ^{1-a)}	?
Nim _{acc}	константа имобилизације N (V/F)	eq/m ² /yr	0 ^{c)}
f _{de}	фактор денитрификације (0<=f _{de} <1)	-	0
C _{pool_0}	иницијални садржај C у површинском слоју земљишта	g/m ²	0 ^{d)}
CN _{rat_0}	однос C:N	g/g	? ^{e)}
CN _{ratmin}	min. вредност односа C:N	g/g	15 ^{e)}
CN _{ratmax}	max. вредност односа C:N	g/g	40 ^{e)}
CN _{ratseq}	C:N однос депонованог материјала	g/g	0 ^{f)}
RCOO _{mo}	модел органских киселина: 0=Oliver, 1=Mono-protic	-	g)
RCOO _{pars}	1 или 3 параметра дисосовања орг.кис. у зависности од избора модела		? ^{h)}
cRCOO	укупна концентрација органских киселина (m*DOC) (V/F)	mol/m ³	0 ^{h)}
cN _{min}	минимум [N] у земљишном раствору	eq/m ³	0
cCa _{min}	минимум [Ca] у земљишном раствору	eq/m ³	0.0001
cMg _{min}	минимум [Mg] у земљишном раствору	eq/m ³	0.0001
cK _{min}	минимум [K] у земљишном раствору	eq/m ³	0.0001
TempC	средња температура земљишта (V/F)	°C	8
Percol	перколација (V/F)	m/yr	?
Ca _{we}	интензитет разлагања Ca (V/F)	eq/m ³ /yr	0
Mg _{we}	интензитет разлагања Mg (V/F)	eq/m ³ /yr	0
K _{we}	интензитет разлагања K (V/F)	eq/m ³ /yr	0
Na _{we}	интензитет разлагања Na (V/F)	eq/m ³ /yr	0

N_gupt	усвајање N (V/F)	eq/m ² /yr	0
Ca_upt	усвајање Ca (V/F)	eq/m ² /yr	0
Mg_upt	усвајање Mg (V/F)	eq/m ² /yr	0
K_upt	усвајање K (V/F)	eq/m ² /yr	0
SO2_dep	депозиција SO ₂ (V/F)	eq/m ² /yr	0
NOx_dep	депозиција NO _x (V/F)	eq/m ² /yr	0
NH3_dep	депозиција NH ₃ (V/F)	eq/m ² /yr	0
Ca_dep	депозиција Ca (V/F)	eq/m ² /yr	0
Mg_dep	депозиција Mg (V/F)	eq/m ² /yr	0
K_dep	депозиција K (V/F)	eq/m ² /yr	0
Na_dep	депозиција Na (V/F)	eq/m ² /yr	0
Cl_dep	депозиција Cl (V/F)	eq/m ² /yr	0
monfile	назив симулације	-	VSD.mon

^{a)}ако је <0, иницијална zasiћност базама се прорачунава моделом.

^{b)}јединица зависи од модела.

^{c)}ако је <0, константа се не моделује.

^{d)}ако је <0, не моделује се.

^{e)}не учитава се ако је Cpool <= 0

^{f)}не учитава се ако је CNratseq=0

^{g)}уколико је ≠ 0 V ≠ 1, нема моделовања орг.кис.

^{h)}не моделује се ако је RCOOmod ≠ 0 ili ≠ 1.

^{y)}ако је =0, не не моделује се

^{z)}не учитава се ако је SO4admax <= 0

4.2.6. Статистичке методе

За потребе овог рада коришћене су следеће статистичке методе: метод корелације, метод просте и вишеструке регресије и метод факторске анализе. Наведене статистичке методе коришћене су у оквиру статистичког програма *STATGRAPHICS® Centurion XV* и усвојеним прагом (нивоом) значајности $\alpha=5\%$.

За процену међузависности својстава земљишта као и за дефинисање структуре њихових међуодноса коришћен је мултиваријантни статистички метод - **факторска анализа**. Као метод факторске анализе коришћена је анализа главних компонената (PCA), а због јасније интерпретације фактора, употребљена је варимакс (ортогонална, парвоугаона) ротација. Фактори су изабрани критеријумом карактеристичне вредности (карактеристична вредност ≥ 1).

4.2.7. Стабилност структурних агрегата земљишта - CROSS индекс

(Cations ratio of soil structural stability index)

За процену стабилности структурних агрегата земљишта коришћен је CROSS индекс. Овај индекс укључује однос потенцијала флокулације јона Ca, Mg, K и Na и дијаметра њихових јона (Rengasamy et Sumner, 1998) и у директној је вези са степеном дисперзије глине и стабилношћу структурних агрегата земљишта (Rengasamy et Marchuk, 2011; Marchuk et Rengasamy, 2011).

$$CROSS = \frac{Na + 0.56K}{\sqrt{Ca + 0.6Mg}} \quad (32)$$

Концентрације Ca, Mg, K и Na изражене су у $mmol \cdot l^{-1}$.

Концепт **CROSS** индекса развијен је са циљем да прикаже однос потенцијала дисперзије јона Na и K у односу на потенцијал флокулације јона Ca и Mg. Моћ флокулације дефинисана је на основу Мисоно параметра (Sposito, 2008) и валенце јона.

4.2.8. Геостатистичке методе

Метод интерполације - ЕБК (Empirical Bayesian Kriging)

За интерполацију (eng. „downscaling“) вредности депозиција сумпора и азота коришћен је Бајесов кригинг као метод интерполације (ЕБК) применом софтвера ArcMap(R) (ArcMap Version 10.1, ESRI 2012) и апликације Empirical Bayesian Kriging у оквиру екстензије Geostatistical Analyst.

Бајесова теорема је добила назив према енглеском свештенику и математичару Thomas Bayes (1702-1761) и тек након II светског рата нашла је велику примену у друштвеним и природним наукама. Овај математичар бавио се инферентном индукцијом, а теорема је заснована је на основним принципима условне вероватноће (једначина x) и постхумно је објављена 1963 (Bayes et Price, 1763):

$$P(A \setminus B) = \frac{P(A \cap B)}{P(B)} = \frac{\frac{P(A \cap B)}{P(B)} \cdot P(A)}{P(B)} = \frac{P(B \setminus A) \cdot P(A)}{P(B)} \quad (33)$$

Математички запис Бајесове теореме гласи:

$$P(A_i \setminus B) = \frac{P(B \setminus A_i) \cdot P(A_i)}{\sum_{j=1}^N P(B) \cdot P(A_j)} = \frac{P(B \setminus A_i) \cdot P(A_i)}{P(B)} \quad (34)$$

Где су су:

$P(A_i)$ - примарна вероватноћа догађаја A_i (*a priori* вероватноћа)

$P(B_i)$ - условна вероватноћа догађаја B_i под условом да се оствари догађај A_i

$P(A_i/B)$ - *a posteriori* вероватноћа догађаја A_i

Може се рећи да је примена Бејсове теореме у геостатистици почела релативно скоро са изузетком неколико радова Omre (1987), Omre et Halvarsen (1989), Woodbury (1989) и Handcock et Stein (1993).

У оквиру **ArcMap** пакета овај метод интерполације се први пут јавља у верзији **ArcMap 10.1** објављеној јуна 2012. године **ЕВК** као геостатистичка интерполацијска метода има могућност да аутоматизује креирање валидног кригинг модела за разлику од осталих облика кригинга који захтевају мануелно подешавање.

Као предности овог интерполацијског метода наводе се:

- минимални захтеви при интерактивном моделирању
- стандардне грешке предвиђања су прецизније од осталих метода кригинга
- за мање скупове података **ЕВК** кригинг се наводи као прецизнији од осталих облика кригинга (Gribov et Krivoruchko, 2012)

5. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

5.1. Основни параметри за процену статуса ацидификације земљишта и критичних оптерећења сумпора и азота шумских и високопланинских екосистема ливада и пашњака источне Србије

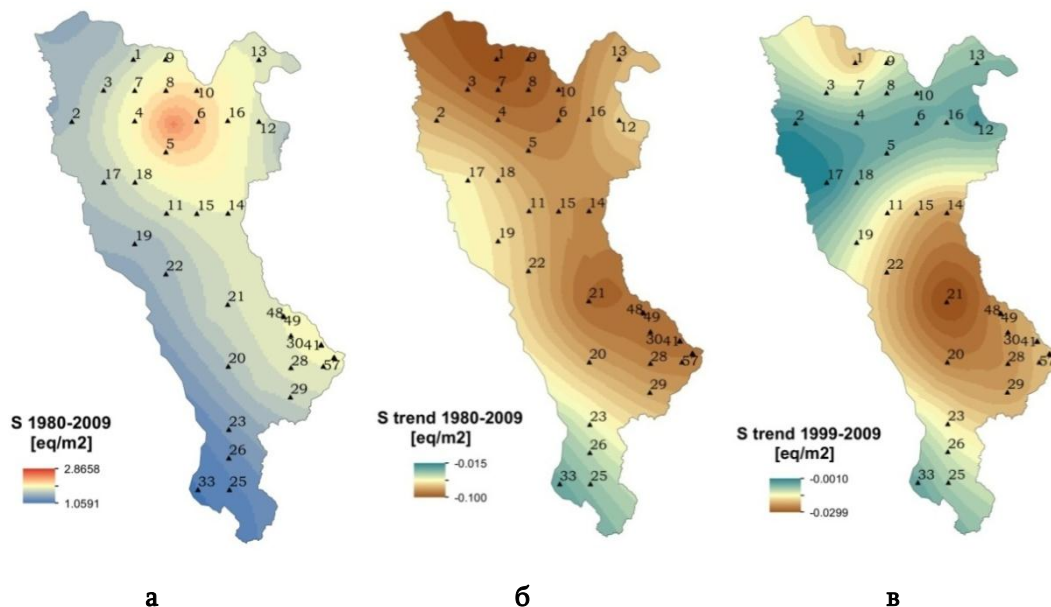
5.1.1. Тренд киселих депозиција за подручје источне Србије

5.1.1.1. Депозиције сумпора

На основу ЕМЕР података за подручје источне Србије су издвојене површине са различитим количинама депозиција на годишњем нивоу.

Посматрано за период 1980–2009. године, површине са највећим кумулативним вредностима талога сумпора припадају борском округу и износе 2.094–2.866 $eq\cdot m^{-2}$ (335–458.5 $kg\cdot ha^{-1}$), као и површине на крајњем истоку проучаваног подручја (Стара планина) 1.782–1.859 $eq\cdot m^{-2}$ (285.09–297.55 $kg\cdot ha^{-1}$) слика 8а. Најмање кумулативне вредности депозиција сумпора у оквиру проучаваног подручја односе се на пчињски округ и крајњи север браничевског округа (Пожаревац) 1.059–1.286 $eq\cdot m^{-2}$ (169.46–205.73 $kg\cdot ha^{-1}$).

Највеће годишње количне сумпора за проучавано подручје износе 0.151–0.163 $eq\cdot m^{-2}$, што је приближно 24.2–26.1 $kg\cdot ha^{-1}$, и измерене су у периоду 1980–1985. године. Од 1990. године, количине депозиција сумпора се смањују.



Слика 8. Депозиције сумпора: кумулативне вредности за период 1980–2009. године (а); остварене редукције за период 1980–2009. године (б); остварене редукције за период 1999–2009. године (в)

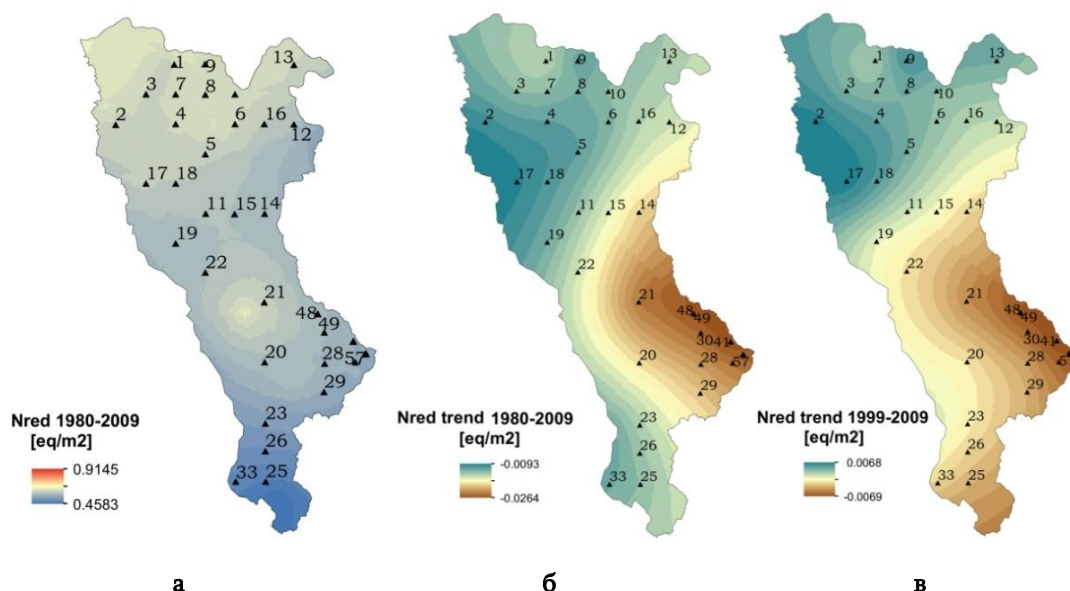
Посматрано за период 1980–2009., највећа смањења депозиција на годишњем нивоу износе $0.09\text{--}0.1\text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($14.4\text{--}16\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) што је 53–57%. Тренд смањења се односи на централни део проучаваног подручја (шире подручје Ниша) и крајњи север око Дунава (Велико Градиште). Најмања смањења за период 1980–2009., остварене су у долини реке Пчиње и износе $0.015\text{--}0.037$ ($2.40\text{--}5.92\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) што је 30–35% (слика 8б).

Од 1999–2009., (од усвајања Гетеборшког протокола), највећа смањења депозиција сумпора износе $0.023\text{--}0.030\text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($3.6\text{--}4.8\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) што је приближно 22–30%. Тренд смањења депозиција сумпора се, такође, односи на зајечарски, нишки, део пиротског и крајњи север браничевског округа. Најмања смањења за период 1999–2009. су остварене у борском и поморавском округу, а износе $0.001\text{--}0.057\text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($0.16\text{--}0.91\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) па је максимално остварено смањење депозиција до 5% (слика 8в).

5.1.1.2. Депозиције редукованог облика азота (NH_x)

Површине са навећим кумулативним вредностима депозиција редукованог облика азота за период 1980–2009., карактеришу шире подручје Бора, Ниша, и Зајечара и износе $0.628\text{--}0.659 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ (што је око $88.0\text{--}92.2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Најмање кумулативне вредности су у пчињском округу и износе $0.458\text{--}0.499 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($64.2\text{--}69.9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (слика 9а).

Највеће годишње количне редукованог облика азота износе $0.047\text{--}0.048 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$, што је приближно $6.6\text{--}6.7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, и измерене су у 1980. и 1985. године



Слика 9. Депозиције редукованог облика азота, кумулативне вредности за период 1980–2009. године (а); тренд смањења за период 1980–2009. године (б); тренд смањења за период 1999–2009. године (в)

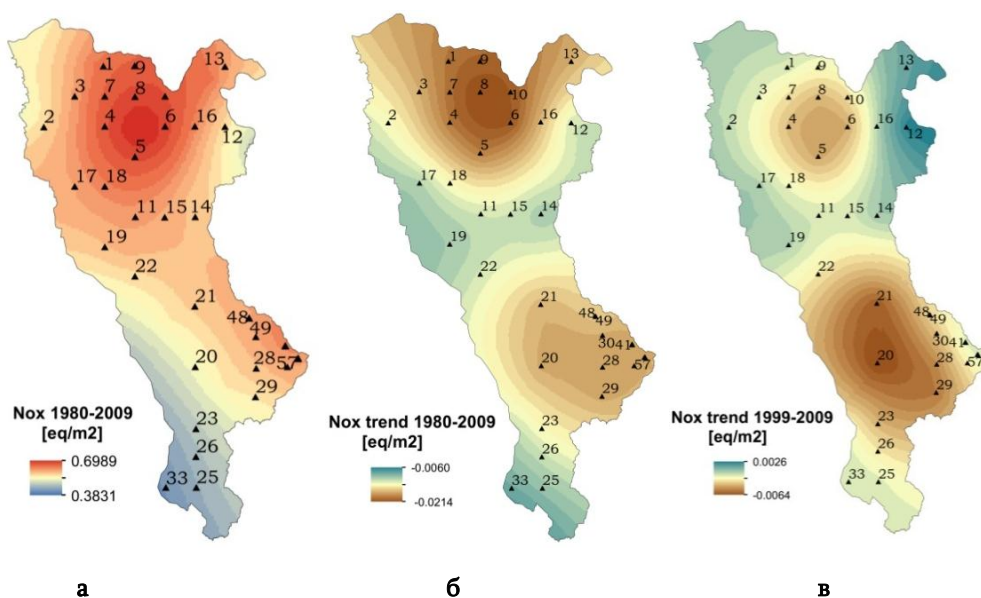
Посматрано за период 1980–2009., тренд смањења депозиција је најизраженији на подручју Старе планине и износи $0.024\text{--}0.026 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($3.35\text{--}3.69 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), што је $50\text{--}54.2\%$. Најмање промене депозиција редукованог облика азота су остварене у поморавском округу, а смањења износе $0.009\text{--}0.0112 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($1.31\text{--}1.66 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) што је приближно $21\text{--}24.7\%$ (слика 9б).

Међутим, за период 1999–2009., се осим смањења бележи и повећање депозиција. Максимална смањења износе $0.004\text{--}0.007\text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($0.67\text{--}0.97\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) око 19.1–23.6%, а обухватају површине на подручју Старе планине. Тренд повећања депозиција карактерише поморавски, браничевски и борски округ и износи $0.005\text{--}0.007\text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ (око $0.74\text{--}0.97\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) до 21.6% (слика 9в).

5.1.1.3. Депозиције оксидованог облика азота (NO_x)

Највеће количине депозиција оксидованог облика азота посматрано за период 1980–2009. пале су у борском округу и ширем подручју Старе планине, $0.608\text{--}0.699\text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ (око $85.2\text{--}97.8\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), а најмање у пчињском округу $0.383\text{--}0.449\text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ (око $53.6\text{--}62.8\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (слика 10а).

Највеће просечне годшње количине депозиција оксидованог облика азота су измерене 1980. и 1985. године и износе $0.041\text{--}0.042\text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($5.7\text{--}5.9\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).



Слика 10. Депозиције оксидованог облика азота, кумулативне вредности за период 1980–2009. године (а); тренд смањења за период 1980–2009. године (б); тренд смањења за период 1999–2009. године (в).

Највећа смањења оксидованог облика азота за период 1980–2009. година, остварена су у пиротском и борском округу $0.018\text{--}0.021 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($2.5\text{--}2.9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) што је око 42–44%, а најмања на ширем подручју Ђуприје у Зајечара $0.006\text{--}0.009 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($1.1\text{--}1.3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) око 24–30% (слика 10б).

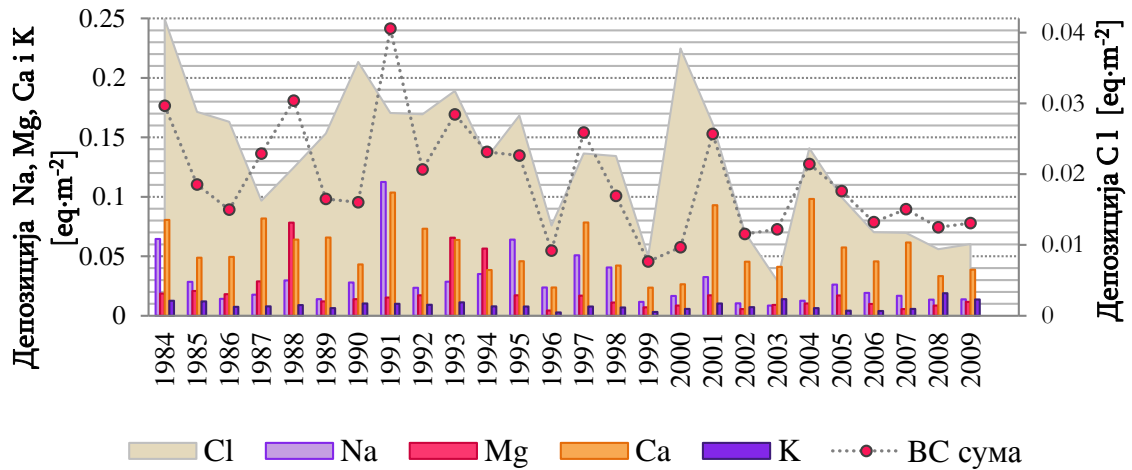
У периоду од 1999–2009., највећа смањења карактеришку нишки округ и износе $0.005\text{--}0.006 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($0.7\text{--}0.9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) око 26–30%. Повећање депозиција бележи се у ширем подручју Неготина и Зајечара до $0.003 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($0.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) што је око 2–9% (слика 10б).

5.1.1.4. Депозиције базних катјона и хлора

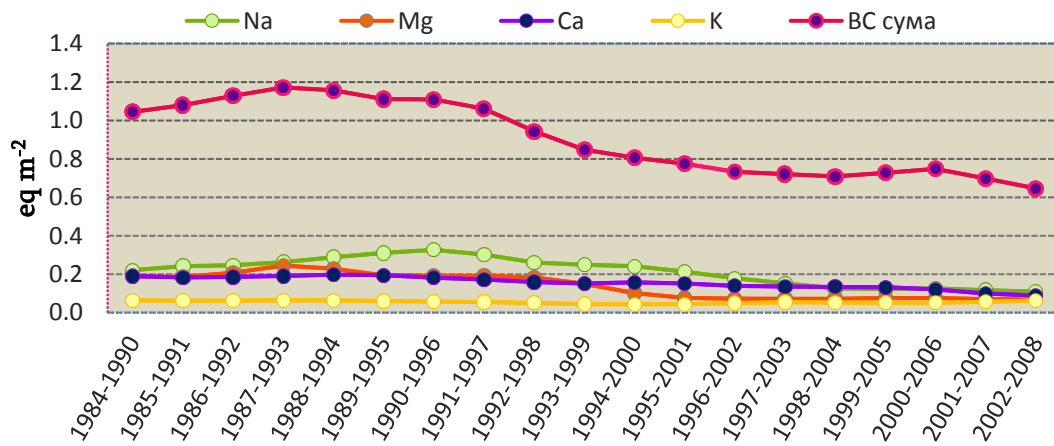
Базни катјони укључују јоне калцијума (Ca^{2+}), магнезијума (Mg^{2+}), калијума (K^+) и натријума (Na^+). Ови јони играју веома важну улогу приликом процеса ацидификације земљишта терестричних екосистема, као и ацидификације акватичних екосистема. Заједно, са разлагањем матичног супстрата, и флуксевима усвајања базних катјона од стране вегетације, депозиције базних катјона главни су извори конституената пуферског система земљишта (Draaijers et al., 1997; Hellsten et al., 2007). Осим тога ови јони, осим јона Na^+ , представљају нутритивне елементе за вегетацију шумских екосистема и у том смислу веома су важни са аспекта њихове стабилности (Gorham, 1994).

Тренд депозиција базних катјона веома је важан податак приликом дефинисања критичних оптерећења за ацидификацију земљишта. Веће количине депозиција базних катјона повећавају праг критичног оптерећења тј. смањују осетљивост екосистема према киселим полутантима и обрнуто. Осим процене критичних оптерећења, депозиције базних катјона значајне су и за прорачун евентуалних прекорачења и процену опоравка екосистема од ацидификације (Westling et Lovblad, 2004).

Највеће вредности депозиција базних катјона у оквиру проучаваног подручја измерене су 1991. ($0.24 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$) (слика 11), а од 1993. године, депозиције базних катјона показују тренд смањења (слика 12).



Слика 11. Депозиције базних катјона и хлора за период 1984–2009. године



Слика 12. Тренд кумулативних вредности депозиција базних катјона (Ca, Mg, K, Na)

5.1.2. Интензитет разлагања матичног супстрата – ослобађање базних катјона – (BC_{we})

Ослобађање базних катјона путем разлагања матичног супстрата један је од главних процеса надокнаде базних катјона у земљишном матриксу, који се путем испирања или усвајањем од стране вегетације измештају из земљишног раствора (Langan et al., 1995). Интензитет разлагања матичног супстрата (ослобађања базних катјона), дугорочно дефинишу приступачност хранљивих елемената биљкама као и хемијски статус земљишта, уопште (Duan et al., 2002).

Земљишта са високим садржајем лако разложивих минерала су високог капацитета неутрализације киселости и добре обезбеђености базним катјонима за потребе вегетације (Langan et al., 1995). Насупрот томе, земљишта са мањим садржајем лако разложивих минерала су слабог пуферског капацитета, и осетљивија на процес ацидификације (Stutter et al., 2003). Уколико је интензитет ослобађања базних катјона из матичног супстрата нижи од губитака базних катјона кроз испирање и усвајање од стране вегетације, започиње процес ацидификације земљишта (Sverdrup et Warfvinge, 1988; White et Brantley, 1995; Langan et al., 1996). У том контексту процена интензитет разлагања матичног супстрата је битан предуслов у процени осетљивости екосистема према процесу ацидификације земљишта.

Текстурни састав, класе киселости матичног супстрата и интензитет разлагања матичног супстрата за проучаване типове земљишта приказани су у табели 12., а односе се на слој земљишта дубине 20 см.

Најзаступљенија су земљишта са **класом 3** ($BC_w \sim 0.02 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) разлагања матичног супстрата са 68% проучаваних профила, затим земљишта са **класом 4** ($BC_w \sim 0.07 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) 18%, а најмањи број профила је са **класом 1** ($BC_w \sim 0.004 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) 7% и **класом 6** ($BC_w \sim 0.04 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) 7% профила.

Највећи број анализираних типова земљишта налази се на киселом матичном супстрату (класа 1) 81 %, док се на карбонатним супстратима (класа

4) налази 17.5% профила, а на супстартима средње киселости (класа 2) 1.5% профила.

Географска распрострањеност класа киселости матичног супстрата и интензитет разлагања базних катјона у оквиру проучаваног подручја, за земљишта шумских и екосистема ливада и пашњака приказана је у оквиру прилога 7.

Најзаступљенија класа разлагања матичног супстрата је **класа 3** ($0.019 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) са 54% површина, у оквиру које се налазе типови земљишта дистрични камбисол, еутрични камбисол, ранкери и дистрични сирозем (*Dystric Cambisols, Eutric Cambisols, Rankers* и *Dystric Regosols*).

Максималан интензитет ослобађања базних катјона, **класа 10** ($0.071 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$), заступљена је на 19.5% површина, **класа 4** ($0.026 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) заступљена је на 18.3% површина. **Класа 1** са минималним интензитетом разлагања базних катјона из матичног супстрата ($0.004 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) заступљена је на 8% површина (*Lithosols, Arenosols* и *Podzols*), док класе **2** ($0.011 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) и **6** ($0.041 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) заузимају свега 0.2% површина (прилог 7).

Табела 17. Интензитет разлагања матичног супстрата на проучаваним
ТИПОВИМА ЗЕМЉИШТА

Ред.бр.	БТ	Типови земљишта према FAO класификацији	FAO код	Текстурна класа	PM класа	BCw класа	BCw ($eq \cdot ha^{-1}$ /године)
1	23	Chromic Cambisol	Bc	4	4	10	711.35
2	24	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
3	26	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
4	27	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
5	28	Rendzic Leptosol	E	2	4	10	711.35
6	29	Eutric Cambisol	Be	1	1	1	37.45
7	30	Dystric Cambisol	Bd	1	1	1	37.45
8	31	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
9	32	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
10	33	Eutric Leptosol	E	2	4	10	711.35
11	34	Chromic Cambisol	Bc	4	4	10	711.35
12	35	Eutric Cambisol	Be	2	1	3	187.24
13	36	Calcaric Cambisol	Ba	4	1	6	411.94
14	37	Eutric Cambisol	Be	2	1	3	187.24
15	38	Eutric Vertisol	V	4	2	6	411.94
16	39	Calcaric Cambisol	Ba	4	1	6	411.94
17	42	Chromic Luvisol	Lc	3	4	10	711.35
18	43	Chromic Cambisol	Bc	4	4	10	711.35
19	64	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
20	69	Rendzic Leptosol	E	3	4	10	711.35
21	70	Eutric Leptosol	E	2	4	10	711.35
22	72	Dystric Cambisol	Bd	3	1	3	187.24
23	87	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
24	89	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
25	90	Dystric Leptosol	E	2	4	10	711.35

Ред.бр.	БТ	Типови земљишта према FAO класификацији	FAO код	Текстурна класа	PM класа	BCw класа	BCw (eq·ha ⁻¹ /године)
26	91	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
27	92	Eutric Cambisol	Be	2	1	3	187.24
28	93	Calcic Cambisol	Ba	4	1	6	411.94
29	94	Eutric Cambisol	Be	4	4	10	711.35
30	95	Eutric Cambisol	Be	2	1	3	187.24
31	97	Eutric Cambisol	Be	2	1	3	187.24
32	98	Eutric Cambisol	Be	2	1	3	187.24
33	99	Eutric Cambisol	Be	2	1	3	187.24
34	P13	Dystric Ranker	Ud	2	1	3	187.24
35	P14	Dystric Ranker	Ud	2	1	3	187.24
36	P15	Dystric Ranker	Ud	2	1	3	187.24
37	P16	Dystric Ranker	Ud	2	1	3	187.24
38	Š17	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
39	Š18	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
40	Š19	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
41	Š20	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
42	P1	Dystric Ranker	Ud	2	1	3	187.24
43	P2	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
44	P3	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
45	P4	Dystric Ranker	Ud	2	1	3	187.24
46	Š9	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
47	Š10	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
48	Š11	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
49	Š12	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
50	P22	Ranker	U	1	1	1	37.45
51	P23	Ranker	U	2	1	3	187.24

Ред.бр.	БТ	Типови земљишта према FAO класификацији	FAO код	Текстурна класа	PM класа	BCw класа	BCw ($eq \cdot ha^{-1}$ /године)
52	P24	Ranker	U	2	1	3	187.24
53	P25	Ranker	U	2	1	3	187.24
54	Š26	Eutric Cambisol	Be	2	1	3	187.24
55	Š27	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24
56	Š28	Eutric Cambisol	Be	2	1	3	187.24
57	Š29	Dystric Cambisol	Bd	2	1	3	187.24

PM класа-класа киселости матичног супстрата; BCw-класа разлагања матичног супстрата

Табела 18. Интензитет разлагања матичног супстрата за типове земљишта шумских и травних екосистема источне Србије

Типови земљишта	Ознака	Текстурна	PM	BCw	BCw ($eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$)
FAO	FAO	класа	класа	класа	
Arenosols	Q	1	1	1	0.004
Cambisols (Calcic)	Bk	2	4	10	0.071
Cambisols (Dystric)	Bd	2	1	3	0.019
Cambisols (Eutric)	Be	2	1	3	0.019
Cambisols (Vertic)	Bv	2	2	4	0.026
Chernozems	C	1	2	2	0.011
Chernozems (Calcic)	Ck	1	4	10	0.071
Chernozems (Haplic)	Ch	2	2	4	0.026
Chernozems (Luvic)	Cl	2	2	4	0.026
Fluvisols	J	2	2	4	0.026
Fluvisols (Calcaric)	Jc	2	4	10	0.071

Типови земљишта	Ознака	Текстурна	PM	BCw	BCw ($eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$)
FAO	FAO	класа	класа	класа	
Fluvisols (Eutric)	Je	2	2	4	0.026
Fluvisols (Technic)	Jt*	2	2	4	0.026
Gleysols	G	4	2	6	0.041
Gleysols (Mollic)	Gm	4	2	6	0.041
Lithosols	I	1	1	1	0.004
Luvisols	L	2	2	4	0.026
Luvisols (Gleyic)	Lg	2	2	4	0.026
Luvisols (Vertic)	Lv	2	4	10	0.071
Luvisols (Albic)	La	2	2	4	0.026
Phaeozems (Gleyic)	Hg	4	2	6	0.041
Planosols	W	2	2	4	0.026
Podzols	P	1	1	1	0.004
Rankers	U	2	1	3	0.019
Regosols	R	2	2	4	0.026
Regosols (Calcaric)	Rc	2	4	10	0.071
Regosols (Dystric)	Rd	2	1	3	0.019
Regosols (Eutric)	Re	2	2	4	0.026
Rendzinas	E	2	4	10	0.071
Vertisols	V	2	2	4	0.026
Vertisols (Calcaric)	Vcc	2	4	10	0.071

PM класа-класа киселости матичног супстрата; BCw-класа разлагања матичног супстрата

5.1.3. Усвајање азота ($N_{урт}$) и базних катјона ($BC_{урт}$)

Интензитет (флуксеви) усвајања базних катјона и азота из земљишта, важан су фактор статуса хемизма земљишта (Duan et al., 2004).

Дугорочно гледано, баланс ових материја за шумске и екосистеме ливада и пашњака без третмана (без газдовања, у нашој земљи се односи на резервате природе, прашуме, односно екосистеме у првом степену заштите), једнак је нули. У шумским и екосистемима ливада и пашњака са третманом, трајни губитак базних катјона и азота из земљишта одвија се кроз сечу шума, и уклањање надземног дела вегетације.

У току свог раста биљке усвајају хранљиве/минералне материје из земљишта, што за резултат има повећање биомасе и смањење минералних материја у земљишту, односно промену хемизма земљишта. Усвајање и губитак базних катјона и азота кроз биомасу условљен је биљном врстом и садржајем наведених материја у земљишту.

Усвајање базних катјона може бити лимитирано ниским интензитетом ослобађања базних катјона (BC_{we}) као и малим/ниским депозицијама (BC_{dep}). Такође, усвајање базних катјона (Ca, Mg и K), може бити отежано и због ниских концентрација у земљишном раствору, када ови елементи, иако присутни у земљишном раствору, постају биолошки недоступни (UBA, ICPMM, 2004).

Географска распрострањеност и интензитет усвајања базних катјона и азота се разликују и условљене су, пре свега, расположивошћу ових материја у земљишту. Повећан интензитет усвајања базних катјона у односу на усвајање азота, доводе до смањења капацитета неутрализације киселости земљишта. Утицај вегетације у том случају на процес закисељавања земљишта може бити знатно већи ($>0.05 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$), него утицај киселих депозиција и базних катјона насталих разлагањем матичног супстрата (Duan et al., 2004).

Због високог интензитета усвајања азота и процеса денитрификације, De Vries и сарадници наводе (De Vries et al., 1994), да се листопадне шуме

карактеришу већим критичним оптерећењима азота и да су у том смислу толерантније према депозицијама, а самим тим и према процесу ацидификације и нитрификације.

На основу истраживања спроведених за подручје Кине (Duan et al., 2004), приказан је утицај вегетације на закисељавање земљишта услед различитих интензитета усвајања базних катјона и азота. У случају листопадних шума умереног појаса, у процесу закисељавања вегетација утиче са $0.087 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, у случају четинарских шума са $0.041 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, за мешовите шуме умереног појаса $0.034 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, жбунасте формације $0.028 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, а за ливаде умереног појаса ове интензитета износе од $0.025 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$.

У буковим шумама (*Fagus sylvatica L.*), на рендзинама и подзолима на подручју Француске (Thiomnier et al., 2000), праћене су у двадестогодишњем периоду (1971–1991.), промене садржаја базних катјона и рН вредности земљишта (слој од 80 cm). Губитак базних катјона у земљишту букових шума износио је $0.121 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ ($23.8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$), и то за Ca–0.094, Mg–0.022 и за K–0.006 $\text{eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. Поред утицаја атмосферског талога, усвајање базних катјона од стране вегетације се сматра једним од главних узрочника ових промена у земљишту (Thiomnier et al., 2000). Према ранијим истраживањима (Ulrich, B., 1973; Vonpeau, M. 1981), усвајање базних катјона на годишњем нивоу се креће од $0.035\text{--}0.072 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, и то за Ca од $0.021\text{--}0.045 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, за Mg $0.006\text{--}0.012 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, и за K $0.008\text{--}0.015 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$.

Такође, на основу истраживања спроведених у Француској, аутори наводе (Monoculon et al., 2004), да шуме са доминатном врстом *Quercus humilis Miller* развијене на дистричним камбисолима и гранитној подлози, учествујују у процесу ацидификације са $0.017 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, односно флуксиви усвајања базних катјона су већи од флуксива усвајања азота. Међутим, како наводе аутори, за букове шуме (*Fagus sylvatica L.*), на андосолима и подзолима,

флускеви усвајања азота су интензивнији у односу на флуксеве усвајања базних катјона за 0.003–0.006 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$.

У оквиру проучаваних земљишта, највећи интензитет усвајања базних катјона и азота процењен је за шуме браничевског округа и креће се од 0.057–0.070 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$ за азот и 0.040–0.061 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$ за базне катјоне. Најмања усвајања процењена су за шуме пиротског округа и износе за азот 0.025–0.046 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$ и базне катјоне 0.022–0.040 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$ (табела 19). Највећи утицај вегетације на процес закисељавања земљишта, услед дисбаланса усвајања базних катјона и азота, процењен је за локалитете пашњака (0.005–0.008 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$) и шуме букве (0.005–0.007 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$), табеле 19 и 20.

На основу геопросторних анализа и процена усвајања азота и базних катјона, добијени су резултати, да су највећа усвајања азота у мешовитим и четинарским шумама поморавског округа 0.075–0.079 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$, а базних катјона 0.078–0.081 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$ (табела 21, прилог 8 и 9). Овако високе процене усвајања, објашњавају се високим годишњим прирастом шума овог округа. Међутим, заступљеност мешовитих и четинарских шума на подручју источне Србије износи свега 1.31 % укупне површине изучаваног подручја. Најмања усвајања азота добијена су за четинарске шуме борског округа 0.029 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$, а за базне катјоне 0.030 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$ (табела 21).

Лишћарске шуме су најзаступљеније на подручју источне Србије и учествују са 40.43% од укупне површине. Усвајања азота за лишћарске шуме највећа су у поморавском округу 0.059 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$, а за базне катјоне 0.060 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$, док су најмања усвајања за нишавски и пиротски округ 0.032 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$, за азот, а 0.033 $eq \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$ за базне катјоне (табела 21, прилог 9).

Табела 19. Процена усвајања азота и базних катјона на изучаваним профилима

БТ	No	N _{упт}	Ca _{упт}	Mg _{упт}	K _{упт}	B _{упт}	B _{упт} - N _{упт}
<i>eq·m⁻²·god⁻¹</i>							
23	1	0.067	0.042	0.007	0.010	0.059	-0.009
24	2	0.046	0.029	0.005	0.007	0.040	-0.006
26	3	0.061	0.038	0.006	0.009	0.053	-0.008
27	4	0.057	0.035	0.006	0.008	0.049	-0.007
28	5	0.053	0.040	0.008	0.011	0.060	0.006
29	6	0.050	0.031	0.005	0.007	0.043	-0.006
30	7	0.062	0.038	0.006	0.009	0.054	-0.008
31	8	0.070	0.043	0.007	0.010	0.061	-0.009
32	9	0.070	0.043	0.007	0.010	0.061	-0.009
33	10	0.051	0.032	0.005	0.008	0.044	-0.007
34	11	0.057	0.035	0.006	0.009	0.050	-0.007
35	12	0.050	0.031	0.005	0.007	0.043	-0.006
36	13	0.052	0.032	0.005	0.008	0.045	-0.007
37	14	0.055	0.034	0.006	0.008	0.048	-0.007
38	15	0.055	0.034	0.006	0.008	0.048	-0.007
39	16	0.050	0.031	0.005	0.008	0.044	-0.007
42	17	0.068	0.042	0.007	0.010	0.059	-0.009
43	18	0.054	0.041	0.009	0.011	0.061	0.007
64	19	0.036	0.022	0.004	0.005	0.031	-0.005
69	20	0.042	0.032	0.007	0.009	0.048	0.005
70	21	0.049	0.030	0.005	0.007	0.042	-0.006
72	22	0.042	0.032	0.007	0.009	0.048	0.005
87	23	0.051	0.039	0.008	0.010	0.058	0.006
89	24	0.050	0.031	0.005	0.008	0.044	-0.007
90	25	0.046	0.035	0.007	0.009	0.052	0.006
91	26	0.046	0.035	0.007	0.009	0.052	0.006
92	27	0.026	0.016	0.003	0.004	0.023	-0.003
93	28	0.025	0.015	0.003	0.004	0.022	-0.003
94	29	0.033	0.020	0.003	0.005	0.028	-0.004
95	30	0.046	0.028	0.005	0.007	0.040	-0.006
97	31	0.037	0.023	0.004	0.005	0.032	-0.005
98	32	0.036	0.022	0.004	0.005	0.031	-0.005
99	33	0.046	0.035	0.007	0.009	0.052	0.006
P13	34	0.114	0.036	0.022	0.040	0.098	-0.016
P14	35	0.114	0.036	0.022	0.040	0.098	-0.016
P15	36	0.114	0.036	0.022	0.040	0.098	-0.016
P16	37	0.114	0.036	0.022	0.040	0.098	-0.016
Š17	38	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005
Š18	39	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005
Š19	40	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005
Š20	41	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005
P1	42	0.067	0.032	0.020	0.036	0.088	0.021
P2	43	0.067	0.032	0.020	0.036	0.088	0.021
P3	44	0.067	0.032	0.020	0.036	0.088	0.021
P4	45	0.067	0.032	0.020	0.036	0.088	0.021
Š9	46	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005

BT	No	N _{upt}	Ca _{upt}	Mg _{upt}	K _{upt}	BC _{upt}	BC _{upt} - N _{upt}
<i>eq·m⁻²·god⁻¹</i>							
Š10	47	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005
Š11	48	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005
Š12	49	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005
P22	50	0.067	0.032	0.020	0.036	0.088	0.021
P23	51	0.067	0.032	0.020	0.036	0.088	0.021
P24	52	0.067	0.032	0.020	0.036	0.088	0.021
P25	53	0.067	0.032	0.020	0.036	0.088	0.021
Š26	54	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005
Š27	55	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005
Š28	56	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005
Š29	57	0.038	0.023	0.004	0.006	0.033	-0.005

Табела 20. Процена усвајања азота и базних катјона за високопланинске пашњаке
источне Србије

Висинска зона	принос	N	Ca	Mg	K	N	Ca	Mg	K	BC _{upt}	BC _{upt} - N _{upt}
mnv	t·ha ⁻¹	g·kg ⁻¹				eq·m ⁻²				eq·m ⁻²	
1000–1200	1.0	13.66	9.75	3.7	21.3	0.101	0.049	0.030	0.055	0.134	0.013
1200–1400	0.66	13.66	9.75	3.7	21.3	0.067	0.032	0.020	0.036	0.088	0.021
>1400	0.73	20.984	9.75	3.7	21.3	0.114	0.036	0.022	0.040	0.098	-0.016

Табела 21. Процена усвајања N и BC за шумске екосистеме источне Србије

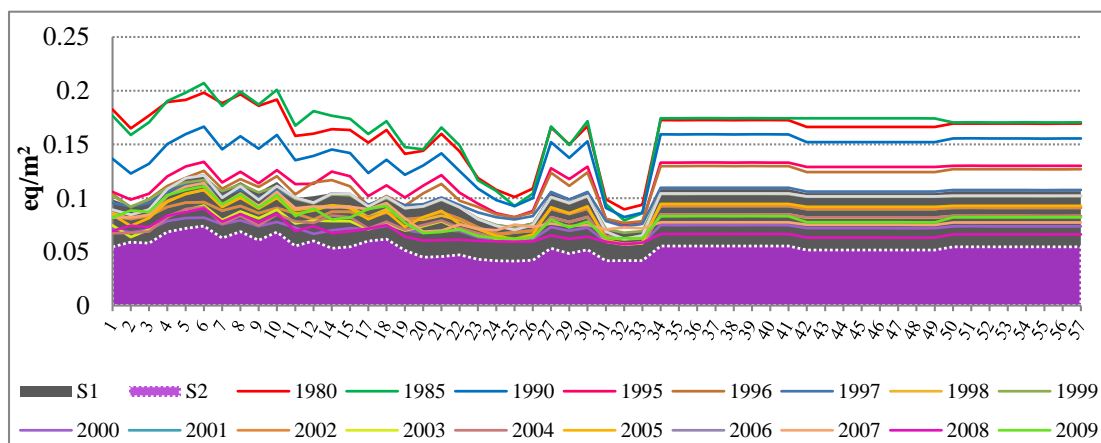
Тип вегетације	Округ	$N_{\text{упт}}$	$Ca_{\text{упт}}$	$Mg_{\text{упт}}$	$K_{\text{упт}}$	$BC_{\text{упт}}$	$BC_{\text{упт}}-N_{\text{упт}}$
Четиначке шуме [eq·m ⁻² ·god ⁻¹]	Браничевски	0.043	0.028	0.008	0.009	0.045	0.002
	Борски	0.029	0.019	0.005	0.006	0.030	0.001
	Зајечарски	0.043	0.028	0.008	0.009	0.044	0.002
	Нишавски	0.041	0.027	0.008	0.009	0.043	0.002
	Пиротски	0.061	0.040	0.011	0.012	0.063	0.003
	Јабланички	0.041	0.027	0.008	0.008	0.043	0.002
	Пчињски	0.040	0.026	0.007	0.008	0.042	0.002
	Поморавски	0.075	0.049	0.014	0.015	0.078	0.003
Мешовите шуме [eq·m ⁻² ·god ⁻¹]	Браничевски	0.052	0.036	0.008	0.010	0.054	0.002
	Борски	0.038	0.026	0.006	0.007	0.039	0.001
	Зајечарски	0.049	0.034	0.007	0.009	0.050	0.002
	Нишавски	0.043	0.030	0.006	0.008	0.045	0.001
	Пиротски	0.059	0.041	0.009	0.011	0.061	0.002
	Јабланички	0.046	0.032	0.007	0.009	0.047	0.001
	Пчињски	0.047	0.033	0.007	0.009	0.049	0.002
	Поморавски	0.079	0.055	0.012	0.015	0.081	0.003
Липњарске шуме [eq·m ⁻² ·god ⁻¹]	Браничевски	0.053	0.039	0.006	0.009	0.054	0.001
	Борски	0.044	0.032	0.005	0.008	0.045	0.001
	Зајечарски	0.045	0.033	0.005	0.008	0.046	0.001
	Нишавски	0.032	0.023	0.004	0.006	0.033	0.001
	Пиротски	0.032	0.023	0.004	0.006	0.033	0.001
	Јабланички	0.040	0.029	0.005	0.007	0.041	0.001
	Пчињски	0.045	0.033	0.005	0.008	0.046	0.001
	Поморавски	0.059	0.043	0.007	0.010	0.060	0.001

5.2. Критична оптерећења сумпора и азота као индикатор осетљивости земљишта на ацидификацију

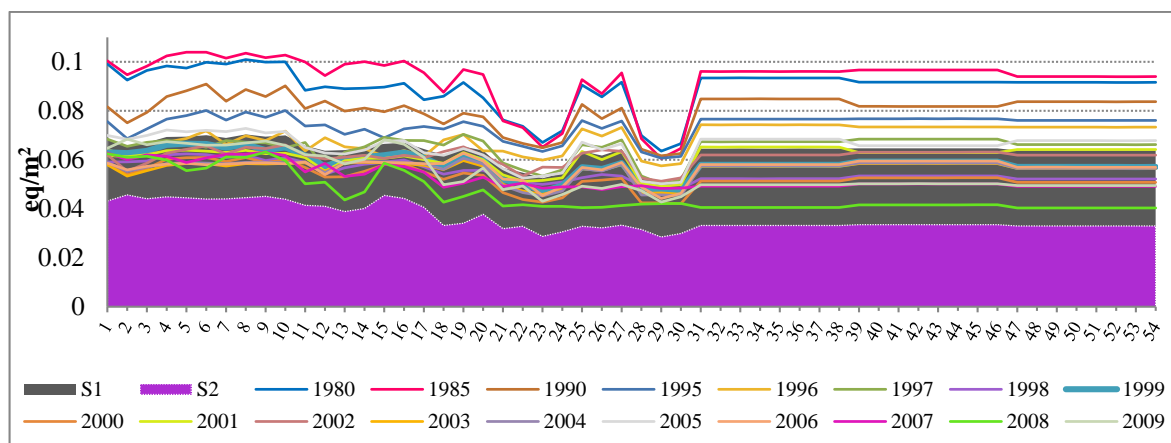
Критична оптерећења представљају меру степена осетљивости шумских екосистема према киселим полутантима, односно меру осетљивости шумских земљишта на процес ацидификације, изазваног киселим полутантима.

Процена осетљивости шумских и екосистема ливада и пашњака на киселе депозиције, односно дефинисање критичних оптерећења и прекорачења киселих аерополутанта, вршено је у односу на два хемијска критеријума „А“ и „Б“ (поглавље 4.2.2).

Процена степена утицаја киселих депозиција на процес закисељавања и промену структуре вегетације вршена је на основу два сценарија депозиција, сценарио С1 и сценарио С2 (потпоглавље 4.2.2.). Однос депозиција предвиђених сценаријима С1 и С2 и досадашњих депозиција на проучаваним локалитетима, приказан је на сликама 13 и 14, као и у оквиру прилога 2.



Слика 13. Однос досадашњих и сценаријима (С1 и С2) предвиђених депозиција сумпора на изучаваним локалитетима



Слика 14. Однос досадашњих и сценаријима (C1 и C2) предвиђених депозиција укупног азота на изучаваним локалитетима

5.2.1. Критична оптерећења и прекорачења сумпора и азота - Критеријум А -

5.2.1.1. Критична оптерећења сумпора (CLmaxS)

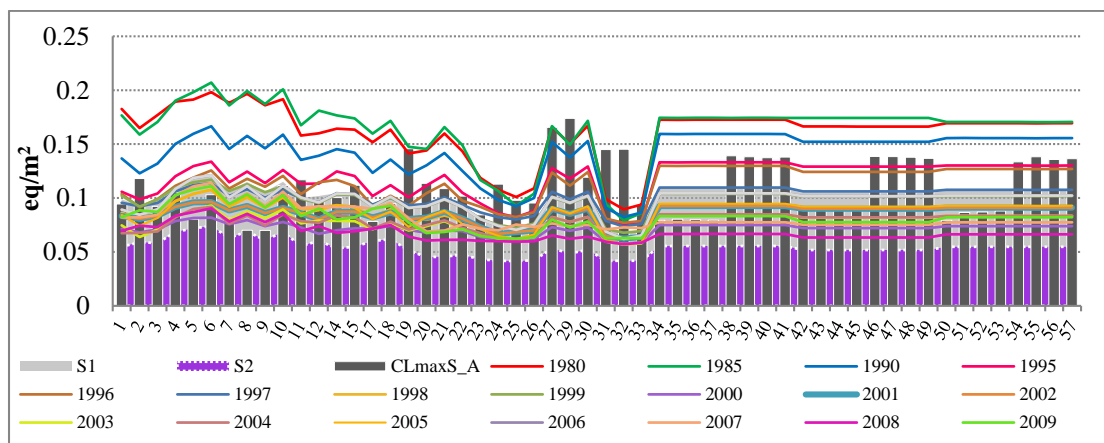
Критична оптерећења сумпора, за усвојени хемијски критеријум “А” (AL/BC=1), имају вредности од 699.54 до 1738.6 eq·ha⁻¹ (11.2–27.8 kg·ha⁻¹) II класи (веома осетљива, од 500–1000 eq·ha⁻¹) и III класи (умерено осетљива, 1000–2000 eq·ha⁻¹) осетљивости земљишта према ацидификацији (Kajsterna et al., 2001).

Најниже вредности критичних оптерећења добијене су за земљишта која се налазе у Браничевском округу, а припадају типу дистрично смеђе земљиште (профил 7, 8, 9), рендзина (профил 5) и један профил у поморавском округу који припада типу илимеризовано земљиште на кречњаку (профил 17), као и на подручју Старе планине, на локалитетима пашњака Маркова ливада, за земљишта типа дистрично хумусно-силикатно земљиште (профили 34, 35, 36, 37) и на локалитету пашњака Прелесје хумусно-силикатно еутрично земљиште (профил 50), слика 15.

Ове вредности се крећу од 699.54–813.01 $eq\cdot ha^{-1}$ и припадају II класи (веома осетљива) оптерећења за ацидификацију земљишта. Овако ниске вредности оптерећења, односно низак праг толеранције према депозицијама сумпора, објашњавају се дисбалансом базних катјона у земљишту кроз процесе разлагања матичног супстрата, усвајања базних катјона од стране вегетације и депозиција базних катјона и хлора на овим земљиштима.

Земљишта која показују виши праг толеранције према киселим депозицијама и процесу ацидификације, припадају типу еутрично смеђе земљиште, а налазе се у пчињском (профили 31, 32,) и пиротском округу (профили 27 и 29) и типу дистрично смеђе земљиште (профил 19) у нишавском округу (слика 15).

Критична оптерећења на овим тачкама износе 1450.2–1738.6 $eq\cdot ha^{-1}$ и налазе се у III класи (умерено осетљива) оптерећења за ацидификацију. Већа критична оптерећења за сумпор могу се објаснити бољим односом ослобађања базних катјона из матичног супстрата, усвајања од стране вегетације и депозиција базних катјона.



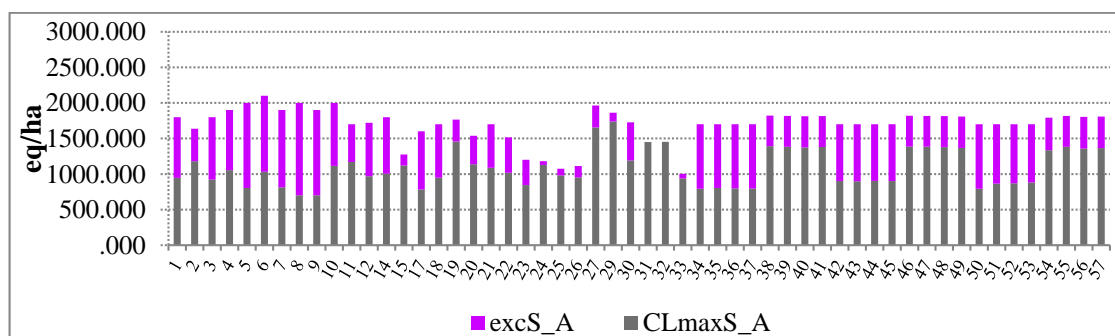
Слика 15. Однос критичних оптерећења за сумпор, досадашњих и сценаријима предвиђеним депозиција на проучаваним земљиштима источне Србије

5.2.1.2. Прекорачења депозиција сумпора (excS)

Највећа прекорачења депозиција сумпора за посматрани период су била у периоду 1980–1985., на локалитетима који се налазе у браничевском и борском округу (профили 5, 6, 7, 8, 9 и 10) и на подручју Старе планине на локалитетима пашњака Прелесје (профил 50) и Маркова ливада (профили 34, 37, 36 и 35). Вредности прекорачења се крећу од 895.7–1298.8 $eq\cdot ha^{-1}$ (14.3–20.8 $kg\cdot ha^{-1}$). Наведена земљишта, се налазе у зонама највећих кумулативних вредности депозиција сумпора (шире подручје Бора, Мајданпека и Старе планине). Иако су за период 1980–2009., остварена значајна смањења депозиција сумпора, њихове вредности се налазе изнад границе критичних оптерећења.

За земљишта у браничевском округу, која припадају типу рендзине и еутричном смеђем земљишту за сваку годину у посматраном периоду од 1980 до 2009. године, заступљена су прекорачења депозиција сумпора, док су за остале наведене локалитете једине године без прекорачења 2000., 2004. и 2008., слика 16.

Земљишта, за која у посматраном периоду 1980–2009., није било прекорачења сумпора, се налазе у Пчињском округу (еутрично смеђе земљиште), (слика 16). Ова земљишта се налазе у зони ниских кумулативних вредности депозиција сумпора, а уједно се карактеришу и вишим вредностима критичних оптерећења (слика 15).



Слика 16. Однос критичних оптерећења и максималних прекорачења сумпора за ацидификацију

5.2.1.3. Критична оптерећења азота за ацидификацију (CL_{max}N)

Критична оптерећења азота за критеријум “А” (AL/BC=1), се крећу од 1424.90–2242.50 $eq\cdot ha^{-1}$, односно 19.9–31.4 $kg\cdot ha^{-1}$. Ове вредности се налазе се у III класи (умерено осетљива, од 1000–2000 $eq\cdot ha^{-1}$) и IV (слабо осетљива, 2000–4000 $eq\cdot ha^{-1}$) класи оптерећења према ацидификацији (Kausterna et al., 2001).

Најниже вредности критичних оптерећења азота за ацидификацију, карактеришу земљишта на локалитетима браничевског (рендзине и еутрична смеђа земљишта), пчињског (дистрично хумусно силикатно земљиште, дистрично смеђе земљиште и еутрично смеђе земљиште), нишавског (дистрично смеђе земљиште) и јабланичког округа (дистрично смеђе земљиште), (слика 17). Ове вредности се крећу од 1424.9–1517.7 $eq\cdot ha^{-1}$ (19.9–21.2 $kg\cdot ha^{-1}$) и припадају III класи оптерећења (умерено осетљива) за ацидификацију.

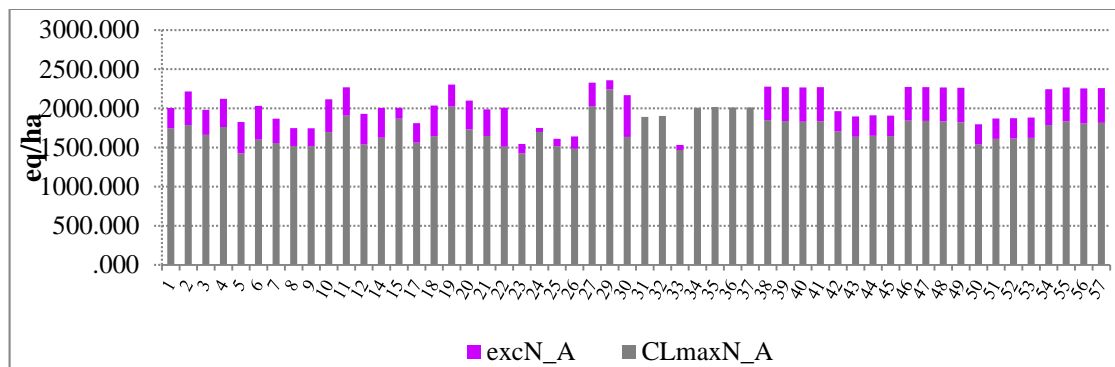
Насупрот њима, земљишта која показују виши праг толеранције према депозицијама, налазе се на локалитетима нишавског и пиротског округа (дистрично смеђе земљиште) и на подручју Старе планине, на локалитету пашњака Маркова ливада (дистрично хумусно силикатно земљиште). Вредности критичних оптерећења за земљишта на овим локалитетима, износе 2006.0–2242.5 $eq\cdot ha^{-1}$ (28.1–31.4 $kg\cdot ha^{-1}$), а припадају IV класи оптерећења (слабо осетљива), (слика 17).

5.2.1.4. Прекорачења депозиција азота (exN)

Највећа прекорачења депозиција азота односе се на период 1980–1985. године, за земљишта која се налазе у зонама највећих вредности депозиција оксидованог облика азота (еутрично и дистрично смеђе земљиште и еутрично хумусно-силикатно земљиште) и земљишта пашњака Јавор и Прелесје на Старој планини (дистрично и еутрично смеђе земљиште и дистрично хумусно-силикатно земљиште). Вредности прекорачења се крећу од 427.9–533.22 $eq\cdot ha^{-1}$

(6.0–7.5 $kg \cdot ha^{-1}$) (слика 17).

Земљишта, на којима у посматраном периоду 1980–2009., није било прекорачења азота за ацидификацију, припадају пчињском округу (еутрично смеђе земљиште) као и земљишта пашњака Маркова ливада (дистрично хумусно-силикатно земљиште), (слика 17).



Слика 17. Однос критичних оптерећења и максималних прекорачења азота за ацидификацију

5.2.2. Критична оптерећења и прекорачења сумпора и азота

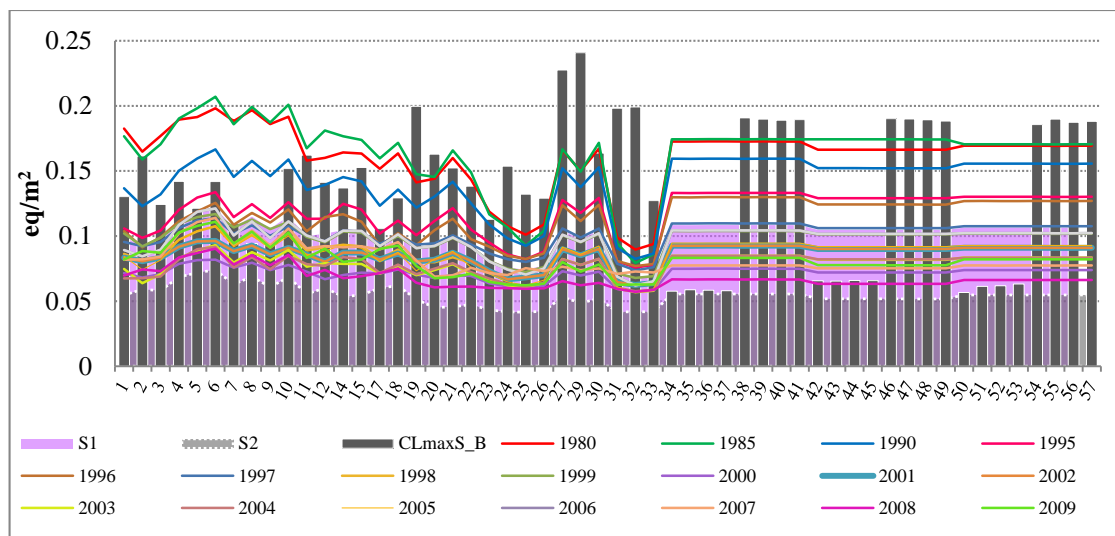
- Критеријум Б –

5.2.2.1. Критична оптерећења сумпора (CLmaxS)

Критична оптерећења сумпора за усвојен хемијски критеријум “Б”, имају вредности од 566.44 до 2408.0 $eq \cdot ha^{-1}$ (9.1–38.5 $kg \cdot ha^{-1}$). Ове вредности налазе се у II (веома осетљива, од 500–1000 $eq \cdot ha^{-1}$), III (умерено осетљива, 1000–2000 $eq \cdot ha^{-1}$) и IV класа (слабо осетљива 2000–4000 $eq \cdot ha^{-1}$) осетљивости према ацидификацији земљишта (Kauksterna et al., 2001).

Најмања критична оптерећења добијена су за земљишта на локалитетима пашњака Маркова ливада, Јавор и Прелесје (дистрично смеђе земљиште и дистрично хумусно-силикатно земљиште), (слика 18, прилог 17). Вредности критичних оптерећења за наведена земљишта, се креће од 566.4–658.6 $eq \cdot ha^{-1}$ (9.1–10.5 $kg \cdot ha^{-1}$) и налазе се у II класи оптерећења за

ацидификацију.

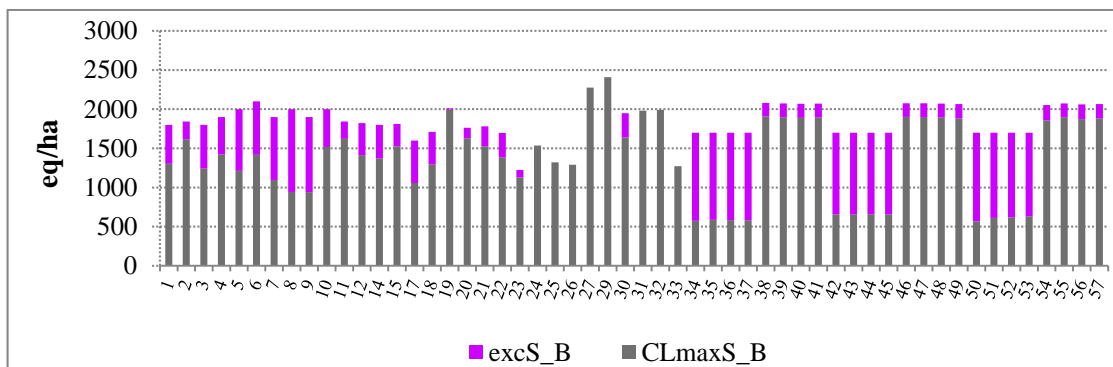


Слика 18. Однос критичних оптерећења за сумпор, досадашњих и сценаријима предвиђеним депозиција на проучаваним профилима земљишта источне Србије

Земљишта, која показују већу толерантност према депозицијама сумпора и процесу ацидификације, припадају типу еутрично и дистрично смеђе земљиште и налазе се на локалитетима пиротског и нишавског округа. Критична оптерећења ових земљишта износе $1996.7\text{--}2408.0\text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($31.9\text{--}38.5\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) и налазе се у III и IV класи осетљивости земљишта (умерено и слабо осетљива) на ацидификацију.

5.2.2.2. Прекорачења депозиција сумпора (exsS)

Највећа прекорачења сумпора у односу на критеријум “Б” су у периоду 1980–1985., за земљишта на локалитету браничевског округа (еутрично смеђе земљиште) и локалитетима пашњака Маркова ливада, Јавор и Прелесје, а крећу се од $1041.4\text{--}1133.6\text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($16.7\text{--}18.1\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) и налазе се у II категорији оптерећења ($1000\text{--}2000\text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$).



Slika 19. Критична оптерећења (CLmaxS_B) и прекорачења (excS_B) депозиција сумпора за усвојени критеријум Б

За земљишта на локалитетима пашњака Маркова ливада и Прелесје и наведени профил 8, у оквиру посматраног периода 1980–2009., за све године прекорачења постоје, док су за локалитет пашњака Јавор године без прекорачења 2000., 2004. и 2008., (слика 18).

Земљишта, на којима у посматраном периоду 1980–2009., није било прекорачења сумпора, се налазе на крајњем југу и југоистоку проучаваног подручја, еутрично и дистрично хумусно-силикатно земљиште и дистрично смеђе земљиште које припада нишавском округу (прилог 17.)

5.2.2.3. Критична оптерећења азота (CLmaxN)

Критична оптерећења азота за критеријум “Б” се крећу од 1310.6–2951.9 $eq\cdot ha^{-1}$, односно 18.3–41.3 $kg\cdot ha^{-1}$. Ове вредности се налазе се у III (од 1000–2000 $eq\cdot ha^{-1}$) и IV (2000–4000 $eq\cdot ha^{-1}$) класи оптерећења према ацидификацији земљишта (Kajsterna et al., 2001).

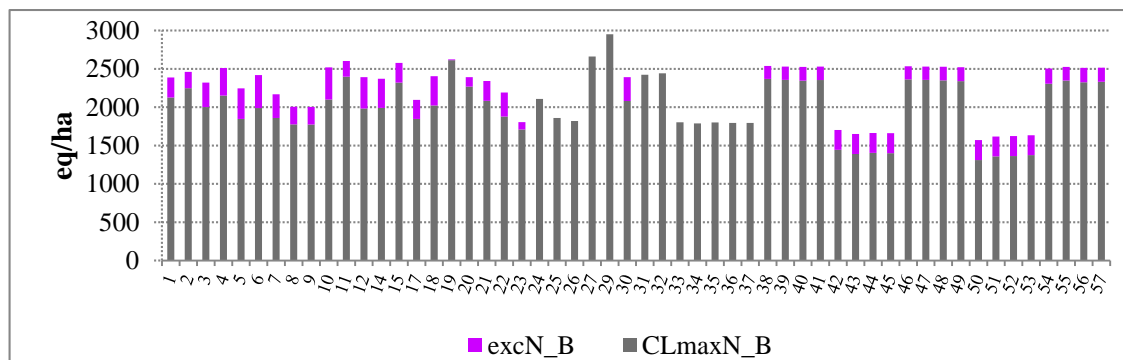
Најосетљивија земљишта за усвојени критеријум Б, налазе се на локалитетима пашњака Прелесје и Јавор, а вредности критичних оптерећења се крећу од 1310.6–1443.6 $eq\cdot ha^{-1}$ (18.3–20.2 $kg\cdot ha^{-1}$).

Најмање осетљива земљишта према депозицијама азота (највећи праг толеранције), се налазе на крајњем југу, и југоистоку проучаваног подручја

(еутрично и дистрично смеђе земљиште) и дистрично смеђе земљиште које припада нишавском округу. Вредности критичних оптерећења износе 2422.1–2951.9 $eq\cdot ha^{-1}$ (33.9–41.3 $kg\cdot ha^{-1}$).

5.2.2.4. Прекорачења депозиција азота (excN)

Највећа прекорачења депозиција азота утврђена су за период 1980–1985., у зонама високих кумулативних вредности депозиција азота (дистрично смеђе земљиште, еутрично хумусно-силикатно земљиште), а крећу се од 380–430 $eq\cdot ha^{-1}$ (5.3–6.0 $kg\cdot ha^{-1}$).



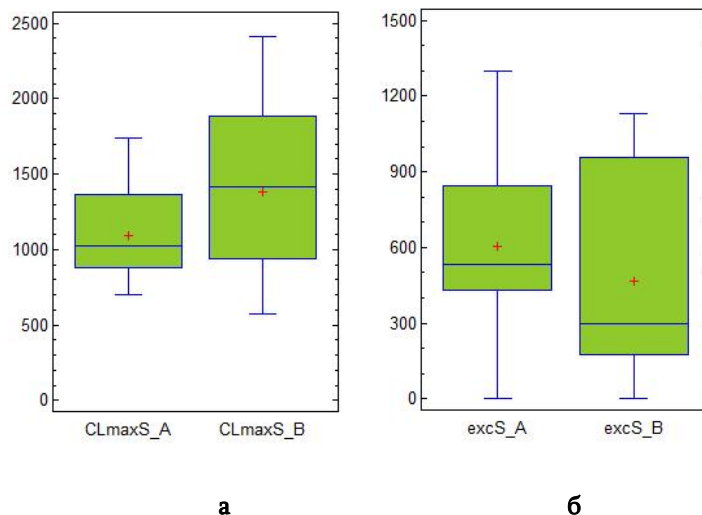
Слика 20. Критична оптерећења (CLmaxN_B) и прекорачења (excN_B) депозиција азота за усвојени критеријум Б

Земљишта за која у посматраном периоду 1980–2009., према усвојеном критеријуму „Б“, није било прекорачења се налазе на крајњем југу и југоситоку проучаваног подручја (еутрично и дистрично хумусно-силикатно земљиште и еутрично и дистрично смеђе земљиште), као и на локалитету пашњака Маркова ливада (дистрично хумусно – силикатно).

5.2.3. Критична оптерећења и прекорачења киселих депозиција у односу на изабране критеријуме „А“ и „Б“

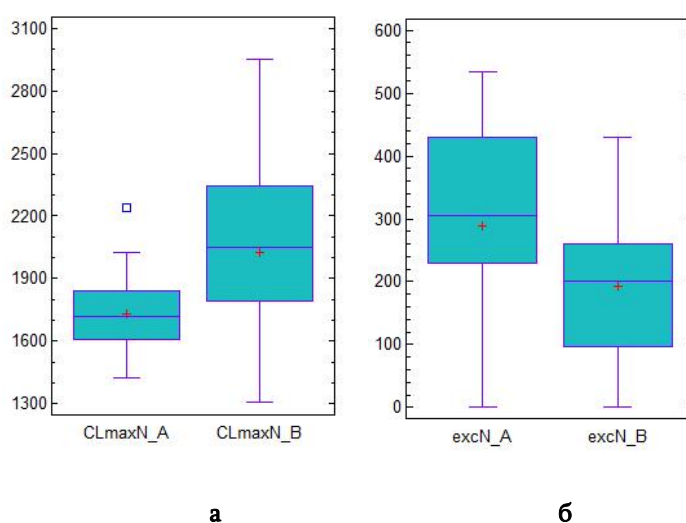
Критична оптерећења за сценарио С1 и сценарио С2, графички су приказана кутијастим дијаграмима (дијаграмима правоугаоника, engl. box et whisker plot). Ови дијаграми приказују вредности медијане (Me), првог (Q1) и трећег (Q3) квантила, интерквартилни опсег, екстремне вредности и симетрију без икаквих претпоставки које се базирају на анализи статистичке дистрибуције (непараметарски приказ). Овај графички приказ пружа визуелно позиционирање 50% вредности опсервација унутар “box”-а, као и анализу степена дисперзије (расипања) и асиметрије у подацима и препознавање грубих грешака у смислу неприпадајућих јединки скупа.

Критична оптерећења сумпора (CLS_{max}) за усвојене критеријуме се крећу за критеријум А од 699.54 до 1738.6 $eq\cdot ha^{-1}$ (11.2–27.8 $kg\cdot ha^{-1}$), а за критеријум Б од 566.44 до 2408.0 $eq\cdot ha^{-1}$ (9.1–38.5 $kg\cdot ha^{-1}$). Максимална прекорачење сумпора (excS) према оба критеријума измерена су у периоду 1980–1985., а за критеријум А се крећу од 0–1298.8 $eq\cdot ha^{-1}$ (0–20.8 $kg\cdot ha^{-1}$), а за критеријум Б 0–1129.4 $eq\cdot ha^{-1}$ (0–18.1 $kg\cdot ha^{-1}$), (слика 21а и 21б).



Слика 21. Критична оптерећења (CL_{maxS} , $eq\cdot ha^{-1}$) (а) и максимална прекорачења (excS; $eq\cdot ha^{-1}$) депозиција сумпора (б) према критеријумима А и Б за период 1980–2009.

Критична оптерећења азота (CLN_{max}) за критеријум А износе од 1424.9–2242.50 $eq \cdot ha^{-1}$ (19.9–31.4 $kg \cdot ha^{-1}$), а за критеријум Б 1310.6–2951.9 $eq \cdot ha^{-1}$ (18.3–41.3 $kg \cdot ha^{-1}$). Док прекорачења измерена у периоду 1980–1985 и износе за критеријум А 0–533.22 $eq \cdot ha^{-1}$ (0–7.5 $kg \cdot ha^{-1}$), а за критеријум Б 0–430 $eq \cdot ha^{-1}$ (0–6.0 $kg \cdot ha^{-1}$) (слика 22а и 22б).



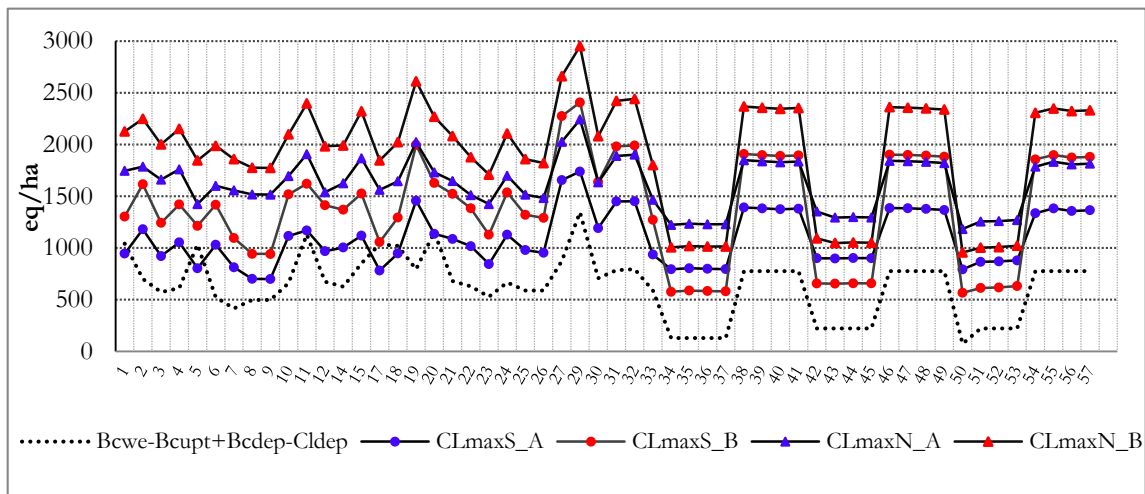
Слика 22. Критична оптерећења ($CLmaxN$; $eq \cdot ha^{-1}$) (а) и максимална прекорачења ($excN$; $eq \cdot ha^{-1}$) депозиција азота (б) према критеријумима А и Б за период 1980–2009

Према наведеном, независно од избора критеријума, као најосетљивији локалитети према депозицијама сумпора и азота издвајају се земљишта на локалитетима браничевског округа који се карактеришу високим вредностима депозиција у периоду 1980–2009. година (еутрично и дистрично смеђе земљиште и илимеризовано земљиште), као и земљишта на локалитету пашњака Маркова ливада (дистрично хумусно-силикатно), и земљиште на локалитету пашњака Прелесје (еутрично хумусно-силикатно). Низак праг толеранције према депозицијама, објашњава се неповољним односом базних катјона у земљишту у процесу разлагања матичног супстрата, усвајања базних катјона од стране вегетације и депозиција базних катјона и хлора, као што је већ наведено.

Битно је напоменути да се наведени локалитети налазе у зони највећих кумулативних вредности депозиција сумпора и азота тј. подручје Бора, Мајданпека и подручје Старе планине (слика 8а, поглавље 5.1.1.), што резултира максималним прекорачењим депозиција управо на овим локалитетима.

Земљишта са већим прагом толеранције се налазе у зонама ниских вредности киселих депозиција, а то су еутрична смеђа земљишта са редним бројевима профила: 27, 29, 31 и 32 и дистрично смеђе земљиште са редним бројем профила 19.

На основу приложеног, може се закључити да избор граничне вредности хемијског критеријума, није утицао на издвајање екстрема критичних оптерећења, односно екстрема осетљивости на киселе полутанте, као и да критеријум Б јасније подржава функцију критичног оптерећења, односно, линија тренда критичних оптерећења прати линију тренда разлагања (BC_{we}), усвајања (BC_{upt}) и депозиција базних катјона (BC_{dep}).



Слика 23. Однос Критичних оптерећења (критеријум “А” и “Б”) и баланса базних катјона у земљишту.

5.2.4. Геопросторна дистрибуција критичних оптерећења и прекорачења депозиција S и N

За дефинисање просторног распореда различитих класа осетљивости на киселе полутанте, а самим тим и осетљивост према ацидификацији земљишта, коришћена је алгебра растера (100x100m; Spatial analyst, ArcMap Version 10.1, ESRI 2012), на основу претходно дефинисане вишеструке линеарне регресије. Овај метод коришћен је уместо метода интерполације критичних оптерећења добијених за биоиндикацијске и допунске тачке са циљем прецизније процене оптерећења, као и издвајање фактора са највећим утицајем на степен осетљивости земљишта шумских екосистема према процесу ацидификације.

На основу дефинисаних геопросторних вредности критичних оптерећења (прилог 10) и геопросторне дистрибуције депозиција за период 1980–2009., алгебром растера израчуната су прекорачења сумпора (excS), појединачно за сваку годину (прилог 11).

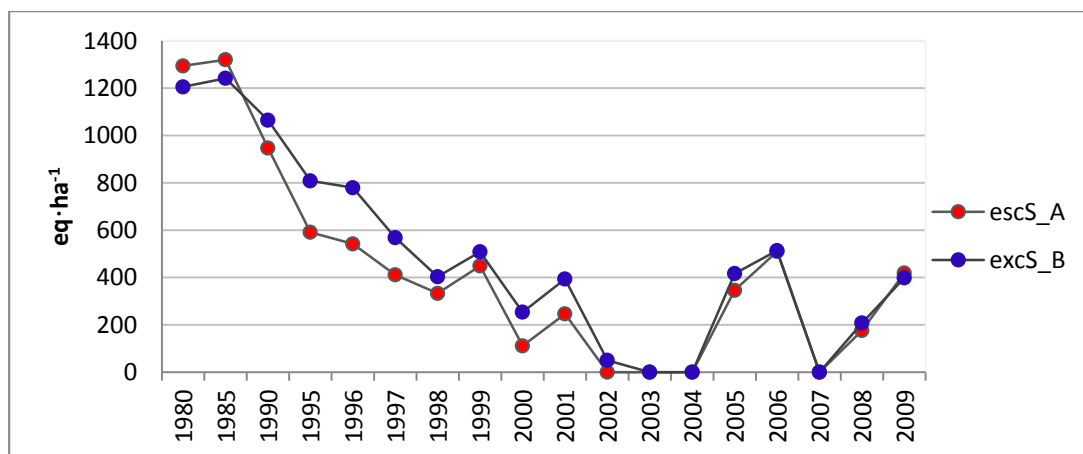
Добијене вредности критичних оптерећења крећу се од 670.65–2375.7 $eq\cdot ha^{-1}$ (10.73–38.01 $kg\cdot ha^{-1}$) за критеријум А и од 459.4 до 2845.3 $eq\cdot ha^{-1}$ (7.4–45.5 $kg\cdot ha^{-1}$) за критеријум Б. Самим тим шумски екосистеми и високопланински пашњаци источне Србије према категоризацији Kaylsternia, (Kaylsternia, 2001) припадају II, III и IV (критеријум А), односно I, II, III и IV класи осетљивости (критеријум Б) према ацидификацији земљишта.

Најраспрострањенија класа осетљивости је III класа (умерено осетљива) и заузима 75% (критеријум А), односно 86.4 % (критеријум Б) површина проучаваног подручја, класа II (веома осетљива) заступљена је са 24.5% (критеријум А), а 6.9 % за критеријум Б, класа IV (слабо осетљива) са 0.5% (критеријум А), односно 6.5 % (критеријум Б), класа I веома јако осетљивих земљишта према процесу ацидификације издваја се само у оквиру критеријума Б са 0.2 % изучаваних површина.

Категорији најосетљивијих земљишта на процес ацидификације припадају углавном плитка земљиштима (ранкери и камењари), као и дистрична смеђа земљишта, издвајају се површине у браничевском, поморавском округу, затим површине у борском округу као и плитка земљишта у околини Деспотовца.

Категорији изузетно осетљивих терестричних екосистема на процес ацидификације, према критеријуму Б, издвајају се земљишта високо планинских пашњака и ливада ($> 1000 \text{ mnv}$) на истоку и југоистоку Србије (прилог 10) на плитким земљиштима (ранкери, рендзине и камењари).

Максимална прекорачења сумпора се односе на зоне високо планинских пашњака на истоку и југоистоку Србије и износе око $1200 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($7.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) за 1980 и 1985 годину, од 1985. до 2003–2004 године имају тренд смањења, а затим од 2004 прекорачења расту на $400 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($2.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (слика 24).



Слика 24. Максимална прекорачења сумпора за период 1980–2009.

Критична оптерећења за азот такође су дефинисана вишеструком линеарном регресијом, а затим је коришћена је алгебра растера (100x100m). Независно променљиве једначине регресије, одабране су према методологији за процену критичних оптерећења (поглавље 4.2.1).

Критична оптерећења азота за ацидификацију, се крећу у рангу од 1216.3

до $2284.8 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($17\text{--}32 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) за критеријум А, односно од 953.65 до $2740.27 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($13.4\text{--}38.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) за критеријум Б.

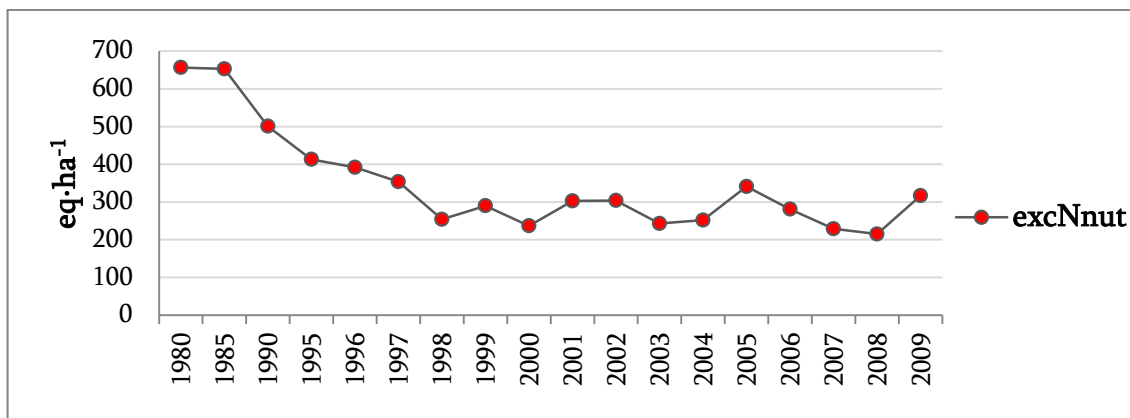
Према критеријуму А најзаступљенија је класа III (умерено осетљива) са оптерећењима од $1000\text{--}2000 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ и на мањем броју локалитета класа IV (слабо осетљива).

Према критеријуму Б најзаступљенија је класа IV (слабо осетљива) са оптерећењима од $2000\text{--}4000 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ са 73.6% површина, класа III (умерено осетљива) са оптерећењима од $1000\text{--}2000 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ са 26.0% површина и класа II (осетљива) са оптерећењима од $500\text{--}1000 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ са 0.4% површина.

Најниже вредности критичних оптерећења се односе на високо планинске пашњаке (пашњаке изнад $1200 \text{ m}\cdot\text{m}$) и износе $953.6\text{--}1500 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($13.3\text{--}21 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Прекорачења азота за ацидификацију земљишта се јављају у периоду $1980\text{--}1995$. износе максимално $430 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), док су прекорачења нутритивног азота (exNnut) карактеристична за целокупан посматрани период $1980\text{--}2009$. године.

Максимална прекорачења нутритивног азота се односе на зоне високо планинских пашњака за период $1980\text{--}1985$. године и износе око $650 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($9.1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Период $1985\text{--}2008$. карактерише тренд смањења прекорачења нутритивног азота, при чему су 2008 . године прекорачења су износила $214.9 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$, односно $3.0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Од 2009 . године се прекорачења расту ($316.8 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}$, односно $4.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (слика 25, прилог 14).



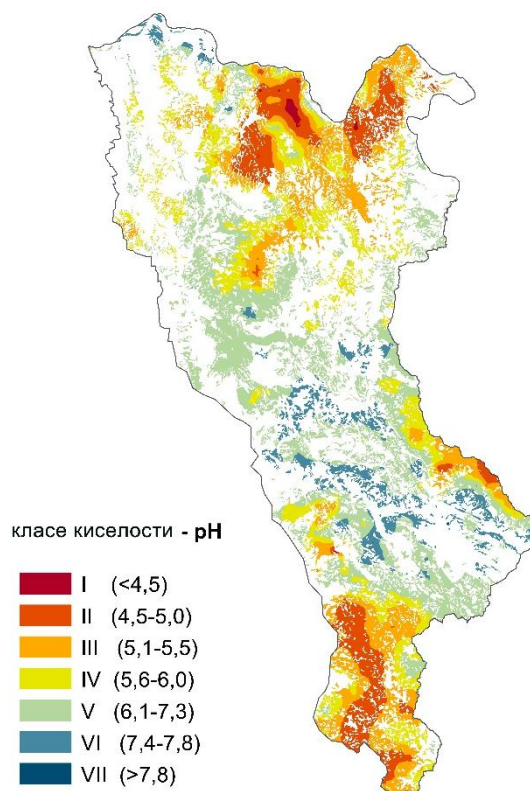
Слика 25. Максимална прекорачења нутритивног азота excN_nut за период 1980–2009

5.3. Статус ацидификације земљишта источне Србије

Процес ацидификације (закисељавања) земљишта подразумева смањење рН вредности (киселости) земљишног раствора током времена. Као један од главних фактора заскисељавања земљишта шумских и екосистема ливада и пашњака, наводе се кисели аерополутанти, док је за пољопривредна земљишта, такође, пресудан антропогени фактор који доминира у виду прекомерног коришћења физиолошки киселих ђубрива у која спадају и азотна (Sparks, 2003).

У оквиру изучаваних земљишта, највећи број (63%) анализираних профила земљишта припада класи екстремно и веома киселих земљишта. У I класи, екстремно киселих земљишта ($\text{pH} < 4.5$), налази се 23% анализираних земљишта, а према типу, то су дистрична смеђа земљишта (Dystric Cambisol). Класи веома киселих земљишта (II класа, pH 4.5–5.0), припада 40% анализираних профила земљишта, а према типу су претежно дистрична смеђа земљишта и дистрична хумусносиликатна земљишта (Dystric Cambisol, Eutric Cambisol, Dystric Ranker). Класи јако киселих земљишта (класа III, pH 5.1–5.5) припада 17.5% анализираних земљишта, тип земљишта еутрично смеђе и дистрично хумусносиликатно земљиште (Eutric Cambisol, Ranker). Класи средње киселих земљишта (класа IV, pH 5.6–6.0), са 10.5% анализираних профила земљишта, а према типу су смеђа земљишта на кречњаку и еутрично смеђе земљиште. Класи слабо киселих до неутралних земљишта (класа V), припада 9% анализираних земљишта, а према типу су карбонатна смеђа земљишта и рендзине (Calcaric Cambisol, Rendzic Leptsol).

Киселост земљишта и просторна заступљеност појединих класа киселости земљишта на проучаваном подручју приказана је на слици 26. и у табели 22.



Слика 26. Киселост земљишта у шумским и екосистемима високопланинских пашњака и ливада

Класа екстремно киселих земљишта (класа I) заступљена је са 0.17% укупне површине проучаваног подручја, а највећи број површина се налази у оквиру шумских екосистема и високопланинских пашњака 0.17% (односно 96.8% површина ове класе).

Класа веома јако киселих земљишта (класа II) заступљена је са 7.63% површина, а под шумама и високопланинским пашњацима налази се 5.92% (односно приближно 77.6% површина ове класе).

Јако кисела земљишта (класа III) заступљена су на 16.49% површина проучаваног подручја, а под шумама и високопланинским пашњацима и ливадама се налази 9.66% (58.6% површина ове класе).

Умерено кисела земљишта (класа IV) заузимају 19.72% површина проучаваног подручја, а под шумама и високопланинским пашњацима и ливадама се налази 8.55% (43.3% површина ове класе).

Слабо кисела до неутрална земљишта (V) заузимају највеће површине са 45.50%. Под шумама и високопланинским пашњацима и ливадама се налази 15.34% (33.7% ове класе).

Слабо алкална и алкална земљишта (VI и VII) заузимају 10.49% површина, а под шумама и високопланинским пашњацима и ливадама се налази 3.42% површина.

Табела 22. Заступљеност класа киселости земљишта на проучаваном подручју

класа киселости земљишта	рН ранг (рН Н ₂ О)	% заузеће одређене класе киселости за подручје источне Србије	% заузеће одређене класе киселости - површине под шумама и пашњацима
екстремно кисела	< 4.5	0.174	0.168
II веома јако кисела	4.5 - 5.0	7.628	5.917
III јако кисела	5.1 - 5.5	16.494	9.659
IV умерено кисела	5.6 - 6.0	19.722	8.553
V слабо кисела до неутрална	6.1 - 7.3	45.495	15.340
VI слабо алкална	7.4 - 7.8	10.387	3.400
VII алкална	>7.9	0.100	0.015

5.3.1. Процена статуса ацидификације земљишта применом VSD модела у односу на усвојене сценарије C1 и C2

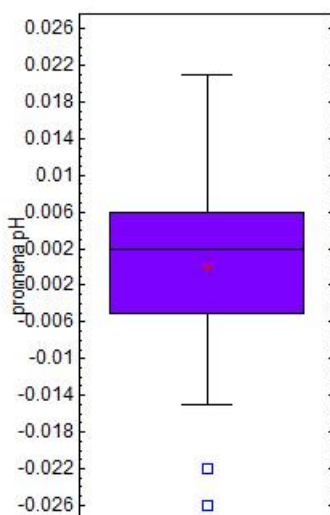
Процена статуса ацидификације, односно промене киселости земљишта, вршена је применом динамичког модела VSD.

Промене рН вредности земљишта за сценарије депозиција C1 и C2, су ради боље прегледности, упоредно приказане кутијастим дијаграмима (eng. „Box et Whisker plot”), док су промене рН вредности по узорцима детаљније

приказане у оквиру прилога 14.

Пре процене промене рН вредности, извршена је калибрација модела. Одступања мерених и моделом добијених рН вредности се налазе у рангу од -0.02 до 0.021 рН јединице (слика 27), при чему је фреквенција грешке у опсегу од -0.01 до 0.01 рН јединица представљена за 91.2% узорака.

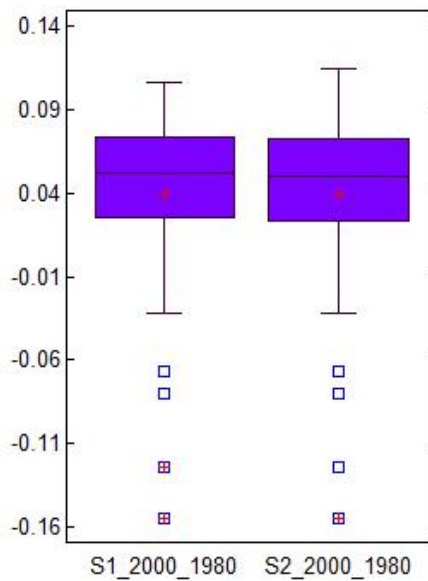
Симулација промене рН вредности земљишта је вршена у односу на два сценарија депозиција сумпора и азота (потпоглавље 4.1.3), који се односе на тренд потенцијалног загађења и његовог утицаја на шумске екосистеме.



Слика 27. Одступања мерених и моделом добијених рН вредности земљишта

Промена рН вредности анализирана је у односу на периоде 1980–2000., 2000–2020., 2020–2050., 2000–2050. и 2050–2100. година.

За период **1980–2000.**, је у зависности од локалитета, карактеристичан тренд смањења и тренд повећења рН вредности земљишта (слика 28).



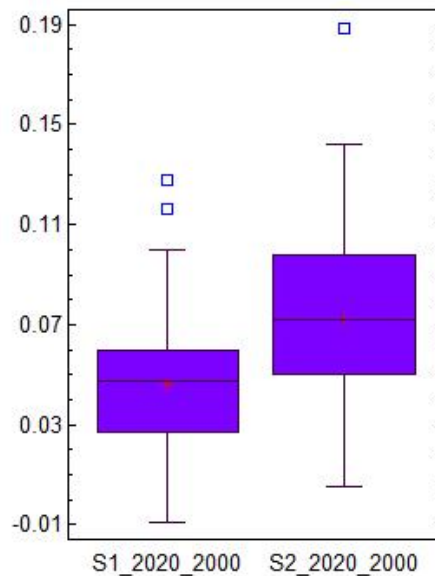
Slika 28. Procena promene pH vrednosti zemљишта (y osa) за период 1980–2000 (x osa) применом VSD модела

Смањење и повећање pH вредности земљишта су у директној вези са мањим или већим редуцијама киселих полутаната за период 1980–2000. година (слика 13). Промена pH вредности креће се у рангу од -0.3 до 0.12 pH јединица, а интерквартилни распон се креће од 0.03 до 0.07 pH јединица (слика 28).

За период **2000–2020.** година, према сценарију **C1**, на малом броју узорака се очекују негативне промене, и крећу се од -0.002 до -0.004 pH јединица. Интерквартилни опсег (вредности између првог и трећег квартила, 50% узорака), се креће од 0.03 до 0.06 pH јединица, распоред је асиметричан у лево. Максимална повећања pH вредности износе од 0.01 до 0.128 pH јединица (слика 29). Смањења pH вредности се очекују на локалитетима за које су остварене минималне редуције депозиција, а притом се одликују дисбалансом усвајања базних катјона и азота и интензитет ослобађања базних катјона из матичног супстрата.

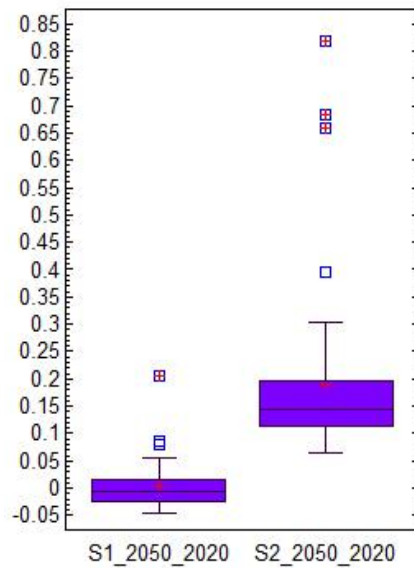
Према сценарију **C2**, се не очекује смањење pH вредности, односно за сва анализирана земљишта се очекује повећање pH вредности од 0.008 до 0.188

pH јединица. Интерквартилни опсег се креће од 0.05 до 0.10 pH јединица (слика 29).



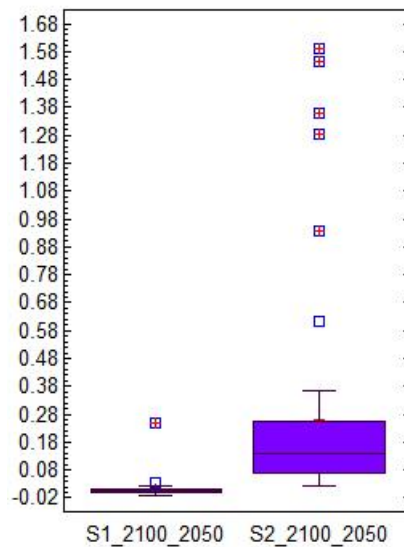
Слика 29. Процена промене pH вредности земљишта (y оса) за период 2000–2020. (x оса) за сценарио C1 и C2 применом VSD модела

За период **2020–2050.** година, промене pH вредности земљишта су знатно уочљивије, посматрано у односу на сценарије C1 и C2 (слика 30). Према сценарију **C1**, за више од 50% анализираних земљишта се очекује смањење pH вредности од -0.001 до -0.046 pH јединица. Промена pH вредности се креће у рангу -0.05 до 0.06 pH јединица, а интерквартилни опсег од -0.03 до 0.03 pH јединице. За сценарио **C2**, ранг промене се креће од 0.06 до 0.30 pH јединица, а интерквартилни опсег од 0.11 до 0.20 pH јединица. У оквиру сценарија **C2**, и у овом периоду, предвиђа се само повећање pH вредности земљишта.



Слика 30. Процена промене рН вредности земљишта (у оса) за период 2020–2050 (х оса) за сценарио C1 и C2 применом VSD модела

За период **2050–2100.** година, према сценарију **C1**, промена рН вредности се налази у рангу од -0.02 до 0.04 рН јединице, а интерквартилни опсег од 0 до 0.02 рН јединице. За сценарио **C2**, рН вредност се повећава и креће у рангу од 0.02 до 0.38, а интерквартилни распон од 0.06 до 0.26 рН јединица (слика 31).



Слика 31. Процена промене рН вредности земљишта за период 2050–2100., за сценарио C1 и C2 применом VSD модела

Из наведеног се може закључити да разлике у променама рН вредности земљишта, за усвојене сценарије С1 и С2, постају израженије са дужином временског интервала, тј. кумлативни ефекти аерополутанта на промену рН вредности с временом постају уочљивији. На основу усвојеног сценарија С1, број узорака на којима се смањује рН вредност земљишта, временом се повећава, односно опсег првог и трећег квантила се помера у лево. За сценарио С2, ове промене се крећу у позитивном правцу (повећања рН вредности), опсег првог и трећег квантила се на рН скали помера у десно.

За сценарио С1, који подразумева да ће депозиције S и N задржати досадашњи тренд до 2050 године, на 50% локалитета, се може очекивати смањење рН вредности земљишта. Према неведеном, уколико се настави досадашњи тренд депозиција аероплутаната (сценарио С1) и даље постоји ризик од закисељавања земљишта на одређеним локалитетима.

За сценарио С2, који подразумева додатна смањења S и N за 30% до 2050. године, може се очекивати повећање рН вредности од 0.06–0.3 рН јединице. Међутим и поред ових позитивних промена рН вредности земљишта, која припадају класи екстремно киселих земљишта и остају у истој категорији где је рН <4.5 (прилог 16).

Геопросторни преглед промене рН вредности земљишта

Геопросторна дистрибуција промене рН вредности земљишта у односу на усвојене сценарије депозиција (С1 и С2) одређена је применом вишеструке регресије и алгебре растера (Spatial Analyst Tools) са нивоом поузданости 95%.

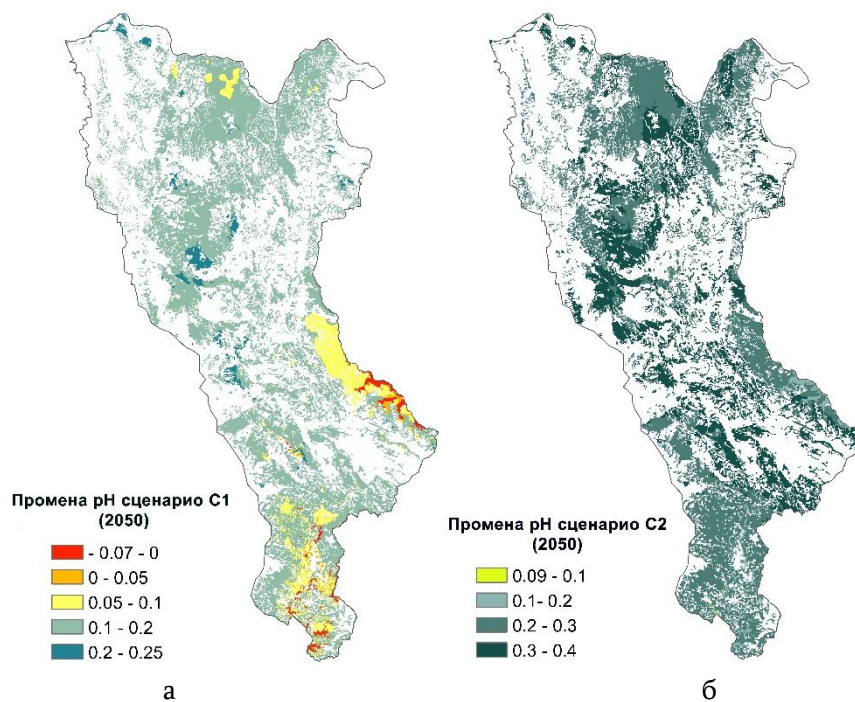
Као зависна варијабла у вишеструкој регресији коришћена је промена рН вредности земљишта (ΔpH , излазне вредности VSD модела), а као независне варијабле коришћене су: тренутна киселост земљишта (рН), интензитет разлагања матичног супстрата (ослобађање базних катјона - BC_{we}), усвајање

базних катјона од стране вегетације ($BC_{урт}$), усвајање азота ($N_{урт}$), као и промена укупних киселих депозиција (Δdep) за одређени временски период (табела 23).

Табела 23. Параметри регресионе зависности промене рН вредности земљишта

Једначина вишеструке регресије	R ²
$\Delta pH = 0.086 + 0.026 * pH + 0.856 * (BC_{we} - BC_{урт}) - 1.05 * N_{урт} - 2.45 * \Delta dep$	83.3%

Добијене промене рН вредности земљишта за усвојене сценарије С1 и С2 приказане су на слици 32. Према сценарију С1 је у зависности од локалитета заступљено смањење и повећање рН вредности земљишта, док се за сценарио С2 за 2050. годину не предвиђа смањење рН вредности земљишта.



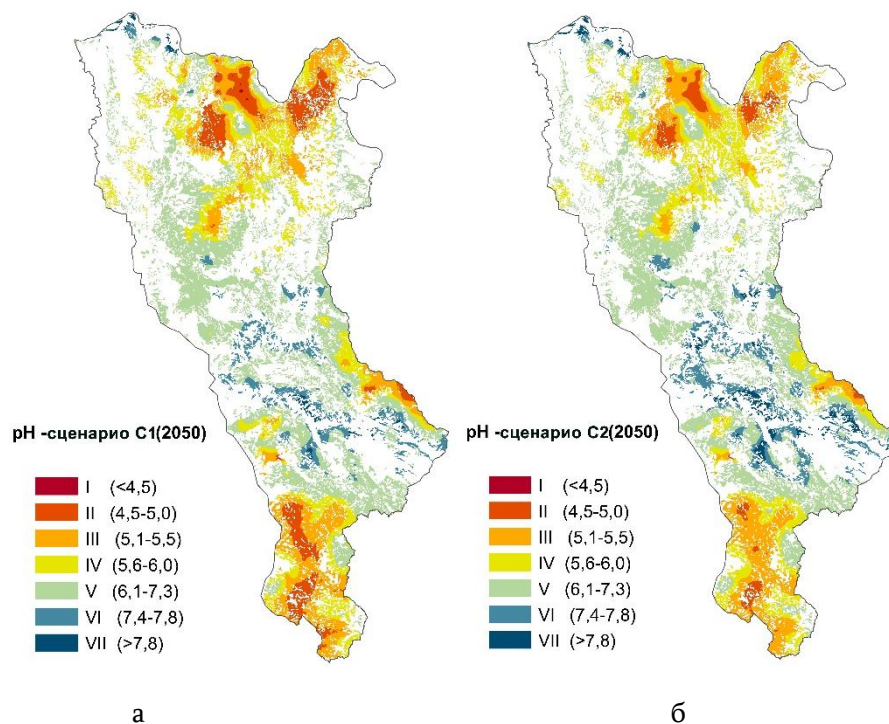
Слика 32. Промена рН вредности земљишта (рН јединице) за сценарио С1 (а) и сценарио С2 (б) за период до 2050 године

Према сценарију С1 смањење рН вредности до -0.07 рН јединица очекује се на подручју Старе планине и на крајњем југу и југоистоку проучаваног подручја углавном за хумусно-силикатна земљишта под

пашњацима. Незнатна повећања од 0.05–0.1 рН јединице се такође очекују на ширем подручју Старе планине, и на крајњем југу проучаваног подручја, за хумусно-силикатна и кисела смеђа земљишта. На осталим површинама се предвиђа повећање рН вредности земљишта за 0.1–0.25 рН јединице (слика 32).

Према сценарију С2, који подразумева да ће на свим локалитетима депозиције киселих полутаната бити умањене за 30%, се предвиђа повећање рН вредности од 0.1–0.4 рН јединице.

Статус киселости земљишта према сценаријима С1 и С2 за 2050. годину, као и промена заступљености појединих класа киселости земљишта приказани су на слици 33 и табели 24.



Слика 33. Класе киселости земљишта за сценарио С1 (а) и сценарио С2 (б) за период до 2050 године

Табела 24. Просторна заступљеност (%) класа киселости земљишта: актуелно стање сценарио С1 и сценарио С2 за период до 2050 године

класа киселости земљишта	рН ранг (рН Н2О)	Просторна заступљеност (%) одређене класе киселости - површине под шумама и пашњацима		
		актуелно стање	сценарио С1	сценарио С2
I	< 4.5	0.391	0.050	0.003
II	4.5 - 5.0	13.745	10.015	4.344
III	5.1 - 5.5	22.435	20.990	19.746
IV	5.6 - 6.0	19.866	20.082	21.239
V	6.1 - 7.3	35.631	41.661	43.089
VI	7.4 - 7.8	7.898	6.572	9.396
VII	>7.9	0.034	0.627	2.176

5.3.2. Утицај својстава земљишта на процес ацидификације

Са циљем да се дефинишу фактори са највећим утицајем на процес ацидификације земљишта, у оквиру факторске анализе, коришћене су следеће варијабле: рН вредност земљишта, засићеност базама (BS), капацитет катјонске измене (СЕС), садржај изменљивог алуминијума (Al), садржај глине, интензитет разлагања базних катјона матичног супстрата (BC_{we}), промена рН вредности за период 1980–2000., добијена моделом (рН_2000_1980.), промена депозиција сумпора и азота за период 1980–2000., (dep_2000_1980.), као и промена депозиција сумпора за период 1980–2000., (depS_2000_1980.).

Резултати факторске анализе показују да се варијабле групишу око три формирана фактора који дефинишу 84.21% варијансе (табела 25).

Први фактор (F1), описује 36.83 % варијансе, и обухвата варијабле које се односе на утицај депозиција на промену рН вредности земљишта, односно утицај антропогеног фактора на процес ацидификације (табеле 25, 26).

Други фактор (F2), објашњава 29.15% варијансе (табеле 25, 26). Реч је о фактору који укључује утицај геолошке подлоге (интензитет разлагања матичног супстрата), садржај глине, садржај базних катјона и рН вредност

земљишта.

Трећи фактор (**F3**), придружује 18.23% варијансе, као своје основне атрибуте садржи изменљиви алуминијум и капацитет катјонске измене (табеле 25, 26).

Табела 25. Резултати факторске анализе

<i>Фактор</i>	<i>Карактеристична вредност (eng. Eigenvalue)</i>	<i>Варијанса (%)</i>	<i>Кумулативна варијанса (%)</i>
1	3.31459	36.829	36.829
2	2.62359	29.151	65.980
3	1.64086	18.232	84.212
4	0.763405	8.482	92.694
5	0.267269	2.970	95.663
6	0.245991	2.733	98.397
7	0.122498	1.361	99.758
8	0.0185364	0.206	99.964
9	0.00326115	0.036	100.000

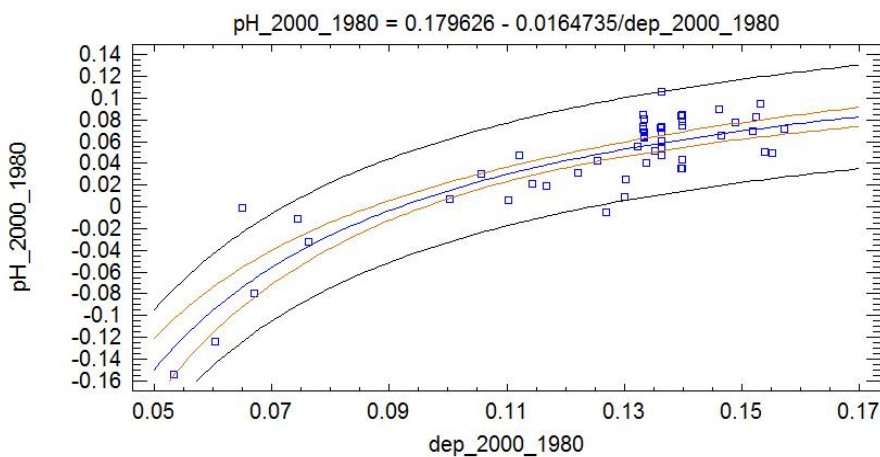
Табела 26. Резултати факторске анализе и расподела факторских оптерећења након варимах ротације

Варијабла	Фактор F1	Фактор F2	Фактор F3
pH	0.232984	0.677232	-0.0352701
BS %	-0.111511	0.537001	-0.734729
BCwe	-0.103832	0.910699	-0.0261144
glina	-0.00382572	0.802872	-0.0758626
pH_2000_1980	0.894855	-0.0124992	0.246473
dep_2000_1980	0.984235	0.0474197	0.0913724
dep S_2000_1980	0.982754	0.0714807	0.0395431
CEC	0.167625	0.457484	0.84357
Al	0.136658	-0.211137	0.952527

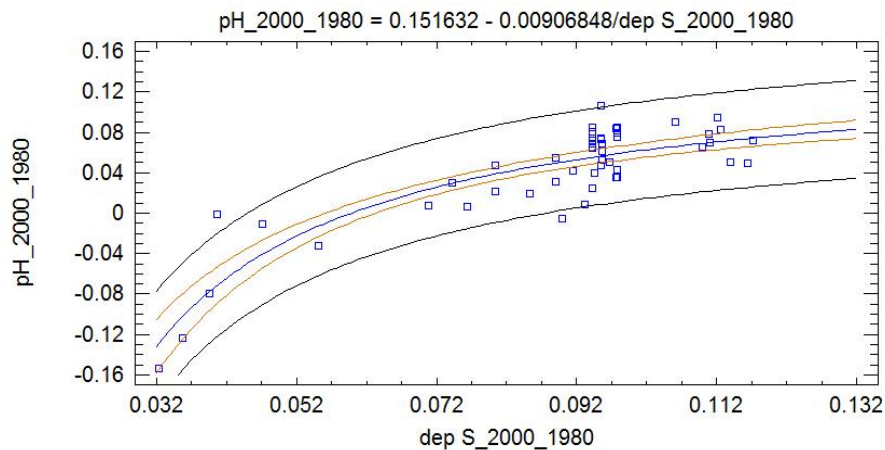
Зависност промене рН вредности земљишта у односу на промену депозиција сумпора и азота, утврђен је на основу регресионе анализе (слика 34) за период 1980–2000. Овај период изабран је као репрезентативан с обзиром на

то да су у њему остварене максималне редукције депозиција, а узорци земљишта узети су 2003. године.

Смањење рН вредности земљишта од 0.16 рН јединица, очекује се на локалитетима где нису остварене значајна смањења депозиција. За смањења у рангу од 0–0.16 рН јединица, остварене редукције депозиција износе од 0.05–0.10 $eq \cdot m^{-2}$ збирно за сумпор и азот, док само за сумпор износе 0.032–0.072 $eq \cdot m^{-2}$ (5.12–11.52 $kg \cdot ha^{-1}$). Позитивне промене рН вредности (повећање) земљишта, очекују се на локалитетима где су остварене редукције депозиција веће од 0.11 $eq \cdot m^{-2}$ за сумпор и азот, а за сумпор веће од 0.072 $eq \cdot m^{-2}$ (11.52 $kg \cdot ha^{-1}$) (слике 34 и 35).



Слика 34. Регресиона зависност редукције киселих депозиција (S и N) и промене рН вредности земљишта за период 1980–2000; коефицијент корелације $r=0.89$, r^2 =коефицијент дисперзије 78.74%



Слика 35. Регресиона зависност редукције депозиција сумпора и промене pH вредности земљишта за период 1980–2000; коефицијент корелације $r=-0.88$, коефицијент дисперзије $r^2=77.98\%$

5.3.3. Статус ацидификације земљишта и токсичност алуминијума

Као последица ацидификације земљишта, наводи се повећана мобилност алуминијума и других штетних микроелемената, односно негативни ефекти њихове повећане концентрације у земљишном раствору (Ulrich et al., 1981; Godbold et al., 1988). Штетни ефекти алуминијума на коренов систем огледају се у блокирању усвајања минералних материја (Ca, Mg, K) из земљишта (Ulrich, 1981) и њихов даљи губитак путем испирања кроз земљишни профил.

На основу досадашњих студија, утврђено је да се измештање јона калцијума и магнезијума, јонима алуминијума дешава у апоплазми ћелија кортекса док ендодермис представља препреку за даљи трансфер јона алуминијума (Godbold et Jentschke, 1998). С обзиром на то да је калцијум важан структурни елемент ћелијског зида (Demarty et al., 1984; Godbold et Jentschke, 1998), његово измештање са јонима алуминијума доводи до блокирања елогнације корена, а самим тим раста и развоја кореновог система, уопште. На основу неких истраживања (Clarkson, 1965; Horst et al., 1983; Godbold et al., 1988), утврђено је да краткорочно излагање корена повећаним

концентрацијама алуминијума блокира деобу ћелија везивањем алуминијума за DNK (Matsumoto et al., 1977).

Усвајање јона калцијума редуковано је у присуству повећаних концентрација јона алуминијума и обрнуто, токсичност алуминијума се смањује са порастом концентрације калцијума у земљишту (Godbold et al., 1988). Из тог разлога, најчешће се говори о критичном моларном односу Al/Ca, а не о критичним, односно токсичним, концентрацијама Al у земљишту (Godbold et al., 1988; Yang et Chen, 2001).

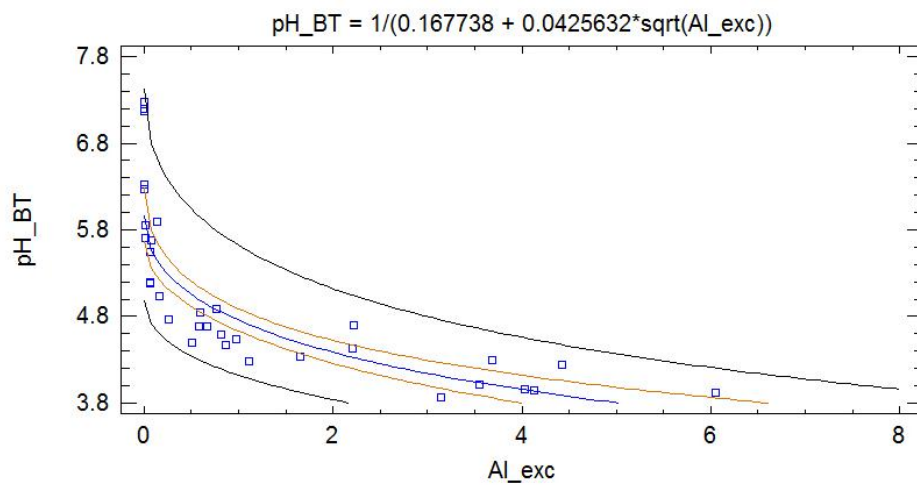
Значајни показатељи токсичности алуминијума су рН вредност земљишта и концентрације појединих форми Al у земљишту (Adams et Moore, 1983; Rengel, 2002; Sparks, 2003; Mrvić et al., 2012). Осетљивост биљних врста на токсичност Al условљена је бројним факторима као што су: рН, хемизам падавина, валентност јона у ризосфери, присуство хелатних једињења и генотип биљне врсте (Alva et al., 1986a,b; Alvarez, 2005).

Имајућу у виду наведене параметре, може се рећи да токсичне концентрације алуминијума варирају у зависности од биљне врсте као и природних услова у којима се она налази. У литератури се као критичан однос Ca/Al најчешће наводе вредности од 0.2 до 2.5 (Cronan et Grigal, 1995; Yang et Chen, 2001). Такође, као значајна, наводи се зависност параметара раста и односа Al и Ca у земљишном раствору (Cronan et Grigal, 1993, 1995; Yang et Chen, 2001). Ограничено усвајање Ca и Mg и редукован раст наводе се као главни фактори стреса шумских екосистема на земљиштима киселе реакције (Alvarez, 2005).

Степен и облик везе концентрације изменљивог алуминијума и рН вредности проучаваних земљишта источне Србије, утврђен је регресионом анализом (слика 33).

У проучаваним земљиштима однос изменљивог алуминијума и киселости земљишта је променљив. Садржај алуминијума има тенденцију

благор раста при рН 7.3 до 4.8, док се даљим смањењем рН испод 4.8, концентрација алуминијума нагло повећава (слика 36). Ове промене се објашњавају реакцијом јона водоника и базних катјона у адсорптивном комплексу. При ниским рН вредностима, високе концентрације H^+ јона у раствору истискују јоне Al^{3+} из минерала глине који на тај начин доспевају у земљишни раствор (McLean, 1976.1982; Mrvić et al., 2012).

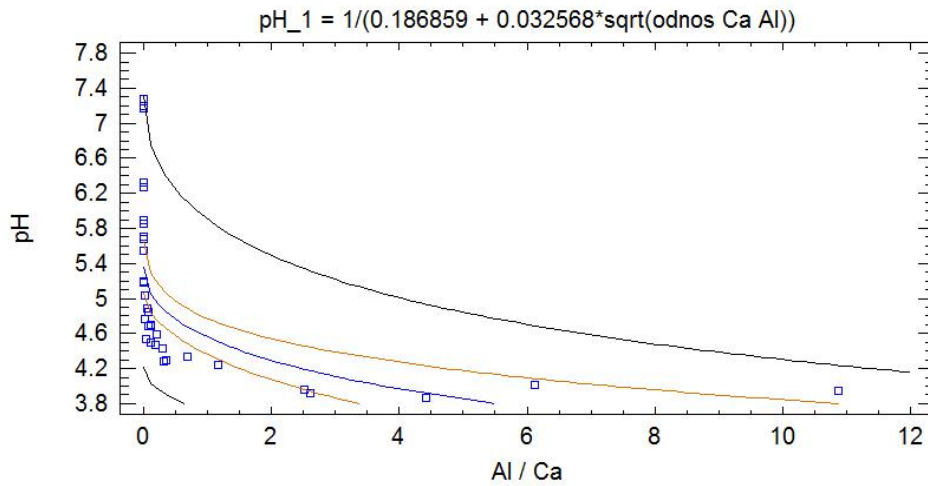


Slika 36. Регресиона зависност киселости земљишта (pH) и концентрације изменљивог алуминијума (Al_exc, cmol/kg) за биоиндикацијске тачке (БТ) источне Србије; коефицијент корелације 0.90, и коефицијент дисперзије 80.85%

Степен и облик везе односа концентрација изменљивог алуминијума и калцијума у земљишном раствору према рН вредности, такође, је утврђен регресионом анализом (слика 37).

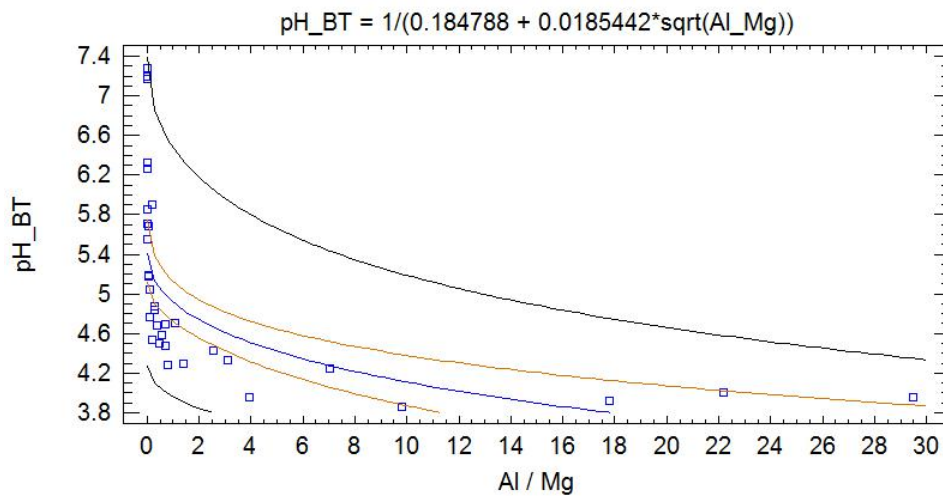
Однос концентрација алуминијума и калцијума у земљишном раствору нагло се мења при смањењу рН вредности испод 4.6 рН јединица.

Вредности односа Al/Ca у земљишту, који је у литератури дефинисан као ризичан у смислу смањеног раста биљака, је 0.5 и већи (Yang et Chen, 2001). У проучаваним земљишта односа концентрација Al/Ca изнад 0.5 карактеристичан је за земљишта чије се рН вредности крећу испод 4.3 рН јединице (слика 37).



Слика 37. Регресиона зависност моларног односа Al/Ca и pH земљишта;
коэффициент корелације 0.74, коэффициент дисперзије 54.40 %

Однос концентрација алуминијума и магнезијума, такође, зависе од pH вредности земљишта. При pH вредностима нижим од 4.2, овај однос се мења у корист алуминијума (слика 38).



Слика 38. Регресиона зависност моларног односа Al/Mg и pH земљишта;
коэффициент корелације 0.75, коэффициент дисперзије 55.97 %

5.4. Процес ацидификације као фактор физичке деградације земљишта

Веза између ацидификације земљишта, као облика хемијске деградације земљишта, и ерозије земљишта, као физичке деградације земљишта, може се сагледати кроз стабилност структурних агрегата земљишта.

Земљиште које има стабилну структуру агрегата, има добру отпорност на ерозију водом и ветром и испирање хранљивих материја, што се карактерише одређеним степеном еродибилности земљишта.

Еродибилност је дефинисана као отпорност земљишта на одвајање (откидање) и даљи транспорт честица, а варира у зависности од текстуре, стабилности структурних агрегата, инфилтрационог капацитета, силе смицања, садржаја и порекла органске материје, као и хемијског састава земљишта (Кадовић, 1999).

Утицај гранулометријског састава (текстуре) на степен еродибилности земљишта описан је у бројним студијама. Према истраживањима Richter et Negendank (1977), утврђено је да су земљишта са садржајем праха од 40 до 60% најеродибилнија. Evans (1980), је вршио истраживања еродибилности у зависности од садржаја фракције глине и указао да су земљишта са нижим садржајем фракције глине, између 9 и 30% највише подложна ерозији цит. Кадовић (1999). Примена садржаја глине као индикатора еродибилности, теоријски, више задовољава, зато што се честице глине везују са органском материјом и формирају структурне агрегате. Поред садржаја глине битан параметар је и тип минерала глине, јер земљишта са високим садржајем базних минерала, уопште, много су стабилнија, због веће способности хемијског везивања агрегата. Осим тога тип глине одређује и способност усвајања воде и потенцијал бубрења, што може утицати на нарушавање стабилности структурних агрегата.

Такође садржај органских и хемијских материја у земљишту је значајан за стабилност агрегата земљишта. Земљишта са мање од 2% органског

угљеника, што је еквивалентно око 3.5% садржаја органских материја, могу се сматрати еродибилним (Evans, 1980) цит. Кадовић (1999). Већина земљишта садржи мање од 15% органских материја, а већина пескова и песковитих иловача садржи мање од 2%. Voroney, van Veen et Paul (1981), тврде да се еродибилност земљишта смањује линеарно са повећањем садржаја органске материје у распону од 0–10%. Овај се однос не може генерализовати, зато што су нека земљишта са високим садржајем органске материје, нарочито тресет, веома еродибилна и у односу на воду и ветар, а такође, нека земљишта са врло ниским садржајем органских материја постају веома чврста и на тај начин отпорнија у сувим условима (Кадовић, 1999).

На основу наведеног може се закључити да се степен еродибилност земљишта не може квантификовати само на основу садржаја појединих фракција већ и начином и обликом агрегације истих. Начин и облик агрегације (везивања) примарних честица песка, глине, праха и органске материје у секундарне честице – структурне агрегате одређује структуру земљишта, а стабилност веза структурних агрегата одређује добру или лошу структурност земљишта.

Структура земљишта је у директној вези са стањем водно-ваздушног режима у земљишту, инфилтрацијом воде, површинским отицањем, стварањем покорице, динамиком развоја кореновог система, а самим тим и процесом ерозије земљишта (Piccolo et al., 1997). Досадашње студије (Yang et Wander 1998; Zhang et Horn 2001; Igwe 2003, 2005; Darboux et Le Bissonnais 2007), потврђују везу између структуре земљишта и еродибилности земљишта, односно, земљишта нестабилне структуре су потенцијално изложена већој деградацији и супротно (Chan et al., 2003, Igwe et al., 2013).

Стабилност и комплексност везе структурних микро и макро агрегата, сматра се индикатором стабилности структуре земљишта (Six et al., 2002; Bronick et Lal, 2005). Земљишни агрегати као нехомогени, аутономни елементи

структуре земљишта (Fedotov et al., 2006), имају различит начин и облик везивања агрегата, дефинисан физичким распоредом честица, степеном флокулације, као и врстом цементних материја (Duiker et al., 2003). Структурност земљишта је резултат комплексних интеракција биолошких, хемијских и физичких процеса у земљишту (Tisdall et Oades, 1982). Динамика и начин агрегације земљишних честица су условљени интеракцијом абиотичких (физичка и хемијска својстава земљишта), биотичких (активност микроба и других организама у земљишту, начин коришћења - вегетација) и фактора климе (температура и влага земљишта) (Кау, 1998; Chen et al., 1998).

Спроведене су различите студије како би се дефинисали механизми и начини везивања земљишних агрегата и фактори њихове стабилности, као и бројне студије које су имале за циљ да утврде која својства земљишта имају највећи утицај на стабилност веза структурних агрегата земљишта. Као најважнија својства земљишта најчешће се наводе: садржај органске материје, текстурни и минералоски састав земљишта, хемијска својства земљишта, биолошка активност земљишта (Harris et al., 1966).

Значај органског угљеника на квалитет земљишта огледа се у позитивном утицају на стабилност структуре земљишта и на статус хранљивих материја у земљишту (Bronick et al., 1982; Sullivan, 1990). Позитиван утицај органског угљеника за стабилност структуре земљишта огледа се у хемијском и физичком везивању структурних агрегата, стварањем стабилних органоминералних комплекса и микроагрегата (Tisdall et Oades, 1982; Six et al. 2002, Belanović, 2005; Кадовић, 2012).

Утицај садржаја органске материје у агрегацији, значајан је као и утицај оксида гвожђа (Igwe et al., 1995). Улога оксида гвожђа наводи се као веома важна због хемијских веза које остварује са органским угљеником у земљишту (Duiker et al., 2003). Zhang и Horn (Zhang et Horn, 2001), на основу спроведених истраживања, у свом раду приказују важну улогу СЕС и оксида гвожђа и

алуминијума у односу на садржај органске материје у агрегацији и стабилности структурних агрегата.

СЕС се често доводи у везу са стабилношћу агрегата (Dimoyiannis et al., 1998). Агрегација је стимулисана поликатјонским везама при чему су одбојне силе између негативно наелектрисаних честица глине и/или SOC редуковане (Tisdall, 1996). Bronick и Lal (2005), наводе да је агрегација код различитих типова земљишта "контролисана" различитим механизмима, пре свега у зависности од текстурног састава, садржаја органске материје, присуства и концентрације катјона Ca, Mg, Na, Fe, Al. Аутори наводе да је код земљишта са ниским садржајем органске материје и глине агрегација контролисана катјонима, док је код земљишта са већим садржајем глине и органске материје, улога катјона у везивању мала.

Позитиван утицај базних катјона Ca^{2+} и Mg^{2+} , приказана је, такође, у радовима (Dontsova et Norton, 2001; Yilmaz et al., 2005). Наводи се да су јони Ca^{2+} много ефикаснији у везивању агрегата глине у односу на јоне Mg^{2+} . Однос концентрација јона Ca и Mg у земљишту, важан је у процени стабилности структуре (Dontsova et Norton, 2001). Ови аутори наводе да се код земљишта која су склона стварању покорнице, препоручују мелиоративне мере које ће довести до повећања овог односа у корист калцијума.

Утицај базних катјона на стабилност структурних агрегата приказан је кроз релацију CROSS индекса и дисперзију честица глине (Rengasamy et Marchuk, 2011). Ови аутори, кроз CROSS индекс, доводе у везу релативну моћ/потенцијал флокулације јона Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ и њихов утицај на стабилност структуре земљишта, при чему са порастом овог индекса расте и дисперзија честица глине.

Екстремно закисељавање земљишта има за последицу лошу структурност земљишта, поготову у површинским слојевима (Jancauskas et Fullen, 2009). Ниске рН вредности земљишта, директно и индиректно, утичу на

стабилност структурних агрегата у земљишту, а самим тим и на његову повећану еродибилност.

Из наведеног се може закључити да се стабилност структурних агрегата земљишта најчешће доводи у везу са следећим својствима земљишта: текстурни састав (пре свега садржај и тип глине), капацитет катјонске измене, садржај и однос Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ и Na^+ јона, садржај органске материје (тј. угљеника) у земљишту, садржај Al^{3+} и Fe^{3+} јона и рН вредност.

Са циљем да се дефинише структура зависности својстава земљишта, као и да се процене фактори с највећим утицајем на стабилност структурних агрегата, у оквиру факторске анализе коришћене су следеће варијабле: капацитет катјонске измене (CEC), садржај изменљивог калцијума (Ca), магнезијума (Mg), калијума (K), гвожђа и алуминијума (Al i Fe) рН, садржај глине, песка, праха, органског угљеника (C), и индекс стабилности структуре земљишта CROSS.

На основу резултата факторске анализе, варијабле се групишу око четири фактора који дефинишу 91.04% кумулативне варијансе (табела 27). Фактори су изабрани критеријумом карактеристичне вредности (карактеристична вредност ≥ 1).

Први фактор (F1), описује 49.47% укупног варијабилитета и обухвата варијабле: рН вредност земљишта, садржај калцијума, капацитет катјонске измене и садржај органског угљеника (табеле 27 и 28). Овај фактор се може објаснити као значај поликатјонских веза у везивању органске материје. Ово се потврђује и високим негативним факторским оптерећењем за садржаје алуминијума и гвожђа (-0.68), које се, такође, издвајају у оквиру овог фактора. У том смислу фактор 1, се може објаснити као хемијско везивање органске материје и њен значај за “хемијску” стабилност структурних агрегата земљишта.

Други фактор (F2), објашњава 16.19% укупног варијабилитета и обухвата

варијабле садржај праха, глине и садржај угљеника (C), при чему треба напоменути изузетно високо негативно факторско оптерећење за варијаблу „садржај песка“ (-0.91) (табеле 27 и 28). Овај фактор указује на значај текстурног састава, процентуално учешће појединих гранулометријских фракција за везивање угљеника у земљишту (Кадовић, 2012), односно утицај на “физичку” стабилност структурних агрегата.

Трећи фактор (**F3**), придружује 14.98% укупног варијабилитета, а као своје основне атрибуте, укључује садржај калијума (K) и CROSS индекс (табеле 27 и 28). Реч је о фактору који објашњава утицај јона K^+ на степен дисперзије глине (CROSS индекс), а који најчешће указује на степен стабилност структурних микроагрегата земљишта (слика 41), (Amezetka, 1999).

Четврти фактор (**F4**), прикључује 10.40% укупног варијабилитета, везујући садржај магнезијума и садржај глине. Овај фактор упућује на значај Mg као двовалентног катјона, са позитивно корелисаним садржајем глине за агрегацију земљишних честица у условима повећане киселости и смањеног садржаја Ca^{2+} (табела 27, слика 39).

Варијабле са највећим комуналитетом, су садржај песка, CEC, Ca, pH, Mg и CROSS индекс (табела 27). Високе вредности комуналитета указују на значај наведених хемијских параметара земљишта за стабилност агрегата, уопште.

Резултати факторске анализе, након варимак ротације, показују унакрсна факторска оптерећења (eng. cross loadings) за варијабле „садржај глине“ (фактор 2 и фактор 4) и „садржај органског угљеника“ (фактор 1 и фактор 2). Ово указује на вишеструк значај честица глине у стварању структурних агрегата, у смислу обезбеђивања хемијских (обезбеђује поливалентне катјоне) и физичких (обезбеђује површину) услова за везивање честица органске материје.

Табела 27. Резултати факторске анализе

<i>Фактор</i>	<i>Карактеристична вредност</i> <i>(eng. Eigenvalue)</i>	<i>Варијанса</i> <i>(%)</i>	<i>Кумулативна</i> <i>варијанса (%)</i>
1	5.44165	49.470	49.470
2	1.78114	16.192	65.662
3	1.64761	14.978	80.640
4	1.14379	10.398	91.038
5	0.490133	4.456	95.494
6	0.257624	2.342	97.836
7	0.105135	0.956	98.792
8	0.0862845	0.784	99.576
9	0.0456594	0.415	99.991
10	0.000971282	0.009	100.000
11	3.77835E-7	0.000	100.000

Табела 28. Резултати факторске анализе и расподела факторских оптерећења након варимах ротације

<i>Варијабла</i>	<i>Фактор</i>	<i>Фактор</i>	<i>Фактор</i>	<i>Фактор</i>
	F1	F2	F3	F4
CEC	0.86177	0.44686	-0.03739	0.174859
Ca	0.884082	0.345389	-0.206393	0.17525
pH	0.89018	0.0226589	-0.380024	0.0360307
glina	0.497323	0.599708	0.107314	0.511432
pesak	-0.290105	-0.907934	0.112513	-0.252217
prah	0.0102901	0.881932	-0.270418	-0.061045
C	0.619154	0.51622	0.063224	-0.475849
Al i Fe	-0.682045	0.256086	0.412251	-0.337679
CROSS	-0.306222	-0.160874	0.852046	-0.237732
K	-0.12631	-0.173497	0.871726	0.268385
Mg	0.18533	0.148616	0.0278483	0.935454

Табела 29. Комуналитет и специфична варијанса варијабли

<i>Варијабла</i>	<i>Комуналитет</i>	<i>Специфична варијанса варијабле</i>
CEC	0.974305	0.0256953
Ca	0.974204	0.0257956
pH	0.938651	0.0613491
glina	0.880058	0.119942
pesak	0.984778	0.0152219
prah	0.854763	0.145237
C	0.880264	0.119736
Al i Fe	0.814744	0.185256
CROSS	0.902151	0.0978491
K	0.877992	0.122008
Mg	0.932283	0.0677166

5.4.1. Утицај рН вредности на стабилност структурних агрегата у проучаваним земљиштима

Директан утицај ниских рН вредности, огледа се у утицају повећане концентрације H^+ јона на електростатичку дестабилизацију структурних агрегата земљишта.

Утицај ниских рН вредности на структурност земљишта, огледа се у повећаној мобилности и испирању поливалентних базних катјона, пре свега Ca^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+} , који везују органске колоидне честице и честице глине (Oades, 1984b). При већим концентрацијама, јони алуминијума прелазе у течну фазу земљишта и на тај начин конкуришу осталим катјонима за изменљива места, без обзира на пуферни процес (Van Ranst et al., 1998; Belanović, 2005). Са малим дијаметром и високом валенцом јони Al^{3+} постепено замењује базне катјоне, и смањује засићеност базама (Belanović, 2007). При веома ниским рН

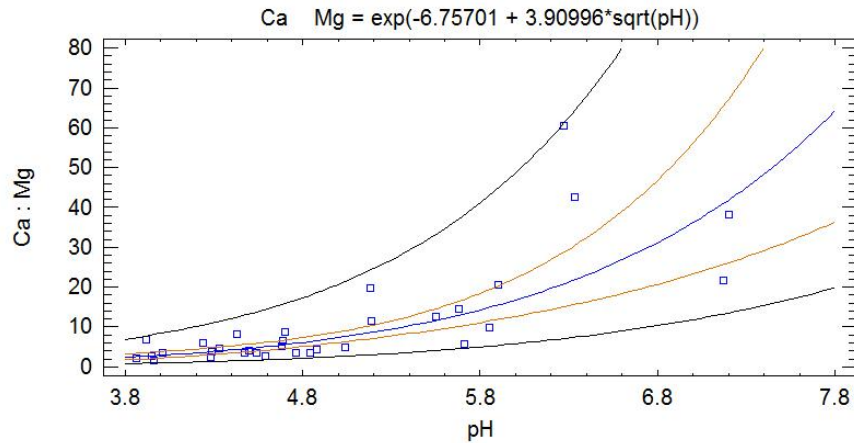
вредностима, повећане концентрације и активност H^+ и Al^{3+} јона узрокују сабијање и флокулацију вишеслојних глина (Roth, 1992). Привлачење позитивно наелектрисаних Al и Fe хидроксида и негативно наелектрисаних честица глине, остварују везивање органске и глине, што такође узрокује флокулацију (Haynes et Naidu, 1998).

Директан утицај ниских рН вредности огледа се и у редукацији микробиолошке активности и ниским интензитетом разлагања органске материје.

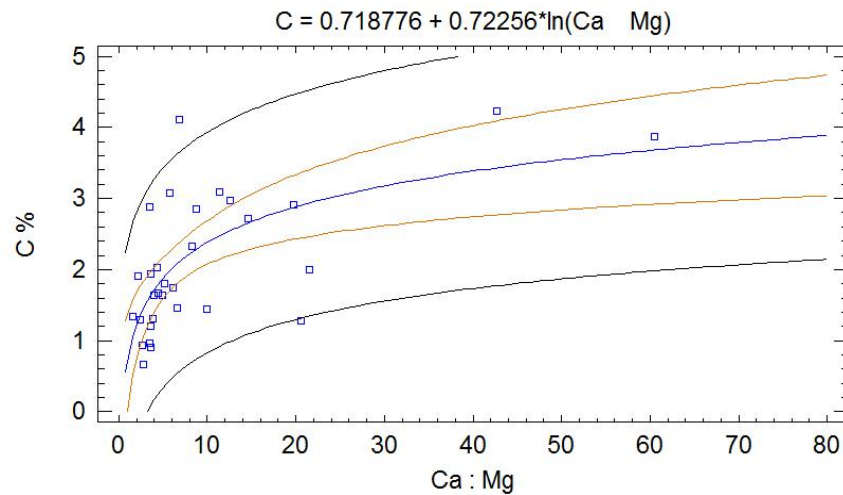
Индијектно, редукацијом биљног покривача услед лоших услова станишта такође долази до нарушавања структурности земљишта (SAERA, 2008)

Као што је већ наведено, однос Ca и Mg у земљишту, директно утиче на стабилност структуре земљишта. Што је однос Ca:Mg “ужи” у земљишту долази до повећања дисперзије глине, а самим тим и нарушавања структуре земљишта (Dontsova et Norton, 2001).

У оквиру изучаваних земљишта, однос Ca:Mg се смањује са смањењем рН вредности (слика 39). Значајно је напоменути да се у проучаваним земљиштима, садржај органског угљеника, такође, смањује са сужавањем овог односа (слика 40), што упућује на индијектан утицај рН вредности у стварању органоинералних комплекса и структурних агрегата.



Слика 39. Регресиона зависност рН вредности земљишта и односа Са:Мг; коефицијент корелације=0.82, коефицијент дисперзије=66.52 %



Слика 40. Регресиона зависност односа Са:Мг и садржаја органског угљеника у земљишту; коефицијент корелације=0.72, коефицијент дисперзије= 51.37 %

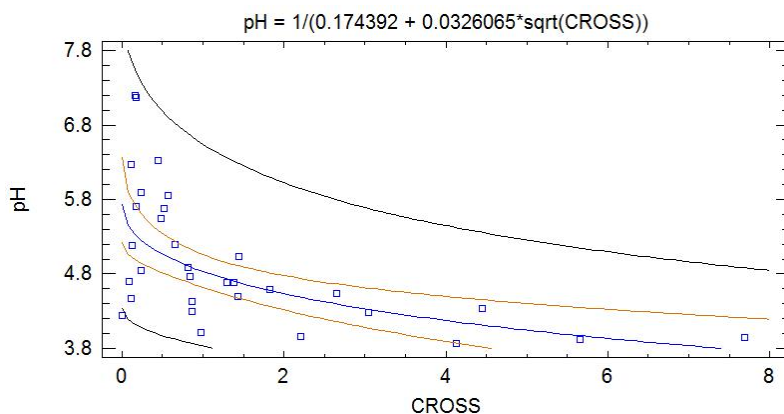
Концепт **CROSS** индекса развијен је са циљем да прикаже однос потенцијала дисперзије јона Na и K у односу на потенцијал флокулације јона Ca и Mg. Моћ флокулације дефинисана је на основу Misono параметра (Sposito, 2008) и валенце јона.

У оквиру проучаваних земљишта, вредности CROSS индекса расту са смањењем рН вредности. Високе вредности CROSS индекса уско су везане са појачаном дисперзијом глина и негативним вредностима „Z“ потенцијала.

Негативне вредности „Z“ потенцијала, при ниским рН вредностима, могу се објаснити доминацијом калијумових јона и високим концентрацијама алуминијумових и јона гвожђа.

Изменљиви калијум у земљишту може имати сличне ефекте негативне дисперзије глине као и Na (Quirk et Schofield.1955). У алкалним и заслањеним земљиштима, утицај калијума се често занемарује због ниског садржаја (Quirk et Schofield, 1955; Amezketa, 1999; Rengasamy et Marchuk, 2011). У изразито киселим земљиштима, која оскудевају изменљивим калцијумом и магнезијумом (двовалентним јонима), јони калијума преузимају улогу везивања агрегата. Међутим, наводи се да калијум као једновалентан јон, због малог дијаметра и слабије јонске везе може, такође, изазвати дисперзију и бубрење одређених глина (Quirk et Schofield.1955; Tessier, 1984; 1987; Delvaux et al., 1992; Amezketa, 1999; Rengasamy et Marchuk, 2011).

За проучавана земљишта, при рН вредностима нижим од 4.8, вредности CROSS индекса се нагло повећавају (слика 41). У условима повећане киселости земљишта концентрација Ca^{2+} јона се смањује, док концентрација моновалентог K^{+} јона расте, што објашњава издвајање CROSS индекса и калијума у **фактор 3**, применом факторске анализе.



Слика 41. Однос рН вредности и индекса стабилности структуре земљишта (CROSS), Коефицијент корелације= 0.62, Коефицијент дисперзије= 38.04 %

5.5. Утицај киселих полутаната и ацидификације земљишта на промену структуре вегетације

Присуство, бројност и социјалност биљних врста у заједницама су значајни параметри у екологији и конзервационој биологији. Познавање величине и динамике популације, као и њихових особина и закономерности, карактеристике су које могу да помогну у процени степена угрожености и благовремено укажу на потенцијалну опасност од смањивања ареала или ишчезавања популација врста.

Праћење утицаја загађења ваздуха на структуру вегетацијског покривача и промену биодиверзитета дефинисано је LRTAP конвенцијом, а један од главних задатака програма ICPMM (The International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Levels and Loads and Air Pollution Effects, Risks and Trends) и IPCV (The International Cooperative Programme for Vegetation), је утврђивање облика веза градијента аерозагађења (кисели оксиди, озон) и промена у терестричним екосистемима.

Познавање ових веза пружа могућност праћења утицаја загађења на глобалном нивоу, дефинисање најосетљивијих и најугроженијих зона, са дугорочним циљевима очувања и заштите високе специјске разноврсности, односно биодиверзитета на глобалном нивоу (Mac Nally and Fleishman, 2004; van Zelm et al., 2007; Azevedo et al., 2013).

Утицај депозиција сумпора и азота на диверзитет биљних заједница најчешће се сагледава кроз процес закисељавања и промену хемизма земљишта и предмет је бројних истраживања последњих 30 година (Falkengren-Grerup, 1986; Roem and Berendse, 2000; Dentener et al., 2006; Bobbink et al., 2010; De Vries et al., 2010; Azevedo et al., 2013). Хемијска реакција земљишта (pH), као вишезначан показатељ хемизма земљишта је и индикатор потенцијалне структуре биљне заједнице (бројности и присутности биљних врста). Киселост земљишта утиче на садржај хранљивих елемената (калцијума, магнезијума,

калијума фосфора итд.) као и садржај алуминијума, сумпора и штетних микроелемента, који у одређеним концентрацијама постају фитотоксични. Киселост земљишта условљава и садржај азота у земљишту путем степена декомпозиције и нитрификације органске материје (Кноерр and Swank, 1994; Matson et al., 1999; Bobbink et al., 2010;), а самим тим утиче и на присуство одређених биљних врста (Falkengren-Grerup, 1990; Falkengren-Grerup et Eriksson, 1990, Pepler-Lisbach and Kleyer, 2009; Kozlov and Zvereva, 2011).

Динамички модели, у оквру ICPMM програма, који се баве проценом утицаја депозиција сумпора и азота на структуру вегетације базирани су на концепту билешких индикатора (Ellenberg 1991, Wamelink et al. 2002, Wamelink et al. 2005). Најчешће примењиван је систем Еленбергових индикатора на коме је базиран и VSD+Veg модел који врши процену промене структуре вегетације у односу на услове станишта (pH земљишта, садржај базних катјона, азота и других хранљивих материја у земљишту, садржај влаге у земљишту, температура, инсолација).

У оквиру овог рада вршена је симулација промене диверзитета у односу на 3 параметра хемизма земљишта: pH земљишта, садржај базних катјона и садржај азота у земљишту. Симулација је вршена у односу на усвојене сценарије депозиција C1 и C2 (поглавље 4.1.3), за 3 локалитета пашњака Старе планине као и 3 локалитета заједница букових шума.

5.5.1. Процена промене структуре вегетације – шуме букве Стара планина

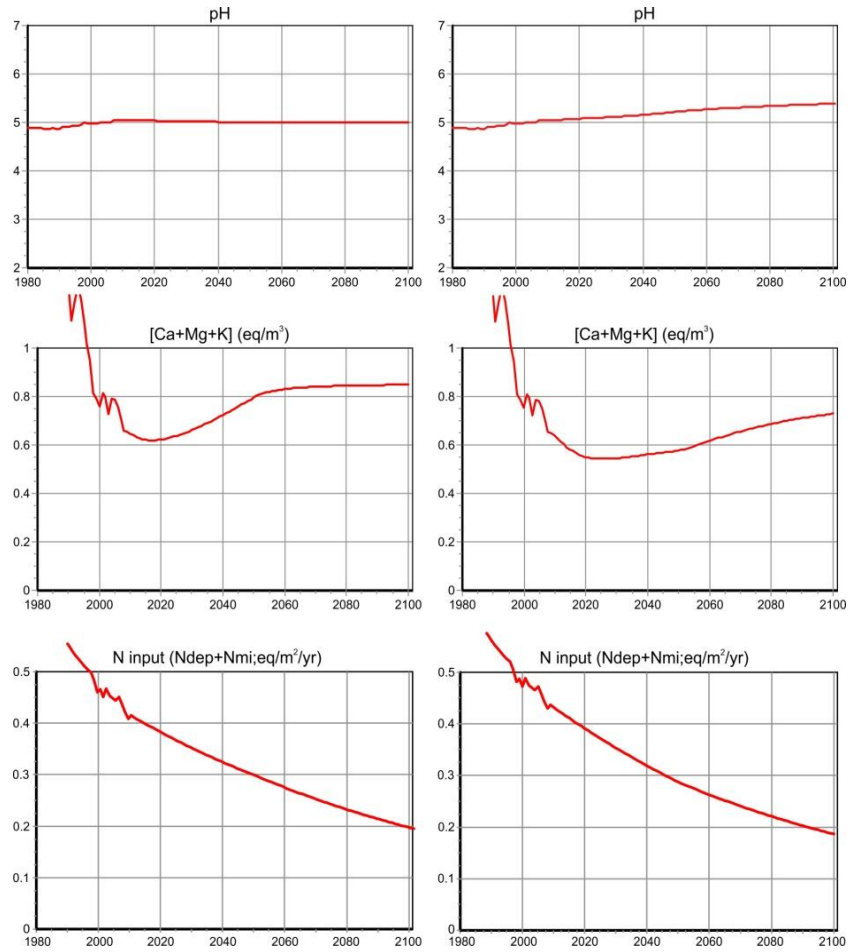
а) Процена промене покривности врста – заједница *Fagetum moesiacaе subalpinum* Greb. 1950

За заједницу *Fagetum moesiacaе subalpinum* Greb. 1950, на локалитету Ракитска гора (Бабин зуб), симулацијом примењеног модела издвајају се две

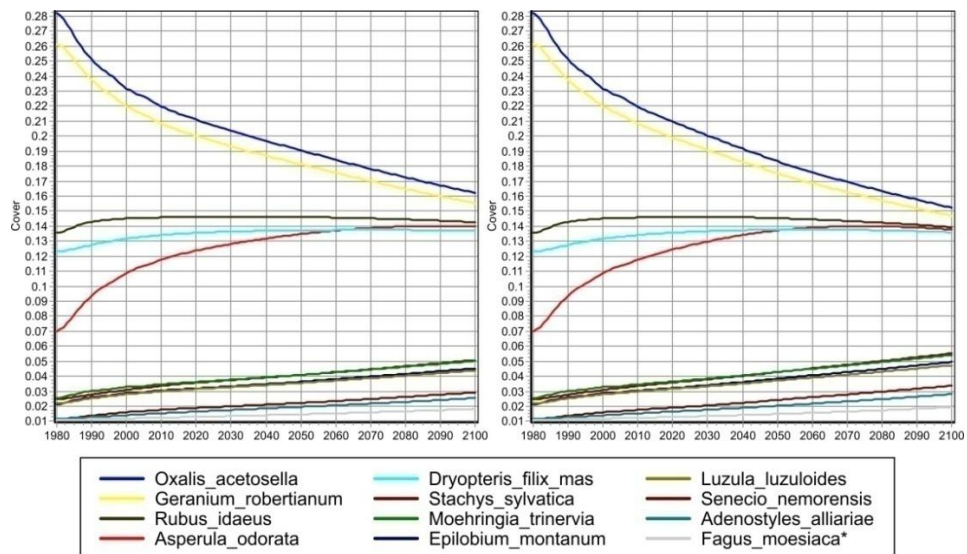
групе биљних врста са различитим променама покровности за период 1980–2100.

У оквиру прве групе издвајају се врсте *Oxalis acetosella* и *Geranium robertianum*, за које се процењује смањење покровности од 12% према сценарију C1, а 13% према сценарију C2 (слика 43).

У оквиру друге групе издвајају се врсте: *Adenostyles alliariae*, *Epilobium montanum*, *Dryopteris filix mas*, *Rubus idaeus*, *Luzula luzuloides*, *Senecio nemorensis*, *Moehringia trinervia*, *Stachys sylvatica*, за које се процењује повећање покровности од 2–3% за сценарио C1 и 2–3.5% за сценарио C2. За врсту *Asperula odorata* процењује се повећање покровности од 7% (слика 43). На основу добијених симулација уочено је да од анализираних својстава земљишта, смањење садржаја азота у земљишту показује највећи утицај на снагу конкуренције наведених врста (слике 42 и 43).



Слика 42. Симулација промене хемизма земљишта за период 1980–2100.;
 сценарио C1 (лево) и C2(десно)



Слика 43. Симулација промене покривности врста заједнице *Fagetum moesiaca subalpinum* за период 1980–2100.; локалитет Ракитска гора (Бабин зуб);
 сценарио C1(лево) и C2 (десно)

Промене рН вредности земљишта, које за усвојене сценарије износе за наведени локалитет 0.11 рН јединица (сценарио С1) и 0.5 рН јединица (сценарио С2), такође, утичу на промену покровности али је утицај незнатан у односу на утицај азота.

За врсте *Rubus idaeus*, *Fagus moesiaca*, *Oxalis acetosella*, *Moehringia trinervia*, *Luzula luzuloides*, *Dryopteris filix mas*, *Adenostyles alliariae* и *Asperula odorata*, повећање рН вредности узрокује смањење конкурентности ових врста за 0.3% (сценарио С1) и 0.5% (сценарио С2). У случају осталих врста повећање рН вредности утиче на повећања снаге конкурентности, при чему се издваја врста *Senecio nemorensis* код које су промене највеће од 1% (сценарио С1) до 1.3% (сценарио С2).

У случају врсте *Geranium robertianum*, нема промена покровности у односу на посматрани Еленбергов индикатор R (реакција земљишта).

Што се тиче садржаја базних катјона, утицај је такође незнатан, веза повећања покровности и повећања садржаја базних катјона у земљишту је директна осим за врсту *Luzula luzuloides* код које са смањењем садржаја базних катјона у земљишту долази до слабљења конкурентности врсте и обрнуто.

б) Процена промене покровности врста – заједница *Fagetum moesiacae montanum asperulosum* B. Jov. 1953

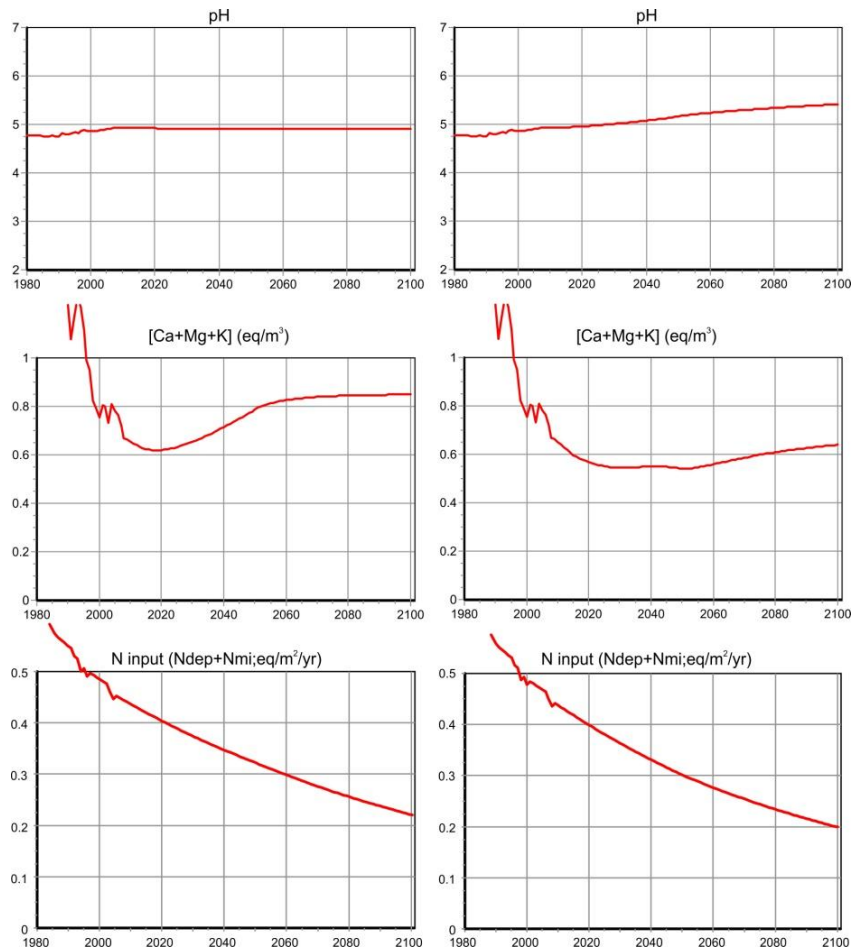
За заједницу *Fagetum moesiacae montanum asperulosum* B. Jov. 1953, на локалитету Јавор, симулацијом примењеног модела такође се издвајају две групе биљних врста са различитим променама покровности за период 1980–2100.

У оквиру прве групе издвајају се врсте *Oxalis acetosella*, *Geranium robertianum* и *Dactylis glomerata* за које се процењује смањење покровности у просеку од 7% према сценарију С1 , а 7.5% према сценарију С2 (слика 45). У

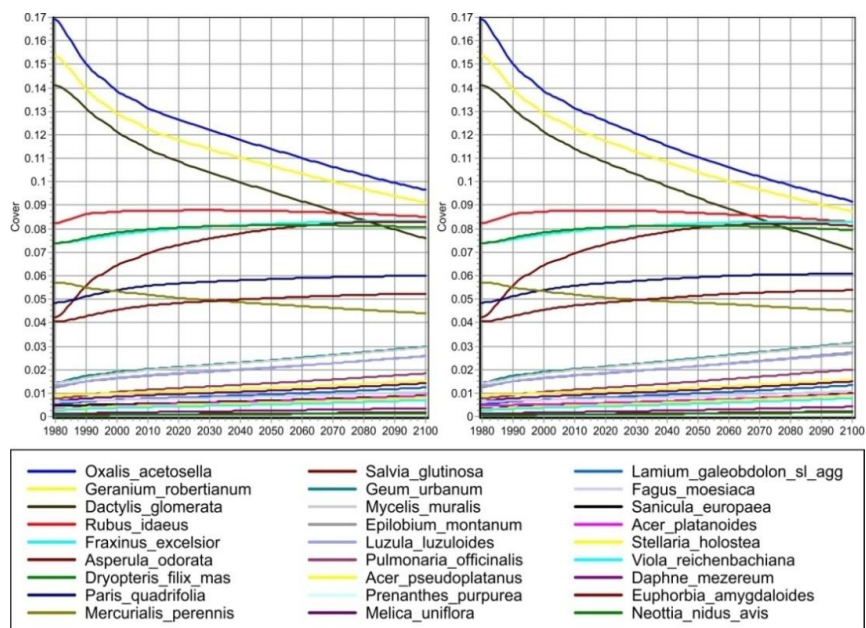
оквиру ове групе може се издвојити и врста *Mercurialis perennis* за коју се моделом процењује нешто мања промена покривности од 1.5%.

У оквиру друге групе издвајају се преостале врсте (слика 45) за које се процењује повећање покривности у просеку 1.25% за сценарио **C1** и 1.5% за сценарио **C2**. За врсту *Asperula odorata* процењује се нешто веће повећање покривности од 4–4.25% за усвојене сценарије (слика 45).

На основу добијених симулација уочено је да од анализираних својстава земљишта и за овај локалитет смањење садржаја азота у земљишту показује највећи утицај на снагу конкуренције наведених врста (слика 44).



Слика 44. Симулација промене хемизма земљишта за период 1980–2100.;
 сценарио C1 (лево) и C2(десно)



Слика 45. Симулација промене покривности врста за период 1980–2100.;
 локалитет Маркова ливада; сценарио C1(лево) и C2 (десно)

Промене рН вредности земљишта, које за усвојене сценарије износе за наведени локалитет 0.13 рН јединица (сценарио С1) и 0.73 рН јединица (сценарио С2), такође, утичу на промену покровности али је утицај незнатан у односу на утицај азота.

За врсте *Rubus idaeus*, *Acer pseudoplatanus*, *Oxalis acetosella*, *Luzula luzuloides*, *Prenanthes purpurea*, *Dryopteris filix mas*, *Melica uniflora*, *Fraxinus excelsior*, *Asperula odorata* и *Fagus moesiaca*, повећање рН вредности узрокује смањење конкуритивности ових врста за 0.3% (сценарио С1) и 0.5% (сценарио С2), док за врсте: *Paris quadrifolia*, *Viola silvestris*, *Sanicula europaea*, *Pulmonaria officinalis*, *Salvia glutinosa*, *Acer platanoides*, *Stellaria holostea*, *Neotia nidus-avis*, *Mercurialis perennis*, *Euphorbia amygdaloides*, *Daphne mezereum*, повећање рН вредности утиче на повећања снаге конкуритивности.

За остале биљне врсте издвојене на овом локалитету, наведене промене рН вредности немају значајног утицаја на њихову конкуритивност и покровност.

Што се тиче садржаја базних катјона, као и на претходном локалитету, утицај је такође незнатан, веза повећања покровности и повећања садржаја базних катјона у земљишту је директна, осим за врсту *Luzula luzuloides*, за коју, са смањењем садржаја базних катјона у земљишту, долази до слабљења конкуритивности врсте и обрнуто.

в) Процена промене покровности врста – заједница *Fagetum moesiacae montanum nudum* B. Jov. 1953

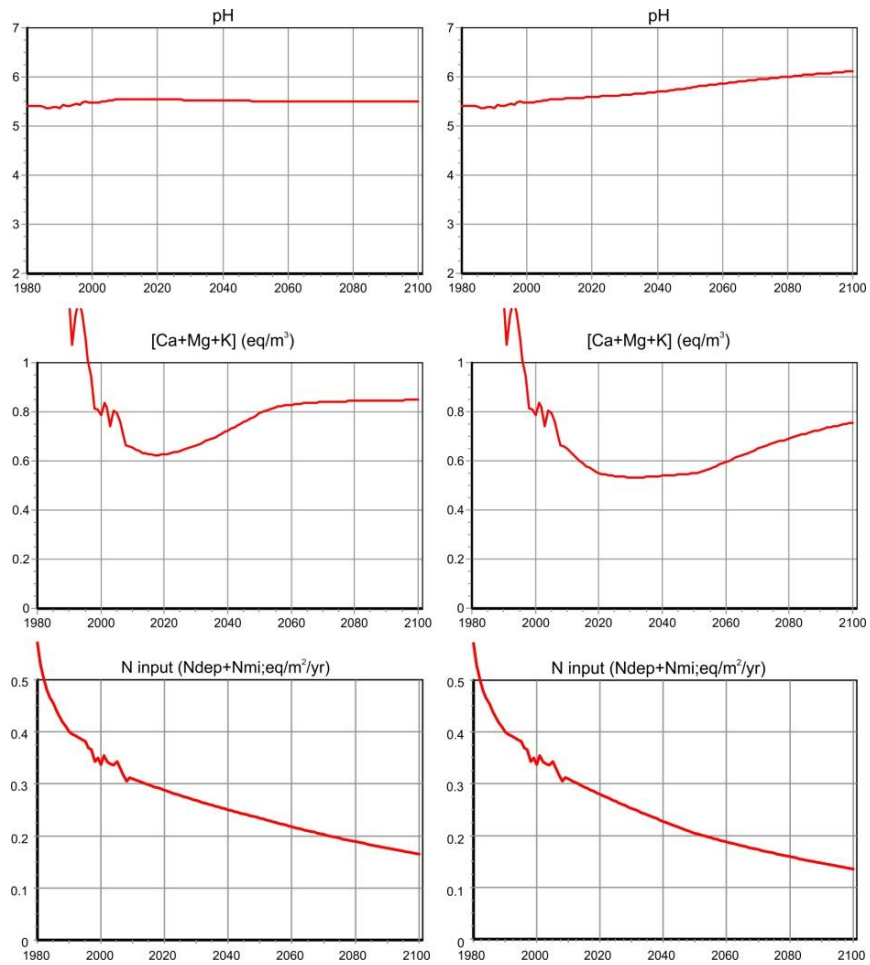
За заједницу *Fagetum moesiacae montanum nudum* B. Jov. 1953, на локалитету Прелесје, симулацијом примењеног модела издвајају се три категорије различитих промена покровности биљних врста за период 1980–2100.

У оквиру прве категорије издваја се врста *Mercurialis perennis* коју карактерише смањење покривности за 20%, према сценарију **C1**, а 22% према сценарију **C2**, (слика 47).

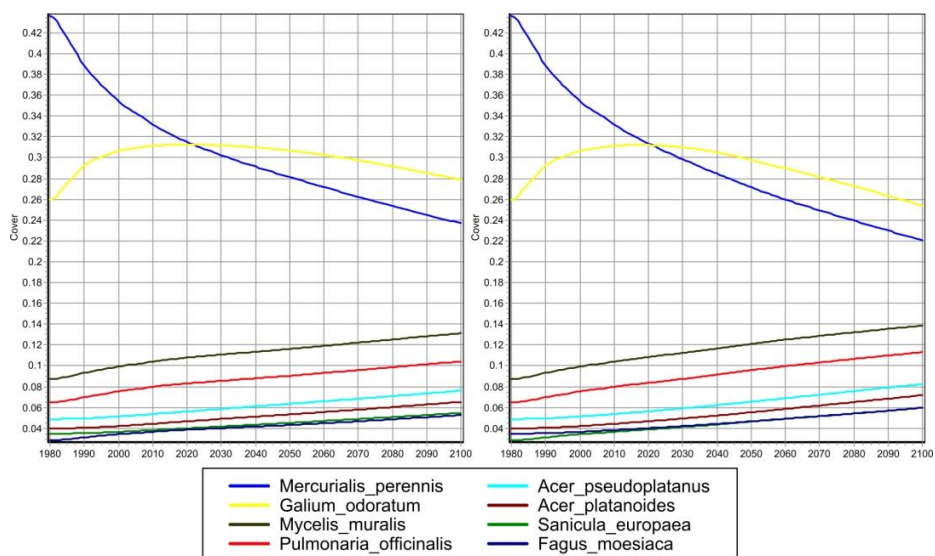
Другој категорији припадају врсте: *Mycelis murallis*, *Pulmonaria officinalis*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Sanicula europaea*, *Fagus toesiaca* које карактерише повећање конкурентности и покривности од 3% према сценарију **C1**, а 5% према сценарију **C2** (слика 47).

У трећу категорију може се сврстати врста *Galium odoratum* коју за период од 1980–2020., карактерише повећање покривности од 5%, а од 2020–2100., смањење покривности од 3.5% према сценарију **C1**, а 6.5% према сценарију **C2** (слика 47).

Утицај промене садржаја азота у земљишту и на овом локалитету, има највећи утицај на промену покривности врста (слика 46 и 47).



Слика 46. Симулација промене хемизма земљишта за период 1980–2100; сценарио C1 (лево) и C2 (десно)



Слика 47. Симулација промене покривности врста за период 1980–2100; локалитет Маркова ливада; сценарио C1 (лево) и C2 (десно)

Промене рН вредности земљишта, које за усвојене сценарије за наведени локалитет износе 0.11 рН јединица (сценарио С1) и 0.71 рН јединица (сценарио С2), такође, утичу на промену покровности али је утицај незнатан у односу на утицај азота.

У случају врста *Pulmonaria officinalis* и *Mercurialis perennis*, повећање рН вредности утиче на повећања снаге конкуритивности, и то за врсту *Acer platanoides* 0.1–0.2% (сценарио С1–С2), *Pulmonaria officinalis* 0.3%–0.5% (сценарио С1–С2), а за врсту *Mercurialis perennis* 0.9%–1.3% (сценарио С1–С2). За остале врсте, повећање рН вредности, утиче на смањење конкуритивности и покровности врста за 0.2–0.4%, према наведеним сценаријима.

Промена садржаја базних катјона у земљишту, као и на претходном локалитету, нема значајан утицај на промену покровности заступљених врста.

5.5.2. Процена промене структуре вегетације – ливаде и пашњаци Старе планине

Процена промене диверзитета и структуре вегетације за ливаде и пашњаке Старе планине вршена је на основу карактеристичног скупа врста који је изведен на основу фитоценолошких снимака заједнице *Agrostietum vulgaris (capillaris)* Pavlović 1955, за локалитете Маркова ливада, Јавор и Прелесје (4 узорка земљишта за сваки локалитет, прилог 5в). Укупно су за ливаде и пашњаке Старе планине извршене 24 симулације.

За ливадске и пашњачке заједнице, према утврђеним сценаријима, за врсте: *Agrostis capillaris*, *Plantago lanceolata*, *Deschampsia caespitosa*, *Trifolium repens*, *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis*, *Galium verum*, *Cirsium arvense* и *Allium ursinum*, се очекује смањење покровности (слике 50, 51 и 52). На основу добијених симулација, уочено је да од анализираних својстава земљишта, смањење садржаја азота показује највећи утицај на снагу конкуренције ових врста (слике 48 и 49). Највећа бројност наведених врста је

била 1980. године, када су за посматрани период, концентрације азота биле највеће, а најмање на крају симулираног периода, до када се очекују значајне редукције азота. Предвиђа се смањење покривности у просеку 4% за сценарио C1, а 4.5% за сценарио C2.

Највеће смањење покривности на наведеним локалитетима предвиђа се за врсту *Dactylis glomerata* од 4.5–5%. Промена покривности ове врсте, најизраженија је на локалитету Прелесје, где је садржај азота у земљишту најмањи, а прилив азота путем депозиција и минерализације за 2100. године (C1: $0.14 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$; C2: $0.12 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$), се значајно разликују у односу на локалитете Маркова ливада и Јавор (C1: $0.24 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$; C2: $0.21 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) (слике 48 и 49).

За врсту *Aconitum lycoctonum*, се такође очекује смањење покривности али су ове промене незнатне, максимално 0.7% и то на локалитету Прелесје за сценарио C2.

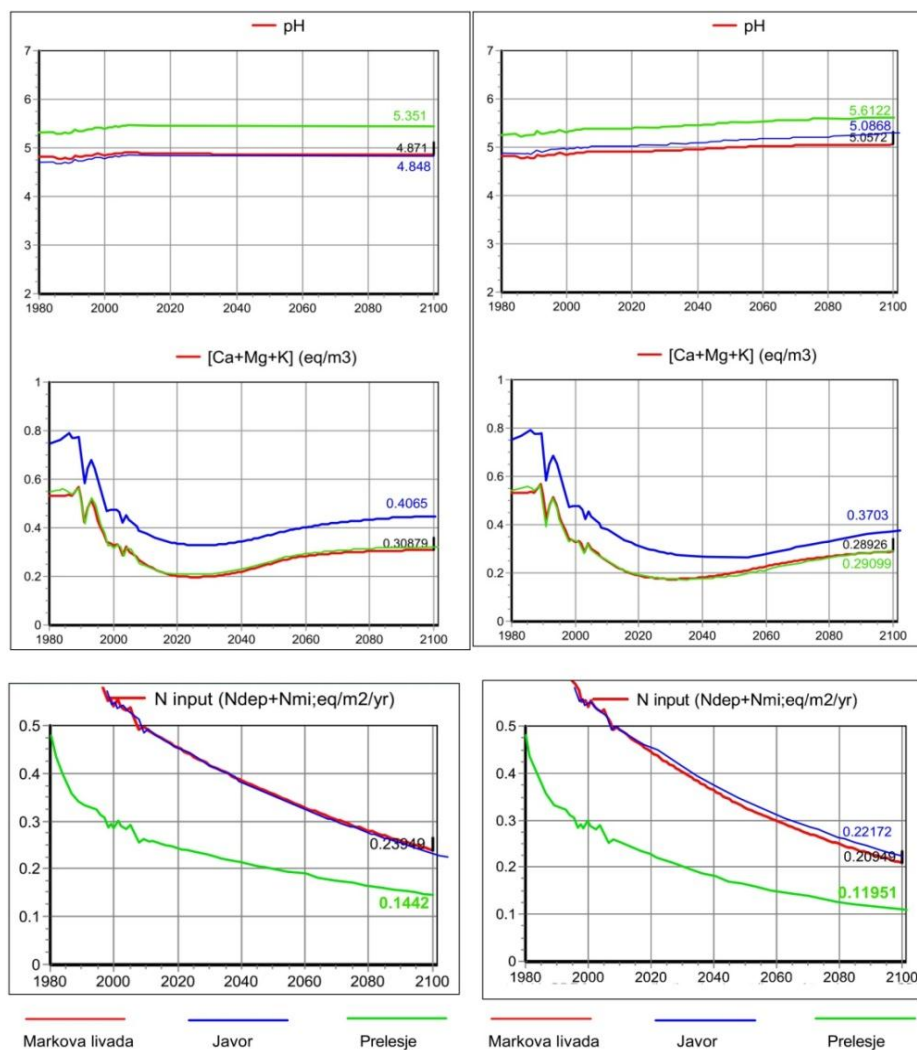
Просечна вредност Еленберговог индикатора N, који се односи на захтеве према садржају азота, за наведене биљне врсте је 6, што упућује на чињеницу, да се у условима смањеног садржаја азота снага конкуренције наведених врста смањује.

Разлике у динамици промене покривности врста између наведених локалитета пашњака, опажа се и за врсте *Salvia glutinosa*, *Galium mollugo* и врсту *Crataegus monogyna*. За локалите Маркова ливада и Јавор покривност ових врста, са редукцијом азота за период 1980–2100., расте, док на локалитету Прелесје од 1980–2010. године, покривност расте, а након 2010. године, са даљом редукцијом азота према предвиђеном сценарију, опада.

За врсте: *Veronica montana*, *Fragaria vesca*, *Stachys silvatica*, *Rosa canina*, *Potentilla erecta*, *Thymus serpyllum*, *Luzula luzuloides*, *Veronica chamaedrys*, *Nardus stricta*, *Festuca paniculata*, *Veratrum album*, *Centaurea montana*, *Brachypodium silvaticum*, *Lotus corniculatus*, *Anthoxanthum odoratum* и

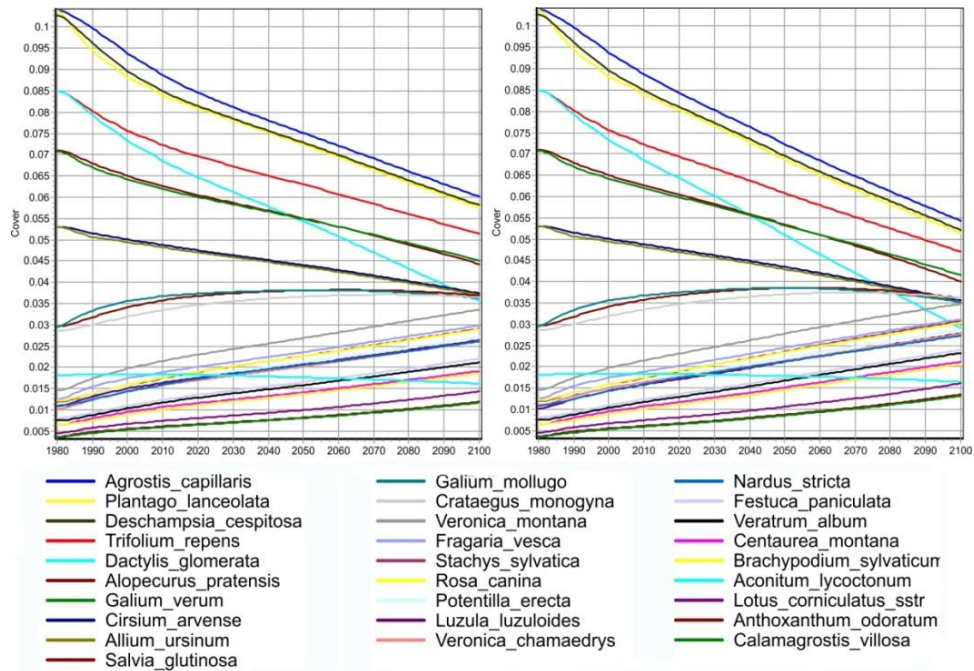
Calamagrostis villosa, се према утврђеним сценаријма очекује повећање покривности у просеку за 1 до 1.5%, према сценарију C1, односно 1.5 до 2% према сценарију C2. Ово се може објаснити повећањем конкурентивности ових врста у условима смањеног садржаја азота.

Разлике између утицаја два сценарија депозиција сумпора и азота (C1 и C2) на вегетацију се огледају у интензитету и динамици, која се разликује просечно за 0.5% покривности за сваку врсту.

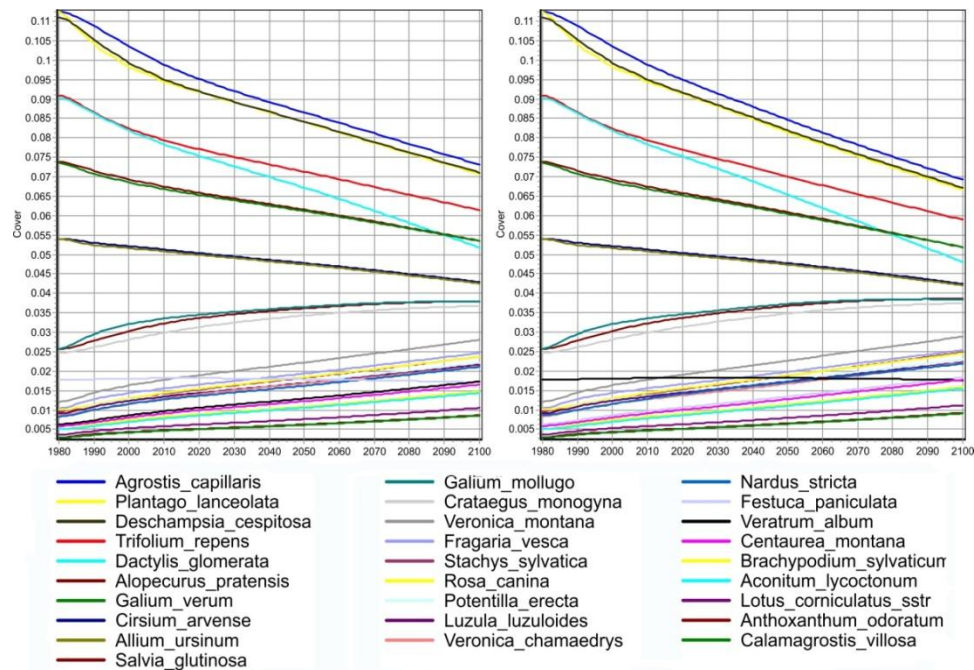


Слика 48. Симулација промене хемизма земљишта за период 1980–2100.; сценарио C1

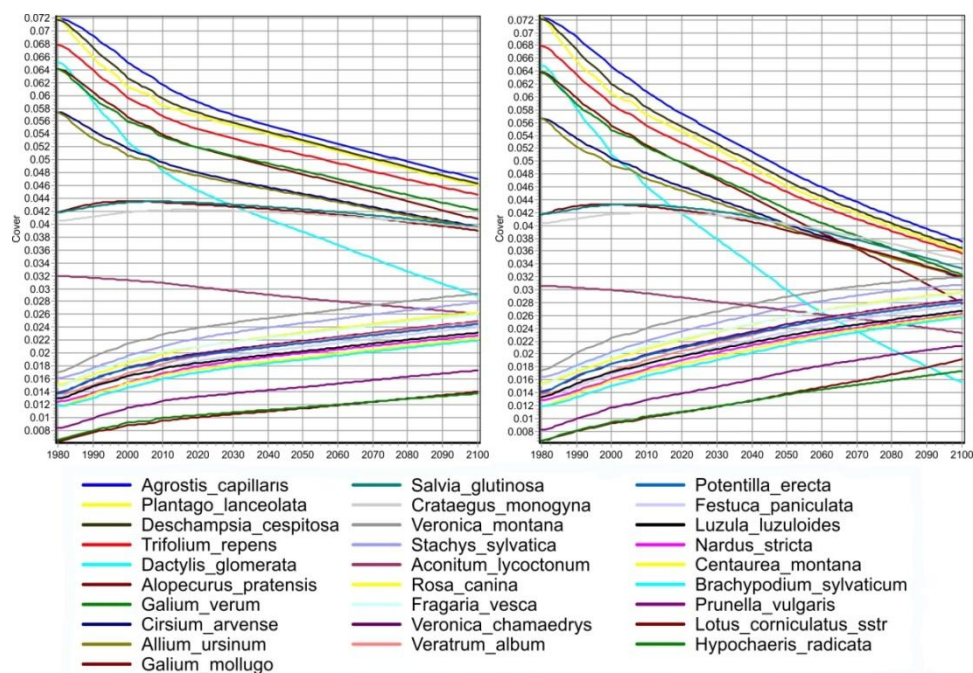
Слика 49. Симулација промене хемизма земљишта за период 1980–2100.; сценарио C2



Слика 50. Симулација промене покривности врста за период 1980–2100.: локалитет Маркова ливада; сценарио C1(лево) и C2 (десно)



Слика 51. Симулација промене покривности врста за период 1980–2100.: локалитет Јавор; сценарио C1 (лево) и C2 (десно)



Слика 52. Симулација промене покривности врста за период 1980–2100.:
локалитет Прелесје; сценарио C1(лево) и C2 (десно)

Као што је већ наведено, у оквиру овог рада, вршена је симулација промене диверзитета у односу на 3 параметра хемизма земљишта: рН земљишта, садржај базних катјона и садржај азота у земљишту (утицај промене депозиција азота).

Утицај промена параметра климе, температуре и годишњих флукса садржаја воде у земљишту, као и утицај интеракције климатских промена и параметара загађења, због своје комплексности, као и ограничења, коришћене верзије модела нису разматрани, већ представљају предмет будућих проучавања.

5.6. Потенцијалне зоне деградације земљишта шумских и високопланинских пашњачких екосистема источне Србије

„Land really is the best art...I think having land and not ruining it is the most beautiful art that anybody could ever want to own“
„So long as the system of competition in the production and exchange of the means of life goes on, the degradation of the arts will go on; and if that system is to last for ever, then art is doomed...“
(Andy Warhol & William Morris)

На основу добијених корелација хемијских и физичких својстава земљишта, критичних оптерећења и концентрација киселих полутаната, издвојене су површине (зоне I, II, III, IV i V) под шумским и екосистемима ливада и пашњака источне Србије осетљиве на процесе биолошке, хемијске, физичке, деградације земљишта и деградације терестричних екосистема уопште (прилог 18).

Зона I - биолошке деградације земљишта издвојена је на основу добијених веза биотоксичних концентрација алуминијума и рН вредности земљишта. Издвојене су површине са рН вредностима нижим од 4,3 испод које се однос алуминијума и базних катјона нагло мења у корист алуминијума (зона II, прилог 18). Издвајају се мање површине у подручју Мајданпека, као и површине у непосредној околини Лесковца.

Зона II – зона хемијске деградације земљишта издвојена је на основу процена потенцијалне ацидификације земљишта. Уколико се настави досадашњи тренд аерозагађења (сценарио C1) предвиђа се закисељавање земљишта на подручју Старе планине, Суве планине и у оквиру виших планинских зона на крајњем југу проучаваног подручја.

Зона III – физичке деградације земљишта издвојена је као ризична са аспекта стабилности структуре земљишта и потенцијалне физичке деградације (прилог 18), а на основу добијених регресионих анализа. У оквиру ове зоне издвојене су све површине са рН вредностима нижим од 4,8. У земљиштима

чија је рН вредност ниже од 4,8, концентрације Ca^{2+} јона се смањује, а однос Са и Mg постаје “ужи” што у земљишту доводи до повећања дисперзије глина, а самим тим и нарушавања структуре земљишта (Dontsova et Norton, 2001). Са сужавањем овог односа у проучаваним земљиштима, такође се смањује и садржај органског угљеника што упућује на индиректан утицај рН вредности у стварању органоминералних комплекса и структурних агрегата који су од великог значаја за структурност земљишта. Такође према добијеним резултатима за проучавана земљишта, при рН вредностима нижим од 4,8, вредности CROSS индекса се нагло повећавају. У оквиру ове зоне издвајају се локалитети у подручју Мајданпека, НП „Ђердап“, површине на Старој планини, као и површине на крајњем југу проучаваног подручја.

Зоне IV и V- зоне деградације азотом издвојене су као потенцијално веома осетљиве са аспекта прекорачења концентрација нутритивног азота у земљишту.

У оквиру зоне IV издвојене су површине са највећим кумулативним прекорачењима азота за период 1980-2009. година. Иако се ове површине не налазе у зонама највећих кумулативних вредности депозиција азота, због ниских вредности критичних оптерећења, издвајају се као веома осетљиве. Издвојене су површине високопланинских пашњака на Старој планини, Сувој планини, Ртњу и крајњем југу и југоистоку проучаваног подручја.

У оквиру зоне V налазе се површине са највећим кумулативним вредностима депозиција азота за период 1980-2009. Ове вредности се налазе у опсегу граничних оптерећења за нутритивни азот ($10-20 \text{ kg } \text{ha}^{-1}$) за листопадне шуме, али генерално не прелазе максимално дозвољена оптерећења ($20 \text{ kg } \text{ha}^{-1} \text{ god}^{-1}$). Ова зона издвојена је као потенцијална зона ризика јер се, на основу скорашњих истраживања на нивоу Европе, препоручује усвајање нижих критичних вредности (строжији критеријуми) за азот. Строжији критеријуми препоручују се због недовољно истраженог утицаја азота на хемизам и процесе

у земљишту, као и утицаји на екосистем уопште. Поред наведеног шумски, ливадски и пашњачки екосистеми који се налазе у оквиру ове зоне годинама се налазе под одређеним видом стреса од загађења (шира зона Мајданпека и Бора).

6. ЗАКЉУЧНА РАЗМАТРАЊА

Применом VSD модела и геостатистичких анализа за подручје источне Србије, дефинисани су фактори са највећим утицајем на просторну расподелу ацидификације земљишта према различитим сценаријима одвијања процеса ацидификације у одређеном временском периоду.

Киселе депозиције

- На подручју источне Србије, за период 1980-2009. године, издвојене су површине са различитим количинама депозиција на годишњем нивоу. Локалитети са највећим кумулативним вредностима талога сумпора припадају борском округу и износе 335-458,5 $kg \cdot ha^{-1}$, као и површине на подручју Старе планине 285,09-297,55 $kg \cdot ha^{-1}$. Најмање кумулативне вредности депозиција сумпора односе се на пчињски округ и крајњи север браничевског округа (Пожаревац) 169-46-205,73 $kg \cdot ha^{-1}$. Највеће годишње количне сумпора за проучавано подручје измерене су у периоду 1980 – 1985. год износе приближно 24,2-26,1 $kg \cdot ha^{-1}$, од 1990. године, количине депозиција сумпора се смањују. Посматрано за период 1980-2009., највећа смањења депозиција на годишњем нивоу износе 53-57% и односе се на централни део проучаваног подручја (шире подручје Ниша) и крајњи север око Дунава (Велико Градиште), а најмања су у долини реке Пчиње и око 30-35%.
- Површине са највећим кумулативним вредностима депозиција редукованог облика азота за период 1980-2009., карактеришу шире подручје Бора, Ниша, и Зајечара и износе 88,0-92,2 $kg \cdot ha^{-1}$. Најмање кумулативне вредности су у пчињском округу и износе 64,2-69,9 $kg \cdot ha^{-1}$. Највеће просечне годишње количне редукованог облика азота износе приближно 6,6-6,7 $kg \cdot ha^{-1}$, и измерене су у 1980. и 1985. године. Смањења депозиција су најизраженија на подручју Старе планине, депозиције измерене 2009 године су за 50-54,2% мање

него 1980 године. Најмање промене депозиција редукованог облика азота су у поморавском округу, депозиције измерене 2009 године су за 21-24,7% мање у односу на 1980 године. За период 1999-2009., се осим смањења бележи и повећање депозиција који карактерише поморавски, браничевски и борски округ и износе до 21,6%.

- Највеће количине депозиција оксидованог облика азота за период 1980-2009. године измерене су у борском округу и на ширем подручју Старе планине, око $85,2-97,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, а најмање у пчињском округу око $53,6-62,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Највеће просечне годишње количине депозиција оксидованог облика азота су измерене су у периоду 1980 – 1985. године и износе $5,7-5,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Највећа смањења депозиција оксидованог облика азота за период 1980-2009. године, остварена су у пиротском и борском округу и износе око 42-44%, а најмања на ширем подручју Ђуприје и Зајечара 24-30%. Повећање депозиција бележи се у ширем подручју Неготина Зајечара и износи око 2-9% у односу на 1999 годину.

Депозиције базних катјона и хлора

- Највеће вредности депозиција базних катјона и хлора у оквиру проучаваног подручја измерене су 1991. ($0,24 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}$), а од 1993. године, депозиције базних катјона и хлора показују тренд смањења.

Интензитет разлагања матичног супстрата – ослобађање базних катјона

- На подручју источне Србије на површинама под шумама и високопланинским пашњацима најзаступљенија класа разлагања матичног супстрата је **класа 3** ($0,019 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) са **54%** површина, у оквиру које се налазе типови земљишта дистрични камбисол, еутрични камбисол, ранкери и дистрични сирозем (*Dystric Cambisols*, *Eutric Cambisols*, *Rankers* и *Dystric Regosols*). Максималан интензитет ослобађања базних катјона, **класа 10** ($0,071 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$), заступљена је на **19,5%** површина, **класа 4** ($0,026 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$)

заступљена је на 18.3% површина. **Класа 1** са минималним интензитетом разлагања базних катјона из матичног супстрата ($0,004 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) заступљена је на **8%** површина, док класе **2** ($0,011 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) и **6** ($0,041 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) заузимају свега **0,2%** површина.

Интензитет усвајања азота и базних катјона од стране вегетације

- У оквиру појединачно проучаваних земљишта, највећи интензитет усвајања базних катјона и азота процењен је за шуме браничевског округа и креће се од $0,057\text{--}0,070 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ за азот и $0,040\text{--}0,061 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ за базне катјоне. Најмања усвајања процењена су за шуме пиротског округа и износе за азот $0,025\text{--}0,046 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ и базне катјоне $0,022\text{--}0,040 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. Највећи утицај вегетације на процес закисељавања земљишта, услед дисбаланса усвајања базних катјона и азота, процењен је за локалитете пашњака ($0,005\text{--}0,008 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) и шуме букве ($0,005\text{--}0,007 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$). Највећа усвајања азота и базних катјона су у мешовитим и четинарским шумама поморавског округа и за азот износе $0,075\text{--}0,079 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, а за базне катјоне $0,078\text{--}0,081 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. Високе процене усвајања на овим локалитетима, објашњавају се високим годишњим прирастом шума овог округа. Најмања усвајања добијена су за четинарске шуме борског округа за азот $0,029 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, а за базне катјоне $0,030 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. Усвајања за лишћарске шуме, највећа су у поморавском округу, за азот износе $0,059 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, а усвајања базних катјона $0,060 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. Најмања усвајања за лишћарске шуме су у нишавском и пиротском округу и износе $0,032 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ за азот, а $0,033 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ за базне катјоне. За високопланинске пашњаке и ливаде највећа усвајања су у зонама 1000-1200 mпv, и за базне катјоне износе $0,098 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, а за азот $0,114 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. Највећи утицај вегетације на процес закисељавања земљишта, услед дисбаланса усвајања базних катјона и азота, процењен је за локалитете високопланинских ливада и пашњака у зонама изнад 1400 mпv, $0,016 \text{ eq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$.

Критична оптерећења као мера осетљивости земљишта на процес ацидификације

- Као најосетљивији локалитети према депозицијама сумпора и азота издвајају се земљишта на локалитетима браничевског округа који се карактеришу високим вредностима депозиција у периоду 1980-2009. година (еутрично и дистрично смеђе земљиште и илимеризовано земљиште), земљишта под пашњацима на Старој планини (дистрично и еутрично хумусно – силикатно земљиште), као и на крајњем југу проучаваног подручја (дистрично смеђе и дистрично хумусно-силикатно земљиште).
- Добијене вредности критичних оптерећења крећу се од 459,4 до 2845,3 $eq\cdot ha^{-1}$ (7,4-45,5 $kg\cdot ha^{-1}$). Самим тим шумски екосистеми и високопланински пашњаци источне Србије припадају I, II, III и IV класи осетљивости према киселим полутантима и ацидификацији земљишта. Најраспрострањенија класа осетљивости је III класа (умерено осетљива) и заузима 86,4 % површина проучаваног подручја, класа II (веома осетљива) заступљена је са 6,9 %, класа IV (слабо осетљива) са 6,5 % и класа I (веома јако осетљива) са 0,2 % изучаваних површина. Категорији изузетно осетљивих терестричних екосистема на процес ацидификације земљишта припадају високо планински пашњаци (> m_{pv}) на истоку и југоистоку Србије.
- Максимална прекорачења сумпора се односе на зоне високо планинских пашњака на истоку и југоистоку Србије и износе око 1200 $eq\cdot ha^{-1}$ (7,5 $kg\cdot ha^{-1}$) за 1980 и 1985 годину, од када бележе пад до 2003-2004 године када нема прекорачења, а затим од 2004 се бележи пораст прекорачења на око 400 $eq\cdot ha^{-1}$ (2,5 $kg\cdot ha^{-1}$).

Критична оптерећења за азот, се крећу у рангу од 953,65 до 2740,27 $eq\cdot ha^{-1}$ (13,4-38,4 $kg\cdot ha^{-1}$). Најзаступљенија је класа IV (слабо осетљива) са оптерећењима од 2000-4000 $eq\cdot ha^{-1}$ са 73,6 % површина, класа III (умерено

осетљива) са оптерећењима од 1000-2000 $eq\cdot ha^{-1}$ са 26,0 % површина и класа II (осетљива) са оптерећењима од 500-1000 $eq\cdot ha^{-1}$ са 0,4 % површина. Најниже вредности критичних оптерећења се односе на високо планинске пашњаке (пашњаке изнад 1200 mnn) и износе 953,6-1500 $eq\cdot m^{-2}$ (13,3-21 $kg\cdot ha^{-1}$).

- Прекорачења азота за ацидификацију земљишта се јављају у периоду 1980-1995. износе максимално 430 $eq\cdot ha^{-1}$ (6 $kg\cdot ha^{-1}$), док су прекорачења нутритивног азота (exцНнут) карактеристична за целокупан посматрани период 1980-2009. године. Максимална прекорачења нутритивног азота се односе на зоне високо планинских пашњака за период 1980-1985. године и износе око 650 $eq\cdot ha^{-1}$ (9,1 $kg\cdot ha^{-1}$). Период 1985-2008. карактерише тренд смањења прекорачења нутритивног азота, при чему су 2008 године прекорачења су износила 214,9 $eq\cdot ha^{-1}$, односно 3,0 $kg\cdot ha^{-1}$, а од 2009. године прекорачења расту (316,8 $eq\cdot ha^{-1}$, односно 4,4 $kg\cdot ha^{-1}$).

Статус ацидификације земљишта источне Србије

- Процена статуса ацидификације, односно промене киселости земљишта, вршена је применом динамичког VSD модела. За проучавана земљишта у периоду **2000-2020.** година, према сценарију **C1**, на малом броју узорака се очекују негативне промене, и крећу се од -0,002 до -0,004 рН јединица. Максимална повећања рН вредности износе од 0,01 до 0,128 рН јединица. Смањења рН вредности се очекују на локалитетима за које су остварене минималне редукције депозиција, а притом се одликују дисбалансом усвајања базних катјона и азота и интензитет ослобађања базних катјона из матичног супстрата. Према сценарију **C2**, се не очекује смањење рН вредности, односно за сва анализирана земљишта се очекује повећање рН вредности од 0,008 до 0,188 рН јединица. За период **2020-2050.** година, према сценарију **C1**, за више од 50% анализираних земљишта се очекује смањење рН вредности од -0,001 до -0,046 рН јединице. Промена рН вредности се креће у рангу -0,05 до

0,06 pH јединица. За сценарио C2, ранг промене се креће од 0,06 до 0,30 pH јединица. У оквиру сценарија C2, и у овом периоду, предвиђа се само повећање pH вредности земљишта. За период 2050-2100. година, према сценарију C1, промена pH вредности се налази у рангу од -0,02 до 0,04 pH јединице, а интерквartilни опсег од 0 до 0,02 pH јединице. За сценарио C2, pH вредност се повећава и креће у рангу од 0,02 до 0,38.

- На основу геопросторних анализа промене pH вредности земљишта су следеће: према сценарију C1 смањење pH вредности до -0,07 pH јединица очекује се на подручју Старе планине и на крајњем југу и југоистоку проучаваног подручја углавном за хумусно-силикатна земљишта под пашњацима и ливадама. Незнатна повећања од 0,05-0,1 pH јединице се такође очекују на ширем подручју Старе планине, и на крајњем југу проучаваног подручја, за хумусно-силикатна и кисела смеђа земљишта. На осталим површинама се предвиђа повећање pH вредности земљишта за 0,1-0,25 pH. Према сценарију C2, који подразумева да ће на свим локалитетима депозиције киселих полутаната бити умањене за 30%, се предвиђа повећање pH вредности од 0,1-0,4 pH јединице.

- У проучаваним земљиштима однос изменљивог алуминијума и киселости земљишта је променљив. Садржај алуминијума има тенденцију благог раста при pH 4,8 до 7,3, док се смањењем pH ispod 4,8, концентрација алуминијума нагло повећава.

- У проучаваним земљишта однос концентрација Al/Ca изнад 0,5, који је у литератури дефинисан као ризичан у смислу смањеног раста биљака, карактеристичан је за земљишта чије се pH вредности крећу испод 4,3 pH јединице.

- При pH вредностима нижим од 4,2 pH јединице однос концентрација алуминијума и магнезијума нагло се мења у корист алуминијума.

Процес ацидификације као фактор физичке деградације земљишта

- Однос садржаја Ca и Mg у земљишту, директно утиче на стабилност структуре земљишта. У оквиру изучаваних земљишта, однос Ca:Mg се смањује са смањењем рН вредности испод 4,8. Садржај органског угљеника, такође, се смањује са сужавањем овог односа што упућује на индиректан утицај рН вредности у стварању органоминералних комплекса и структурних агрегата. У оквиру проучаваних земљишта, вредности CROSS индекса нагло расту са смањењем рН вредности испод 4,8. Високе вредности CROSS индекса уско су везане са појачаном дисперзијом глина и негативним вредностима „Z“ потенцијала.

Утицај киселих полутаната ацидификације земљишта на промену структуре вегетације

- Од анализираних хемијских својстава земљишта, за пројектоване сценарије и услове средине, смањење садржаја азота показује највећи утицај на снагу конкуренције врста приземне флоре.
- За заједницу *Fagetum moesiacaе subalpinum* Greb. 1950, на локалитету Ракитска гора (Бабин зуб) и заједницу *Fagetum moesiacaе montanum asperulosum* B. Jov. 1953, на локалитету Јавор, симулацијом примењеног модела издвајају се две групе биљних врста са различитим променама покровности за период 1980-2100. У оквиру прве групе издвајају се врсте *Oxalis acetosella*, *Geranium robertianum* и врста *Dactylis glomerata* (на локалитету Јавор), за које је изражено смањење покровности, док се врста *Asperula odorata* издваја са израженијим повећањем покровности. За заједницу *Fagetum moesiacaе montanum nudum* B. Jov. 1953, на локалитету Прелесје, симулацијом примењеног модела издваја се врста *Mercurialis perennis* коју карактерише смањење покровности за 20%, врста *Galium odoratum* за период од 1980–2020.,

показује повећање покровности, а од 2020–2100., смањење покровности. Остале врсте карактерише повећање конкуритивности и покровности.

- Процена промене диверзитета и структуре вегетације за пашњаке Старе планине вршена је на основу карактеристичног скупа врста који је изведен на основу фитоценолошких снимака заједнице *Agrostietum vulgaris (capillaris)*. Највеће смањење покровности на наведеним локалитетима предвиђа се за врсту *Dactylis glomerata*. Утицај промене садржаја азота у земљишту је доминантан, условима смањеног садржаја азота снага конкуритивности ове врсте се смањује.
- Разлике између утицаја два сценарија депозиција сумпора и азота (C1 и C2) на вегетацију се огледају у интензитету и динамици, која се разликује просечно за 0,5% покровности за сваку врсту.
- На основу добијених симулација, уочено је да од анализираних својстава земљишта, смањење садржаја азота показује највећи утицај на снагу конкуренције врста.

Зоне ризика

На основу добијених резултата издвојене су површине (зоне I, II, III, IV и V) под шумским и пашњачким екосистемима источне Србије веома осетљиве на процесе биолошке, хемијске, физичке, деградације земљишта и деградације терестричних екосистема уопште.

Зона I – биолошке деградације земљишта, односно зона потенцијалних биотоксичних концентрација алуминијума. Издвојене су површине са рН вредностима нижим од 4,3 на подручју Мајданпека, као и површине у непосредној околини Лесковца.

Зона II – зона хемијске деградације земљишта издвојена је на основу процена потенцијалне ацидификације земљишта. Издвојене су површине на подручју Старе планине, Суве планине и у оквиру виших планинских зона на

крајњем југу и југоистоку проучаваног подручја.

Зона III – физичке деградације земљишта издвојена је као ризична са аспекта нарушавања стабилности структуре земљишта и потенцијалне физичке деградације. У оквиру ове зоне издвајају се локалитети у подручју Мајданпека, НП „Ђердап“, површине на Старој планини, као и површине на крајњем југу проучаваног подручја.

Зоне IV и V - зоне деградације азотом издвојене су као потенцијално веома осетљиве са аспекта прекорачења концентрација нутритивног азота у земљишту. У оквиру зоне IV издвојене су површине са највећим кумулативним прекорачењима азота, а то су површине високопланинских пашњака на Старој планини, Сувој планини, Ртњу и крајњем југу и југоистоку проучаваног подручја. У оквиру зоне V налазе се површине са највећим кумулативним вредностима депозиција азота за период 1980–2009., а које се налазе у опсегу граничних оптерећења за нутритивни азот ($10\text{--}20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) за листопадне шуме, издвојена је ширира зона Мајданпека и Бора.

7. ПРАВЦИ БУДУЋИХ ПРОУЧАВАЊА

Добре предиктабилне способности модела захтевају релеванте 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. Такође ове базе података омогућиће да се изврши валидација актуелних критеријума и граничних вредности критеријума који су од кључне важности приликом процене осетљивости екосистема и дефинисање његових критичних оптерећења.

На основу спроведних проучавања, добијених резултата као и питања која су се јавила приликом израде ове докторске дисертације у даљем тексту образложена је неопходност и значај комплекснијих проучавања хемијских процеса у земљишту:

Сумпор у земљишту

Процеси адсорпције и десорпције сумпора у земљишту су од великог значаја за процену и пројекцију хемизма земљишта и земљишног раствора, а у оквиру концепта процене критичних оптерећења (VSD модела) нису детаљно формулисани. Десорпција антропогених сулфата може бити значајан извор сулфата у земљишном раствору неколико декада након редукција депозиција и садржаја сумпора у земљишту стога је праћење садржаја и хемизма сумпора у земљишту у зонама са највећим кумулативним вредностима депозиција сумпора у прошлости од изузетне важности.

Фосфор у земљишту

Истраживања која су обављена током последњих година наглашавају

значај фосфора у земљишту за вегетацију, који иако потребан у малим количинама игра важну улогу у развићу биљака. Такође значај проучавања фосфора у земљишту од посебне је важности за кисела земљишта јер везивањем са гвожђем и алуминијумом (који се у киселим земљиштима јавља у већим концентрацијама) постаје недоступан биљкама.

DOC и оксалатни алуминијум

Такође неопходна су мерења растворљивог органског угљеника (DOC-dissolved organic carbon) и оксалатног алуминијума који су од велике важности за процену капацитета неутрализације киселости земљишта и хемизма земљишног раствора.

Кружење хранљивих елемената-терестрични екосистеми

С обзиром да је кружење базних катјона и азота у екосистему од велике важности за дефинисање што реалнијих критичних вредности загађења неопходни су емпиријски подаци о минералашком саставу (интензитету разлагања матичног супстрата) за доминантне типове земљишта, као и емпиријски подаци о усвајању нутритивних елемената (базних катјона, азота) за шумске врсте од националног значаја.

Поред проучавања процеса у земљишту неопходна је параметризација за врсте и станишта која нису дефинисана у оквиру VEG/PROPS модела, а од националног су значаја. Како би се јасно дефинисали утицаји потенцијалних загађења и климатски промена на промену структуре вегетације неопходно је усаглашавање постојећих вредности Еленбергових индикатора са реалним вредностима за врсте шумских и травних заједница на подручју Србије.

Треба размотрити и параметризацију вегетацијских индикатора за инвазивне врсте које су последњих година забележене на подручју Србије, јер се једино укључивањем и ових врста може имати потпуна слика о утицају

загађења и климатских промена на природне екосистеме (у овом контексту промену структуре вегетације).

8. ЛИТЕРАТУРА

1. (2011): Стратегија биолошке разноврсности Републике Србије за период 2011–2018. Министарство животне средине и просторног планирања, Београд.
2. Abrahamsen G., Miller H. G. (1984): Effects of Acidic Deposition on Forest Soil and Vegetation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. 305 (B): 369–382.
3. Adams F., Lund Z.F. (1966): Effect of chemical activity of soil solution aluminum on cotton root penetration of acid subsoils. *Soil Science* 101 (3): 193–198.
4. Adams F., Moore B.L. (1983): Chemical factors affecting root growth in subsoil horizons of Coastal Plain soils. *Soil Science Society of America Journal* 47(1): 99–102.
5. Alcamo J., Shaw R., Hordijk L. (eds), (1990): *The RAINS Model of Acidification. Science and Strategies in Europe*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
6. Alexander I.J., Fairley R.I. (1983): Effects of N fertilisation on populations of fine roots and mycorrhizas in spruce humus. *Plant and Soil* 71 (1-3): 49-53.
7. Allaby M. (2002): *Encyclopedia of weather and climate*. Facts on File, New York
8. Alva A.K., Asher C.J., Edwards D.G. (1986a): The role of calcium in alleviating aluminum toxicity. *Australian Journal of Agricultural Research*. 37(4): 375–382.
9. Alva A.K., Blamey F.P.C., Edwards D.G., (1986b): An evaluation of aluminum indices to predict aluminum toxicity to plants grown in nutrient solutions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 17(12): 1271–1280.
10. Alvarez E., Fernandez-Marcos M.L., Monterroso C., Fernandez-Sanjurjo M.J. (2005): Application of aluminium toxicity indices to soils under various forest species. *Forest Ecology and Management* 211: 227–239.
11. Alveteg M. (1998): *Dynamics of Forest Soil Chemistry*. Doctoral dissertation. Department of Chemical Engineering II. Lund University, Sweden.
12. Alveteg M., Sverdrup H. (2002): *Manual for regional assessments using the SAFE model*. Department of Chemical Engineering II, Lund University, Lund, Sweden. WEB: www2.chemeng.lth.se
13. Amezketa E. (1999): Soil aggregate stability: a review. *Journal of Sustainable Agriculture* 14 (2-3): 83–151.
14. Arp P.A., Oja T. (1997). A forest soil vegetation atmosphere model (ForSVA), I: concepts. *Ecological Modelling* 95 (2-3): 211–224.
15. Augusto L., Bonnaud P., Ranger J. (1998): Impact of tree species on forest soil acidification. *Forest Ecology and Management* 105 (1–3): 67-78

16. 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.
17. Bai Z.G., Dent D.L., Olsson L. and Schaepman M.E. (2008): Global Assessment of Land Degradation and Improvement 1: Identification by Remote Sensing. Report 2008/01. FAO, ISRIC –Rome, Wageningen.
18. Barber S.A. (1995): Soil Nutrient Bioavailability. A mechanistic approach. Wiley, New York.
19. 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.
20. Barkman A. (1998): Critical loads - assessment of uncertainty. Doctoral thesis. Department of Chemical Engineering II, Lund University, Sweden.
21. Barrett E., Brodin G. (1955): The Acidity of Scandinavian Precipitation. *Tellus* 7 (2): 251-257.
22. Bar-Tal A., Baryosef B., and Chen Y. (1988): Effects of fulvic-acid and pH on zinc sorption on montmorillonite. *Soil Science* 146 (5): 367-373.
23. Bartlett R.J., Riego D.C. (1972): Effect of chelation on the toxicity of aluminum. *Plant Soil* 37 (2): 419-423.
24. Bayes T., Price R. (1763): *An Essay towards solving a Problem in the Doctrine of Chance*. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 53 (0): 370-418.
25. Belanović S. (2007): Ekološki kvalitet šemljišta brdsko.planinskog područja Istočne Srbije. Doktorska disertacija, Šumarski fakultet, Beograd.
26. Belyazid S. (2006): Dynamic modeling of biogeochemical processes in forest ecosystems. PhD thesis, Lund University, Lund, Sweden
27. Belyazid S., Kurz D., Braun S., Sverdrup H., Rihm B., Heelingh J.P. (2011): A dynamic modelling approach for estimating critical loads of nitrogen based on plant community changes under a changing climate. *Environmental Pollution online* 159 (3): 789-801.
28. Belyazid S., Kurz D., Sverdrup H., Braun S., Rihm B. (2009): Developing a method for estimating critical loads of nitrogen deposition under a changing climate, based on biological indicators. In: Heelingh J.P., Posch M., Slootweg J. (Eds.): *CCE Status Report 2009*, Bilthoven: 57-67.
29. Berggren D. (1992): Speciation and mobilization of aluminium and cadmium in podzols and cambisols of S. Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 62 (1-2): 125-156.
30. Bertram H.G., and Schleser G.H. (1982): The I3C/I2C isotope ratios in a north-German Podzol. In: Schmidt H.L., Forstel H., Heinziger K (Eds.): *Stable Isotopes Elsevier*. Amsterdam: 115-120.

31. Bjorge D., Skalin R. (1995): PARLAM - the parallel HIRLAM version at DNMI. Research Report 27, The Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway: 3788.
32. Blake L., Goulding K.W.T. (2002): Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, UK. *Plant and Soil* 240 (2): 235-251.
33. Bobbink R., Ashmore M., Braun S., Flückiger W., Van den Wyngaert I.J.J. (2002): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. In: Achermann B., Bobbink R. (Eds.): *Empirical Critical Loads for Nitrogen*. Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape, Berne: 43-171.
34. Bobbink R., Hicks K., Galloway J., Spranger T., Alkemade R., Ashmore M., Bustamante M., Cinderby S., Davidson E., Dentener F., Emmett B., Erisman J.W., Fenn M., Gilliam F., Nordin A., Pardo L., De Vries W. (2010): Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20: 30-59.
35. Bonneau M. (1981): Le hêtre et le maintien de l'équilibre naturel. In: Teissier du Cros E., Le Tacon F., Nepveu G., Pardé J., Perrin R., Timbal J. (Eds): *Le hêtre*. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris: 118-165.
36. Bonten L., Mol-Dijkstra J.P., Wiegger R., Reinds G.J. (2012): *GrowUp: A tool for computing forest Growth, nutrient Uptake and litterfall*. CCE Status Report. Alterra (WUR), Wageningen, Netherlands.
37. Boruvka L., Mladkova L., Penížek V., Drabek O., Vašat R. (2007): Forest soil Acidification Assessment Using Principal Component Analysis and Geostatistics, *Geoderma* 140 (4): 374-382.
38. Bott A. (1989a): A positive definite advection scheme obtained by non-linear renormalization of the advection uses. *Mon. Weather Rev.* 117: 1006-1015.
39. Bott A. (1989b): Reply. *Mon. Weather Rev.* 117: 2633-2636.
40. Boxman A.W., Blanck K., Brandrud T.E., Emmett B.A., Gundersen P., Hogervorst R.F., Kjonaas O.J., Persson H., and Timmermann V. (1998): Vegetation and soil biota response to experimentally-changed nitrogen inputs in coniferous forest ecosystems of the NITREX project. *For. Ecol. Mgmt* 101 (1-3): 65-79.
41. Brady N.C. (1981): *Advances in Agronomy* 33. Academic Press, New York.
42. Bronick C.J., Lal R. (2005): Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124: 3-22.
43. Bronick C.J., Lal R., Tisdall J.M., Oades J.M. (1982): Organic matter and water-stable, aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33(2): 141-163.
44. Bruce R.C., Warrell L.A., Edwards D.G., Bell L.C. (1988): Effects of aluminium and calcium in the soil solution of acid soils of root elongation of *Glycine max* cv. Forrest. *Aust J Agric Res* 39 (3):319-338.

45. Brydges T.G., Wilson R.B.(1991): Acid rain since 1985 - times are changing. In: Last FT, Watling R Acid deposition: its nature and impacts. Vol. 97. Acid deposition: its nature and impacts. pp. 1-15.
46. Cairney J.V.G, Meharg A.A. (1999): Influences of anthropogenic pollution on mycorrhizal fungal communities. *Environmental Pollution* 106 (2): 169-182.
47. Chan, K.Y., Heenan, D.P., So, H.B., 2003. Sequestration of carbon and changes in soil quality under conservation tillage on lighttextured soils in Australia: a review. *Aust. J. Exp. Agric.* 43, 325–334.
48. Chen Z., Pawluk S., Juma. N.G. (1998): Impact of variations in granular structure on carbon sequestration in two Alberta Mollisols. In: Lal R., Kimble J. M., Stewart B.A.(Eds.): *Soil processes and the Carbon Cycle*: 225-243.
49. Clarkson D. T. (1965): *Ann. Bot. (London)* 29: 305-315.
50. Concepcion S., Corkidi L., Allen E. B. (2006): Feedbacks of soil inoculum of mycorrhizal fungi altered by N deposition on the growth of a native shrub and an invasive annual grass. *Plant and Soil* August 286 (1-2): 153-165.
51. Cosby B.J., Hornberger G.M., Galloway J.N., Wright R.F. (1985a): Modeling the effects of acid deposition: Assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research* 21(1): 51-63.
52. Cosby B.J., Wright R.F., Hornberger G.M., Galloway J.N. (1985b): Modeling the effects of acid deposition: Estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resources Research* 21(11): 1591-1601.
53. Cosby B.J., Hornberger G.M., Galloway J.N., Wright R.F. (1985c): Time scales of catchment acidification: A quantitative model for estimating freshwater acidification. *Environmental Science & Technology* 19(12): 1144-1149.
54. Cosby B.J., Hornberger G.M., Wright R.F., Galloway J.N. (1986): Modeling the effects of acid deposition: Control of long-term sulfate dynamics by soil sulfate adsorption. *Water Resources Research* 22(8): 1283-1291.
55. Cosby B.J., Ferrier R.C., Jenkins A., Wright R.F. (2001): Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences* 5(3): 499-517.
56. Cronan C. S., Walker W. J., Bloom P. R. (1986): *Nature* 324: 140–143.
57. Cronan C.S., April R., Bartlett R.J., Bloom P.R., Driscoll C.T., Gherini S.A., Henderson G.S., Joslin J.D., Kelly J.M., Newton R.M., Parnell R.A., Patterson H.H., Raynall D.J., Schaedle M., Schofield C.T., Sucoff E.I., Tepper H.B., Thornton F.C. (1989): Aluminium toxicity in forests exposed to acidic deposition: The ALBIOS results. *Water Air and Soil Pollution* 48 (1-2): 181-192.
58. Cronan C.S., Grigal D.F. (1993): Critical Review of the Use of Ca/Al Ratios to Assess the Impact of Acid Deposition on Forest Ecosystems. Report for National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement. NY, USA.

59. Cronan C.S., Grigal D.F. (1995): Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 24(2): 209–226.
60. Crowther C., Ruston A. G. (1911): The nature, distribution and effects upon vegetation of atmospheric impurities in and near an industrial town. *The Journal of Agricultural Science* The Journal of Agricultural Science 4(1):25-55.
61. Czekanowski J. (1913): *Zarys metod statystycznych w zastosowaniu do antropologii* (An outline of statistical methods applied in anthropology). Towarzystwo Naukowe Warszawskie, Warszawa.
62. Dalal R. C. (1998): Soil microbial biomass - what do the numbers really?. *Austr. J. Exp. Agricul.* 38: 649-665.
63. Darboux F., Le Bissonnais Y. (2007): Changes in structural stability with soil surface crusting: Consequences for erodibility estimation. *European Journal of Soil Science* 58: 1107–1114.
64. Davies E. B. (1945):. *Nature* (London) 156: 392-393.
65. De Vries W., Breeuwsma A. (1986): Relative importance of natural and anthropogenic proton sources in soils in the Netherlands. *Water Air and Soil Pollution* 28 (1): 173-184.
66. De Vries W., Breeuwsma A. (1987): The relation between soil acidification and element cycling. *Water Air and Soil Pollution* 35 (3-4): 293-310.
67. De Vries W., Posch M., Kämäri J. (1989): Simulation of the long term soil response to acid deposition in various buffer ranges. *Water Air and Soil Pollut* 48:349-390.
68. De Vries W., Hol A., Tjalma S., Voogd J.C. (1990): Literature study on the amounts and residence times of elements in forest ecosystems (in Dutch). Rapport 94, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands.
69. De Vries W., Reinds G.J., Posch M. (1994): Assessment of critical loads and their exceedance on European forests using a one-layer steady-state model. *Water, Air and Soil Pollution* 72 (1-4): 357-394.
70. 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. *Alterra Report* 701, Wageningen.
71. De Vries, W., Reinds, G.J., Gundersen, P., and Sterba, H. (2006): The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biology* 12 (7): 1151-1173.
72. De Vries W., Kros J., Reinds G.J., Wamelink W., Van Dobben H., Bobbink R., Emmett B., Smart S., Evans C., Schlutow A., Kraft P., Belyazid S., Sverdrup H., Van Hinsberg A., Posch M., Hettelingh J.P. (2007): Developments in modelling critical nitrogen loads for terrestrial ecosystems in Europe. *Alterra Report* 1382, Wageningen, The Netherlands, 206 pp.

73. De Vries W., Wamelink G.W.W., van Dobben H., Kros J., Reinds G.J., Mol-Dijkstra J.P., Smart S.M., Evans C.D., Rowe E.C., Belyazid S., Sverdrup H.U., van Hinsberg A., Posch M., Hettelingh J-P., Spranger T., Bobbink R. (2010): Use of dynamic soil-vegetation models to assess impacts of nitrogen deposition on plant species composition: an overview. *Ecological Applications*, 20 (1): 69-79.
74. Delvaux B., Tessier D., Herbillon A.J., Burtin G., Jaunet A.M., Vielvoye I. (1992): Morphology, Texture, and Microstructure of Halloysitic Soil Clays as Related to Weathering and Exchangeable Cation. *Clays and Clay Minerals* 40: 446-456.
75. Demarty M., Morvan C., Thellier, M. (1984): Calcium and the cell wall. *Plant Cell Environment* 7: 441-448.
76. Dentener F., Drevet J., Lamarque J.F., Bey I., Eickhout B., Fiore A.M., Hauglustaine D., Horowitz L.W., Krol M., Kulshrestha U.C., Lawrence M., Galy-Lacaux C., Rast S., Shindell, D., Stevenson D., Van Noije T., Atherton C., Bell N., Bergman D., Butler T., Cofala J., Collins B., Doherty R., Ellingsen K., Galloway J., Gauss M., Montanaro V., Muller J.F., Pitari G., Rodriguez J., Sanderson M., Solomon F., Strahan S., Schultz M., Sudo K., Szopa S., Wild O. (2006): Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: a multimodel evaluation. *Global Biogeochemical Cycles* 20, GB.
77. Dice L.R. (1945): Measures of the Amount of Ecologic Association Between Species. *Ecology* 26 (3): 297-302.
78. Dimoyiannis D.G., Tsadilas C.D., Valmis S. (1998): Factors affecting aggregate instability of Greek agricultural soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29 (9-10): 1239-1251.
79. Dirkse G.M., Van Dobben H. (1989): Het effect van bemesting op de samenstelling van de kruidlaag van dennenbossen. *Natura* 9: 208-212.
80. Dokuchaev V. V. (1951): Report on Land Evaluation in General and for the Transcaucasus, in Particular. Horizontal and Vertical Soil Zones. In Dokuchaev V. V.: *Works* 6: 379-397. Akad. Nauk SSSR, Moscow.
81. Dontsova K., Norton L.D. (2001): Effects of exchangeable Ca:Mg ratio on soil clay flocculation, infiltration and erosion. In: Stott D.E., Mohtar R.H., Steinhardt G.C. (Eds.) (1999): *Sustaining the global farm*. International Soil Conservation Organisation meeting. USDA-ARS National Soil Erosion Research Purdue: 580-585.
82. Draaijers G.P.J., Van Leeuwen E.P., De Jong P.G.H., Erisman J.W. (1997): Base-cation deposition in Europe—part II. Acid neutralization capacity and contribution to forest nutrition. *Atmospheric Environment* 31 (24): 4159-4168.
83. Duan L., Hao J., Xie S., Zhou Z., Ye X. (2002): Determining weathering rates of soils in China. *Geoderma* 110(3-4): 205-225.

84. Duan L., Huang Y., Hao J., Xie S., Hou M. (2004): Vegetation uptake of nitrogen and base cations in China and its role in soil acidification. *Science of The Total Environment* 330 (1-3): 187-198.
85. Ducros M. (1845): Observation d'une pluie acide. *J. Pharmacie Chimie* 3 (7): 273-277.
86. Duiker S.W., Rhoton F.E., Torrent J., Smeck N.E., Lal R. (2003): Iron (hydr)oxide crystallinity effects on soil aggregation. *Soil Science Society of America Journal*. 67 (2): 606– 611.
87. Đorđević-Milošević S. (1996): Dinamika organske produkcije i kvaliteta biomase travnih zajednice različitih visinskih pojaseva Stare planine. Doktorska disertacija. Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Beogradu.
88. Egner H., Eriksson E. (1955): Current data on the chemical composition of air and precipitation. *Tellus* 7: 134-139.
89. Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18
90. Erichsen J. J. R. (1964): *Fish and River Pollution*. Butterworth, Washington: 203 pp.
91. Eswaran H, Reich P, Beinroth F. (1997): Global distribution of soils with acidity. In: Moniz A.C., Furlani A.M.C., Schaffert R.E., Fageria N.K., Rosolem C.A., Cantarella H. (Eds.): *Plant-Soil Interactions at Low pH*. Campinas, Brazil: Brazilian Society of Soil Science: 159–164.
92. Eurosoil (1999): *Metadata: Soil Geographical Data Base of Europe v.3.2.8.0*. Joint Research Centre, Ispra, Italy.
93. Evans R. (1980): Mechanics of water erosion and their spatial and temporal controls: an empirical viewpoint. In: Kirkby, M.J. and Morgan, R.P.C. (eds.): *Soil Erosion*. John Wiley & Sons. New York, 109-128.
94. Evelyn J. (1661): *Fumifugium, or, The inconveniencie of the aer and smoak of London dissipated together with some remedies humbly proposed / by J.E. esq. to His Sacred Majestie, and to the Parliament now assembled*. Fumifugium Bedel and Colins, London.
95. Falkengren-Grerup U. (1986): Soil Acidification and Vegetation Changes in deciduous Forest in Southern Sweden. *Oecologia* 70 (3): 339-347.
96. Falkengren-Grerup U. (1989): Soil Acidification and Its Impact on Ground Vegetation. *Ambio* 18(3): 179-183.
97. Falkengren-Grerup U. (1990): Distribution of Field Layer Species in Swedish Deciduous Forests in 1929-54 and 1979-88 as Related to Soil pH. *Vegetation* 86(2):143-150.
98. Falkengren-Grerup U., Eriksson H. (1990): Changes in soil, vegetation and forest yield between 1947 and 1988 in beech and oak sites of southern Sweden. *Forest Ecology and Management*.

99. Falkengren-Grerup U., Brunet J., Quist M.E (1995): Sensitivity of plants to acidic soils exemplified by the forest grass *Bromus benekenii*. *Water, Air, and Soil Pollution* 85(3): 1233-1238.
100. Fedotov G.N., Tretyakov Yu.D., Dobrovolskii G.V., Putlyaev V.I., Pakhomov E.I., Fankovskaya A.A., Pochatkova T.N. (2006): Water resistance of soil aggregates and gel structures. *Doklady Chemistry* 411 (1): 215-218
101. Filipović B., Krunić O., Lazić M. (2005): *Regionalna hidrogeologija Srbije*. Rudarsko geološki fakultet Beograd, 2005.
102. Fischer R., Waldner P., Carnicer J., Coll M., Dobbertin M., Ferretti M., Hansen K., Kindermann G., Lasch-Born P., Lorenz M., Marchetto A., Meining S., Nieminen T., Penuelas J., Rautio P., Reyer C., Roskams P., Sánchez G. (2012): *The Condition of Forests in Europe. 2012 Executive Report*. ICP Forests, Hamburg.
103. Foy C. D., Chaney R. L., White M. C. (1978): The Physiology of Metal Toxicity in Plants. *Annual Review of Plant Physiology* 29: 511-566.
104. Foy C.D. (1984): Physiological effects of hydrogen, aluminum, and manganese toxicities in acid soil. In: F Adams, ed. *Soil Acidity and Liming*. Madison, WI: American Society of Agronomy. pp. 57-97.
105. Godbold D. L., Fritz E., Huttermann A. (1988): Ecology Aluminum toxicity and forest decline (root elongation/Ca uptake/x-ray microanalysis). *Proceedings of the National Academy of Sciences* 85: 3888-3892.
106. Godbold D. L., Jentschke G. (1998): Aluminium accumulation in root cell walls coincides with inhibition of root growth but not with inhibition of magnesium uptake in Norway spruce. *Physiologia Plantarum* 102: 553-60.
107. Goransson A., and Eldhuset T.D. (1991): Effects of aluminum on growth and nutrient uptake of small *Picea abies* and *Pinus sylvestris* plants. *Trees (Berl)*, 5: 136-142.
108. Gorham E. (1955): On the acidity and salinity of rain. *Geochim. et Cosmoch. Acta* 7: 231-239.
109. Gorham E. (1976): Acid precipitation and its influence upon aquatic ecosystems — an overview. *Water, Air, & Soil Pollution* 6 (2): 457-481.
110. Gorham E., McFee W. (1980): Effects of acid deposition upon outputs from terrestrial to aquatic ecosystems. In Hutchinson T. C., Havas M. (Eds.): *Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems*. New York, Plenum Press: 465-480.
111. Gorham E. (1994): Neutralizing acid rain. *Nature* 367: 321.
112. Graunt J. (1665): *Natural and Political Observations mentioned in a following Index, and made upon the Bills of Mortality*. Royal Society, London.
113. Gribov A., Krivoruchko K. (2012): New Flexible Non-parametric Data Transformation for Trans-Gaussian Kriging. *Quantitative Geology and Geostatistics*, *Geostatistics* 17(1):55-65 .

114. Groenenberg J.E., Kros J., Van der Salm C., De Vries W.(1995): Application of the model NUCSAM to the Solling spruce site. *Ecological Modelling*, 83: 97–107.
115. Gržetić I. (2007): [www.chem.bg.ac.rs/grzetic/predavanja/Osnovi hemije atmosfere i zagađivaci vazduha/](http://www.chem.bg.ac.rs/grzetic/predavanja/Osnovi_hemije_atmosfere_i_zagađivaci_vazduha/)
116. Gupta U.C. (1997): Molybdenum in Agriculture.
117. Hall J., Reynolds B., Aherne J., Hornung M. (2001): The importance of selecting appropriate criteria for calculating acidity critical loads for terrestrial ecosystems using the simple mass balance equation, *Water, Air and Soil Pollution* 1 (1-2): 29-41.
118. Hallbacken L., Tamm C.O. (1986): Changes in soil acidity from 1927-1982/84 in a forested area of south west Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 1:219-232.
119. Handcock M.S., Stein M.L. (1993): A Bayesian analysis of kriging. *Techno-metrics*, 35:403-410.
120. Hargreaves P. R., Brooks P. C., Ross P.R. and Poulton P. R. (2003): Evaluating soil microbial biomass carbon as an indicator of long-term environmental change. *Soil. Biol. Biochem* 35: 401-407.
121. Harned H.S., Davis R.J., (1943):. The ionization constant of carbonic acid in water and the solubility of carbon dioxide in water and aqueous salt solutions from 0 to 50°. *J. Am. Chem. Soc.* 65: 2030–2037.
122. Harris R.F., Chesters G., Allen O.N. (1966): Dynamics of soil aggregation. *Advances in Agronomy* 18: 108– 169.
123. 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): 327-336.
124. Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 51, 123– 137.
125. Heijine B., Dueck T.A., Van der Eerden L.J.M., Heil G. (1994): Effects of atmospheric ammonia and ammonium sulphate on vesicular-arbuscularmycorrhizalcolonisation in three heathland species. *New Phytologist* 127: 685-696.
126. Hellsten S., van Loon M., Tarrason L., Vestreng V., Torseth K., Kindbom K., Aas W. (2007): Base cations deposition in Europe, IVL Swedish Environmental Research Institute, The Nordic Council of Ministers, the Working Group for Air and Sea Pollution, Göteborg, Sweden.
127. Hendershot W.H., Lalonde H., and Duquette M. (1993): Soil Reaction and Exchangeable Acidity. In: Carter M.R (Ed.): *Soil Sampling and Methods of Analysis*: 141-146.

128. Hettelingh J-P., Chadwick M., Sverdrup H., Zhao D. (1995): RAINS-Asia, An assessment model for acid rain in Asia: Impact Module. In: Foell et al. (eds) Acid Rain and Emissions in Asia. Report to the World Bank.
129. Hettelingh J-P., Posch M., De Smet P.A.M. (2001): Multi-effect critical loads used in multipollutant reduction agreements in Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1133-113.
130. Hettelingh J.P., Slootweg J., Posch M. (2004): Critical Loads and Dynamic Modelling Results. CCE Progress Report, WGO. RIVM, Bilthoven.
131. Hettelingh J-P., Posch M., Slootweg J., Reinds G.J., Spranger T., Tarrason L.(2007): Critical loads and dynamic modelling to assess European areas at risk of acidification and eutrophication. *Water, Air and Soil Pollution* 7: 379-384.
132. Hettelingh J.P., Posch M., Slootweg J. (Eds) (2012): The CCE-EIA Ecosystems Impact Model. Coordination Centre for Effects at The Netherlands Environmental Assessment Agency Bilthoven, The Netherlands.
133. Horst W.J., Wagner A., Marschner H. (1983): Effect of aluminum on root growth, cell division rate and mineral contents in roots of *Vigna unguiculata* genotypes. *Z. Pflanzenphysiol.* 109: 95-103.
134. Hutchinson G.E. (1945): Aluminum in soils, plants and animals. *Soil Science* 60:24-40.
135. Hutchinson T.C., Bozic L., & Munoz-Vega G. (1986): Responses to five species of conifer seedlings to aluminum stress. *Water Air and Soil Pollution* 31: 283-294.
136. Huttl R.F., Schneider B.U. (1998): Forest ecosystem degradation and rehabilitation. *Ecological Engineering* 10 (1): 19-31.
137. Igwe C.A., Akamigbo F.O., Mbagwu J.S. (1995): The use of some soil aggregate indices to assess potential soil loss in soils of south-eastern Nigeria. *International Agrophysics* 9(2):95-100.
138. Igwe C.A. (2003): Erodibility of soils of the upper rainforest zone, southeastern Nigeria. *Land Degradation & Development* 14 (3): 323-334.
139. Igwe C.A. (2005): Erodibility in relation to water-dispersible clay for some soils of eastern Nigeria; *Land Degradation & Development* 16 (1): 87-96.
140. Igwe C.A., Zarei M., Stahr K. (2013): Stability of aggregates of some weathered soils in south-eastern Nigeria in relation to their geochemical properties. *Journal of Earth System Science* 122 (5): 1283-1294.
141. Jaccard P. (1901): Etude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. *Bulletin de la Sociéte Vaudoise des Sciences Naturelles* 37: 547-579.
142. Jacob D.J. (1999): Introduction to atmospheric chemistry. Harvard University
143. Jacobsen C., Rademacher P., Meesenburg H., Meiwes K.J. (2002): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten. Niedersächsische Forstliche

Versuchsanstalt Göttingen, im Auftrag des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), Bonn.

144. Jankauska B., Fullen M.A. (2009): Soil Degradation by Acidification and Erosion and the Thematic Strategy of Soil Protection in Europe. Proceedings of the International Conference on Soil Degradation. Riga, Latvia: 13-14.
145. 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.
146. 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.
147. Johnson D.W., Todd D.E. (1983): Relationship among iron, aluminum, carbon and sulfate in a variety of forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 792-800.
148. Johnston A. E., Goulding K. W. T., and Poulton P. R. (1986): Soil acidification during more than 100 years under permanent grassland and woodland at Rothamsted. *Soil use and management* 2(1): 3-10.
149. Kadović R., Knežević M., Belanović S. (2003): Acidification Status of Dystric Soils Under Beech Forests in East Serbia. Proceedings of scientific papers, Bulgarian Academy of Sciences, Forest Research Institute, Sofia: 307 - 312.
150. Kadović R., Knežević M. (Ured.) (2004): Monitoring zdravstvenog stanja šuma u Republici Srbiji. Godišnji izveštaj ICPF nivo I-2003, Ministarstvo nauke i zaštite životne sredine, Ministarstvo poljoprivrede, šumarstva i vodoprivrede, Beograd.
151. Kadović R. (2014): Procesi zagađivanja kao faktor degradacije zemljišta. Nepublikovan rad
152. Kalbasi M., Racz G.J., Loewen Rudgers L.A. (1978): Mechanism of zinc adsorption by iron and aluminum oxides. *Soil Science*. 125:146-150.
153. Kay B.D. (1998): Soil structure and organic carbon: a review. In: Lal R., Kimble J.M., Follett R.F., Stewart B.A. (Eds.): *Soil Processes and the Carbon Cycle*. CRC Press, Boca Raton: 169-197.
154. Kennedy I.R. (1992): *Acid Soil and Acid Rain*. John Wiley & Sons, New York.
155. Kimmins J.P., Binkley D., Chatarpaul L., De Catanzaro J. (1985): Biogeochemistry of temperate forest ecosystems: Literature on inventories and dynamics of biomass and nutrients. Information Report PI-X- 47E/F, Petawawa National Forestry Institute, Canada.
156. Kinraide T.B. (1997): Reconsidering the rhizotoxicity of hydroxyl, sulphate, and fluoride complexes of aluminium. *Journal of Experimental Botany* 48 (310): 1115-112.
157. Knoepp J.D., Swank W.T. (1994): Long-term soil chemistry changes in aggrading forest ecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 58: 325-331.

158. Koptsik S., Berezina N., Livantsova S. (2001): Effects of Natural Soil Acidification on Biodiversity in Boreal Forest Ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 130(1-4): 1025-1030.
159. Koptsik G., Alewell C. (2007): Sulphur behaviour in forest soils near the largest SO₂ emitter in northern Europe. *Applied Geochemistry* 22(6): 1095–1104.
160. Košanin O., Knežević M. (2005): Zemljišta N.P. „Đerdap“, „Tipovi šuma Đerdapa“. Univerzitet u Beogradu - Šumarski fakultet i Ministarstvo za nauku i zaštitu životne sredine Republike Srbije, Beograd.
161. Kozlov M.V., Zvereva E.L. (2011): A second life for old data: global patterns in pollution ecology revealed from published observational studies. *Environmental Pollution* 159: 1067-1075.
162. Kraft M., Reif A., Schreiner M., Aldinger E. (2003): Veränderungen der Bodenvegetation und der Humusaufgabe im Nordschwarzwald in den letzten 40 Jahren. *Forstarchiv* 74: 3-15.
163. Kros J., Reinds G.J., De Vries W., Latour J.B., Bollen M. (1995): Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Report 95, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, Netherlands, 90 pp.
164. Kuhn N., Amiet R., Hufsmidt N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre, *Allg. Forst Z.* 158 (5-6), 77-84.
165. Kuylenstierna J.C.I., H. Rodhe, S. Cinderby, K. Hicks (2001): Acidification in developing countries: ecosystem sensitivity and the critical load approach on a global scale. *Ambio* 30 (1): 20–28.
166. Lakušić D. (Ured.) (2005): Staništa Srbije, Rezultati projekta “Harmonizacija nacionalne nomenklature u klasifikaciji staništa sa standardima međunarodne zajednice”. Institut za Botaniku i Botanička Bašta “Jevremovac”, Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu.
167. Lal R. (1997): Degradation and resilience of soils. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, B 352:997–1010.
168. Lameire S., Hermy M., Honnay O. (2000): Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science* 11: 695-704.
169. Langan S. J., Hodson M. E., Bain D. C., Skeffington R. A., Wilson M. J. (1995): A preliminary review of weathering rates in relation to their method of calculation for acid sensitive soil parent materials. *Water, Air, and Soil Pollution* 85 (3): 1075-1081.
170. Langan S.J., Reynolds, B., Bain, D.C., 1996. The calculation of base cation release from mineral weathering in soil from Paleozoic greywackes and shales in upland UK. *Geoderma* 69: 275– 285.

171. Lenschow H.S., Tsyro S. (2000): Meteorological input data for EMEP/MSC-W air pollution models. Norwegian Meteorological Institute, EMEP MSC-W Note 2/2000.
172. Lilleskov E.A., Hobbie E.A., Horton T.R. (2011): Conservation of ectomycorrhizal fungi: exploring the linkages between functional and taxonomic responses to anthropogenic N deposition. *Fungal Ecology*. 4(2): 174-183.
173. Lindsay W.L., Walthall P.M. (1996): The solubility of aluminum in soils. In: Sposito G. (ed.): *The Environmental Chemistry of Aluminum*. Boca Raton, FL: CRC Press: 333-361.
174. Lofquist F. (1994): Policy för luftvård. Genomförande av miljömål i kommuner och regioner. Technical report R26. Byggeforskningsrådet, Stockholm.
175. Lokke H., Bak J., Falkengren-Grerup U., Finlay R.D., Ilvesniemi H., Nygaard P. H., Starr M. (1996): Critical Loads of Acidic Deposition for Forest Soils: Is the Current Approach Adequate?. *Ambio* 25 (8): 510-516.
176. Luboš B., Mladkova L., Penížek V., Drabek O., Vašat R. (2007): Forest soil acidification assessment using principal component analysis and geostatistics. *Geoderma* 140 (4): 374-382.
177. Lucas R. E.; Davis J. F. (1961): Relationships Between Ph Values of Organic Soils and Availabilities of 12 Plant Nutrients. *Soil Science* 92(3):177-182.
178. Lukac M., Godbold D.L. (2011): *Soil Ecology in Northern Forests*. University Press, Cambridge, United Kingdom.
179. Mac Nally R., Fleishman E. (2004): A successful predictive model of species richness based on indicator species. *Conservation Biology* 18: 646-654.
180. Maitat O., Boudot J.P., Merlet D., Rouiller J. (2000): Aluminium chemistry in two contrasted acid forest soils and headwater streams impacted by acid deposition, Vosges Mountains, N.E. France. *Water, Air and Soil Pollution* 117, 217-243.
181. Manning B.A., Goldberg S. (1996): Modeling competitive adsorption of arsenate with phosphate and molybdate on oxide minerals. *Soil Science Society of America Journal*, 60(1): 121-121.
182. Marchuk A., Rengasamy P. (2011): Clay behaviour in suspension is related to the ionicity of clay-cation bonds. *Applied Clay Science* 53: 754-759.
183. Martinson L. (2004): Recovery from acidification - policy oriented dynamic modeling. Doctoral dissertation. Dept. of Chemical Engineering, Lund University, Sweden.
184. Matson P.A., McDowell W.H., Townsend A.R., Vitousek P.M. (1999): The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry* 46: 67-83.
185. Matsumoto H., Hirasawa F., Morimura S., Takahashi E. (1977): Plant Cell Physiology. 18: 325-335.

186. McBride M.B. (1982): Electron spin resonance investigation of Mn²⁺ complexation in natural and synthetic organics. *Soil Science Society of America Journal* 46(6): 1137-1143.
187. McBride M. B. (1994): *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press, New York: 406 p
188. McBride M., Sauve S., Hendershot W. (1997): Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science* 48(2): 337-346.
189. McLean E.O. (1976): Chemistry of soil aluminum. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 7: 619-636.
190. McLean E. O. (1982): Soil pH and Lime Requirement. In: A. L. Page (Ed.): *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy, Madison, USA: 199-225.
191. Menzies N.W., Bell L.C., Edwards D.G. (1994): Exchange and solution phase chemistry of acid, highly weathered soils. II. Investigation of mechanisms controlling Al release into solution. *Australian Journal of Soil Research* 32 (2): 269-283.
192. Menzies N.W., Edwards D.G., Bell L.C. (1994): Effects of calcium and aluminium in the soil solution of acid, surface soils on root elongation of mungbean. *Australian Journal of Soil Research* 32 (4):721-737.
193. 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.
194. Michel A., Seidling W., Lorenz M., Becher G. (Eds.). (2014): *Forest Condition in Europe. 2013 Technical Report of ICPF. Thünen Working Paper*, Germany.
195. 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: 699-712.
196. Mišić V. (1981): Šumska vegetacija klisura i kanjona istočne Srbije [The forest vegetation in gorges and canyons in Eastern Serbia]. Institut za biološka istraživanja „Siniša Stanković“. Posebno izdanje Beograd.
197. Moncoulon D., Probst A., Party J.P. (2004): Weathering, atmospheric deposition and vegetation uptake: role for ecosystem sensitivity to acid deposition and critical load. *Comptes Rendus Geoscience* 336 (16): 1417-1426.
198. 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
199. Msaky J.J., Calvet R. (1990): Adsorption behaviour of copper and zinc in soils: influence of pH on adsorption characteristics. *Soil Science* 150: 513-522.
200. Muchena F. N. (2008): Indicators for Sustainable Land Management in Kenya's Context. GEF Land Degradation Focal Area Indicators, ETC-East Africa.

Nairobi, Kenya.

201. Mulder J., Stein A. (1994): The solubility of aluminum in acidic forest soils: Long-term changes due to acid deposition. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58 (1): 85–94.
202. Newton D. E. (2007): *Chemistry of the Environment*. Facts on File, New York
203. Nilsen P., Bxrja I., Knitsen H., Brean R. (1998): Nitrogen and drought effects on ectomycorrhizae of Norway spruce [*Picea abies* L. (Karst.)]. *Plant and Soil* 198: 179–184.
204. Nilsson J., Grennfelt P. (1988): *Critical Loads for Sulphur and Nitrogen*. UNECE/Nordic Council Workshop Report. Skokloster, Sweden.
205. Norton S. A., Vesely J. (2004): Acidification and Acid Rain. In: Sherwood Lollar B. (Ed.): *Environmental Geochemistry*: 367–406.
206. Oades J. M. (1984): Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76(1-3): 319–337.
207. Oades J.M. (1984): Interactions of polycations of aluminum and iron with clays. *Clays and Clay Minerals* 32:49–57.
208. Ocokoljić S., Mijatović M., Čolić D., Bošnjak D. and Milošević P. (1983): *Natural and artificial grasslands (in Serbian)*. Nolit, Belgrade.
209. Oden S. (1967): *Nederbordens och Luftens Forsurning–Dess Orsaker, Forlopp och Verkan I Olika Miljoer*. Bulletin 1. Stockholm: Statens Naturvetenskapliga Forskningsrad, Ekologikommitten.
210. Oden S. (1968): *The Acidification of Air Precipitation and Its Consequences in the Natural Environment*. Bulletin of Ecological Research Communications NFR. Arlington.
211. OEKO-DATA (2003): *Calculation and Mapping of Critical Loads of Acidity and Nutrient Nitrogen in Cyprus*. Final Technical Report. Strausberg, Germany
212. Omre H. (1987): Bayesian kriging – merging observations and qualified guesses in kriging. *Math. Geology*, 19:25–39.
213. Omre H., Halvorsen K.B. (1989): The Bayesian bridge between simple and universal kriging. *Math. Geology*, 21:767–786.
214. Overrein L.N., Seip H.M., Tollan A. (1980): *Acid precipitation - effects on forest and fish*. Final report of the SNSF-project 1972–1980. Oslo, Norway, 1–175.
215. Обрадов-Петковић Д., Поповић И., Белановић С., Перовић М., Кошанин О. (2006): *Диверзитет МАПс у неким фитоценозама Старе планине*. Гласник Шумарског факултета 94: 231–256
216. Peppler-Lisbach C., Kleyer M. (2009): Patterns of species richness and turnover along the pH gradient in deciduous forests: testing the continuum hypothesis. *Journal of Vegetation Science* 20 (6): 984–995.
217. Piccolo A., Pietramellara G., Mbagwu J.S.C. (1997): Use of humic substances as soil conditioners to increase aggregate stability. *Geoderma* 75 (3–4): 267–277.

218. Pilz J., Spöck G. (2007): Why Do We Need and How Should We Implement Bayesian Kriging Methods. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 22 (5): 621–632.
219. Popović T., Đurđević V., Živković M., Jović B., Jovanović M. (2009): Promena klime u Srbiji i očekivani uticaji. U: *Životna sredina ka Evropi, Peta regionalna konferencija*, Beograd.
220. Posch M., Reinds G.J., De Vries W. (1993): SMART - A Simulation Model for Acidification's Regional Trends: Model description and user manual. Mimeograph Series of the National Board of Waters and the Environment. Helsinki, Finland.
221. Posch M., de Smet P.A.M., Hettelingh J.P., Downing R.J. (1995): Calculation and mapping of Critical Thresholds in Europe: Status Report 1995; RIVM
222. Posch M., De Smet P.A.M., Hettelingh J.P., Downing R.J. (Eds.) (2001): Modelling and mapping of critical thresholds in Europe. CCE Status Report 2001. Coordination Center for Effects, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
223. Posch M., De Vries W. (1999): Derivation of critical loads by steady-state and dynamic soil models. Kluwer : Dordrecht, 213-234.
224. Posch M., Hettelingh J.P., Slootweg J. (eds) (2003): Manual for dynamic modelling of soil response to atmospheric deposition. Coordination Center for Effects, RIVM, Bilthoven, Netherlands.
225. Posch M, Reinds G.J. (2003): VSD - User Manual of the Very Simple Dynamic soil acidification model. Coordination Center for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
226. Posch M., Reinds G.J. (2009): A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations. *Environmental Modelling & Software* 24 (3): 329–340.
227. Posch M., Reinds G.J. (2010): MetHyd – A Meteo-Hydrological Pre-processor – Description and User Manual. CCE and Alterra, Bilthoven and Wageningen, The Netherlands.
228. Quirk J.P., Schofield R.K. (1955): The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *Journal of Soil Science* 6:165-178.
229. Rehfuess K.E., Ågren G.I., Andersson F., Cannell M.G.R., Friend A., Hunter I., Kahle H.-P., Prietzel J., Spiecker H. (1999): Relationships between recent changes of growth and nutrition of Norway spruce, Scots pine and European beech forests in Europe-RECOGNITION. Working Paper 19. European Forest Institute.
230. Reinds G. J. (2009): Air pollution impacts on European forest soils, Steady-state and dynamic modeling. PhD theases. Alterra, Wageningen, The Neatherlands.

231. Reinds G.J., Van Oijen M., Heuvelink G.B.M., Kros H. (2008): Bayesian calibration of the VSD soil acidification model using European forest monitoring data. *Geoderma* 146 (3-4): 475-488.
232. Reinds G.J., Posch M., de Vries W. (2009): Modelling the long-term soil response to atmospheric deposition at intensively monitored forest plots in Europe. *Environmental Pollution* 157 (4), 1258-1269.
233. Rengasamy P, Sumner ME (1998): Processes involved in sodic behaviour. In: Sumner M.E., Naidu R (Eds.): *Sodic soils*. Oxford University Press, New York: 35-50.
234. Rengasamy .P, Marchuk A. (2011): Cation ratio for soil structural stability (CROSS) *Australian Journal of Soil Research* 49(3): 280-285.
235. Rengel Z. (ed.) (2002): *Handbook of plant growth. pH as the master variable*. Marcel Dekker, New York.
236. Richburg J.S., Adams F. (1970): Solubility and hydrolysis of aluminum in soil solutions and saturated paste extracts. *Soil Sci Soc Am Proc* 34:728-734.
237. Richter G., and Negendank J. (1977): Soil erosion processes and their measurement in the german area of the Moselle river. *Earth Surface Processes* Vol. 2, S. 271-278.
238. Roberts T.M., Skeffington R.A., Blank L.W. (1989): Causes of type 1 spruce decline. *Forestry* 62 (3): 179-222.
239. Roem W.J., Berendse F. (2000): Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biological Conservation* 92: 151-161.
240. Rorison I.H. (1965): The effect of alumina on the uptake and incorporation of phosphate by excised sainfoin roots. *New Phytologist* 65: 23-27.
241. Rosen K., Gundersen P., Tegnhamar L., Johansson M., Frogner T. (1992): Nitrogen enrichment of nordic forest ecosystems. *Ambio* 21: 364-368.
242. Rossby C.G., Egnbr H.(1955): On the chemical climate and its variation with the atmospheric circulation pattern. *Tellurs* 7(1): 118-133.
243. Roth C.H., Helming K. (1992): Surface seal properties, runoff formation and sediment concentration as related to rainfall characteristics and the presence of already formed crusts. *Soil Technology* 5:359-368.
244. Roth, C.H. & T. Eggert. 1994. Mechanisms of aggregate breakdown involved in surface sealing, runoff generation and sediment concentration on loess soils. *Soil & Till. Res.* 32:253-268.
245. Rusnov P., (1910): Über die Feststellung von Rauchscha"den im Nadelwald. *Centralblatt fu"r das Gesamte Forstwesen* 36: 257-268.
246. Rusnov P. (1917): Uber den heutigen Stand der Rauchscha"denforschung. *CBl F d ges Forstwes* 43: 335-344

247. SAEFL (1998): Acidification of Swiss forest soils - Development of a regional dynamic assessment. Environmental Documentation Air/Forest (89): Swiss Agency for the Environment Forests and Landscape, Berne.
248. SAEPA (2008): State of the Environmental Report for South Australia 2008. South Australia Environmental protection Authority, Adelaide, Australia: 304.
249. Satsangi G. S., Lawrence A.J., Lakhani A., Taneja A. (2003): Assessment of the potential for soil acidification in North India using the critical load approach and locally derived data for acidic and basic inputs. *Chemosphere* 53: 1011–1021.
250. Sauve S., McBride M.B., Norvell W.A., Hendershot W.H. (1997): Copper solubility and speciation of in situ contaminated soils: effects of copper level, pH and organic matter. *Water, Air and Soil Pollution* 100 (1-2), 133-149.
251. Savić S., Obuljen A. (1979): Klimatska klasifikacija Jugoslavije po Kepenu i Torntvajtu; Prilozi poznavanju vremena i klime SFRJ, SHMZ, Beograd.
252. Schulze E.D. (1987): Tree response to acid deposition into the soil, a summary of the COST workshop at Juelich 1985. In: Mathy P. (Ed.): Air pollution and ecosystems. D. Reindell Publishing Company: 225-241.
253. Shannon C. E. (1948): A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27: 379-423 and 623-656.
254. Siguenza C., Crowley D. E., Allen E. B. (2006): Soil microorganisms of a native shrub and exotic grasses along a nitrogen deposition gradient in southern California. *Applied Geochemistry* 22: 1095–1104.
255. Singh M. J., Khera K. L. (2009): Physical Indicators of Soil Quality in Relation to Soil Erodibility Under Different Land Uses. *Arid Land Research and Management* 23 (2):152–167.
256. Six J., Feller C., Denef K., Ogle S.M. (2002): Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils — effect of no-tillage. *Agronomie* 22 (7-8): 755–775.
257. Smit H. J., Metzger M., Ewert F. (2008): Spatial distribution of grassland productivity and land use in Europe. *Agricultural Systems* 98(3): 208-219.
258. Smith A. (1852): On the Air and Rain of Manchester. *Mem. Lit. Phil. Soc. Manchester* 2(10): 207-217.
259. Smith W. (1981): *Air Pollution and Forests*. Springer-Verlag, New York.
260. Smith R.A. (1872): *Air and rain. The beginnings of a chemical climatology*. Royal Agricultural Collage, London.
261. Sorensen T. (1957): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* 5 (4): 1–34.
262. Sparks D.L. (2003): *Environmental Soil Chemistry*. Academic Press, San Diego, CA.

263. Spiecker H., Mielikäinen K., Köhl, M., Skovsgaard, J.P. (1996): Growth trends in European forests. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 372 pp.
264. Sposito G. (Ed.) (1996): The Environmental Chemistry of Aluminum. CRC Press, Boca Raton.
265. Sposito G. (2008): The Chemistry of Soils. Oxford University Press, New York.
266. Staaf H. (1994): Critical loads/levels as tool for implementing national strategies for pollution control. In: Raitio H., Kilponen T. (Eds.): Critical Loads and Critical Limit Values. The Finnish Forest Research Institute, Vaasa, Finland: 151–156.
267. Stosic M., Lazarevic D. (2009): Country pasture/forage resource profiles: Serbia and Montenegro.
/http://www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/Counprof/serbia / serbia.htm)
268. Stutter M., Langan S., Cresser M. (2003): Weathering and atmospheric deposition signatures of base cations in upland soils of NE Scotland: their application to critical load assessment. *Geoderma* 16 (3): 301–324.
269. Sullivan L.A. (1990): Soil organic matter, air encapsulation and waterstable aggregation. *Journal of Soil Science* 41(3): 529–534.
270. Sumner M. E., Noble A. D. (2003): Soil Acidification: The World Story. In: Rengel Z. (ed.): Handbook of Soil Acidity. University of Western Australia Perth, Australia.
271. Sverdrup H., Warfvinge R: (1988): Assesment of Critical Loads of Acid Deposition on Forest Soils. In: J. Nilsson (Ed.): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen, Nordic Council of Ministers and The United Nations Economic Comission for Europe (ECE): 81-130.
272. Sverdrup H., de Vries W., Henriksen A. (1990): Mapping Critical Loads: A guidance to the criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads. Enviromental Report. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
273. Sverdrup H, Warfvinge P, (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering 2, Lund University, Lund, Sweden.
274. Sverdrup H., de Vries W. (1994): Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method. *Water, Air and Soil Pollution* 72(1): 143-162.
275. Sverdrup H., Warfvinge P., Nihlgård B. (1994): Assessment of soil acidification effects on forest growth in Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution*, 78(1): 1-36.
276. Šoškić B., Popović Z. (2002): Svojstva drveta. Šumarski fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd
277. Taylor G.J. (1988): The physiology of aluminum phytotoxicity. In: Sigel H., Sigel A. (Eds.): Metal ions in biological systems: Aluminum and its rule in biology. 24:123-163, Marcel Dekker, New York.

278. Termorshuizen A. J., Schaffers A. P. (1987): Occurrence of carpophores of ectomycorrhizal fungi in selected stands of *Pinus sylvestris* in the Netherlands in relation to stand vitality and air pollution. *Plant and Soil* 104 (2): 209-217.
279. Tessier, D. (1984): Etude experimentale de l'organisation des materiaux argileux: Hydratation, gonflement et structuration au cours de la dessiccation et de la rehumectation. These Univ. Paris VII, INRA Versailles.
280. Tessier, D. (1987) Identification of clays. Data from investigations with strongly hydrated systems: in Methodology. In: Soil-K Research. Proc. 20th Colloquium Int. Potash Institute, International Potash Institute, Bern, Switzerland: 45-63.
281. The technology of chipping a larger part of the forest biomass; its storage and use for industrial purposes (in USSR) - Transmitted by the Government of the USSR (Russian) Sukhanov, V.S., ; Symposium on the Harvesting of a Larger Part of the Forest Biomass, Hyvinkaa (Finland), 14 Jun 1976 / FAO, Rome (Italy); United Nations, Geneva (Switzerland). Economic Commission for Europe; International Labour Organisation, Geneva (Switzerland) , 1976 , v. 2: p. 286-294
282. Thimonier A., Dupouey J., Timbal T. (1992): Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine plain under the influence of atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management* 55:149-167.
283. Thimonier A., Dupouey J.L., Le Tacon F. (2000): Recent Losses of Base Cations from Soils of *Fagus sylvatica* L. Stands in Northeastern France. *Ambio* 29 (6): 314-321.
284. Tiktak A., Van Grinsven H.J.M. (1995): Review of sixteen forest-soil-atmosphere models. *Ecological Modelling* 83 (1-2): 35-53.
285. Tisdall J.M., Oades J.M. (1982): Organic matter and water stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33(2): 141-163.
286. Tisdall J.M. (1996): Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter. In: Carter M.R., Stewart B.A. (Eds.): *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC, Boca Raton: 57-96.
287. Tomić Z. (2004): Šumarska fitocenologija, Univerzitet u Beogradu-Šumarski fakultet.
288. Tomić Z, Jovanović B, Janković M (2006): Mezotermne šume kitnjaka i cera. U: Škorić D (Ured.): *Vegetacija Srbije II 2*. SANU, Beograd: 69-114.
289. Tomić Z., Nešić Z., Mrfat-Vukelić S., Žujović M. (2005): Quality and plant association structure of grasslands on Stara Planina Mountain. 8th International Symposium Modern Trends in Livestock Production. *Biotechnol. Anim. Husbandry* 21: 253-258.
290. Torseth K., Aas W., Breivik K., Fjaeraa A.M., Fiebig M., Hjellbrekke A.G., Myhre C.L., Solberg S., Yttri K.E. (2012): Introduction to the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) and observed atmospheric composition change during 1972-2009. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12: 5447-5481.

291. Treseder K.K., Allen M.F. (2000): Mycorrhizal fungi have a potential role in soil carbon storage under elevated CO₂ and nitrogen deposition. *New Phytologist* 147, 189–200.
292. UBA, ICOMM (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin.
293. Uexküll H. R., Mutert E. (1995): Global extent, development and economic impact of acid soils. *Plant and soil* 171(1): 1-15.
294. Ulrich B. (1973): Influence de la fertilisation sur le cycle des éléments nutritifs dans les écosystèmes forestiers. In: Symposium international FAO—IUFRO sur l'utilisation des engrais en forêt Paris: 23–24.
295. Ulrich B., Mayer R., Khanna P.K. (1979): Die Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. *Schriften aus der Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen und der Nieders. Vers. Anst.* Bd. 58:291
296. Ulrich B., Mayer R., Khanna P.K. (1980): Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in Central Europe. *Soil Science* 130: 193-199.
297. Ulrich, B. (1981): Eine okosystemare Hypothese fiber die Ursachen des Tannensterbens (*Abies alba* Mill.). *Forstwiss. Centralbl.* 100: 228-236.
298. Ulrich B. (1983). Soil acidity and its relations to acid deposition. In: Ulrich, B. and Pankrath, J. (Eds.): *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. Reidel Publ. Co., Dordrecht, The Netherlands: 127-146.
299. UNECE (1999): Report of the seventeenth session of the Executive Body. Document ECE/EB.AIR/68. United Nations Economic Commission for Europe, Geneva: 61 pp.
300. Van Adrichem M.H.C., Pouwels R., Wamelink G.W.W. (2007):. Effects of climate change on habitat suitability for Stag Beetle, European Hornet, Middle Spotted Woodpecker and Black Woodpecker. An application of SMART2-SUMO2-LARCH. Alterra-rapport 1533, Alterra, Wageningen
301. Van Adrichem M. H. C., Wortelboer F.G., Wamelink G.W.W. (2010): MOVE. MOdel for terrestrial VEgetation. Version 4.0. WOt-werkdocument 153. WOT Natuur & Milieu, Wageningen.
302. Van Breemen N., Driscoll C.T., Mulder J. (1984): Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature* 307: 599-604.
303. Van der Salm C. (1999): Weathering in forest soils. Ph.D Thesis. University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands.
304. Van der Salm C., De Vries W. (2001): A review of the calculation procedure for critical acid loads for terrestrial ecosystems. *Science of the total environment* 271: 11-25.

305. Van Diepen L.T., Lilleskov E.A., Pregitzer K.S., Miller R.M. (2007). Decline of arbuscular mycorrhizal fungi in northern hardwood forests exposed to chronic nitrogen additions, *New Phytologist* 176(1): 175–183.
306. Van Lynden G.W.J. (1995): *European Soil Resources: Current Status of Soil Degradation, Causes, Impacts and Need for Action*. Strasbourg: Council of Europe.
307. Van Ranst E., Vanmechelen L., Groenemans R. (1998): Assessing the sensitivity to acidification of forest soils in Europe. 16 th World Congress of Soil Science, Scientific registration No 160, Montpellier, France.
308. Van Zelm R., Huijbregts M.A.J., Van Jaarsveld H.A., Reinds G.J., De Zwart D., Struijs J., Van de Meent D. (2007): Time horizon dependent characterization factors for acidification in life-cycle assessment based on forest plant species occurrence in Europe. *Environmental Science & Technology* 41: 922-927.
309. Vanmechelen L., Groenemans R., Van Ranst E. (1997): *Forest Soil Condition in Europe. Results of the Large-Scale Soil Survey*, Brussels, Geneva.
310. Voos G., Groffman P. M. (1997): Relationships between microbial biomass and dissipation of 2,4-D and dicamba in soil. *Biol. Fertil. Soils* 24: 106-110.
311. Voroney R. P., van Veen J. A., Paul A. (1981): Organic C Dynamics in grassland soils. 2. Model validation and simulation of the long-term effects of cultivation and rainfall erosion. *Canadian Journal of Soil Science* 61(2): 211-224
312. Vuckovic S., Cupina B., Simic A., Prodanovic S. Zivanovic, T. (2005): Effect of nitrogen fertilization and undersowing on yield and quality of *Cynosuretum cristati*-type meadows in hilly-mountainous grasslands in Serbia. *Journal of Central European Agriculture* 6 (4): 515-520.
313. Wallman P., Svensson M.G.E., Sverdrup H., Belyazid S. (2005): ForSAFE – an integrated process-oriented forest model for long-term sustainability assessments. *Forest Ecology and Management* 207 (1-2): 19-36.
314. Wamelink G.W.W., Van Dobben H.F., Berendse F. (2009a): Vegetation succession as affected by decreasing nitrogen deposition, soil characteristics and site management: A modelling approach. *Forest Ecology and Management* 258: 1762–1773.
315. Wamelink G.W.W., Wieggers H.J.J., Reinds G.J., Kros J., Mol-Dijkstra J.P., van Oijen M., de Vries W. (2009b): Modelling impacts of changes in carbon dioxide concentration, climate and nitrogen deposition on carbon sequestration by European Forests and forest soils. *Forest Ecology and Management* 258:1794–1805.
316. Warfvinge P., Falkengren-Grerup U., Sverdrup H., Andersen B. (1993): Modelling long-term cation supply in acidified forest stands. *Environmental Pollution* 80 (3): 209-221.

317. Westling O., Lövblad G. (2004): Emissions, transport, deposition and effects of base cations in relation to acidification. Report from the UNECE LRTAP workshop in Gothenburg, , IVL Swedish Environmental Research Institute Report, Göteborg.
318. White A.F., Brantley S.R. (1995): Chemical weathering rates of silicate minerals: an overview. *Reviews in Mineralogy* 31: 1-22.
319. Wilkening, Kenneth E., Acid rain science and politics in Japan : a history of knowledge and action toward sustainability, Japan, 2004
320. Woodbury A. (1989): Bayesian updating revisited. *Math. Geology*, 21: 285-308
321. WoTRllecke J., Münzenberger B., Hüttl R. F. (1999): Some Effects of N on Ectomycorrhizal Diversity of Scots Pine (*Pinus Sylvestris* L.) in Northeastern Germany. *Water, Air, and Soil Pollution* 116:(1-2): 135-140.
322. Yang X.M., Wander M.M. (1998): Temporal changes in dry aggregate size and stability: Tillage and crop effects on a silty loam Mollisol in Illinois. *Soil and Tillage Research* 49(3):173–183.
323. Yang Y.H., Chen S.M. (2001): Physiological effects of aluminum/calcium ratios on aluminum toxicity of mungbean seedling growth. *Journal of Plant Nutrition* 24 (3): 585–597.
324. Yilmaz K., Celik I., Kapur S., Ryan J. (2005): Clay minerals, Ca/Mg ratio and Fe–Al oxides in relation to structural stability, hydraulic conductivity and soil erosion in southeastern Turkey; *Turkish Journal of Agriculture & Forestry* 29:29–37.
325. Zhang B., Horn R. (2001). Mechanisms of aggregate stabilization in Ultisols from subtropical China. *Geoderma* 99: 123– 145.
326. Zhang K, Li S, Peng W, Yu B. (2004): Erodibility of agricultural soils on the Loess Plateau of China. *Soil Tillage Research* 76:157–165.
327. Zysset M., Blaser P., Luster J., Gehring A.U. (1999): Aluminum solubility control in different horizons of a Podzol. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1106–1115.
328. Wamelink G.W.W., de Jong J.J., Van Dobben H.F., Van Wijk M.N. (2005): Additional costs of nature management caused by deposition. *Ecological Economics* 52:437–451.
329. Wamelink G.W.W., Ter Braak C.J.F., Van Dobben H.W., (2003): Changes in large-scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenarios. *Landscape Ecology* 18(5):513–527.

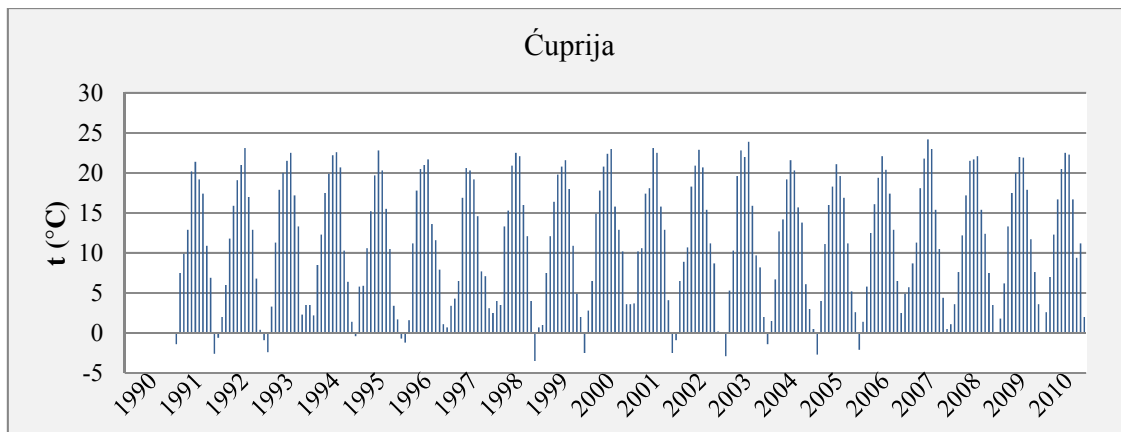
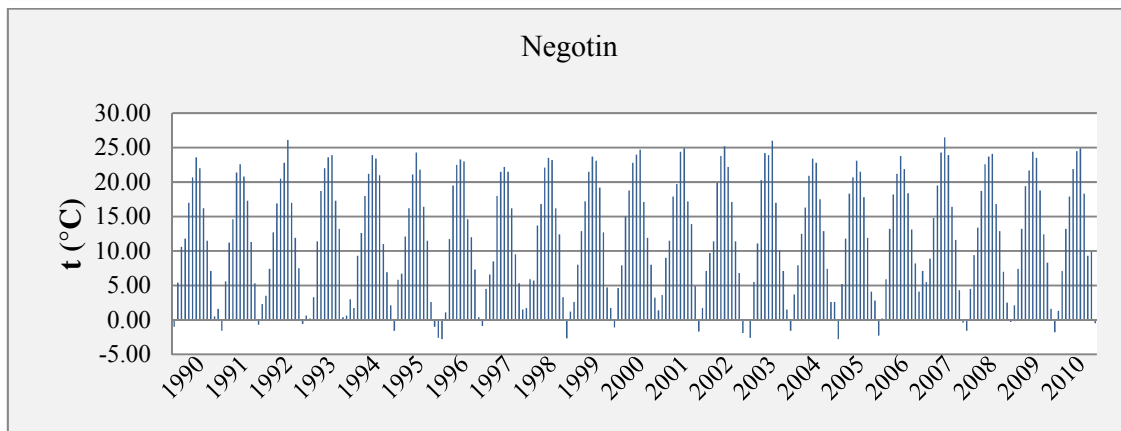
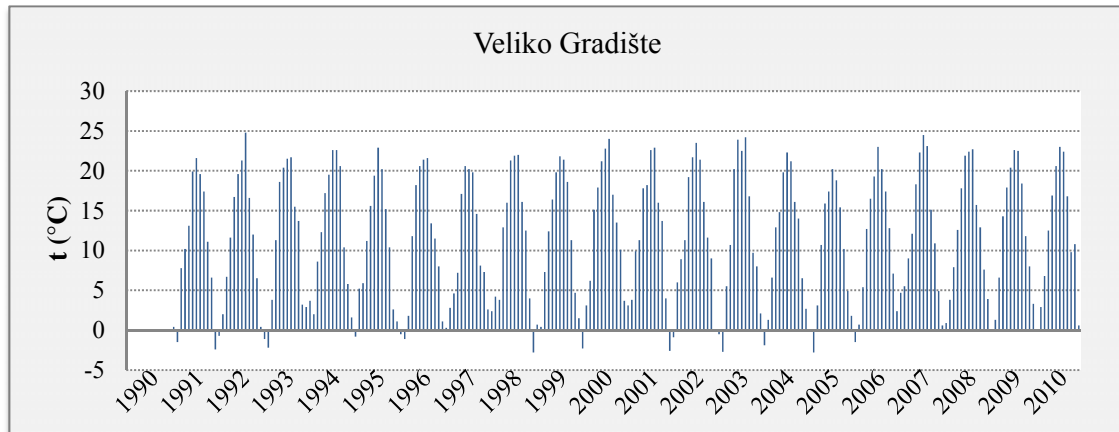
330. Авдаловић М. В. (1975): Генеза и особине киселих смеђих земљишта СР Србије - Докторска дисертација, Гласник Шумарског факултета 47, Универзитет у Београду, Шумарски факултет, Београд
331. Агенција за заштиту животне средине (SEPA) (2009): Извештај о стању земљишта у Републици Србији, Министарство животне средине и просторног планирања Републике Србије. Београд
332. Банковић С., Медаревић М., Пантић Д., Петровић Н. (2009): Национална инвентура шума Србије. Министарство пољопривреде, шумарства и водопривреде Србије, Управа за шуме, Београд
333. Белановић С., Кнежевић М., Кадовић Р., Кошанин О. (2003): Статус ацидификације и тешки метали у дистричним земљиштима Старе Планине. Шумарство 3 – 4: 31 – 40.
334. Белановић С., Кнежевић М., Миличић Б., Ђоровић М. (2004): Однос тешких метала и микрофлоре у неким земљиштима Старе Планине. Гласник Шумарског факултета 89:53- 61.
335. Гајић М. (1984): Флорни елементи СР Србије, Вегетација СР Србије I. Српска академија наука и уметности, Одељење природно-математичких наука, Београд: 317-397.
336. Динић А., (2006): Пионирске заједнице обичне брезе. Вегетација Србије II/2: 20-27. САНУ, Београд.
337. Динић А., Јанковић М. (2006): Високопланинска клековина кривуља. Вегетација Србије II/2: 245-258. САНУ, Београд.
338. Ђорђевић А., Кнежевић М., Томић З., Голубовић С., Оњија А., Животић Љ. Николић Н. (2011): Методологија за системастко праћење квалитета и стања земљишта у Републици Србији. Министарство животне средине, рударства и просторног планирања Републике Србије, Београд.
339. Јовановић Б. (1997): Свеза сладуна - *Quercion frainetto* Нт. 1954. (Ед.) Сарић, Р.М.: Вегетација Србије II/1: 5-61. САНУ, Београд
340. Кадовић Р, Кнежевић М (2002): Тешки метали у шумским екосистемима Србије. Шумарски факултет Универзитета у Београду и Министарство за заштиту природних богатстава и животне средине Републике Србије, Београд, Србија.
341. Кадовић Р. (1999): Противерозииони агроекосистеми - Конзервација земљишта. Шумарски факултет, Београд.
342. Кадовић Р., Белановић С., Кнежевић М., Белоица Ј., Кнежевић Ј. (2009): Анализа процеса ацидификације шумских земљишта на подручју НП 'Копаоник'. Гласник Шумарског факултета 100: 95-110.
343. Кадовић Р., Белановић С., Кнежевић М., Даниловић М., Кошанин О., Белоица Ј. (2012): Садржај органског угљеника у неким шумским земљиштима у Србији. Гласник Шумарског факултета 105: 81-98.

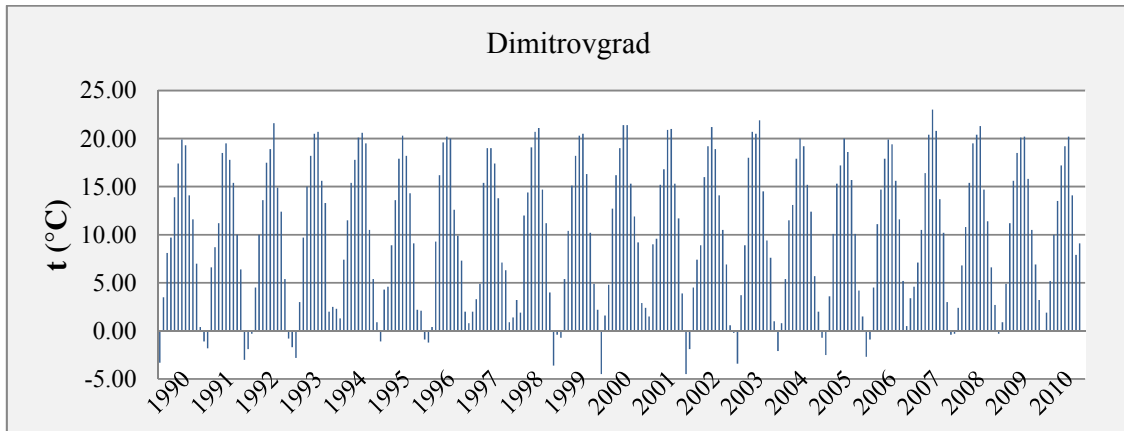
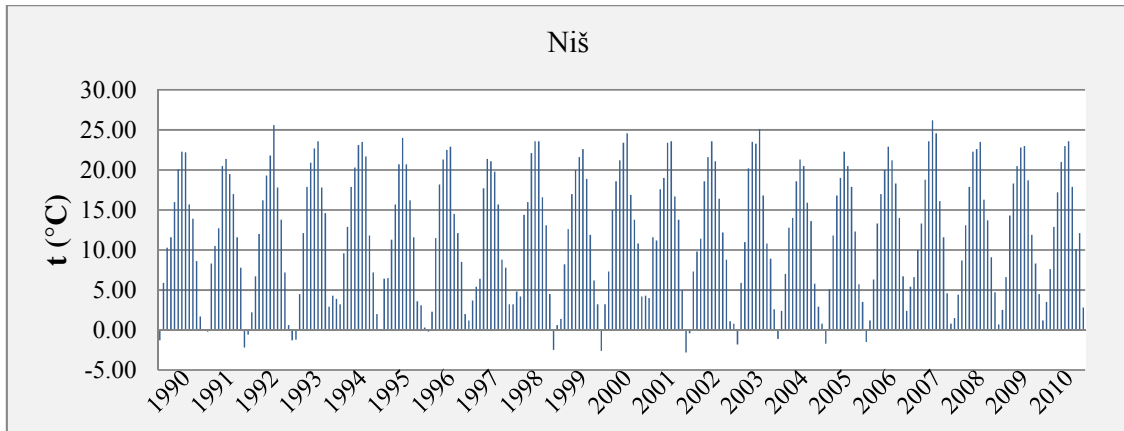
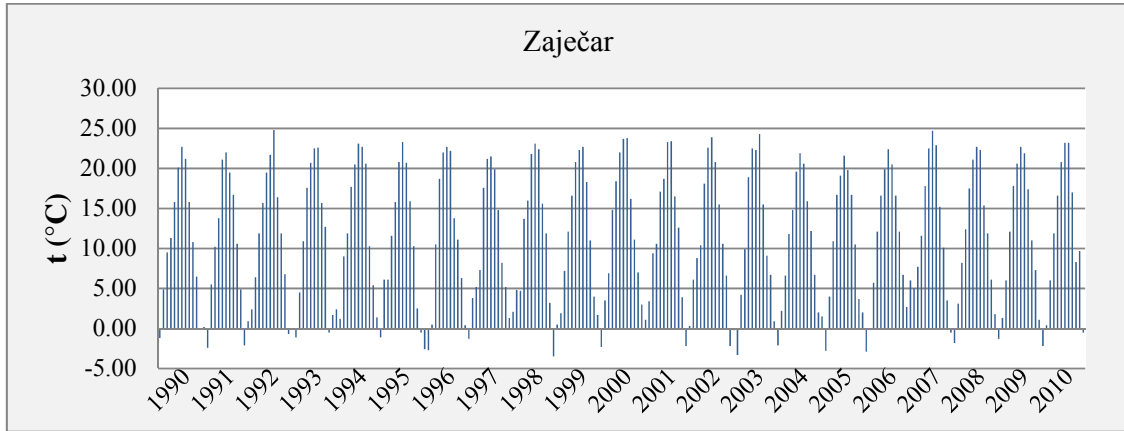
344. Кошанин О., Кнежевић М. (2003): Особине и производни потенцијал камбичних земљишта на андезитским стенама у буковим шумама на Црвеном Врху код Бора. Гласник Шумарског факултета 87: 151-159.
345. Мишић В, Динић, А. (2006): Шуме смрче - *Vaccinio-Piceion* Br.-Bl. 1939. Вегетација Србије II/2: 171-193. САНУ, Београд.
346. Мишић В. (1997): Ред шума букве (*Fagetalia sylvaticae* Pawl. 1928), Вегетација Србије II/2: 159-270. САНУ, Београд.
347. Мишић В. (1997): Ред медунчевих шума (*Quercetalia pubescentis* (1931) 1932), Вегетација Србије II/2: 312-338. САНУ, Београд.
348. Мишић, В., Јовановић - Дуњић, Р., Поповић, М., Борисављевић, Љ., Антић, М., Динић, А., Данон, Ј., Блаженчић, Ж. (1978): Биљне заједнице и станишта Старе планине. Српска академија наука и уметности, Београд.
349. Мишић В. (Ед) (1978): Биљне заједнице и станишта Старе планине. САНУ, Београд.
350. Никић З., Гајић Б. (2010): Петрографија са геологијом у шумарству. Универзитет у Београду-Шумарски факултет, Београд.
351. Петровић Ј., (1974): Крш Источне Србије. Српско географско друштво, Београд.
352. Сл. гласник РС (2012): Национална стратегија одрживог коришћења природних ресурса и добара, Службени гласник Републике Србије 33/2012, ЈП „Службени гласник“, Београд.
353. Томић З., Јовановић Б., Јанковић М. (2006): Мезотермне шуме китњака и цера. Вегетација Србије II/2: 69-114. САНУ, Београд.
354. Цвјетићанин Р., Кошанин О., Новаковић М. (2005): Еколошке јединице шума храста китњака у истраживаним састојинама североисточне Србије. Шумарство 57 (3): 25-36.
355. Цвјетићанин Р., Кошанин О., Крстић М., Перовић М., Новаковић-Вуковић М. (2013): Фитоценолошке и едафске карактеристике шума храста китњака на Мирочу у североисточној Србији. Гласник Шумарског факултета 107: 27-56.

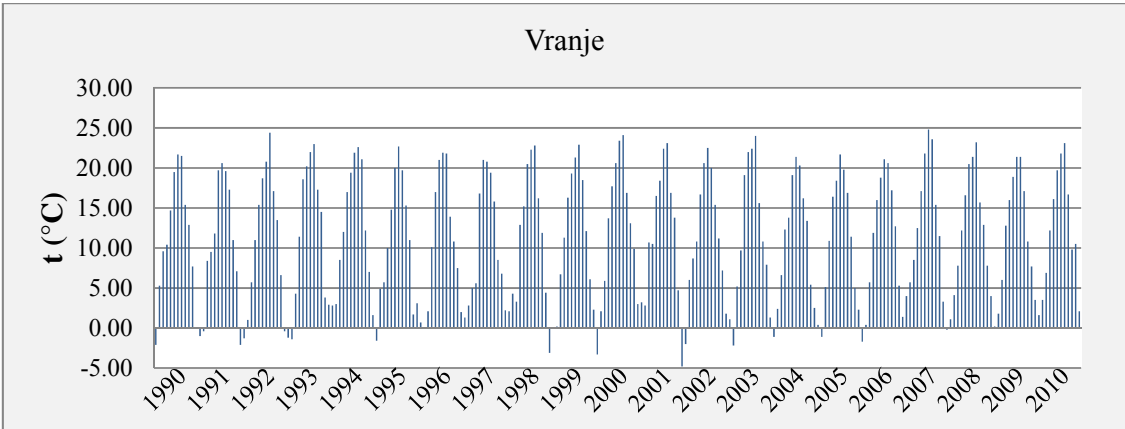
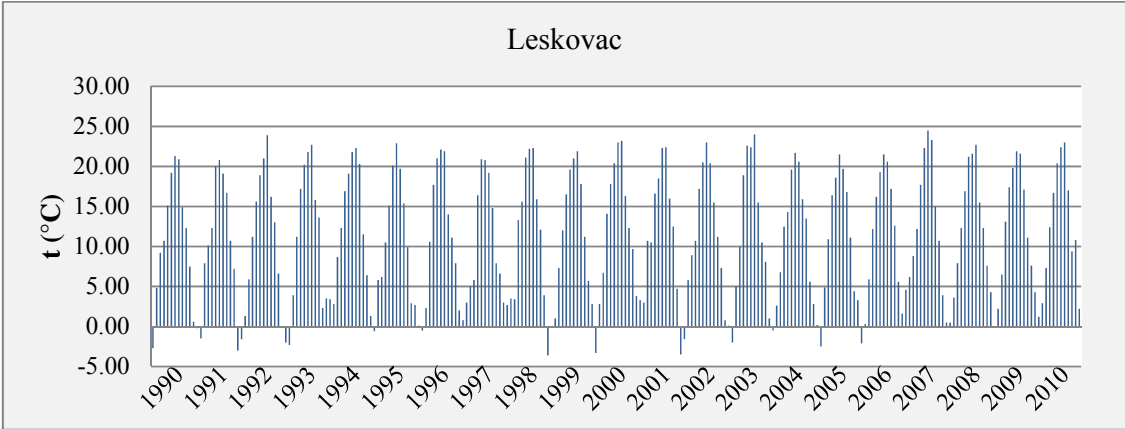
10. ПРИЛОЗИ

1-18

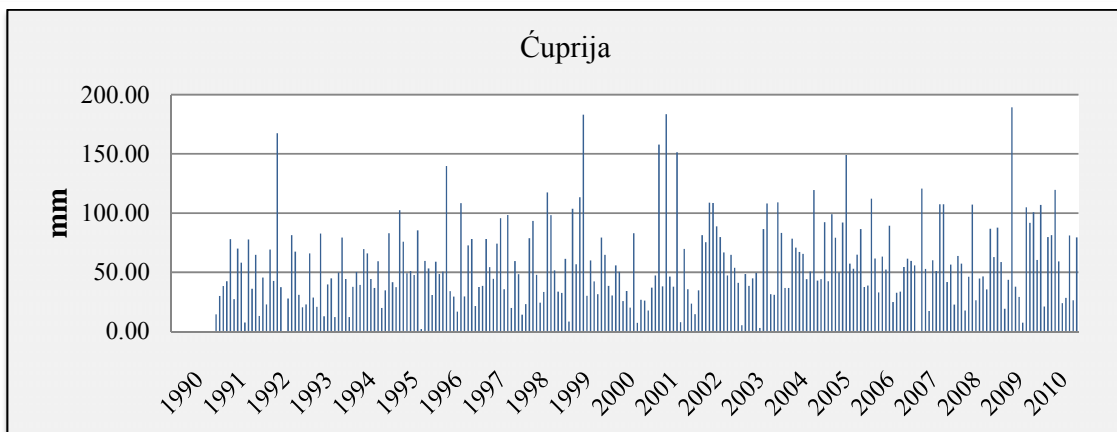
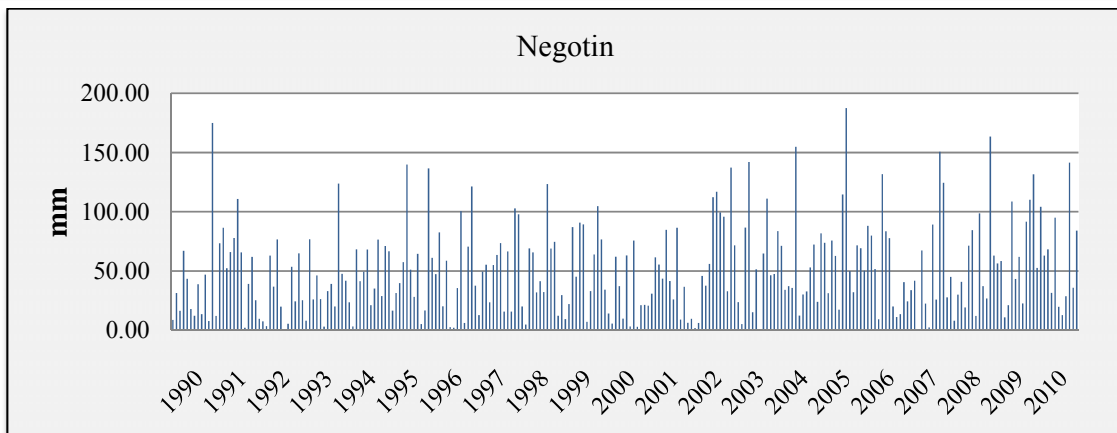
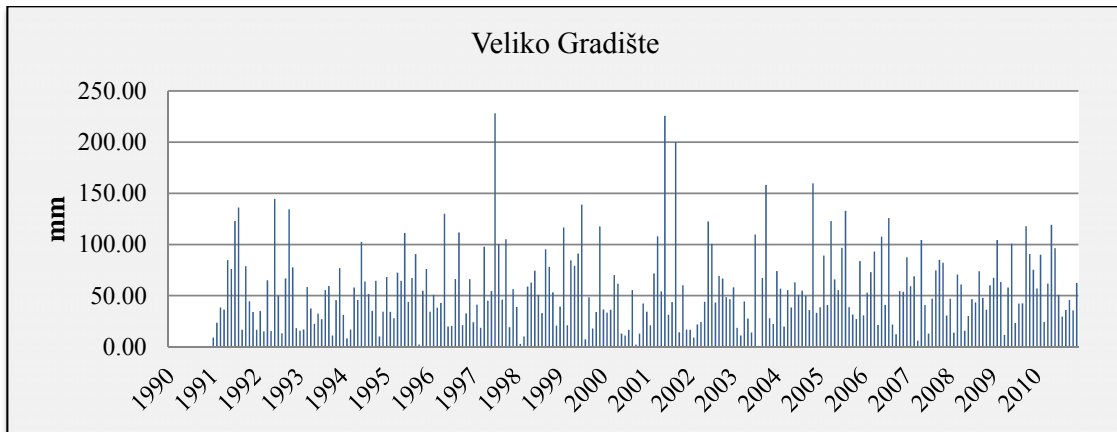
Прилог 1а. Графички приказ средњих месечних температура за период 1990–2010.
за ГМО источне Србије

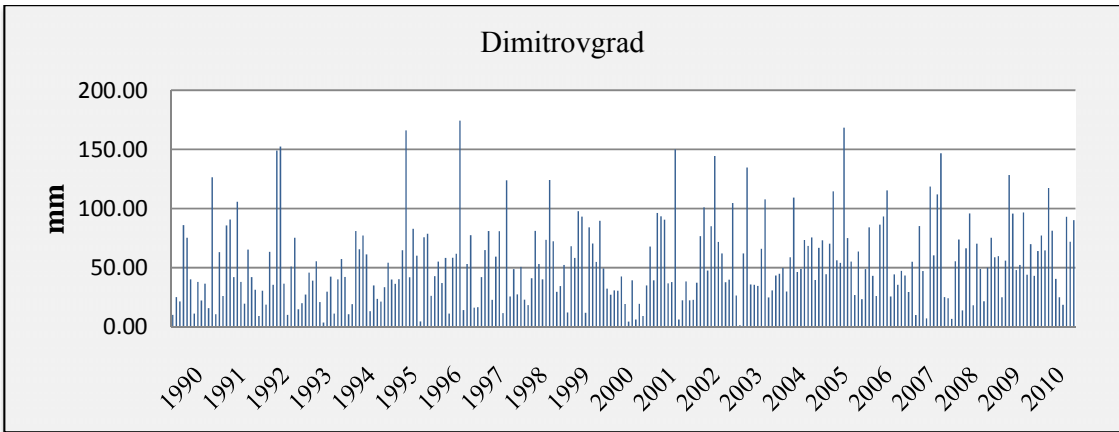
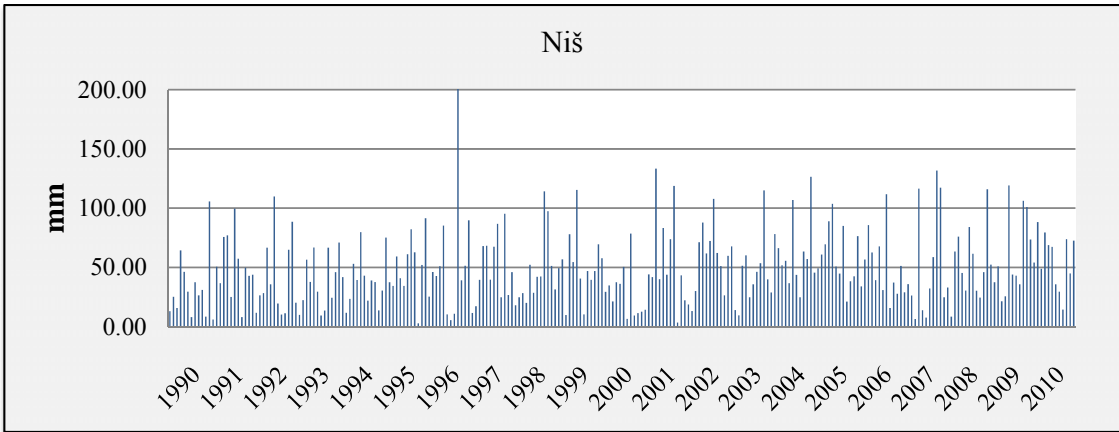
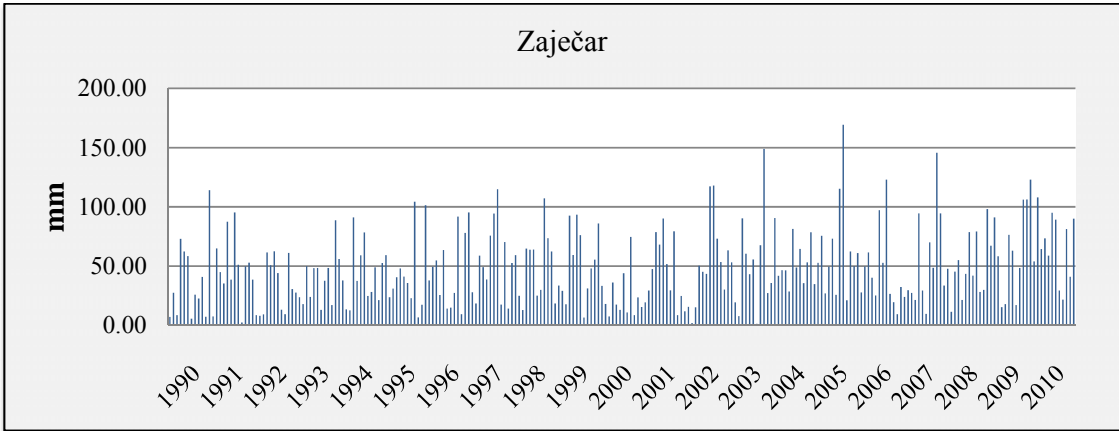


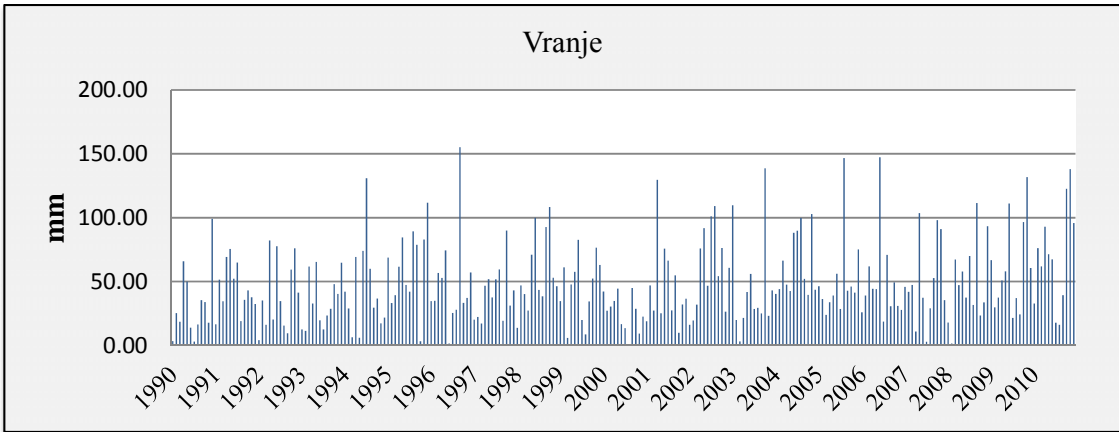
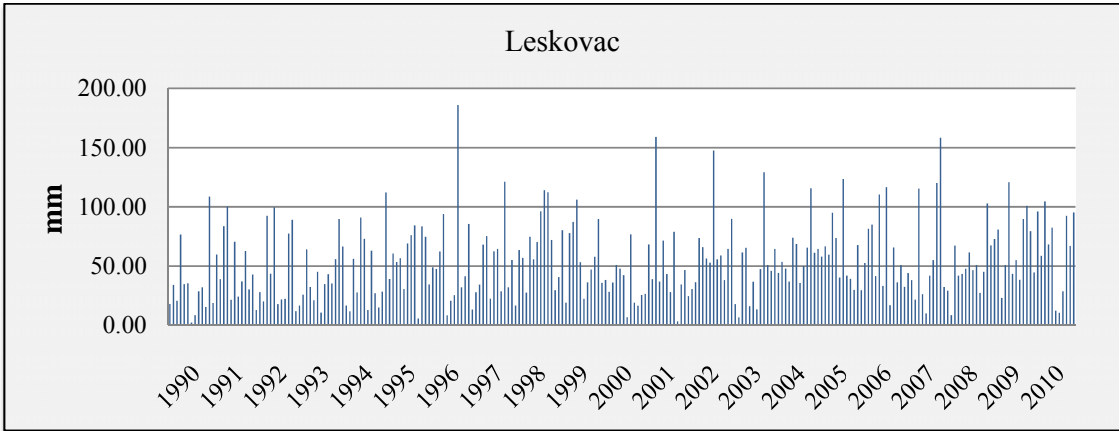




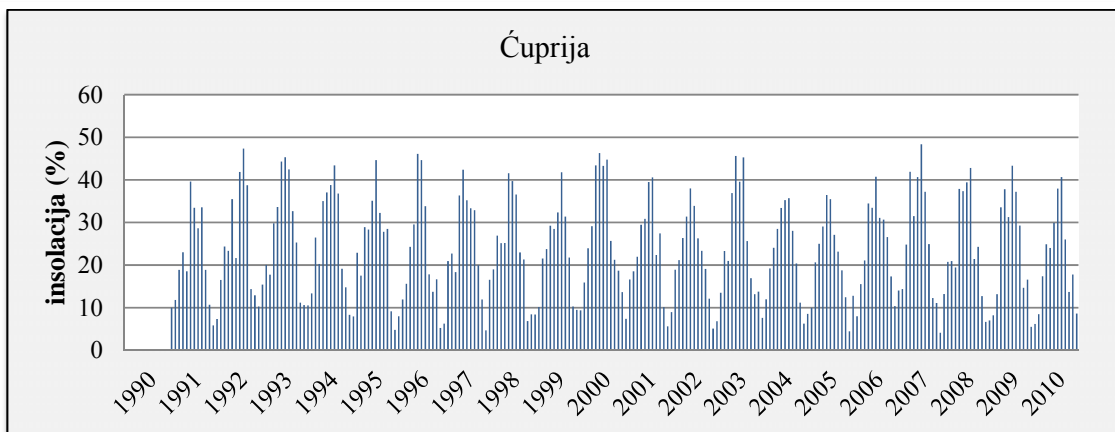
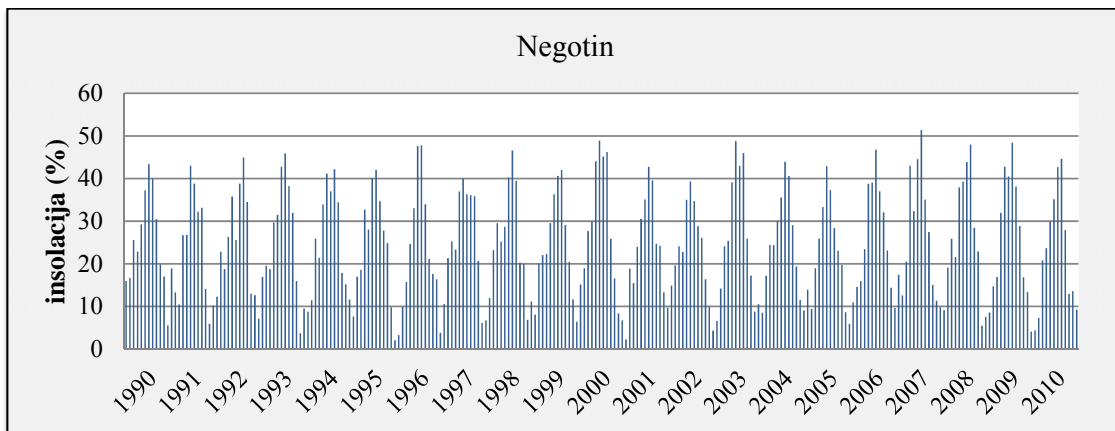
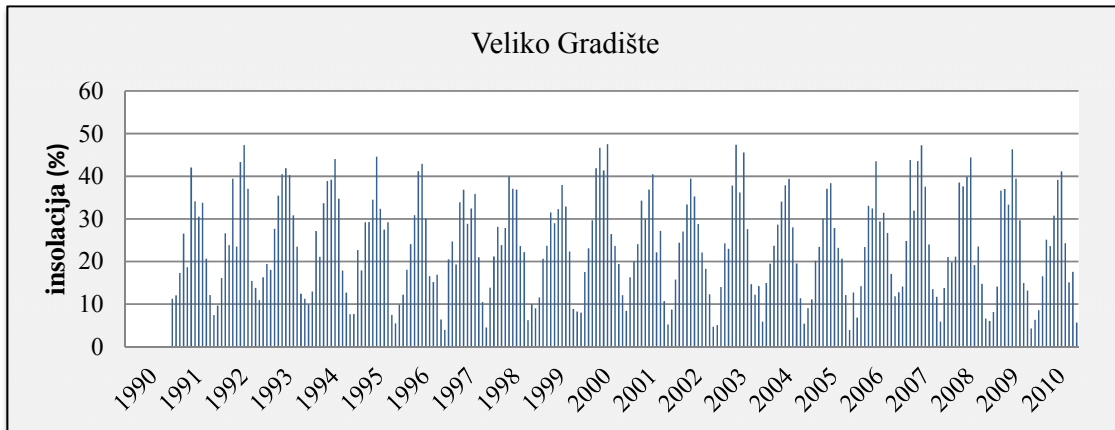
Прилог 16. Графички приказ количине падавина на месечном нивоу (мм) за период 1990–2010. за ГМО источне Србије

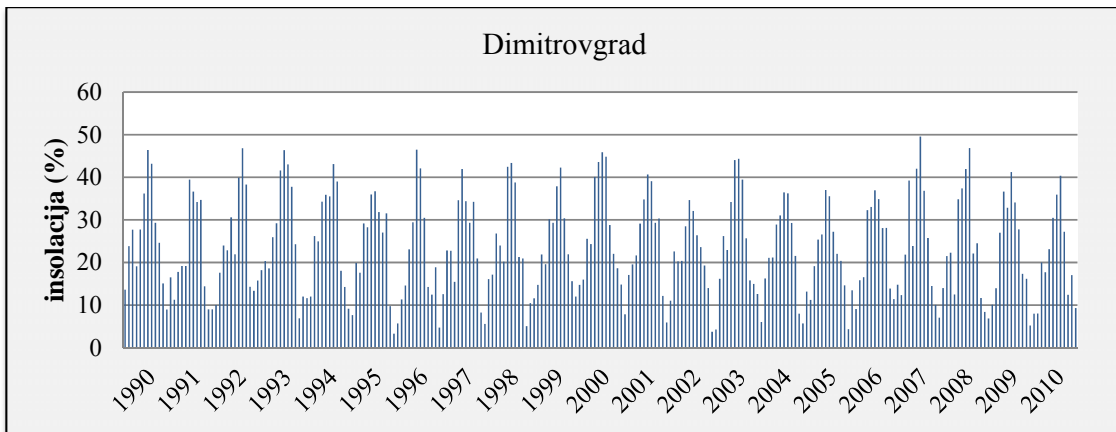
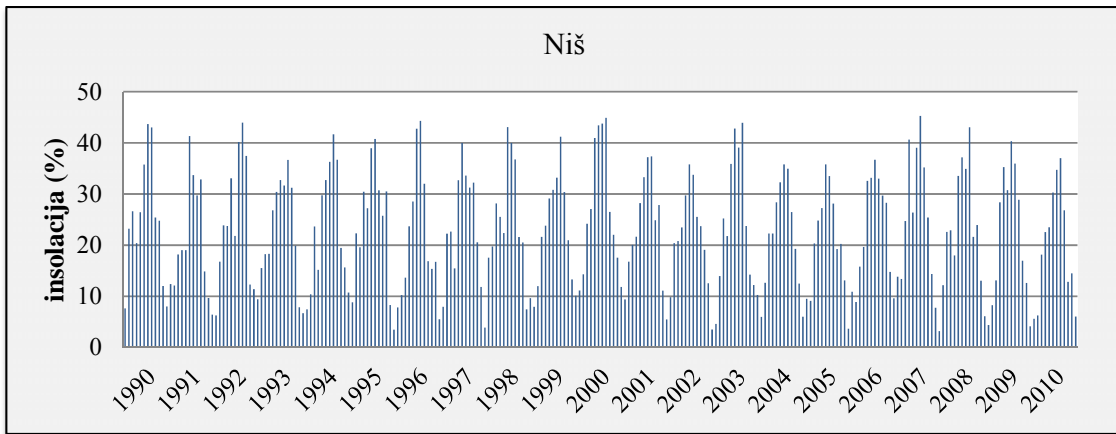
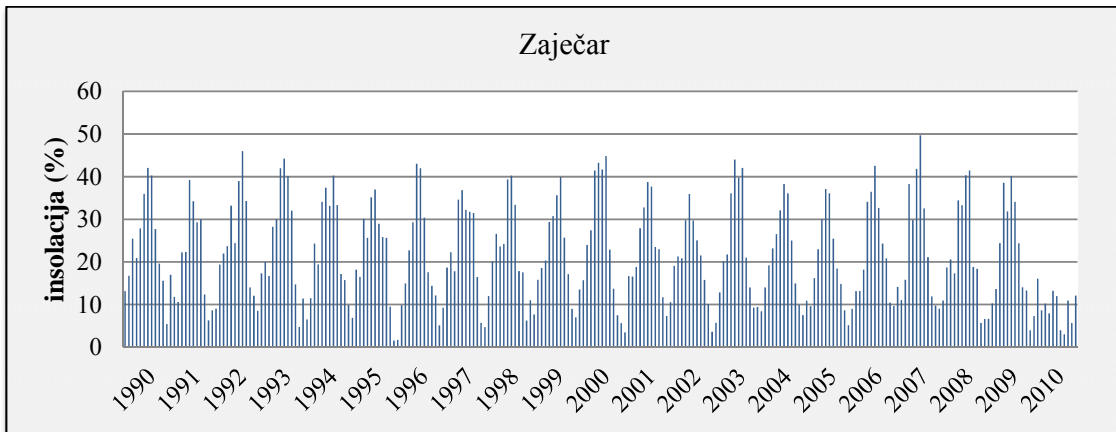


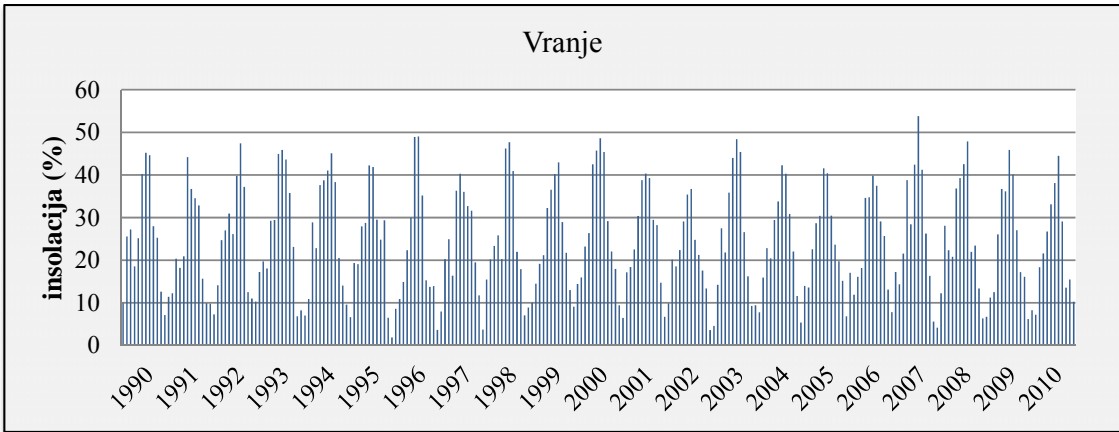
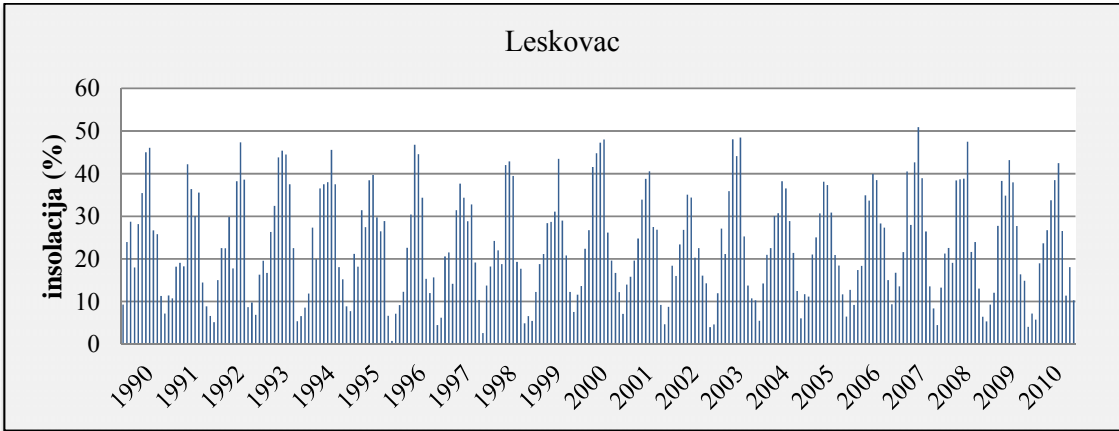




Прилог 1в. Графички приказ суме сунчаних сати на месечном нивоу (%) за период 1990-2010. за ГМО источне Србије







Прилог 2. Депозиције сумпора, оксидованог и редукованог облика азота (eq·m⁻²) на испитиваним тачкама за период 1980–2009.

Редни број локалитета	депозиција eq·m ⁻²	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
1	SOx	0.183	0.177	0.137	0.106	0.104	0.096	0.086	0.102	0.072	0.083	0.087	0.075	0.067	0.084	0.089	0.082	0.070	0.082
	NOx	0.049	0.050	0.043	0.040	0.033	0.038	0.031	0.031	0.030	0.031	0.029	0.029	0.029	0.031	0.028	0.031	0.030	0.030
	Nred	0.050	0.050	0.038	0.035	0.031	0.031	0.029	0.032	0.028	0.031	0.033	0.029	0.030	0.039	0.031	0.032	0.033	0.035
2	SOx	0.165	0.159	0.123	0.099	0.091	0.092	0.081	0.092	0.068	0.081	0.080	0.064	0.068	0.074	0.084	0.082	0.074	0.089
	NOx	0.043	0.045	0.037	0.033	0.031	0.035	0.031	0.031	0.026	0.031	0.024	0.025	0.025	0.031	0.026	0.031	0.030	0.030
	Nred	0.049	0.050	0.038	0.035	0.031	0.031	0.029	0.032	0.028	0.030	0.031	0.028	0.030	0.038	0.030	0.029	0.031	0.038
3	SOx	0.177	0.171	0.132	0.104	0.099	0.095	0.085	0.099	0.071	0.083	0.085	0.071	0.069	0.082	0.089	0.084	0.073	0.087
	NOx	0.047	0.048	0.041	0.037	0.032	0.036	0.031	0.031	0.028	0.031	0.027	0.027	0.027	0.032	0.027	0.031	0.030	0.030
	Nred	0.050	0.050	0.039	0.035	0.031	0.031	0.029	0.032	0.028	0.031	0.032	0.029	0.030	0.038	0.031	0.031	0.031	0.036
4	SOx	0.189	0.190	0.150	0.120	0.111	0.106	0.097	0.109	0.079	0.092	0.098	0.083	0.082	0.097	0.109	0.102	0.084	0.103
	NOx	0.049	0.053	0.047	0.041	0.033	0.038	0.033	0.033	0.032	0.033	0.029	0.029	0.028	0.034	0.028	0.032	0.030	0.030
	Nred	0.049	0.050	0.039	0.036	0.034	0.030	0.029	0.033	0.028	0.030	0.034	0.029	0.030	0.038	0.030	0.030	0.030	0.037
5	SOx	0.191	0.198	0.160	0.130	0.119	0.112	0.104	0.115	0.082	0.096	0.105	0.089	0.090	0.104	0.119	0.111	0.087	0.108
	NOx	0.049	0.054	0.049	0.041	0.034	0.037	0.034	0.034	0.033	0.034	0.030	0.029	0.029	0.035	0.029	0.032	0.027	0.030
	Nred	0.049	0.050	0.039	0.037	0.035	0.030	0.029	0.033	0.027	0.030	0.034	0.029	0.030	0.036	0.030	0.027	0.028	0.037
6	SOx	0.198	0.207	0.167	0.134	0.126	0.114	0.108	0.117	0.082	0.096	0.110	0.093	0.092	0.108	0.121	0.114	0.090	0.111
	NOx	0.051	0.055	0.051	0.043	0.035	0.035	0.034	0.034	0.034	0.034	0.029	0.029	0.029	0.035	0.029	0.032	0.028	0.030
	Nred	0.049	0.049	0.040	0.037	0.037	0.030	0.028	0.033	0.027	0.030	0.036	0.029	0.030	0.037	0.029	0.029	0.029	0.036
7	SOx	0.188	0.186	0.145	0.115	0.109	0.102	0.093	0.107	0.076	0.088	0.094	0.080	0.076	0.092	0.100	0.094	0.078	0.094
	NOx	0.050	0.052	0.045	0.041	0.033	0.037	0.032	0.032	0.031	0.033	0.029	0.029	0.028	0.033	0.028	0.031	0.030	0.030
	Nred	0.050	0.050	0.039	0.035	0.033	0.030	0.029	0.032	0.028	0.030	0.033	0.029	0.030	0.038	0.030	0.031	0.031	0.036
8	SOx	0.197	0.199	0.158	0.125	0.118	0.108	0.101	0.113	0.080	0.093	0.103	0.088	0.084	0.100	0.111	0.104	0.085	0.103
	NOx	0.051	0.054	0.049	0.043	0.035	0.037	0.033	0.033	0.033	0.034	0.030	0.029	0.029	0.034	0.028	0.032	0.030	0.030
	Nred	0.050	0.050	0.039	0.036	0.035	0.030	0.029	0.033	0.028	0.030	0.035	0.029	0.030	0.038	0.030	0.031	0.031	0.037

Редни број локалитета	депозиција	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
9	SOx	0.186	0.187	0.146	0.114	0.110	0.100	0.093	0.105	0.074	0.086	0.095	0.081	0.075	0.090	0.098	0.093	0.078	0.091
	NOx	0.050	0.052	0.047	0.042	0.034	0.036	0.031	0.032	0.031	0.032	0.030	0.029	0.029	0.032	0.028	0.031	0.030	0.030
	Nred	0.050	0.050	0.039	0.036	0.034	0.031	0.029	0.032	0.028	0.031	0.035	0.029	0.030	0.039	0.031	0.032	0.033	0.038
10	SOx	0.192	0.201	0.159	0.126	0.120	0.107	0.102	0.111	0.078	0.091	0.106	0.089	0.085	0.100	0.111	0.106	0.086	0.103
	NOx	0.051	0.053	0.050	0.043	0.035	0.035	0.032	0.033	0.032	0.033	0.030	0.029	0.029	0.033	0.028	0.031	0.029	0.030
	Nred	0.049	0.050	0.040	0.037	0.036	0.030	0.029	0.032	0.028	0.030	0.036	0.029	0.030	0.038	0.030	0.030	0.031	0.036
11	SOx	0.158	0.167	0.135	0.113	0.104	0.100	0.089	0.099	0.073	0.086	0.091	0.076	0.078	0.085	0.100	0.091	0.069	0.083
	NOx	0.042	0.050	0.042	0.037	0.032	0.037	0.031	0.031	0.030	0.031	0.030	0.030	0.029	0.031	0.029	0.029	0.023	0.030
	Nred	0.046	0.050	0.039	0.037	0.032	0.030	0.028	0.031	0.026	0.030	0.032	0.029	0.030	0.034	0.030	0.026	0.027	0.032
12	SOx	0.160	0.181	0.139	0.113	0.115	0.096	0.091	0.095	0.067	0.080	0.099	0.079	0.077	0.088	0.096	0.092	0.074	0.090
	NOx	0.042	0.048	0.042	0.036	0.034	0.029	0.028	0.028	0.028	0.028	0.026	0.026	0.027	0.027	0.027	0.031	0.025	0.030
	Nred	0.047	0.047	0.042	0.038	0.035	0.028	0.026	0.030	0.025	0.028	0.034	0.029	0.028	0.035	0.027	0.028	0.026	0.031
13	SOx	0.164	0.185	0.143	0.114	0.115	0.096	0.093	0.097	0.068	0.079	0.101	0.083	0.076	0.086	0.095	0.094	0.077	0.088
	NOx	0.047	0.049	0.047	0.039	0.036	0.031	0.029	0.029	0.029	0.029	0.029	0.028	0.028	0.029	0.028	0.031	0.028	0.030
	Nred	0.049	0.049	0.040	0.036	0.037	0.029	0.028	0.030	0.027	0.029	0.037	0.029	0.029	0.038	0.029	0.030	0.032	0.034
14	SOx	0.164	0.177	0.145	0.125	0.117	0.104	0.093	0.103	0.070	0.087	0.098	0.079	0.084	0.093	0.104	0.091	0.068	0.080
	NOx	0.040	0.049	0.040	0.034	0.033	0.033	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.029	0.029	0.030	0.029	0.029	0.021	0.029
	Nred	0.049	0.050	0.040	0.037	0.033	0.030	0.027	0.030	0.023	0.030	0.031	0.029	0.030	0.033	0.030	0.024	0.023	0.029
15	SOx	0.163	0.174	0.142	0.120	0.111	0.103	0.092	0.103	0.072	0.087	0.095	0.078	0.082	0.091	0.104	0.092	0.069	0.082
	NOx	0.042	0.050	0.042	0.036	0.032	0.035	0.031	0.031	0.030	0.031	0.030	0.030	0.029	0.031	0.029	0.029	0.022	0.029
	Nred	0.048	0.050	0.040	0.037	0.032	0.030	0.028	0.031	0.025	0.030	0.032	0.029	0.030	0.033	0.030	0.025	0.025	0.031
16	SOx	0.179	0.194	0.153	0.124	0.120	0.104	0.099	0.106	0.074	0.087	0.104	0.086	0.084	0.098	0.108	0.103	0.081	0.098
	NOx	0.046	0.051	0.047	0.039	0.035	0.032	0.031	0.031	0.031	0.031	0.028	0.028	0.028	0.031	0.028	0.031	0.026	0.030
	Nred	0.048	0.048	0.040	0.036	0.036	0.029	0.028	0.031	0.026	0.029	0.035	0.029	0.029	0.036	0.028	0.028	0.027	0.033
17	SOx	0.152	0.160	0.123	0.102	0.093	0.094	0.083	0.093	0.071	0.082	0.083	0.071	0.072	0.080	0.092	0.090	0.072	0.090
	NOx	0.041	0.049	0.041	0.032	0.031	0.039	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.029	0.029	0.030	0.029	0.030	0.029	0.030
	Nred	0.048	0.049	0.039	0.037	0.030	0.030	0.029	0.031	0.028	0.030	0.031	0.029	0.030	0.037	0.030	0.028	0.030	0.038

Редни број локалитета	депозиција	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
18	SOx	0.163	0.172	0.136	0.112	0.102	0.100	0.090	0.100	0.074	0.087	0.091	0.077	0.078	0.088	0.101	0.095	0.075	0.093
	NOx	0.044	0.051	0.043	0.036	0.032	0.038	0.032	0.032	0.031	0.032	0.030	0.029	0.029	0.032	0.029	0.030	0.027	0.030
	Nred	0.048	0.049	0.039	0.037	0.032	0.030	0.028	0.031	0.027	0.030	0.032	0.029	0.030	0.036	0.030	0.027	0.029	0.036
19	SOx	0.141	0.148	0.122	0.101	0.093	0.093	0.080	0.091	0.070	0.080	0.083	0.070	0.071	0.073	0.091	0.081	0.064	0.077
	NOx	0.040	0.047	0.040	0.037	0.031	0.038	0.030	0.030	0.029	0.030	0.030	0.028	0.028	0.030	0.028	0.029	0.022	0.029
	Nred	0.044	0.048	0.039	0.037	0.031	0.030	0.027	0.031	0.026	0.030	0.031	0.029	0.030	0.033	0.030	0.026	0.029	0.032
20	SOx	0.144	0.145	0.130	0.112	0.104	0.094	0.080	0.092	0.068	0.082	0.096	0.074	0.075	0.082	0.092	0.069	0.061	0.068
	NOx	0.038	0.038	0.038	0.038	0.031	0.037	0.029	0.027	0.027	0.028	0.028	0.027	0.027	0.028	0.027	0.025	0.020	0.021
	Nred	0.048	0.049	0.037	0.035	0.037	0.029	0.025	0.030	0.025	0.030	0.036	0.029	0.029	0.034	0.032	0.024	0.023	0.029
21	SOx	0.160	0.166	0.142	0.121	0.113	0.101	0.084	0.099	0.070	0.087	0.099	0.078	0.079	0.088	0.099	0.070	0.061	0.069
	NOx	0.040	0.043	0.040	0.039	0.032	0.039	0.030	0.029	0.029	0.030	0.030	0.029	0.029	0.030	0.028	0.026	0.020	0.024
	Nred	0.051	0.054	0.039	0.036	0.038	0.032	0.026	0.032	0.025	0.033	0.035	0.030	0.032	0.034	0.034	0.024	0.025	0.028
22	SOx	0.143	0.149	0.125	0.105	0.098	0.094	0.079	0.091	0.069	0.081	0.087	0.071	0.072	0.076	0.092	0.076	0.061	0.071
	NOx	0.039	0.045	0.039	0.038	0.031	0.037	0.029	0.029	0.028	0.029	0.029	0.028	0.028	0.029	0.028	0.028	0.020	0.027
	Nred	0.046	0.050	0.038	0.036	0.033	0.030	0.026	0.031	0.026	0.031	0.032	0.029	0.030	0.033	0.032	0.025	0.027	0.030
23	SOx	0.119	0.117	0.109	0.095	0.092	0.087	0.072	0.081	0.064	0.073	0.086	0.067	0.067	0.071	0.080	0.072	0.060	0.065
	NOx	0.034	0.034	0.034	0.034	0.030	0.033	0.029	0.024	0.024	0.026	0.025	0.024	0.024	0.026	0.024	0.025	0.020	0.020
	Nred	0.042	0.042	0.035	0.034	0.034	0.026	0.023	0.028	0.023	0.028	0.033	0.026	0.026	0.031	0.028	0.024	0.021	0.028
24	SOx	0.108	0.107	0.098	0.086	0.085	0.082	0.066	0.075	0.061	0.067	0.077	0.062	0.063	0.065	0.074	0.070	0.060	0.063
	NOx	0.032	0.032	0.032	0.032	0.029	0.031	0.028	0.022	0.022	0.023	0.022	0.022	0.022	0.022	0.022	0.026	0.020	0.020
	Nred	0.042	0.042	0.035	0.034	0.032	0.024	0.022	0.028	0.022	0.029	0.031	0.026	0.025	0.030	0.029	0.025	0.022	0.029
25	SOx	0.101	0.093	0.093	0.082	0.082	0.080	0.068	0.072	0.060	0.068	0.079	0.061	0.061	0.062	0.070	0.075	0.059	0.062
	NOx	0.030	0.030	0.030	0.030	0.029	0.030	0.028	0.021	0.021	0.027	0.027	0.021	0.021	0.027	0.022	0.025	0.020	0.020
	Nred	0.037	0.035	0.035	0.033	0.031	0.024	0.022	0.026	0.021	0.025	0.030	0.025	0.024	0.026	0.024	0.023	0.021	0.023
26	SOx	0.109	0.104	0.100	0.088	0.087	0.083	0.069	0.076	0.062	0.070	0.082	0.064	0.064	0.066	0.075	0.073	0.060	0.063
	NOx	0.032	0.032	0.032	0.032	0.029	0.031	0.029	0.022	0.022	0.026	0.026	0.022	0.022	0.026	0.023	0.025	0.020	0.020
	Nred	0.040	0.039	0.035	0.034	0.032	0.025	0.022	0.027	0.022	0.027	0.031	0.026	0.025	0.029	0.026	0.024	0.021	0.026

Редни број локалитета	депозиција	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
27	SOx	0.166	0.167	0.152	0.128	0.124	0.106	0.091	0.101	0.073	0.090	0.109	0.082	0.082	0.092	0.101	0.076	0.065	0.080
	NOx	0.043	0.045	0.044	0.039	0.034	0.038	0.030	0.028	0.028	0.035	0.030	0.029	0.028	0.036	0.028	0.027	0.020	0.026
	Nred	0.047	0.048	0.039	0.037	0.039	0.028	0.023	0.029	0.023	0.029	0.033	0.028	0.028	0.032	0.029	0.022	0.020	0.023
28	SOx	0.160	0.162	0.147	0.125	0.118	0.102	0.089	0.099	0.071	0.088	0.107	0.081	0.081	0.090	0.100	0.074	0.063	0.076
	NOx	0.041	0.043	0.042	0.039	0.033	0.038	0.030	0.029	0.029	0.032	0.030	0.029	0.028	0.033	0.028	0.026	0.020	0.024
	Nred	0.048	0.048	0.037	0.034	0.039	0.029	0.024	0.029	0.024	0.029	0.034	0.028	0.028	0.033	0.030	0.022	0.021	0.025
29	SOx	0.150	0.150	0.138	0.118	0.111	0.099	0.086	0.095	0.070	0.085	0.103	0.078	0.078	0.086	0.096	0.074	0.062	0.073
	NOx	0.040	0.041	0.040	0.038	0.032	0.037	0.030	0.028	0.028	0.031	0.030	0.028	0.028	0.032	0.027	0.025	0.020	0.023
	Nred	0.046	0.046	0.037	0.035	0.038	0.028	0.024	0.029	0.024	0.029	0.034	0.028	0.028	0.032	0.029	0.022	0.021	0.026
30	SOx	0.167	0.172	0.153	0.129	0.124	0.106	0.090	0.102	0.073	0.090	0.108	0.082	0.083	0.092	0.102	0.075	0.064	0.078
	NOx	0.043	0.046	0.043	0.040	0.034	0.039	0.030	0.029	0.029	0.033	0.030	0.029	0.029	0.034	0.028	0.027	0.020	0.026
	Nred	0.049	0.050	0.038	0.036	0.039	0.029	0.024	0.029	0.023	0.030	0.033	0.029	0.029	0.032	0.031	0.022	0.021	0.024
31	SOx	0.099	0.095	0.091	0.081	0.081	0.079	0.063	0.071	0.059	0.065	0.075	0.060	0.060	0.061	0.069	0.071	0.059	0.063
	NOx	0.030	0.030	0.030	0.030	0.028	0.029	0.028	0.021	0.021	0.023	0.022	0.021	0.021	0.023	0.021	0.025	0.020	0.020
	Nred	0.040	0.039	0.034	0.033	0.031	0.024	0.022	0.028	0.021	0.027	0.030	0.025	0.024	0.029	0.027	0.024	0.022	0.027
32	SOx	0.090	0.079	0.082	0.076	0.077	0.074	0.062	0.068	0.057	0.062	0.072	0.057	0.058	0.057	0.062	0.073	0.057	0.063
	NOx	0.027	0.027	0.027	0.026	0.027	0.026	0.025	0.021	0.021	0.024	0.024	0.021	0.021	0.024	0.021	0.024	0.020	0.020
	Nred	0.036	0.034	0.035	0.034	0.031	0.024	0.022	0.026	0.022	0.025	0.027	0.026	0.025	0.026	0.023	0.024	0.022	0.023
33	SOx	0.094	0.086	0.087	0.078	0.079	0.076	0.063	0.069	0.058	0.064	0.074	0.058	0.059	0.059	0.065	0.072	0.059	0.063
	NOx	0.029	0.029	0.029	0.029	0.028	0.028	0.027	0.021	0.021	0.024	0.024	0.021	0.021	0.024	0.021	0.025	0.020	0.020
	Nred	0.037	0.036	0.034	0.033	0.031	0.024	0.022	0.026	0.021	0.026	0.029	0.025	0.024	0.027	0.025	0.024	0.022	0.025
34	SOx	0.173	0.174	0.159	0.133	0.130	0.110	0.093	0.104	0.075	0.093	0.112	0.085	0.085	0.095	0.104	0.077	0.067	0.083
	NOx	0.045	0.047	0.046	0.040	0.035	0.039	0.030	0.029	0.029	0.036	0.030	0.029	0.029	0.037	0.028	0.027	0.020	0.028
	Nred	0.048	0.049	0.039	0.037	0.039	0.029	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.029	0.031	0.030	0.022	0.021	0.022
35	SOx	0.173	0.174	0.159	0.133	0.130	0.110	0.093	0.104	0.075	0.093	0.112	0.085	0.085	0.095	0.104	0.077	0.067	0.083
	NOx	0.045	0.047	0.046	0.040	0.035	0.039	0.030	0.029	0.029	0.036	0.030	0.029	0.029	0.037	0.028	0.027	0.020	0.028
	Nred	0.048	0.049	0.039	0.037	0.039	0.029	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.029	0.031	0.030	0.022	0.021	0.022

Редни број локалитета	депозиција	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
36	SOx	0.173	0.174	0.159	0.133	0.130	0.110	0.094	0.104	0.075	0.093	0.112	0.085	0.085	0.095	0.104	0.077	0.067	0.083
	NOx	0.045	0.047	0.046	0.040	0.035	0.039	0.030	0.029	0.029	0.036	0.030	0.029	0.029	0.037	0.028	0.027	0.020	0.028
	Nred	0.048	0.049	0.039	0.037	0.039	0.029	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.029	0.031	0.030	0.022	0.021	0.022
37	SOx	0.173	0.174	0.159	0.133	0.130	0.110	0.094	0.104	0.075	0.093	0.112	0.085	0.085	0.095	0.104	0.077	0.067	0.083
	NOx	0.045	0.047	0.046	0.040	0.035	0.039	0.030	0.029	0.029	0.036	0.030	0.029	0.029	0.037	0.028	0.027	0.020	0.028
	Nred	0.048	0.049	0.039	0.037	0.039	0.029	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.029	0.031	0.030	0.022	0.021	0.022
38	SOx	0.173	0.174	0.159	0.133	0.130	0.110	0.093	0.104	0.075	0.093	0.112	0.085	0.085	0.095	0.104	0.077	0.067	0.083
	NOx	0.045	0.047	0.046	0.040	0.035	0.039	0.030	0.029	0.029	0.036	0.030	0.029	0.029	0.037	0.028	0.027	0.020	0.028
	Nred	0.048	0.049	0.039	0.037	0.039	0.029	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.029	0.031	0.030	0.022	0.021	0.022
39	SOx	0.173	0.174	0.159	0.133	0.130	0.110	0.094	0.104	0.075	0.093	0.112	0.085	0.085	0.095	0.104	0.077	0.067	0.083
	NOx	0.045	0.047	0.046	0.040	0.035	0.039	0.030	0.029	0.029	0.036	0.030	0.029	0.029	0.037	0.028	0.027	0.020	0.028
	Nred	0.048	0.049	0.039	0.037	0.039	0.029	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.029	0.031	0.030	0.022	0.021	0.022
40	SOx	0.173	0.174	0.159	0.133	0.130	0.110	0.093	0.104	0.075	0.093	0.112	0.085	0.085	0.095	0.104	0.077	0.067	0.083
	NOx	0.045	0.047	0.046	0.040	0.035	0.039	0.030	0.029	0.029	0.036	0.030	0.029	0.029	0.037	0.028	0.027	0.020	0.028
	Nred	0.048	0.049	0.039	0.037	0.039	0.029	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.029	0.031	0.030	0.022	0.021	0.022
41	SOx	0.173	0.174	0.159	0.133	0.130	0.110	0.093	0.104	0.075	0.093	0.112	0.085	0.085	0.095	0.104	0.077	0.067	0.083
	NOx	0.045	0.047	0.046	0.040	0.035	0.039	0.030	0.029	0.029	0.036	0.030	0.029	0.029	0.037	0.028	0.027	0.020	0.028
	Nred	0.048	0.049	0.039	0.037	0.039	0.029	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.029	0.031	0.030	0.022	0.021	0.022
42	SOx	0.166	0.174	0.152	0.129	0.124	0.106	0.090	0.101	0.072	0.090	0.106	0.082	0.082	0.092	0.102	0.075	0.063	0.078
	NOx	0.042	0.046	0.043	0.040	0.034	0.039	0.030	0.029	0.029	0.033	0.030	0.030	0.029	0.033	0.029	0.028	0.020	0.027
	Nred	0.049	0.050	0.039	0.037	0.039	0.030	0.024	0.030	0.023	0.030	0.033	0.029	0.030	0.033	0.031	0.023	0.022	0.024
43	SOx	0.166	0.174	0.152	0.129	0.124	0.106	0.090	0.101	0.072	0.090	0.106	0.082	0.082	0.092	0.102	0.075	0.063	0.078
	NOx	0.042	0.046	0.043	0.040	0.034	0.039	0.030	0.029	0.029	0.033	0.030	0.030	0.029	0.033	0.029	0.028	0.020	0.027
	Nred	0.049	0.050	0.039	0.037	0.039	0.030	0.024	0.030	0.023	0.030	0.033	0.029	0.030	0.033	0.031	0.023	0.022	0.024
44	SOx	0.166	0.174	0.152	0.129	0.124	0.106	0.090	0.101	0.072	0.090	0.106	0.082	0.082	0.092	0.102	0.075	0.063	0.078
	NOx	0.042	0.046	0.043	0.040	0.034	0.039	0.030	0.029	0.029	0.033	0.030	0.030	0.029	0.033	0.029	0.028	0.020	0.027
	Nred	0.049	0.050	0.039	0.037	0.039	0.030	0.024	0.030	0.023	0.030	0.033	0.029	0.030	0.033	0.031	0.023	0.022	0.024

Редни број локалитета	депозиција	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
45	SOx	0.166	0.174	0.152	0.129	0.124	0.106	0.090	0.101	0.072	0.090	0.106	0.082	0.082	0.092	0.102	0.075	0.063	0.078
	NOx	0.042	0.046	0.043	0.040	0.034	0.039	0.030	0.029	0.029	0.033	0.030	0.030	0.029	0.033	0.029	0.028	0.020	0.027
	Nred	0.049	0.050	0.039	0.037	0.039	0.030	0.024	0.030	0.023	0.030	0.033	0.029	0.030	0.033	0.031	0.023	0.022	0.024
46	SOx	0.166	0.174	0.152	0.129	0.124	0.106	0.090	0.101	0.072	0.090	0.106	0.082	0.082	0.092	0.102	0.075	0.063	0.078
	NOx	0.042	0.046	0.043	0.040	0.034	0.039	0.030	0.029	0.029	0.033	0.030	0.030	0.029	0.033	0.029	0.028	0.020	0.026
	Nred	0.049	0.050	0.039	0.037	0.039	0.030	0.024	0.030	0.023	0.030	0.033	0.029	0.030	0.033	0.031	0.023	0.022	0.024
47	SOx	0.166	0.174	0.152	0.129	0.124	0.106	0.090	0.101	0.072	0.090	0.106	0.082	0.082	0.092	0.102	0.075	0.063	0.078
	NOx	0.042	0.046	0.043	0.040	0.034	0.039	0.030	0.029	0.029	0.033	0.030	0.030	0.029	0.033	0.029	0.028	0.020	0.026
	Nred	0.049	0.050	0.039	0.037	0.039	0.030	0.024	0.030	0.023	0.030	0.033	0.029	0.030	0.033	0.031	0.023	0.022	0.024
48	SOx	0.166	0.174	0.152	0.129	0.124	0.106	0.090	0.101	0.072	0.090	0.106	0.082	0.082	0.092	0.102	0.075	0.063	0.078
	NOx	0.042	0.046	0.043	0.040	0.034	0.039	0.030	0.029	0.029	0.033	0.030	0.030	0.029	0.033	0.029	0.028	0.020	0.026
	Nred	0.049	0.050	0.039	0.037	0.039	0.030	0.024	0.030	0.023	0.030	0.033	0.029	0.030	0.033	0.031	0.023	0.022	0.024
49	SOx	0.166	0.174	0.152	0.129	0.124	0.106	0.090	0.101	0.072	0.090	0.106	0.082	0.082	0.092	0.102	0.075	0.063	0.078
	NOx	0.042	0.046	0.043	0.040	0.034	0.039	0.030	0.029	0.029	0.033	0.030	0.030	0.029	0.033	0.029	0.028	0.020	0.026
	Nred	0.049	0.050	0.039	0.037	0.039	0.030	0.024	0.030	0.023	0.030	0.033	0.029	0.030	0.033	0.031	0.023	0.022	0.024
50	SOx	0.169	0.171	0.156	0.130	0.127	0.108	0.092	0.102	0.074	0.091	0.110	0.083	0.083	0.093	0.102	0.077	0.066	0.082
	NOx	0.044	0.046	0.045	0.039	0.035	0.038	0.030	0.029	0.029	0.035	0.030	0.029	0.028	0.037	0.028	0.027	0.020	0.027
	Nred	0.047	0.048	0.039	0.037	0.039	0.028	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.028	0.031	0.029	0.022	0.020	0.022
51	SOx	0.169	0.171	0.156	0.130	0.127	0.108	0.092	0.102	0.074	0.091	0.110	0.083	0.083	0.093	0.102	0.077	0.066	0.082
	NOx	0.044	0.046	0.045	0.039	0.035	0.038	0.030	0.029	0.029	0.035	0.030	0.029	0.028	0.037	0.028	0.027	0.020	0.027
	Nred	0.047	0.048	0.039	0.037	0.039	0.028	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.028	0.031	0.029	0.022	0.020	0.022
52	SOx	0.169	0.170	0.156	0.130	0.127	0.108	0.092	0.102	0.074	0.091	0.110	0.083	0.083	0.093	0.102	0.077	0.066	0.082
	NOx	0.044	0.046	0.045	0.039	0.035	0.038	0.030	0.029	0.029	0.035	0.030	0.029	0.028	0.037	0.028	0.027	0.020	0.027
	Nred	0.047	0.048	0.039	0.037	0.039	0.028	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.028	0.031	0.029	0.022	0.020	0.022
53	SOx	0.169	0.171	0.156	0.130	0.127	0.108	0.092	0.102	0.074	0.091	0.110	0.083	0.083	0.093	0.102	0.077	0.066	0.082
	NOx	0.044	0.046	0.045	0.039	0.035	0.038	0.030	0.029	0.029	0.035	0.030	0.029	0.028	0.037	0.028	0.027	0.020	0.027
	Nred	0.047	0.048	0.039	0.037	0.039	0.028	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.028	0.031	0.029	0.022	0.020	0.022

Редни број локалитета	депозиција	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
54	SOx	0.169	0.171	0.156	0.130	0.127	0.108	0.092	0.102	0.074	0.091	0.110	0.083	0.083	0.093	0.102	0.077	0.066	0.082
	NOx	0.044	0.046	0.045	0.039	0.035	0.038	0.030	0.029	0.029	0.035	0.030	0.029	0.028	0.037	0.028	0.027	0.020	0.027
	Nred	0.047	0.048	0.039	0.037	0.039	0.028	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.028	0.031	0.029	0.022	0.020	0.022
55	SOx	0.169	0.170	0.155	0.130	0.127	0.108	0.092	0.102	0.074	0.091	0.110	0.083	0.083	0.093	0.102	0.077	0.066	0.082
	NOx	0.044	0.046	0.045	0.039	0.035	0.038	0.030	0.028	0.029	0.035	0.030	0.029	0.028	0.037	0.028	0.027	0.020	0.027
	Nred	0.047	0.048	0.039	0.037	0.039	0.028	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.028	0.031	0.029	0.022	0.020	0.022
56	SOx	0.169	0.170	0.156	0.130	0.127	0.108	0.092	0.102	0.074	0.091	0.110	0.083	0.083	0.093	0.102	0.077	0.066	0.082
	NOx	0.044	0.046	0.045	0.039	0.035	0.038	0.030	0.028	0.028	0.035	0.030	0.029	0.028	0.037	0.028	0.027	0.020	0.027
	Nred	0.047	0.048	0.039	0.037	0.039	0.028	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.028	0.031	0.029	0.022	0.020	0.022
57	SOx	0.169	0.171	0.156	0.130	0.127	0.108	0.092	0.102	0.074	0.091	0.110	0.083	0.083	0.093	0.102	0.077	0.066	0.082
	NOx	0.044	0.046	0.045	0.039	0.035	0.038	0.030	0.029	0.029	0.035	0.030	0.029	0.028	0.037	0.028	0.027	0.020	0.027
	Nred	0.047	0.048	0.039	0.037	0.039	0.028	0.023	0.029	0.022	0.029	0.032	0.028	0.028	0.031	0.029	0.022	0.020	0.022

Прилог 3. Депозиције базних катјона за период 1984–2009 за подручје Србије

Депозиција	Na	Mg	Cl	Ca	K
година	eq·m ⁻²				
1984	0.010	0.122	0.046	0.025	0.000
1985	0.011	0.084	0.028	0.024	0.649
1986	0.010	0.080	0.028	0.015	0.604
1987	0.015	0.047	0.046	0.015	0.680
1988	0.041	0.061	0.036	0.017	0.608
1989	0.006	0.075	0.037	0.013	0.634
1990	0.007	0.105	0.024	0.020	0.680
1991	0.008	0.084	0.059	0.020	0.743
1992	0.009	0.083	0.041	0.018	0.627
1993	0.035	0.093	0.036	0.022	0.687
1994	0.030	0.065	0.022	0.015	0.576
1995	0.009	0.082	0.026	0.015	0.722
1996	0.002	0.037	0.013	0.005	0.355
1997	0.009	0.067	0.044	0.015	0.669
1998	0.006	0.066	0.024	0.013	0.623
1999	0.004	0.025	0.013	0.006	0.276
2000	0.005	0.110	0.015	0.011	0.384
2001	0.009	0.079	0.053	0.020	0.680
2002	0.003	0.034	0.026	0.014	0.301
2003	0.005	0.015	0.023	0.027	0.343
2004	0.005	0.069	0.056	0.012	0.566
2005	0.009	0.049	0.032	0.008	0.782
2006	0.005	0.034	0.026	0.008	0.336
2007	0.003	0.034	0.035	0.011	0.387
2008	0.005	0.027	0.019	0.037	0.439
2009	0.006	0.030	0.022	0.027	0.460

Прилог 4. Улазни параметри земљишта за VSD модел

Редни бр. узорка			Параметри добијени мерењем							Параметри добијени MetHud моделом				Срачунати параметри према Мануалу (Manual UBA, 2004)		Параметри добијени калибрацијом у VSD моделу		
Узорак	Биондана цијска табела		Заступљено ст фракције (%)		C	C/N	CEC	BS	pH (H ₂ O)	Густина земљишта	Theta	rfdnit	percol	logK _{Al} ox	Crpox	KAIBС	KHBc	expAl
		2-0,063	0,063- 0,002	<0,002	%		cmol· kg ⁻¹	%		g·cm ⁻³	m·m ⁻¹		m·yr ⁻¹		g·m ⁻²			
1	23	8.96	52.4	38.53	2.713	9.18	28.2	99.15	5.68	1.14	0.34	0.061	0.056	9.13	6023	-2.91	1.5299	2.21
2	24	18.85	55.45	25.7	0.9	5.93	15.18	96.82	4.76	1.36	0.34	0.061	0.055	9.94	2445	-2.308	1.2473	2.82
3	26	28.45	48.95	22.6	1.343	10.45	8.05	44.23	3.96	1.29	0.34	0.061	0.055	9.65	3469	-0.803	1.9983	3
4	27	37.43	49.1	13.48	1.905	10.7	5.85	36.69	3.86	1.22	0.34	0.061	0.055	9.39	4652	-0.685	1.9889	3
5	28	38.03	38.08	23.9	3.875	8.98	35.7	99.48	6.27	1.03	0.33	0.026	0.080	8.87	8014	-3.211	1.8428	1.96
6	29	66.35	23.2	10.45	1.635	10.9	10.86	97.68	5.04	1.25	0.23	0.000	0.186	9.50	4099	-2.609	1.0928	2.64
7	30	65.23	21.8	12.98	0.938	9.73	6.54	34.03	3.95	1.35	0.34	0.062	0.022	9.91	2536	-0.576	2.3919	3
8	31	60.5	30.8	8.7	1.805	10.35	11.82	93.47	4.68	1.23	0.34	0.062	0.022	9.43	4448	-2.065	1.6562	2.62
9	32	23	59.3	17.7	2.025	9.1	15.95	92.56	4.88	1.21	0.34	0.062	0.022	9.35	4890	-2.007	1.9215	2.51
10	33	60.6	32.93	6.48	1.638	11.48	7.06	90.29	4.5	1.25	0.22	0.000	0.175	9.50	4105	-2.007	1.2294	2.93
11	34	12.08	50.18	37.75	3.078	12.88	28.31	98.89	5.71	1.10	0.35	0.078	0.075	9.04	6784	-2.91	1.6901	2.2
12	35	60.08	23.43	16.5	1.278	10.55	14.34	98.06	5.9	1.30	0.24	0.000	0.176	9.68	3324	-2.734	1.8785	2.3
13	36	25.7	36.45	37.85	2	12.43	28.52	99.93	7.17	1.21	0.21	0.000	0.066	9.36	4841	-3.512	1.7549	1.8
14	37	49.58	29.5	20.93	0.963	9.5	9.93	90.52	4.84	1.35	0.22	0.001	0.090	9.89	2596	-1.956	1.6686	2.8
15	38	8.83	43.23	47.95	1.935	11.63	31.17	94.74	4.54	1.22	0.35	0.103	0.065	9.38	4712	-2.132	1.2405	2.83
16	39	12.65	43.9	43.45	1.878	9.7	32.37	99.94	7.2	1.22	0.36	0.134	0.118	9.40	4598	-3.211	2.6202	1.8

Узорак	Биондана цијска градња	Заступљено ст фракције (%)			C	C/N	CEC	BS	pH (H ₂ O)	Густина земљишта	Theta	rfdenit	percol	logKAlox	Cpool	KAIBc	KHBc	expAI
		2-0,063	0,063- 0,002	<0,002														
				%	cmol· kg ⁻¹		%	g·cm ⁻³		m·m ⁻¹	m·yr ⁻¹		g·m ⁻²					
17	42	13.53	58.15	28.33	2.848	8.8	22.28	87.95	4.7	1.12	0.32	0.036	0.072	9.10	6399	-1.796	1.7112	2.7
18	43	4.13	56.55	39.33	2.908	9.43	33.77	99.01	5.18	1.12	0.35	0.085	0.070	9.08	6501	-2.91	1.0004	2.44
19	64	38.48	49.45	12.08	1.665	10.83	7.37	64.18	4.33	1.25	0.35	0.085	0.070	9.49	4161	-1.078	2.0741	3
20	69	6.58	64.53	28.9	4.223	10.15	37	99.79	6.33	1.01	0.36	0.050	0.066	8.81	8501	-3.211	1.6756	1.91
21	70	46.3	37.53	16.18	1.445	19.13	17.59	99.14	5.85	1.28	0.23	0.000	0.081	9.59	3693	-2.91	1.6747	2.23
22	72	8.7	77.33	13.98	2.33	9.18	11.05	77.19	4.43	1.17	0.26	0.004	0.060	9.24	5473	-1.463	1.8313	2.86
23	87	45.93	41	13.08	2.875	7.13	4.72	16.64	4.01	1.12	0.27	0.001	0.081	9.09	6445	-0.244	2.5457	3.18
24	89	36.58	50.7	12.73	1.2	7.58	6.91	82.72	4.47	1.31	0.22	0.000	0.081	9.73	3148	-1.512	1.681	3.03
25	90	33.78	50.4	15.83	4.11	9.93	12.36	46.47	3.92	1.02	0.31	0.006	0.044	8.83	8346	-0.665	2.056	3.17
26	91	38.98	49.23	11.8	1.74	7.9	9.11	41.62	4.24	1.24	0.23	0.000	0.046	9.46	4317	-0.665	2.39	3.07
27	92	18.98	46.23	34.8	1.308	7.8	17.75	75.51	4.29	1.30	0.29	0.024	0.065	9.66	3391	-1.308	1.835	3.05
28	93	25.7	23.23	51.08	2.745	11.05	36.65	99.92	7.28	1.13	0.36	0.072	0.063	9.13	6221	-3.211	1.9723	1.75
29	94	8.63	53.08	38.3	2.978	9.33	30.11	98.2	5.55	1.11	0.35	0.056	0.062	9.07	6618	-2.609	1.8695	2.26
30	95	29.83	56.73	13.45	3.093	8.58	20.84	98.62	5.19	1.10	0.28	0.002	0.065	9.04	6809	-2.91	1.292	2.39
31	97	56.5	30.95	12.55	1.293	14.63	8.39	83.38	4.28	1.30	0.20	0.000	0.066	9.67	3358	-1.405	1.5741	3.18
32	98	50.43	39.05	10.53	0.673	8.18	7.78	87.95	4.59	1.40	0.18	0.000	0.065	10.15	1883	-1.53	1.7188	2.62
33	99	61.4	29.35	9.25	1.46	9.13	9.24	87.82	4.69	1.28	0.19	0.000	0.072	9.58	3725	-1.706	1.7276	2.51
34	P13	28.28	54.97	16.75	8.425	8.94	23.29	42.08	4.9275	0.74	0.39	0.000	0.117	8.31	12418	-0.893	2.8199	2.43
35	P14	33.58	51.54	14.88	6.517	8.81	35.32	11.95	4.7525	0.85	0.38	0.000	0.106	8.50	11056	-0.15	3.3633	2.56
36	P15	39.7	50.6	9.7	4.935	8.89	30.45	13.4	4.8575	0.95	0.35	0.001	0.086	8.70	9412	0.2007	3.4711	2.52

Узорак	Биондика цијска парцела		Заступљено ст фракције (%)			C	C/N	CEC	BS	pH (H ₂ O)	Густина земљишта	Theta	rfdenit	percol	logKAlox	Cpool	KAIBC	KHBC	expAI
			2-0,063	0,063- 0,002	<0,002														
37	P16	35.15	52.02	12.83	4.74	8.28	26.2	11.03	4.96	0.97	0.34	0.006	0.072	8.73	9174	-0.104	3.716	2.45	
38	Š17	40.98	44.67	14.35	4.382	9.42	39.29	8.12	4.485	0.99	0.32	0.005	0.061	8.78	8715	0.1972	3.5446	2.71	
39	Š18	41.05	44.67	14.28	3.99	9.39	40.17	9.7	4.69	1.03	0.30	0.004	0.060	8.85	8180	0.1003	3.6784	2.6	
40	Š19	35.95	51.2	12.85	3.957	9.05	24.93	21.53	4.97	1.03	0.30	0.003	0.059	8.86	8129	-0.308	3.5445	2.46	
41	Š20	44.65	39.97	15.38	3.935	9.10	36.07	17.07	4.81	1.03	0.31	0.004	0.061	8.86	8098	-0.174	3.4978	2.55	
42	P1	43.3	40.17	16.53	6.072	9.27	21.49	65.67	4.8325	0.88	0.34	0.065	0.060	8.55	10644	-1.274	2.4642	2.47	
43	P2	42.53	44.39	13.08	4.957	10.27	17.7	49.65	4.895	0.95	0.33	0.006	0.069	8.70	9439	-0.53	3.2769	2.46	
44	P3	40.86	46.04	13.1	5.515	10.03	20.36	38.35	4.775	0.91	0.33	0.007	0.070	8.62	10073	-0.764	2.858	2.53	
45	P4	33.05	55.02	11.93	4.505	9.29	24.48	43.61	4.8075	0.99	0.31	0.004	0.067	8.76	8875	-0.861	2.8074	2.54	
46	Š9	41.35	46.15	12.5	3.382	9.27	23.86	25.79	4.67	1.08	0.35	0.005	0.069	8.97	7272	-0.405	3.0974	2.67	
47	Š10	45.33	40.49	14.18	3.867	9.21	22.55	22.95	4.6675	1.04	0.30	0.003	0.061	8.88	8006	-0.326	3.2066	2.63	
48	Š11	47.73	38.67	13.6	4.05	10.00	65.74	5.43	4.8625	1.02	0.31	0.003	0.061	8.84	8262	0.4013	4.1078	2.49	
49	Š12	46.78	43.04	10.18	6.12	9.87	24.08	45.14	5.21	0.87	0.34	0.003	0.066	8.54	10689	-0.776	3.2701	2.33	
50	P22	65.78	25.32	8.9	1.762	7.83	12.2	47.05	5.3525	1.24	0.20	0.000	0.091	9.45	4364	-0.976	3.1927	2.43	
51	P23	63.3	-1.83	38.53	1.882	8.46	28.2	36.35	5.4125	1.22	0.21	0.000	0.096	9.40	4608	-0.752	3.4719	2.4	
52	P24	66.15	8.15	25.7	2.037	1.73	15.18	29.27	5.3575	1.21	0.21	0.000	0.099	9.34	4914	-0.627	3.5405	2.41	
53	P25	64.55	28.4	7.05	1.742	7.11	16.29	24.83	5.2675	1.24	0.20	0.000	0.090	9.46	4321	-0.502	3.5781	2.32	
54	Š26	58.2	32.67	9.13	1.827	7.69	12.58	80.91	5.74	1.23	0.25	0.000	0.066	9.42	4496	-1.53	3.0694	2.24	
55	Š27	52.85	36.02	11.13	2.752	9.25	56.26	15.8	4.7075	1.13	0.26	0.000	0.064	9.12	6232	-0.126	3.4518	2.66	
56	Š28	50.75	37.8	11.45	2.33	7.28	19.38	68.59	5.475	1.18	0.25	0.000	0.065	9.24	5476	-1.194	3.1572	2.3	
57	Š29	52.1	35.1	12.8	1.95	12.00	23.49	37.94	5.2475	1.22	0.24	0.000	0.067	9.37	4742	-0.645	3.4535	2.44	

Прилог 5а. Фитоценолошка табела шумске заједнице *Fagetum moesiacaе montanum* В. Јов. 1953

Асоцијација	<i>Fagetum moesiacaе montanum</i> В. Јов. 1953.							Степен присутности
Субасоцијација	<i>typicum</i>							
Фаџијес	<i>nudum</i>			<i>asperulosum</i>				
Локалитет	ПРЕЛЕСЈЕ			ЈАВОР				
Бр. фито. снимка	4	5	6	7	8	9	10	
Надморска висина	1280	1285	1290	1287	1280	1280	1282	
Експозиција	W	W	W	NW	NW	NW	NW	
Нагиб	15	15	20	25	30	27	25	
Геолошка подлога	Црвени пермски пешчари			Филити				
Земљиште	Смеђе			Дистрично смеђе				
СПРАТ I								
Склоп	1,0	1,0	1,0	0,8	0,9	0,9	0,9	
Средња висина (m)	20	18	18	22	25	23	25	
Средњи пречник (cm)	60	50	45	35	50	45	55	
Средње растојање (m)	6	7	6	5	7	5	5	
<i>Fagus moesiaca</i>	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	V
<i>Acer pseudoplatanus</i>							+	I
<i>Acer platanoides</i>							+	I
СПРАТ II								
Склоп	0,2	0,3	0,2	0,1	-	0,1	-	
Средња висина (m)	3	2	1	1	-	1	-	
<i>Fagus moesiaca</i>	1.2	2.3	1.2	+	-	+	-	IV
СПРАТ III								
Покровност	0,1	0,1	0,1	1,0	0,8	0,9	0,9	
<i>Asperula odorata</i>	+2	+2	+2	5.5	4.4	4.4	4.4	V
<i>Mycelis muralis</i>	+	+	+	+	+	+	+	V
<i>Fagus moesiaca</i>	+	+	+2	1.2	+	1.2	1.2	V
<i>Sanicula europaea</i>	+	+	+	+	+	+	+	V
<i>Pulmonaria officinalis</i>	+		+				+	III
<i>Mercurialis perennis</i>	+			+	+			III
<i>Arenaria agrimonioides</i>	+			+			+	III
<i>Galeobdolon luteum</i>				+2	+2	1.2		III
<i>Fraxinus excelsior</i>				+	+	+	+	III
<i>Dryopteris filix-mas</i>				+	+		+	III
<i>Euphorbia amygdaloides</i>				+	+		+	III
<i>Glechoma hirsuta</i>		+	+					II
<i>Festuca drymeia</i>				+2		+		II
<i>Melica uniflora</i>				+2			+	II
<i>Geranium robertianum</i>				+	+			II
<i>Cardamine bulbifera</i>				+	+			II
<i>Prenanthes purpurea</i>				+			+	II
<i>Salvia glutinosa</i>				+			+	II
<i>Acer platanoides</i>					+		+	II
<i>Neotia nidus avis</i>						+	+	II
<i>Rubus idaeus</i>				+2				I
<i>Epilobium montanum</i>				+				I
<i>Oxalis acetosella</i>				+				I
<i>Luzula luzuloides</i>				+				I
<i>Symphitum tuberosum</i>				+				I

<i>Stelaria holostea</i>				+				I	
<i>Lunaria rediviva</i>				+				I	
<i>Dactylis glomerata</i>				+				I	
<i>Acer pseudoplatanus</i>						+		I	
<i>Viola silvestris</i>						+		I	
<i>Paris quadrifolia</i>							+2	I	
<i>Daphne mezereum</i>								+	I
<i>Geum urbanum</i>								+	I

Прилог 56. Фитоценолошка табела шумске заједнице *Fagetum moesiacaе subalpinum* Greb. 1950

Асоцијација	<i>Fagetum moesiacaе subalpinum</i> Greb. 1950			
Локалитет	Ракитска гора (Бабин зуб)			Степен присутности
Бр. фито. снимка	2	3	1	
Надморска висина	1540	1540	1500	
Експозиција	ESE	E	SE	
Нагиб	25	25	25	
Геолошка подлога	Црвени пермски пешчари			
Земљиште	Дистрично смеђе			
СПРАТ I				
Склоп	0,5	0,6	0,7	
Средња висина (m)	20	22	23	
Средњи пречник (cm)	55	50	50	
Средње растојање (m)	7	8	7	
<i>Fagus moesiaca</i>	3.5	3.5	5.5	V
СПРАТ II				
Склоп	0,1	0,3	0,2	
Средња висина (m)	3	2	5	
<i>Fagus moesiaca</i>	1.2	2.3	2.2	V
СПРАТ III				
Покровност	0,4	0,3	0,1	
<i>Asperula odorata</i>	+2	+2	+2	V
<i>Adenostyles alliaria</i>	+	+	+	V
<i>Epilobium montanum</i>	+	+	+	V
<i>Dryopteris filix-mas</i>	+	+2		III
<i>Verbascum flomoides</i>	+2		+	III
<i>Rubus idaeus</i>	+		+	III
<i>Oxalis acetosella</i>	+		+2	III
<i>Luzula luzuloides</i>		+	+	III
<i>Geranium robertianum</i>	+			I
<i>Senecio nemorensis</i>			+	I
<i>Moehringia trinervia</i>			+	I
<i>Stachys alpina</i>			+	I

Прилог 5в. Фитоценолошки снимак пашњака (*Ass. Agrostietum vulgaris (capillaris)* Pavlović 1955.)

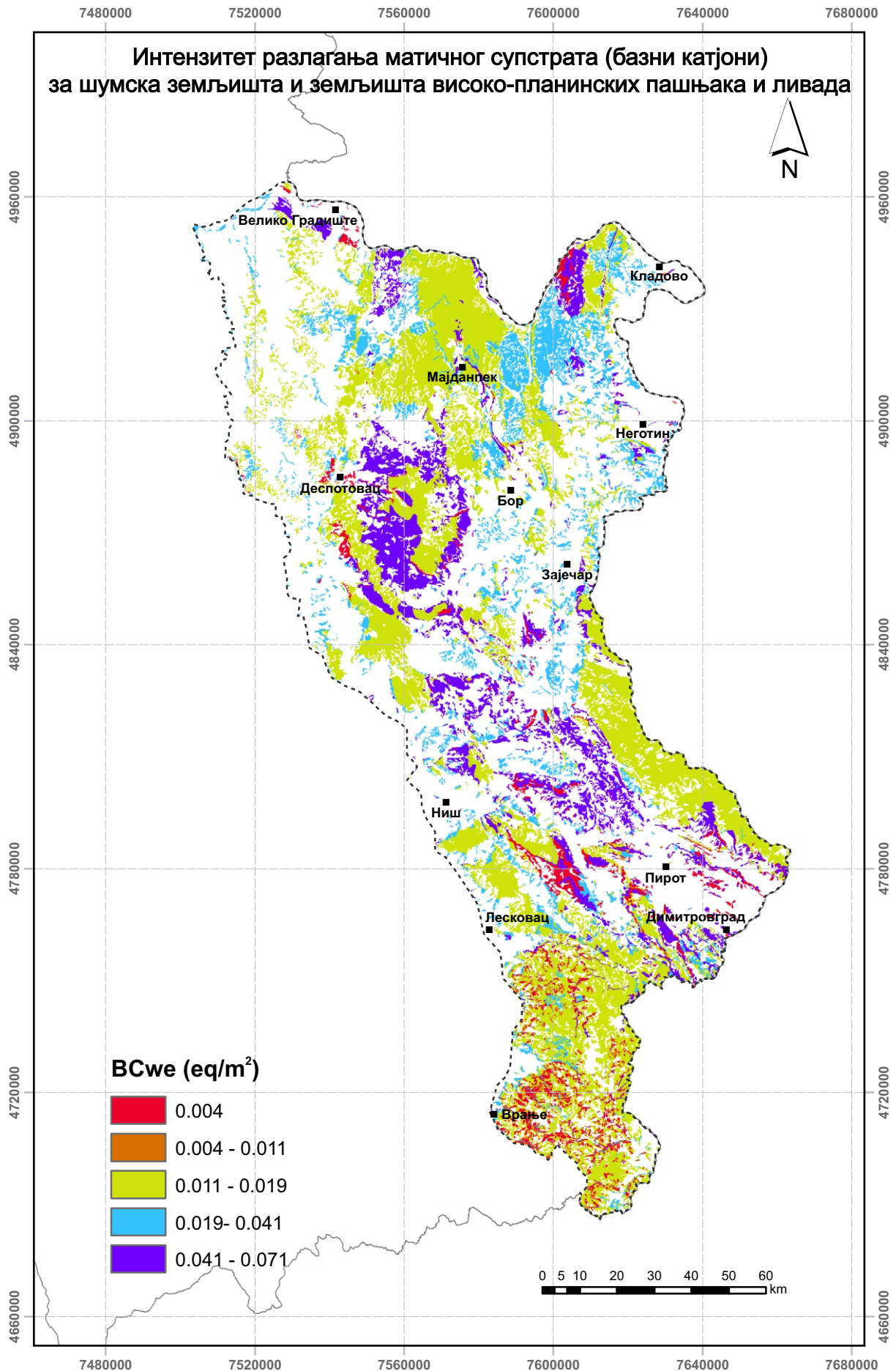
Локалитет	Бабин зуб	Јавор	Прелесје
Експозиција	SW	N	N
Надморска висина	1547 m	1288 m	1287 m
<i>Agrostis capillaris</i>	3.3	3.3	3.3
<i>Viola tricolor</i>	3.3	1.1	1.1
<i>Festuca vallesiaca</i>	-	-	3.3
<i>F. rubra</i>	2.3	2.2	2.2
<i>Cytisus albus</i>	2.3	1.1	+1
<i>Centaurea phrygia</i>	-	2.3	2.2
<i>Luzula luzuloides</i>	2.3	+2	+2
<i>Thymus vandasii</i>	2.2	1.2	2.3
<i>Festuca arundinacea</i>	2.2	2.2	2.2
<i>Galium verum</i>	1.1	2.2	2.2
<i>Prunella grandiflora</i>	2.2	+1	2.2
<i>Stellaria graminea</i>	2.2	1.1	1.1
<i>Achillea millefolium</i>	2.2	1.1	1.1
<i>Luzula silvatica</i>	2.2	1.1	1.1
<i>Helianthemum nummularium</i>	-	2.2	2.2
<i>Hypericum perforatum</i>	-	2.2	2.2
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	2.2	-	-
<i>Tanacetum vulgare</i>	-	2.2	-
<i>Veronica jacquinii</i>	-	2.2	-
<i>Hieracium boppaeorum</i>	1.2	1.1	+2
<i>Trifolium repens</i>	1.2	-	1.1
<i>Rumex acetosella</i>	1.2	+2	+1
<i>Trifolium campestre</i>	1.2	+2	+
<i>Briza media</i>	-	+2	1.2
<i>Scabiosa columbaria</i>	1.2	+1	+
<i>Agrostis alba</i>	1.2	+1	-
<i>Rubus idaeus</i>	1.2	-	-
<i>R. peregrina</i>	1.2	-	-
<i>Hypericum maculatum</i>	1.2	-	-
<i>Iris pumila</i>	-	-	1.2
<i>Nardus stricta</i>	-	-	1.2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1.1	1.1	1.1
<i>Trifolium pannonicum</i>	1.1	1.1	1.1
<i>Rumex acetosa</i>	1.1	1.1	1.1
<i>Centaurea stoebe</i>	1.1	1.1	1.1
<i>Leontodon hispidus</i>	1.1	1.1	+2
<i>Brachypodium silvaticum</i>	+2	1.1	1.1
<i>Silene roemeri</i> subsp. <i>sendtnerii</i>	1.1	1.1	+1
<i>Trifolium alpestre</i>	-	1.1	1.1
<i>Tragopogon pratensis</i>	-	1.1	1.1
<i>Campanula glomerata</i>	-	1.1	1.1
<i>Poa pratensis</i>	1.1	+2	+1
<i>Stachys officinalis</i>	+2	1.1	+1
<i>Trifolium pratense</i>	+2	1.1	+1
<i>Campanula patula</i>	1.1	+1	+1
<i>Dianthus cruentus</i>	1.1	+1	+1

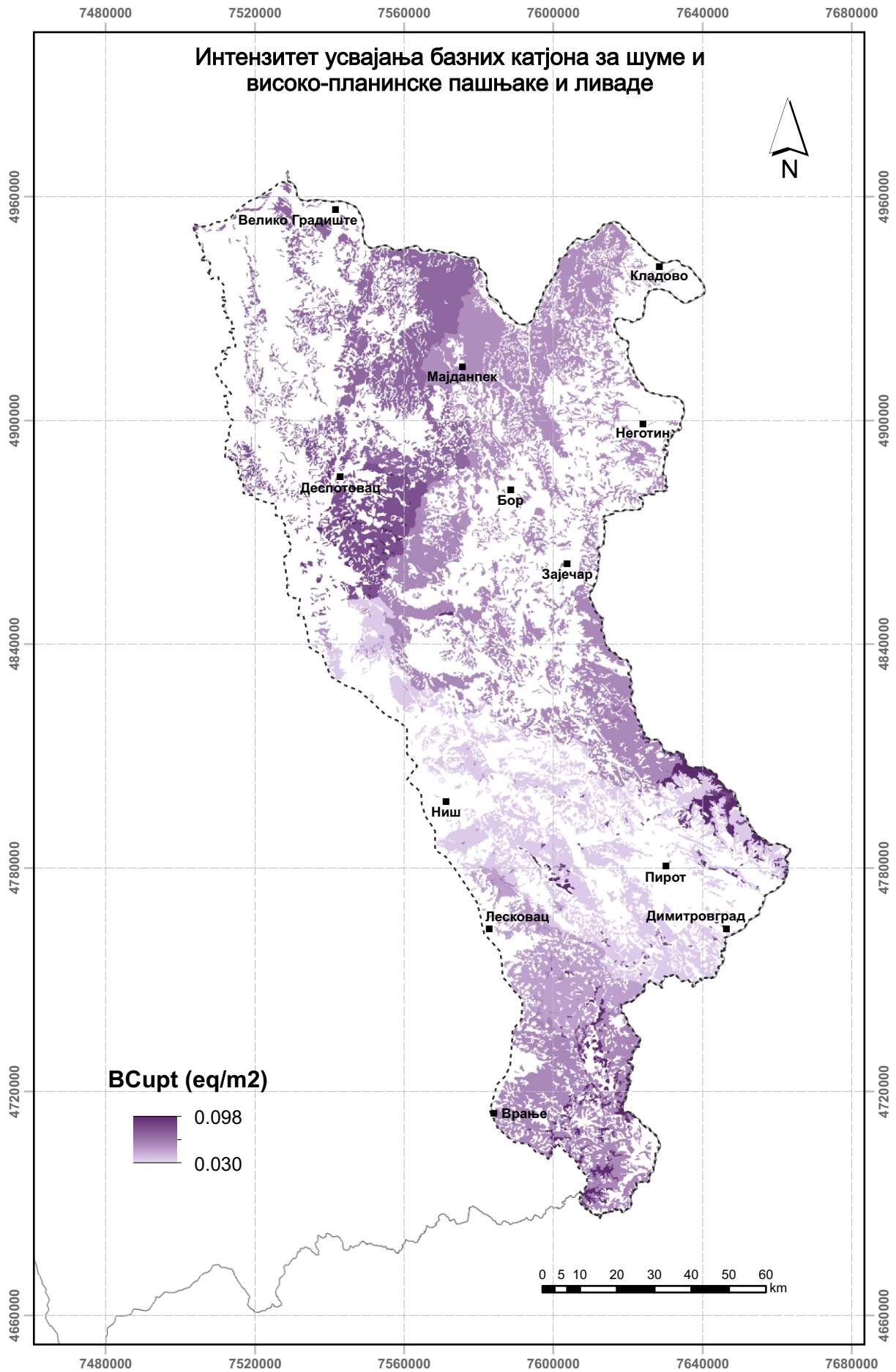
<i>Verbascum longifolium</i>	1.1	+1	+1
<i>Trifolium ochroleucum</i>	1.1	+1	+1
Локалитет	Бабин зуб	Јавор	Прелесје
Експозиција	SW	N	N
Надморска висина	1547 m	1288 m	1287 m
<i>Crepis conyzifolia</i>	+1	1.1	+1
<i>Plantago lanceolata</i>	+1	1.1	+1
<i>Potentilla erecta</i>	+1	+1	1.1
<i>Veronica chamaedrys</i>	1.1	+1	-
<i>Chamaespartium sagittale</i>	-	1.1	+1
<i>Leontodon autumnalis</i>	1.1	+	+
<i>Seseli peucedanoides</i>	1.1	+	+
<i>Calamintha vulgaris</i>	1.1	+	+
<i>Silene vulgaris</i>	1.1	+	+
<i>Carex verna</i>	1.1	+	-
<i>Asperula cynanchia</i>	1.1	+	-
<i>Lotus corniculatus</i>	-	1.1	+
<i>Alopecurus pratensis</i>	-	+	1.1
<i>Polygala major</i>	-	+	1.1
<i>Achillea crithmifolia</i>	1.1	-	-
<i>Centaurea nervosa</i>	1.1	-	-
<i>Fragaria vesca</i>	1.1	-	-
<i>Gnaphalium silvaticum</i>	1.1	-	-
<i>Myosotis palustris</i>	1.1	-	-
<i>Ranunculus sardous</i>	1.1	-	-
<i>Calamagrostis epigeios</i>	-	1.1	-
<i>Galium cruciata</i>	-	-	1.1
<i>Bromus mollis</i>	-	-	1.1
<i>Muscari comosum</i>	-	+3	+3
<i>Dactylis glomerata</i>	+1	+2	+2
<i>Deschampsia flexuosa</i>	+2	+1	+1
<i>Cynanchum vincetoxicum</i>	+2	+1	+1
<i>Koeleria gracilis</i>	+2	-	+1
<i>Salvia verticillata</i>	+2	+1	-
<i>Arrhenatherum elatius</i>	-	+2	+1
<i>Rosa rubrifolia</i>	+2	+	+
<i>Veratrum album</i>	+2	+	+
<i>Lathyrus pratensis</i>	+2	+	-
<i>Campanula persicifolia</i>	+2	-	-
<i>Viola rupestris</i>	+2	-	-
<i>Primula veris</i>	+2	-	-
<i>Juniperus nana</i>	+2	-	-
<i>Vaccinium myrtillus</i>	+2	-	-
<i>Urtica dioica</i>	+2	-	-
<i>Sedum acre</i>	+2	-	-
<i>Rumex balcanicus</i>	+2	-	-
<i>Poa trivialis</i>	+2	-	-
<i>Pastinaca sativa</i>	+2	-	-
<i>Geranium palustre</i>	+2	-	-
<i>Chaerophyllum aureum</i>	+1	+1	+1
<i>Hieracium baubini</i>	+1	+1	+1
<i>Allium carinatum</i>	+1	+	+1
<i>Trifolium montanum</i>	-	+1	+1
<i>Potentilla argentea</i>	-	+1	+1

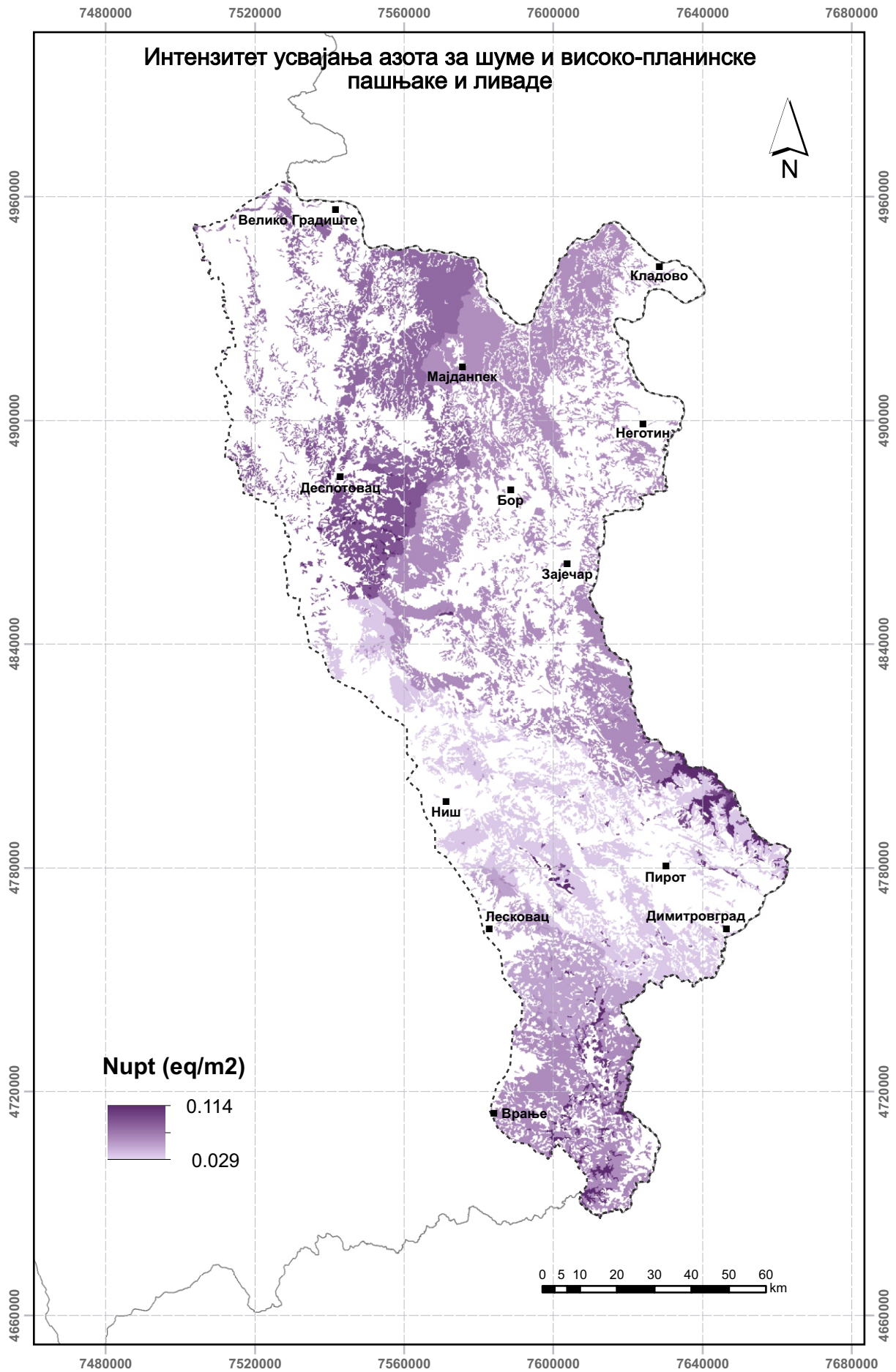
<i>Cirsium arvense</i>	-	+1	+1
<i>Prunella laciniata</i>	-	+1	+1
Локалитет	Бабин зуб	Јавор	Прелесје
Експозиција	SW	N	N
Надморска висина	1547 m	1288 m	1287 m
<i>Cynosurus cristatus</i>	-	+1	+1
<i>Euphrasia stricta</i>	-	+1	+1
<i>Leucanthemum vulgare</i>	+1	+	+
<i>Digitalis ambigua</i>	+1	+	+
<i>Vicia cracca</i>	-	+1	+
<i>Verbascum hychnitis</i>	-	+1	+
<i>Orobanche gracilis</i>	-	+1	+
<i>Cerastium moesiacum</i>	-	+	+1
<i>Anthenaria dioica</i>	+1	-	-
<i>Brachypodium pinnatum</i>	+1	-	-
<i>Carduus nutans</i>	+1	-	-
<i>Cirsium alrum</i>	+1	-	-
<i>Galeopsis speciosa</i>	+1	-	-
<i>Geum urbanum</i>	+1	-	-
<i>Hordeum secalinum</i>	+1	-	-
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	+1	-	-
<i>Thlaspi perfoliatum</i>	+1	-	-
<i>Veronica officinalis</i>	+1	-	-
<i>Viscaria vulgaris</i>	-	+1	-
<i>Galium molugo</i>	-	+1	-
<i>Trifolium repens</i>	-	-	+1
<i>Libanotis montana</i>	-	+	+
<i>Taraxacum officinale</i>	-	+	+
<i>Crataegus monogyna</i>	-	+	+
<i>Gymnadenia conopsea</i>	-	+	+
<i>Inula hirta</i>	-	+	+
<i>Linaria angustissima</i>	+	-	-
<i>Roripa pyrenaica</i>	+	-	-
<i>Hypochoeris maculata</i>	-	+	-
<i>Ferulago silvatica</i>	-	+	-
<i>Anthyllis vulneraria</i>	-	+	-
<i>Cirsium lingulare</i> var. <i>armatum</i>	-	+	-
<i>Stachys germanica</i>	-	+	-
<i>Scleranthus annus</i>	-	+	-
<i>Rhinanthus minor</i>	-	+	-
<i>Medicago lupulina</i>	-	-	+
<i>Anthericum ramosum</i>	-	-	+
<i>Plantago altissima</i>	-	-	+
<i>Coronilla varia</i>	-	-	+
<i>Aconitum vulparia</i>	-	-	+

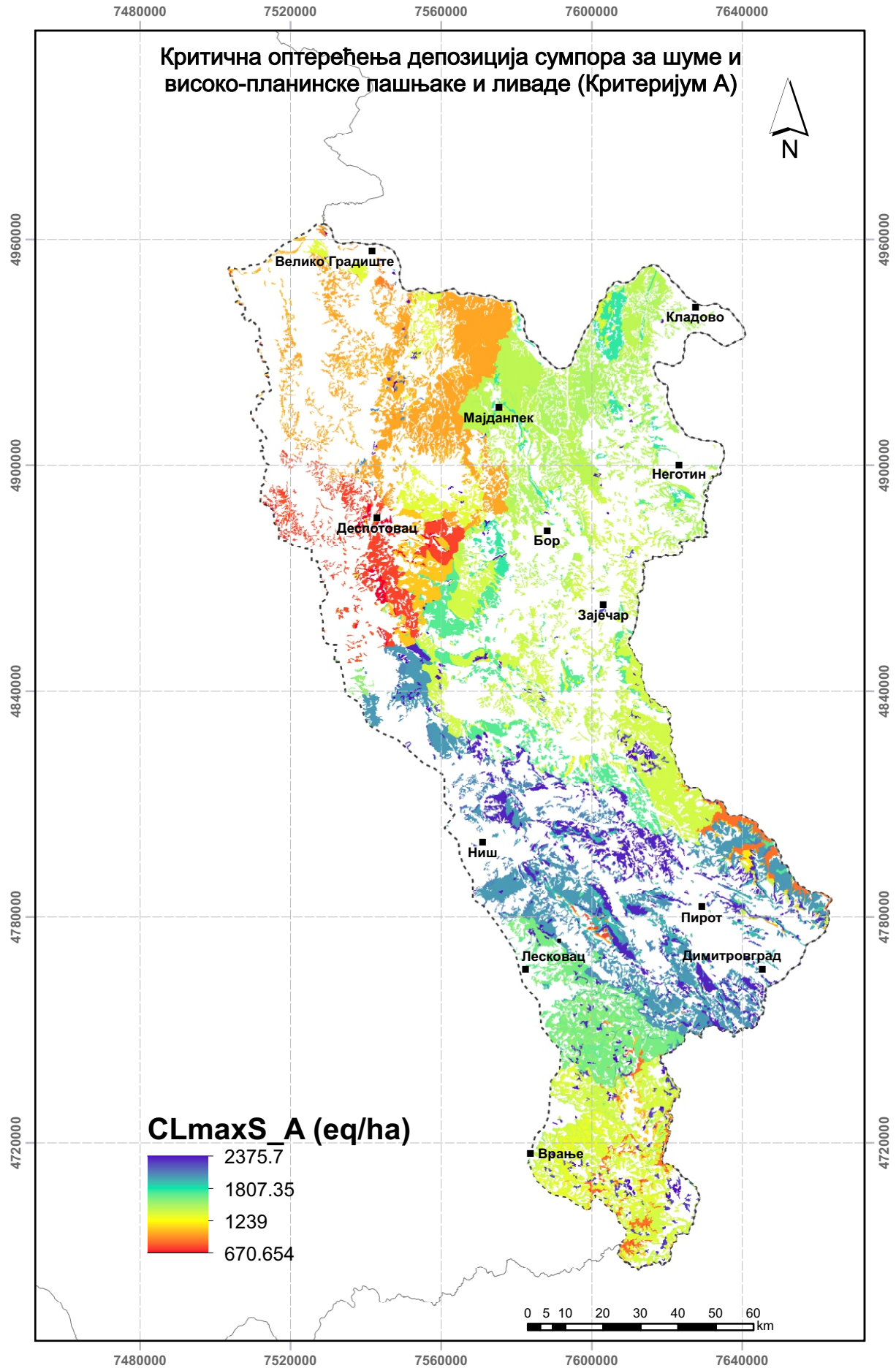
Прилог 6. Избор хемијских критеријума (NFC) у односу на % анализираних типова екосистема (WGE, ICPMM, Hettelingh et al.,2004)

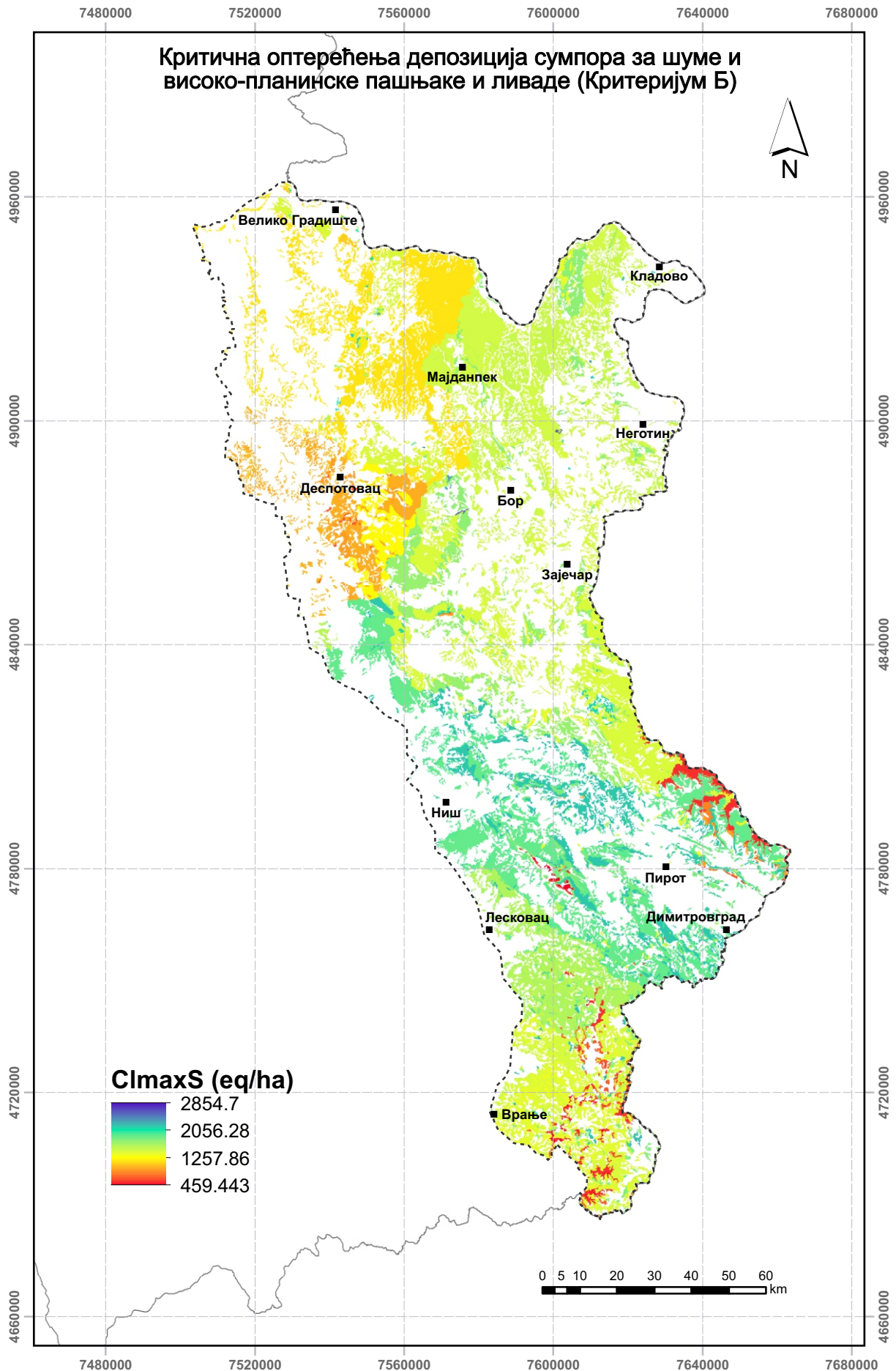
hemijski kriterijum		Al:Вс	[Al]	bsat	pH	ANC	остало
Ранг критичне вредности		0.5 – 1.7	0.2 eq·m ⁻³	56-83 %	3.8 – 6.2	0 – 18 eq·m ⁻³	
Земља	Тип екосистема						
AT	шума	100					
BG	шума						100
BY	шума						100
	вегетација						100
CH	шума						100
	вегетација						100
	водени екосистем					83	17
CY	шума	26		74			
	вегетација	6		94			
DE	шума	18			44		39
	вегетација	8			39		53
DK	шума						100
FI	шума	100					
	водени екосистем					100	
FR	шума	83			17		
	вегетација	43			57		
GB	шума				6		94
	вегетација					92	8
	водени екосистем					100	
HU	шума	100					
IT	шума	100					
	вегетација	100					
NL	шума						100
	вегетација						100
NO	шума						100
	вегетација						100
	водени екосистем					25	75
PL	шума		100				
	водени екосистем						100
SE	шума						100
	водени екосистем						100





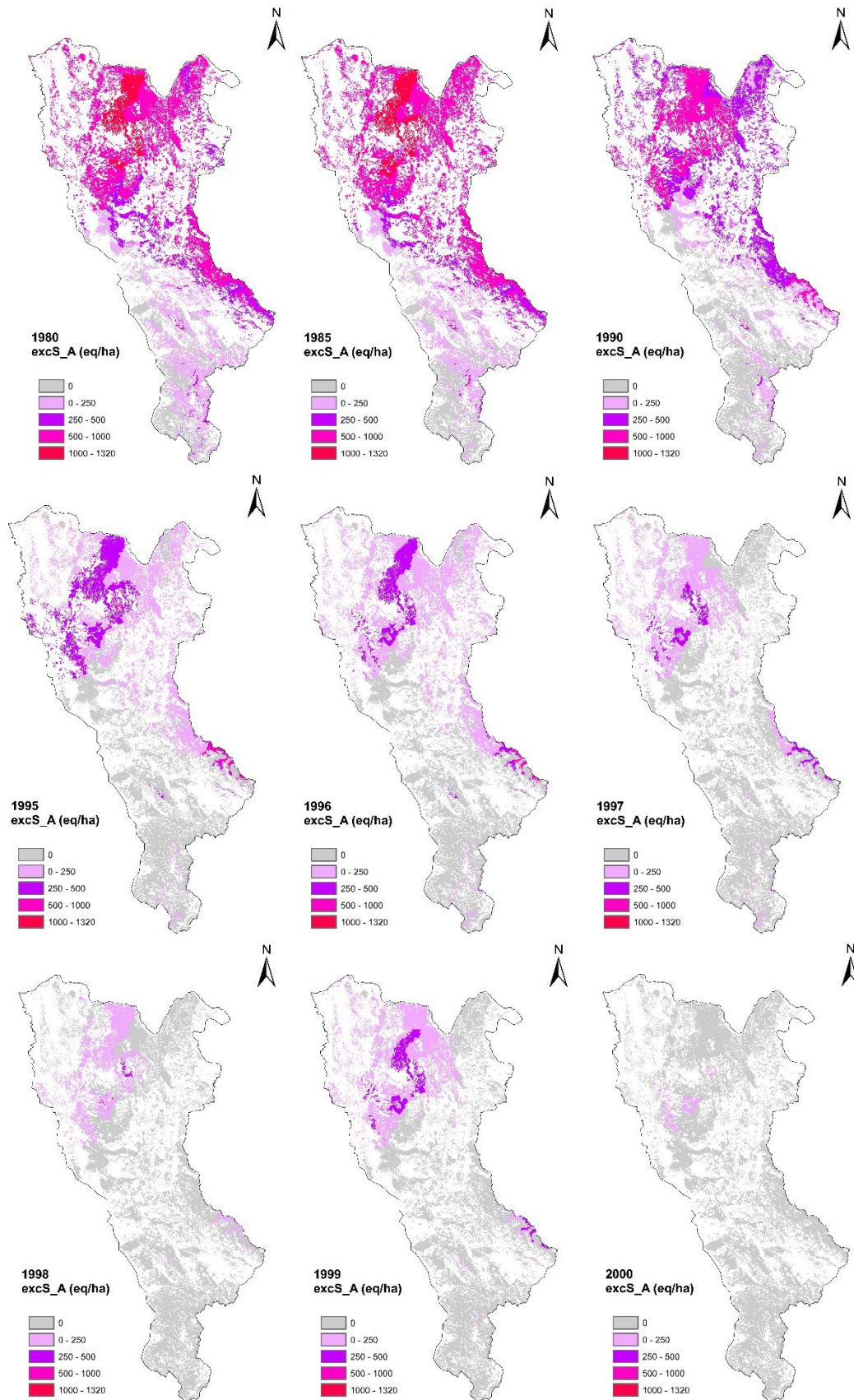


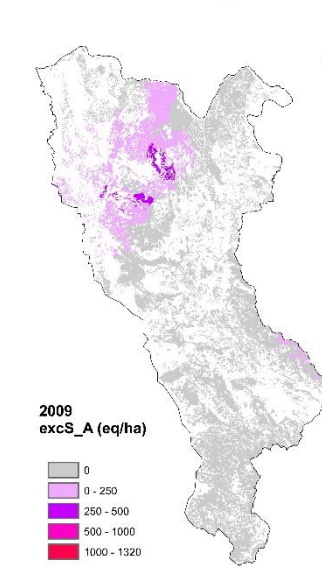
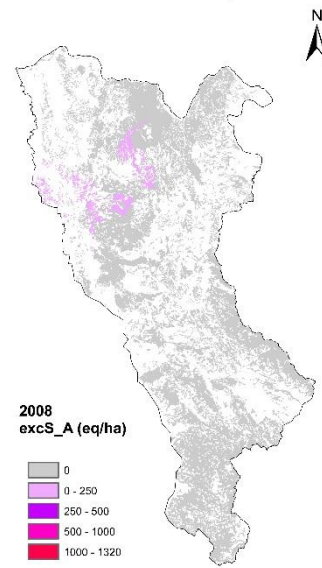
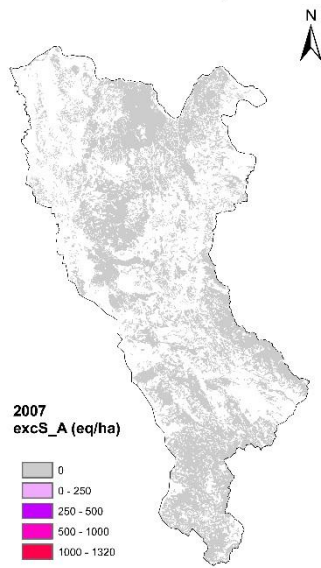
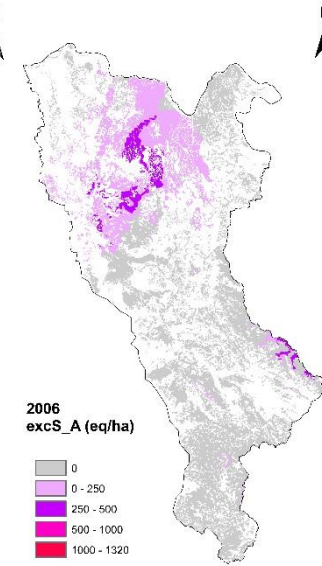
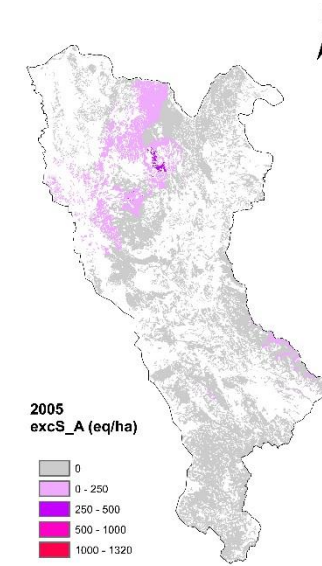
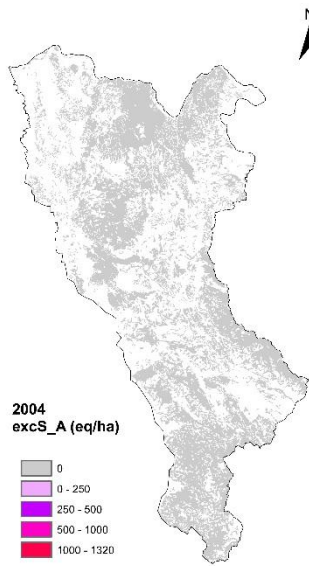
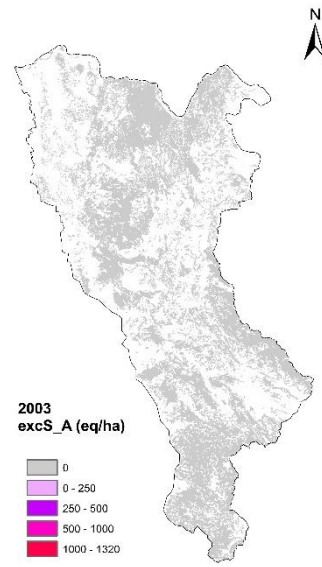
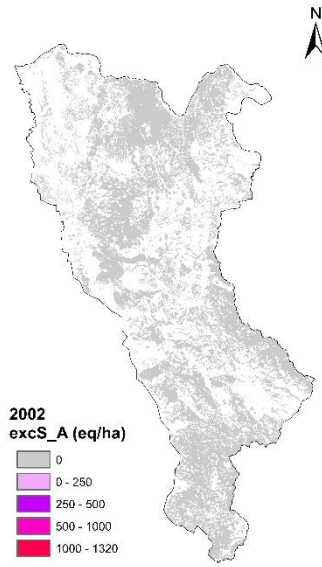
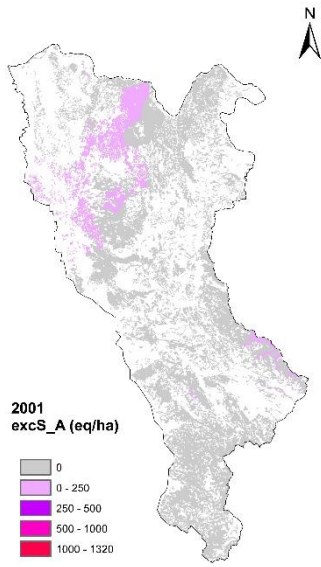




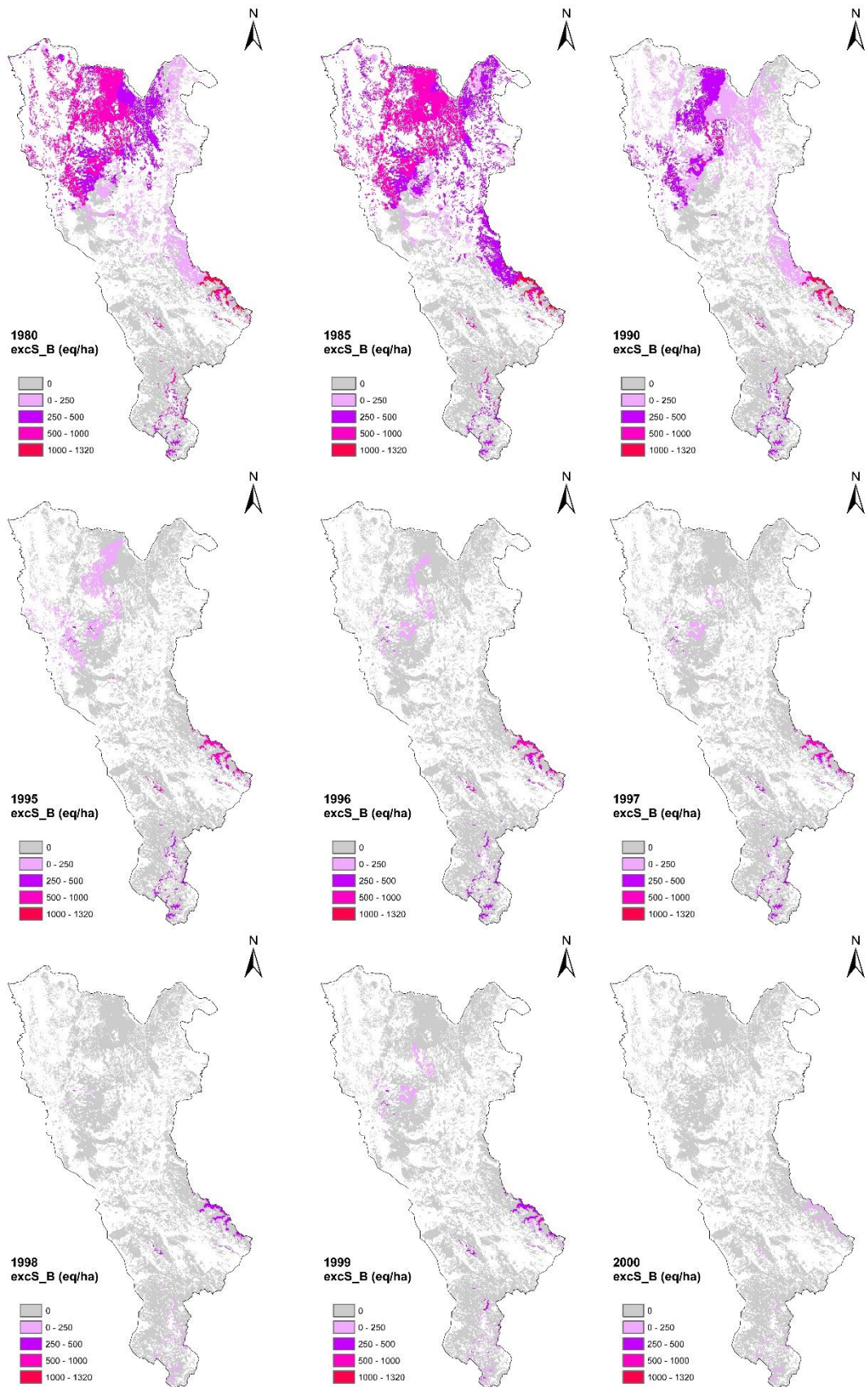
Прилог 11. Прекорачења сумпора у шумским и травним екосистемима за период 1980–2009.

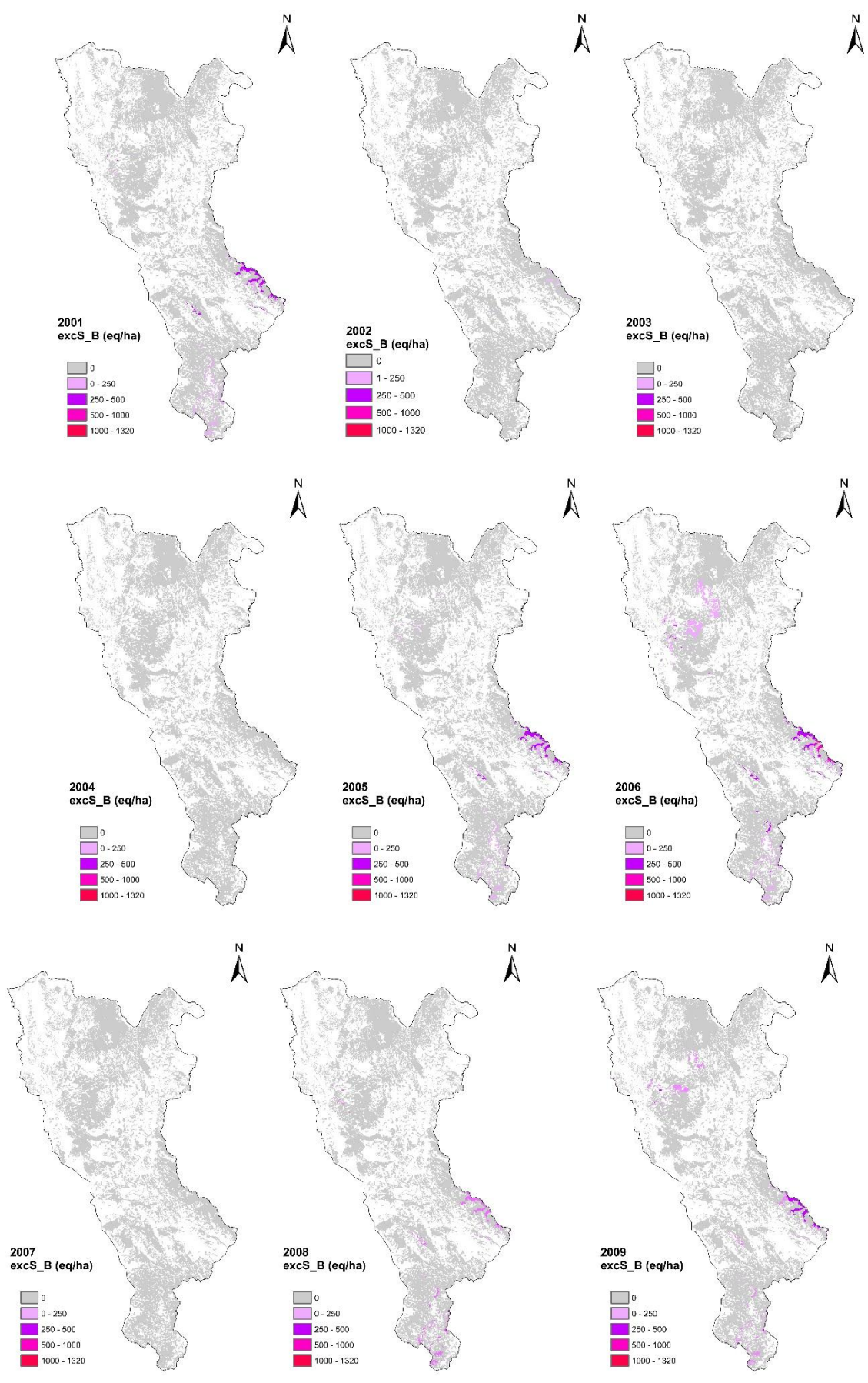
-Критеријум А-

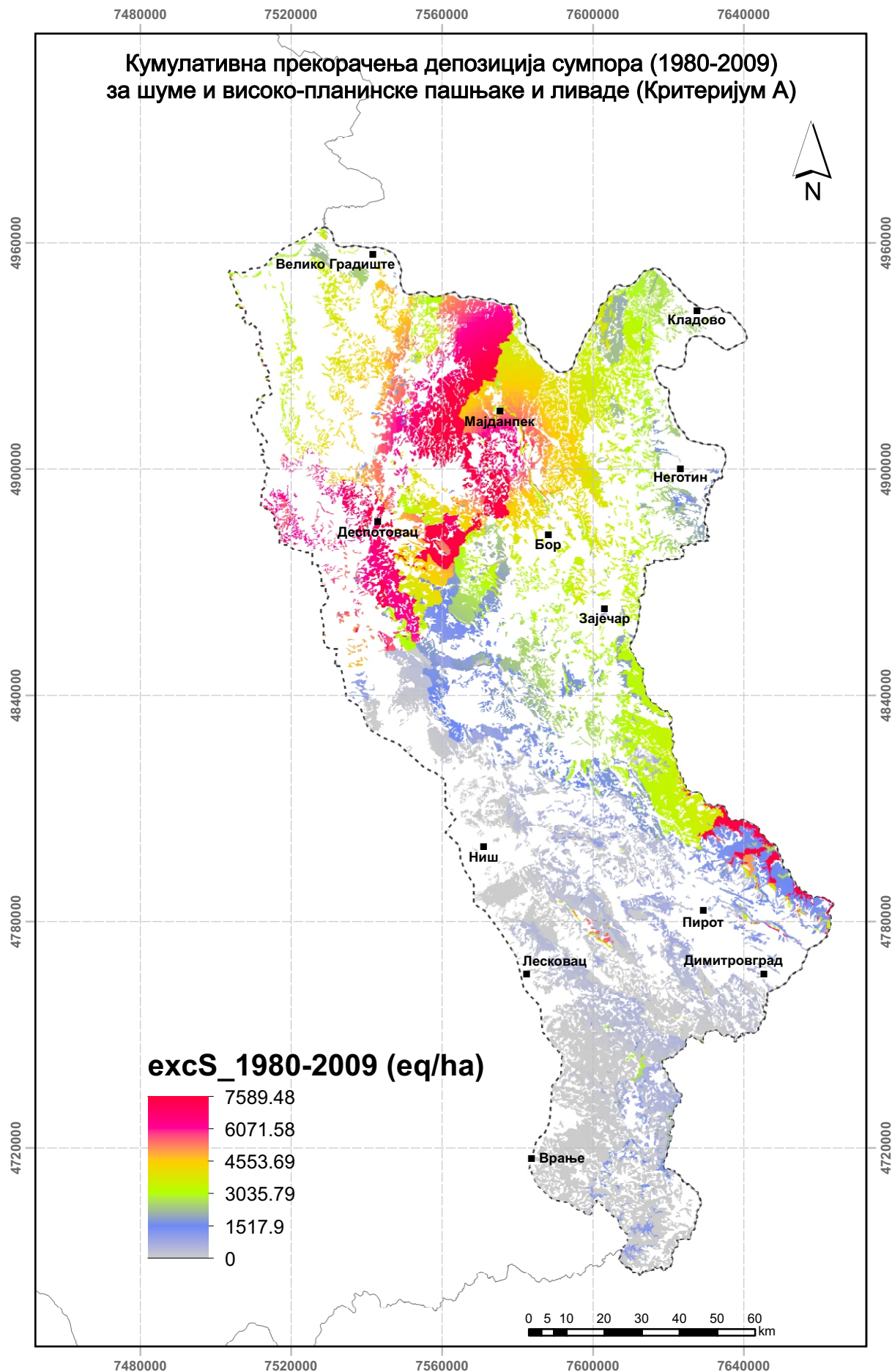


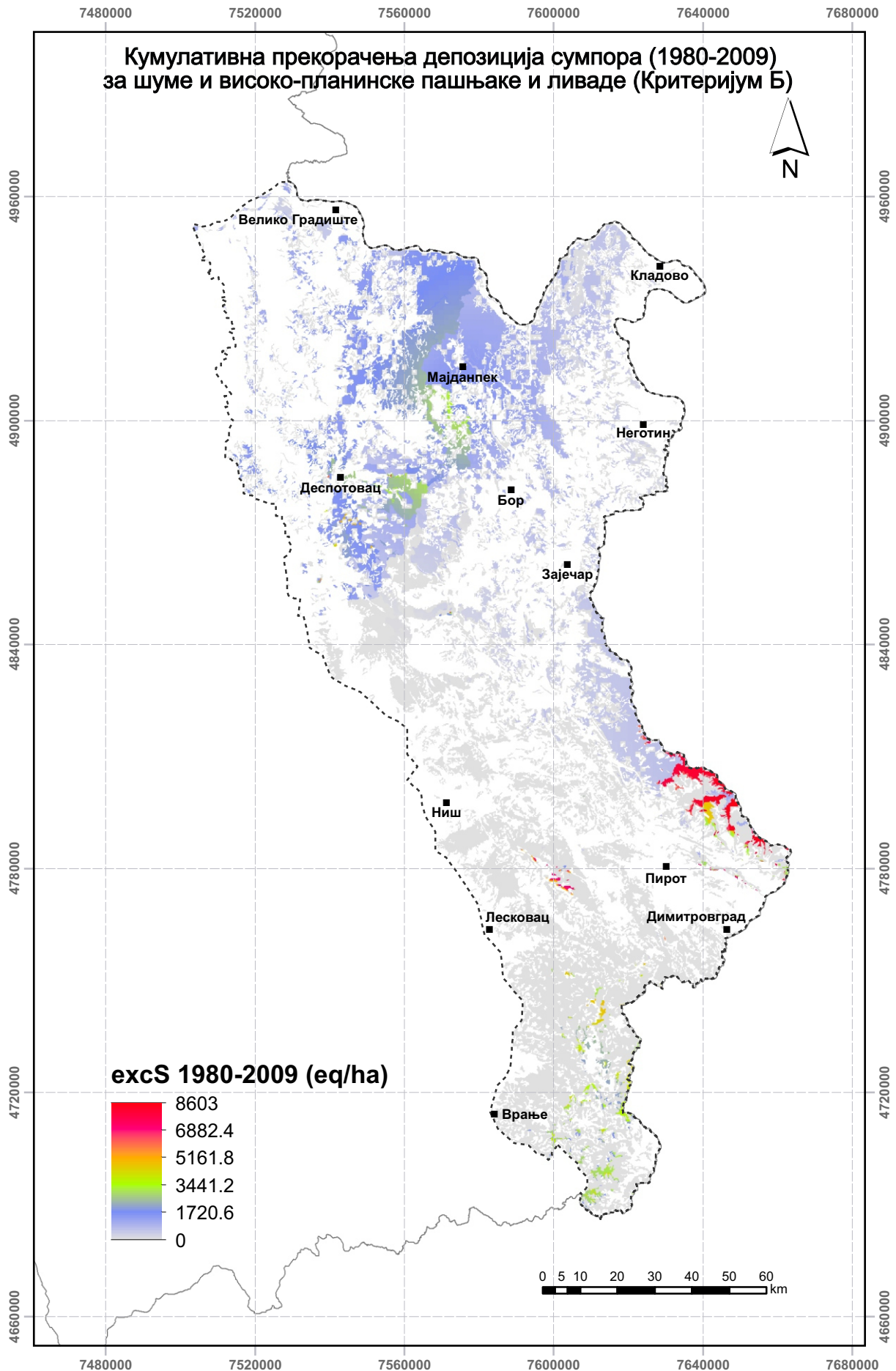


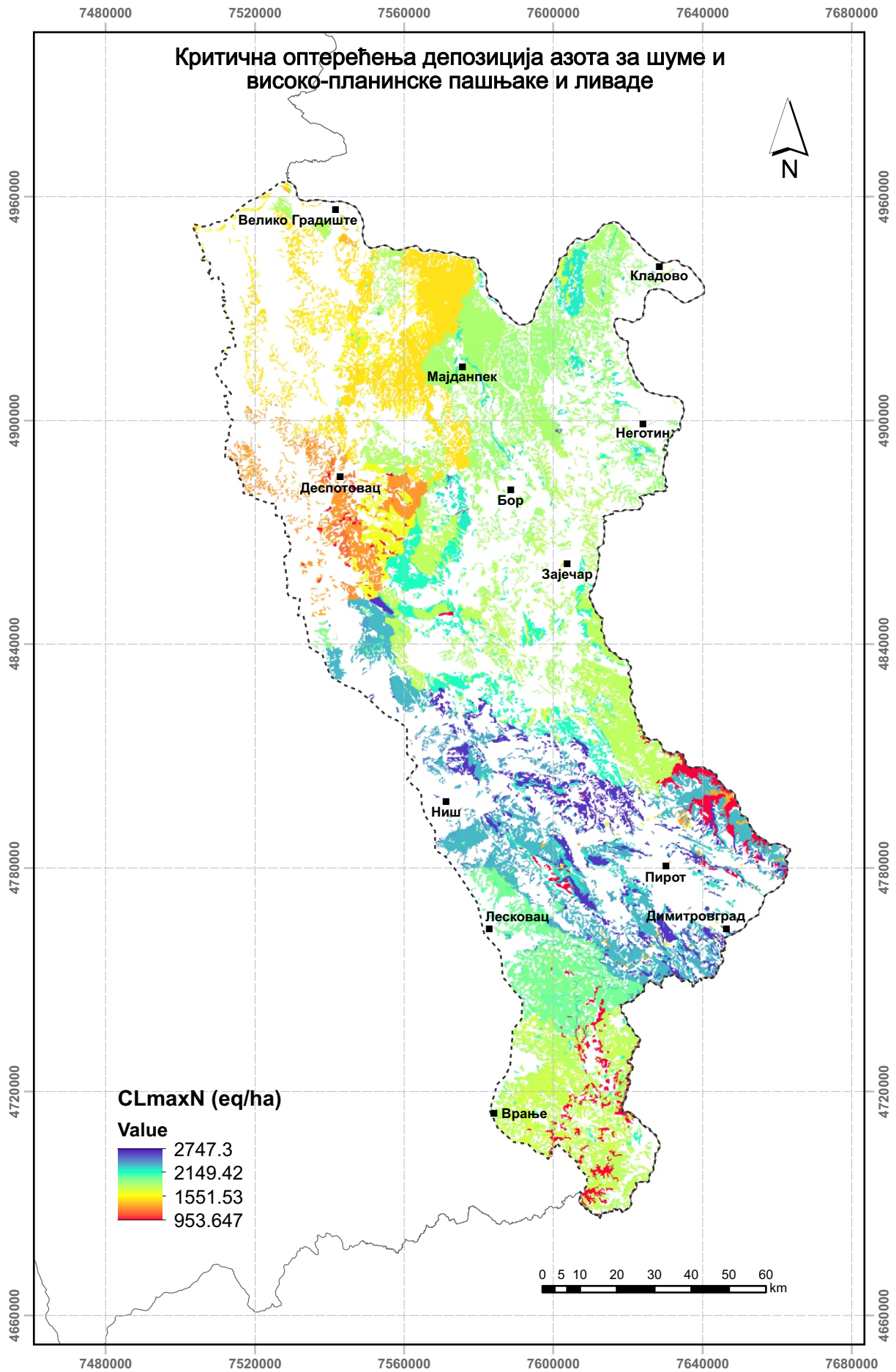
-Критеријум Б-



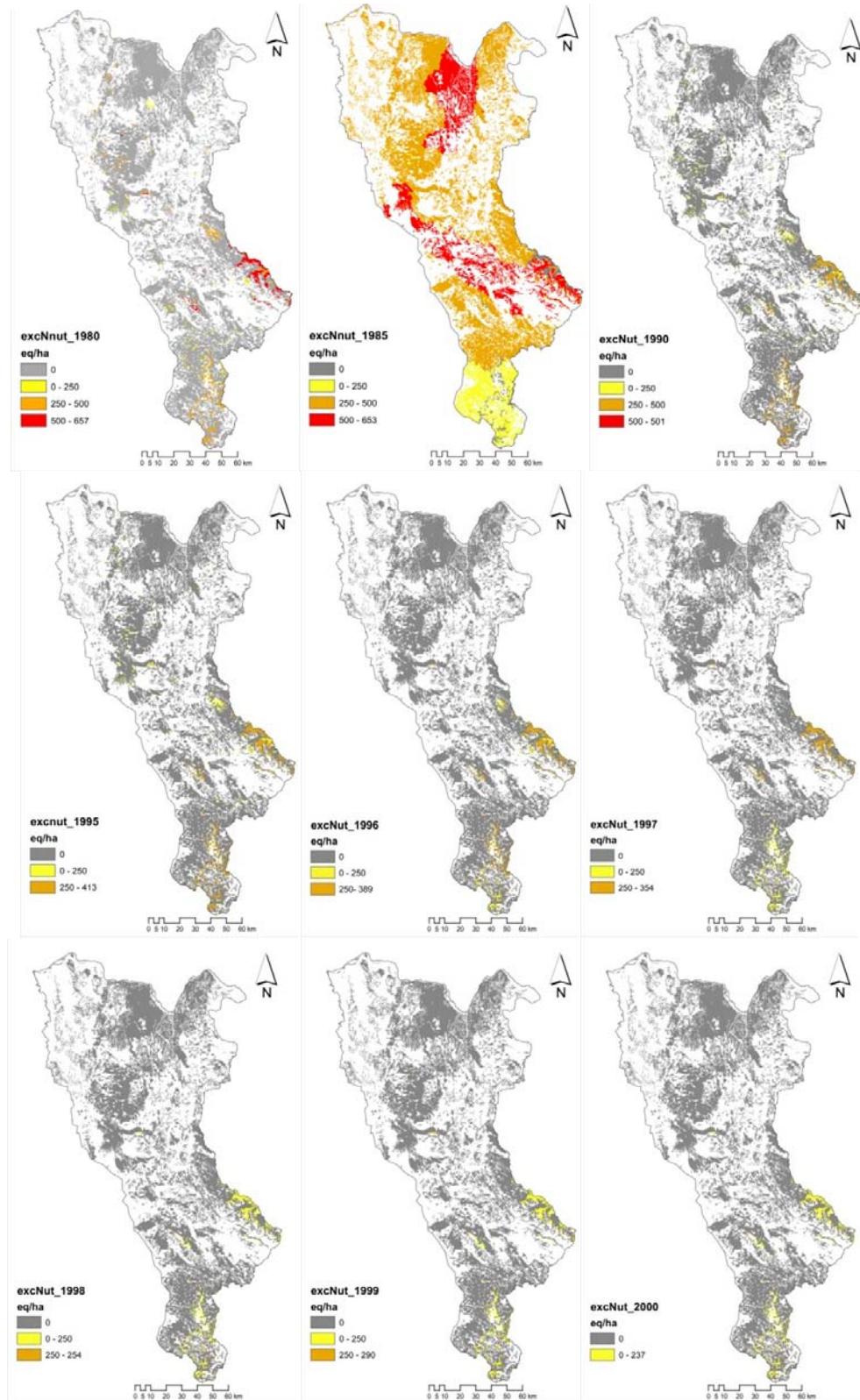


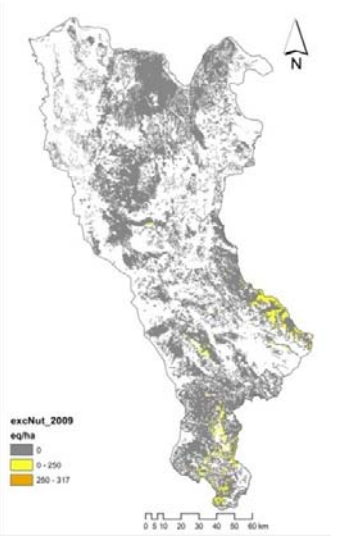
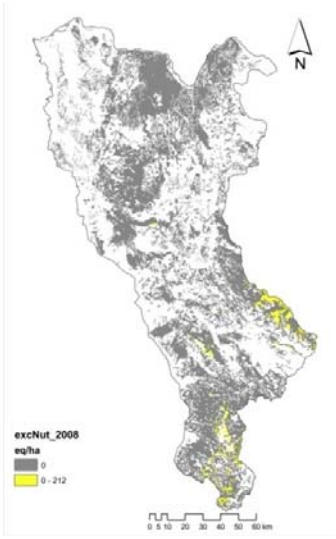
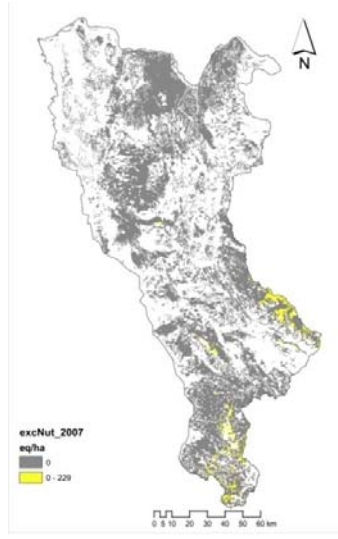
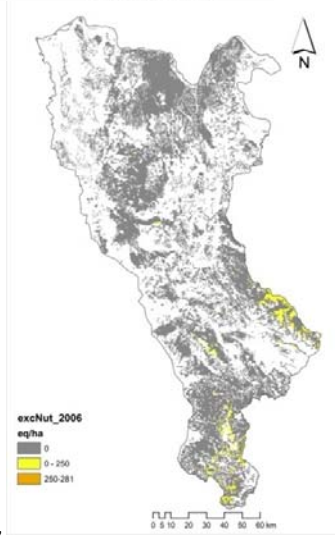
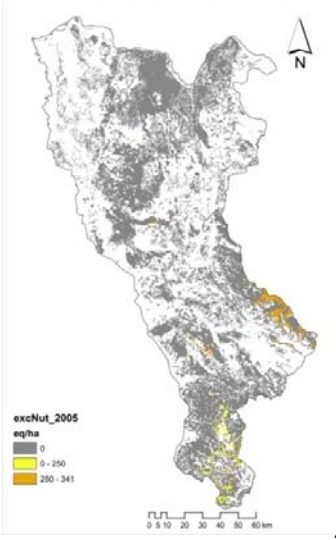
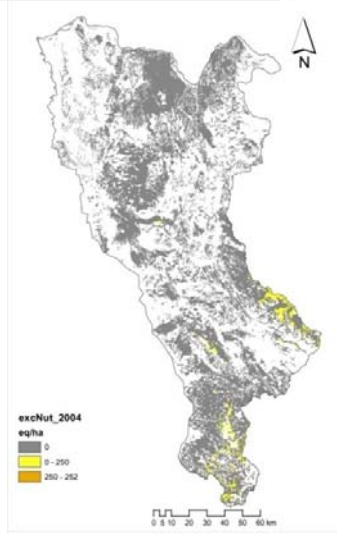
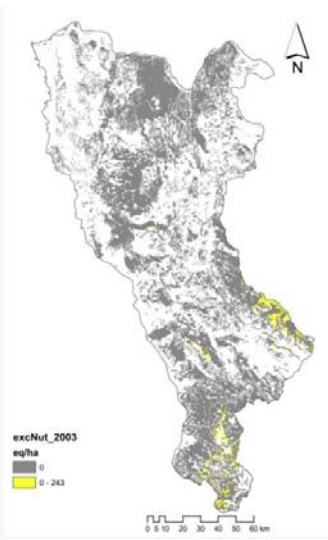
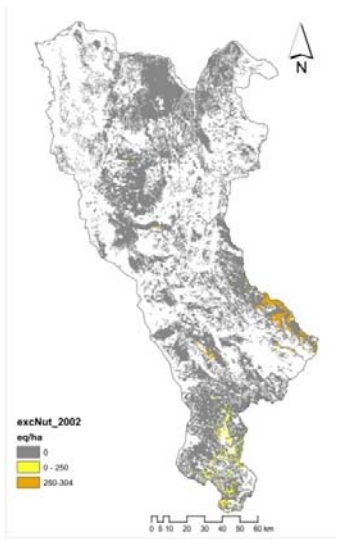
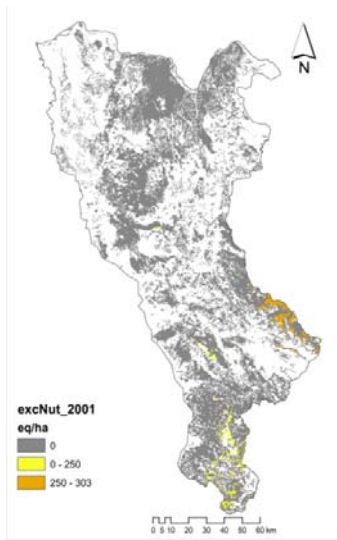


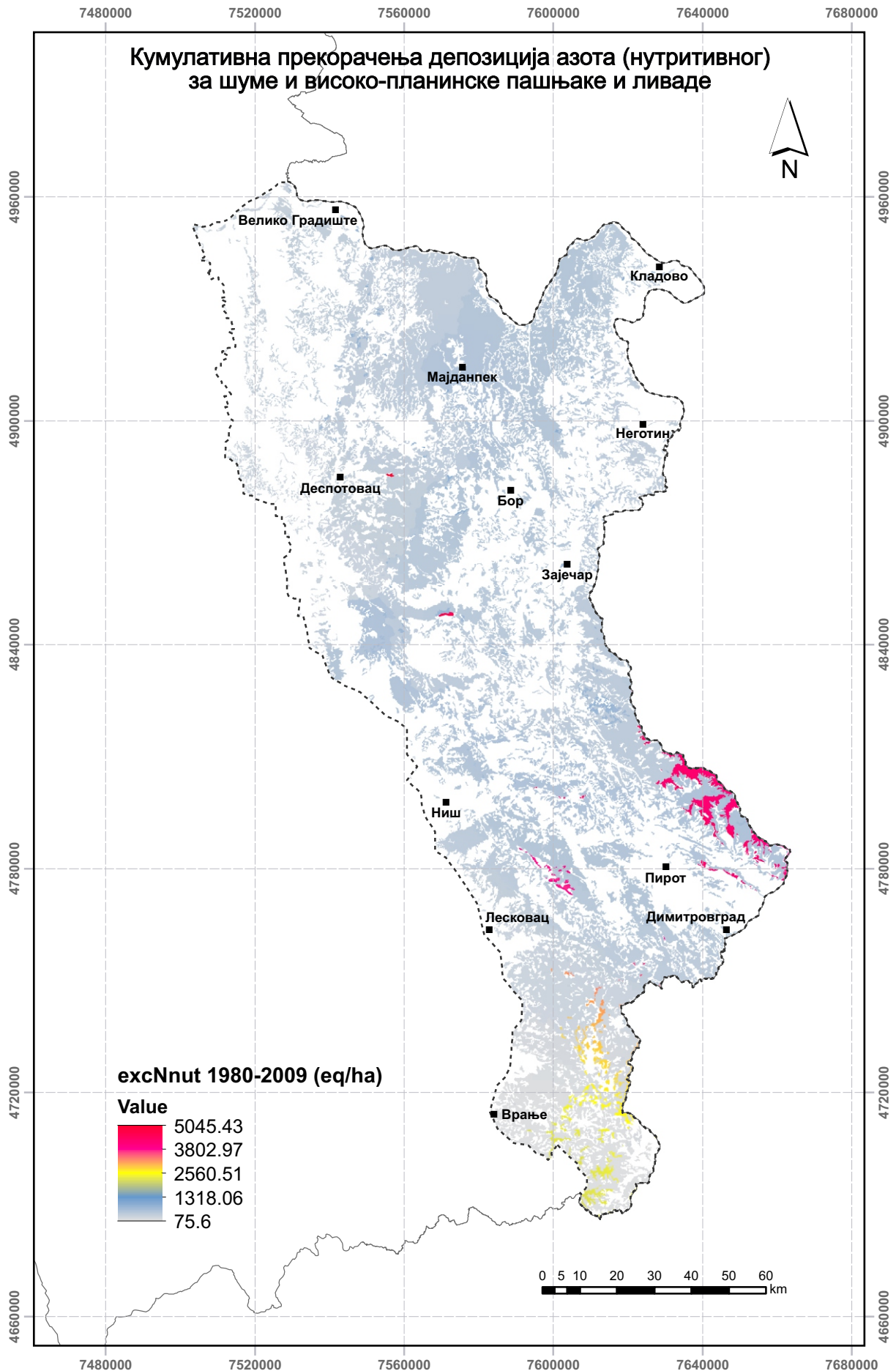




Прилог 14. Прекорачења нутритивног азота у шумским и травним екосистемима за период 1980–2009.







Прилог 16. Промена рН вредности земљишта за период 1980–2100., сценарио С1

БТ	Редни бр.	1980	2000	2020	2050	2100	мерена рН	моделована рН
23	1	5.5525	5.6222	5.6768	5.7008	5.6982	5.68	5.668
24	2	4.6643	4.7158	4.7183	4.7854	4.7952	4.76	4.755
26	3	3.9131	4.0032	4.0095	4.0166	4.027	3.96	3.955
27	4	3.7691	3.8474	3.8492	3.8652	3.8719	3.86	3.868
28	5	6.1535	6.2199	6.2251	6.2534	6.2538	6.27	6.270
29	6	4.9503	4.9989	5.0401	5.0468	5.0467	5.04	5.040
30	7	3.8522	3.9356	3.9493	3.9448	3.9507	3.95	3.949
31	8	4.5958	4.6676	4.6831	4.6973	4.7056	4.68	4.682
32	9	4.777	4.8716	4.8786	4.8721	4.8794	4.88	4.882
33	10	4.4205	4.4708	4.4911	4.5027	4.5022	4.50	4.503
34	11	5.6388	5.6578	5.7298	5.7602	5.7563	5.71	5.712
35	12	5.8079	5.8168	5.8727	5.9077	5.907	5.90	5.878
37	14	4.7559	4.7808	4.8369	4.854	4.8544	4.84	4.814
38	15	4.4778	4.5193	4.5456	4.4996	4.498	4.54	4.538
42	17	4.6246	4.6715	4.6691	4.6867	4.7046	4.70	4.692
43	18	5.0862	5.1175	5.1372	5.1908	5.1925	5.18	5.158
64	19	4.319	4.3261	4.3562	4.3844	4.3946	4.33	4.351
69	20	6.2957	6.3014	6.4018	6.409	6.4037	6.33	6.338
70	21	5.7974	5.7927	5.9087	5.9079	5.8981	5.85	5.845
72	22	4.3806	4.4107	4.4536	4.4585	4.4647	4.43	4.431
87	23	4.0225	3.9903	4.0356	4.0546	4.0527	4.01	4.016
89	24	4.4856	4.4186	4.4711	4.4882	4.4811	4.47	4.456
90	25	3.925	3.9239	3.9196	3.9132	3.9237	3.92	3.922
91	26	4.2409	4.2296	4.2568	4.2368	4.2407	4.24	4.235
92	27	4.2193	4.2739	4.3278	4.3216	4.3253	4.29	4.283
94	29	5.49	5.5115	5.6392	5.6179	5.6067	5.55	5.552
95	30	5.1078	5.1481	5.2304	5.233	5.2291	5.19	5.184
97	31	4.3279	4.2475	4.2798	4.36	4.3919	4.28	4.286
98	32	4.6864	4.5325	4.5847	4.6704	4.6865	4.59	4.589
99	33	4.7625	4.6383	4.6733	4.725	4.7421	4.69	4.682
P13	34	4.8805	4.9232	4.9629	4.9346	4.9411	4.93	4.939
P14	35	4.6938	4.7291	4.769	4.7467	4.7526	4.75	4.745
P15	36	4.8117	4.8468	4.8885	4.8655	4.871	4.86	4.862
P16	37	4.916	4.9513	4.9912	4.9722	4.9771	4.96	4.965
Š17	38	4.4096	4.4847	4.5443	4.5167	4.5165	4.49	4.492
Š18	39	4.6216	4.701	4.7617	4.7317	4.7322	4.69	4.707
Š19	40	4.8874	4.9723	5.0347	5.0022	5.0032	4.97	4.978
Š20	41	4.7158	4.8002	4.8596	4.8263	4.8278	4.81	4.804
P1	42	4.7589	4.8275	4.8712	4.8627	4.8744	4.83	4.837

БТ	Редни бр.	1980	2000	2020	2050	2100	мерена рН	моделована рН
P2	43	4.8255	4.8896	4.9369	4.9306	4.9421	4.90	4.902
P3	44	4.6993	4.765	4.8105	4.8024	4.8135	4.78	4.777
P4	45	4.7356	4.801	4.8495	4.8382	4.848	4.81	4.813
Š9	46	4.5748	4.6559	4.7154	4.6996	4.7062	4.67	4.664
Š10	47	4.5944	4.6665	4.7263	4.7116	4.7178	4.67	4.675
Š11	48	4.7834	4.8569	4.9205	4.9076	4.9131	4.86	4.867
Š12	49	5.1175	5.2023	5.2642	5.245	5.2532	5.21	5.209
P22	50	5.2705	5.3178	5.3741	5.3513	5.3564	5.35	5.342
P23	51	5.3387	5.3915	5.4519	5.4234	5.4261	5.41	5.416
P24	52	5.2921	5.3387	5.3972	5.3763	5.3814	5.36	5.364
P25	53	5.1814	5.2878	5.2897	5.2644	5.2752	5.27	5.265
Š26	54	5.6577	5.7185	5.7909	5.7655	5.7627	5.74	5.750
Š27	55	4.6324	4.7056	4.7612	4.7249	4.7259	4.71	4.709
Š28	56	5.4056	5.4795	5.5444	5.5103	5.5112	5.48	5.486
Š29	57	5.182	5.2508	5.3136	5.2789	5.2801	5.25	5.258

Промена рН вредности земљишта за период 1980–2100., сценарио С2

БТ	Редни бр.	1980	2000	2020	2050	2100	мерена рН	моделована рН
23	1	5.5525	5.6222	5.7007	5.938	6.0222	5.68	5.6679
24	2	4.6643	4.7158	4.7325	4.9471	5.0685	4.76	4.755
26	3	3.9131	4.0032	4.0224	4.113	4.1922	3.96	3.9549
27	4	3.7691	3.8474	3.8715	3.9757	4.0364	3.86	3.8679
28	5	6.1535	6.2199	6.2571	6.4011	6.4232	6.27	6.2704
29	6	4.9503	4.9989	5.0503	5.2192	5.2497	5.04	5.0401
30	7	3.8522	3.9356	3.9636	4.0526	4.1221	3.95	3.949
31	8	4.5958	4.6676	4.6931	4.7804	4.8292	4.68	4.6822
32	9	4.777	4.8716	4.8951	4.993	5.0633	4.88	4.882
33	10	4.4205	4.4708	4.5206	4.6732	4.7123	4.50	4.5028
34	11	5.6388	5.6578	5.7514	5.9658	6.0168	5.71	5.7123
35	12	5.8079	5.8168	5.8949	6.0355	6.0571	5.90	5.8778
37	14	4.7559	4.7808	4.8554	5.0496	5.2164	4.84	4.8143
38	15	4.4778	4.5193	4.5795	4.765	5.1284	4.54	4.5381
42	17	4.6246	4.6715	4.6799	4.7648	4.8348	4.70	4.6919
43	18	5.0862	5.1091	5.1815	5.8637	6.1949	5.18	5.1582
64	19	4.319	4.3261	4.3813	4.6631	6.251	4.33	4.3512
69	20	6.2957	6.3014	6.4357	6.6335	6.667	6.33	6.3381
70	21	5.7974	5.7927	5.9344	6.1624	6.2101	5.85	5.8452
72	22	4.3806	4.4107	4.4801	4.641	4.8367	4.43	4.4313
87	23	4.0225	3.9903	4.0531	4.2508	4.4675	4.01	4.0163

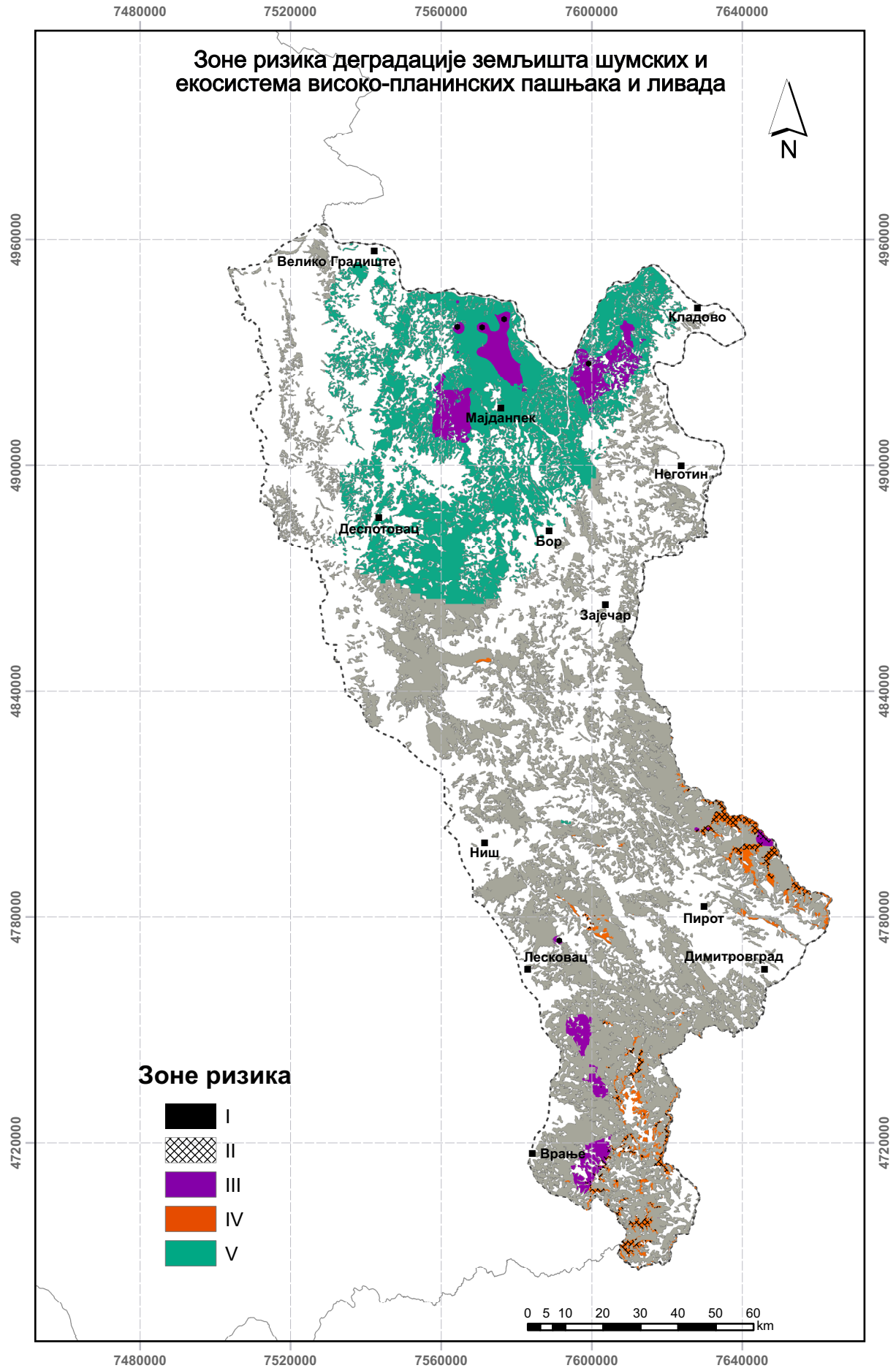
БТ	Редни бр.	1980	2000	2020	2050	2100	мерена рН	моделована рН
89	24	4.4856	4.4186	4.4904	4.794	6.0801	4.47	4.4555
90	25	3.925	3.9239	3.9341	4.0684	4.315	3.92	3.9216
91	26	4.2409	4.2296	4.274	4.4178	4.672	4.24	4.2353
92	27	4.2193	4.2739	4.3545	4.5668	5.926	4.29	4.2828
94	29	5.49	5.5115	5.6999	6.5187	6.6279	5.55	5.5522
95	30	5.1078	5.1481	5.2707	5.6655	5.932	5.19	5.1836
97	31	4.3279	4.2475	4.2798	4.9392	6.4811	4.28	4.2863
98	32	4.6864	4.5325	4.6065	4.6704	5.607	4.59	4.5885
99	33	4.7625	4.6383	4.6888	4.919	5.5317	4.69	4.6823
P13	34	4.8805	4.9232	4.9869	5.0696	5.1293	4.93	4.9385
P14	35	4.6938	4.7291	4.7911	4.8789	4.9392	4.75	4.7452
P15	36	4.8117	4.8468	4.9095	4.9957	5.0572	4.86	4.8619
P16	37	4.916	4.9513	5.0122	5.1075	5.1728	4.96	4.9647
Š17	38	4.4096	4.4847	4.5853	4.7397	4.9154	4.49	4.4919
Š18	39	4.6216	4.701	4.8027	4.9478	5.1118	4.69	4.7072
Š19	40	4.8874	4.9723	5.0765	5.2191	5.3873	4.97	4.9777
Š20	41	4.7157	4.8002	4.8998	5.0295	5.1779	4.81	4.8044
P1	42	4.7589	4.8725	4.8933	5.0181	5.1546	4.83	4.8368
P2	43	4.8255	4.8896	4.9587	5.0865	5.2271	4.90	4.9023
P3	44	4.6993	4.765	4.8323	4.9541	5.0726	4.78	4.7765
P4	45	4.7356	4.801	4.8706	4.9831	5.0868	4.81	4.8132
Š9	46	4.5848	4.6559	4.7485	4.9262	5.1824	4.67	4.6637
Š10	47	4.5944	4.6665	4.7608	4.9518	5.2337	4.67	4.6748
Š11	48	4.7834	4.8569	4.9573	5.1621	5.4127	4.86	4.8668
Š12	49	5.1175	5.2023	5.3023	5.4948	5.785	5.21	5.2094
P22	50	5.2705	5.3178	5.3975	5.5116	5.6122	5.35	5.3419
P23	51	5.3387	5.3915	5.4759	5.5799	5.6574	5.41	5.4156
P24	52	5.2921	5.3387	5.4215	5.5436	5.6504	5.36	5.3643
P25	53	5.1946	5.2407	5.322	5.4442	5.5544	5.27	5.2654
Š26	54	5.6577	5.7185	5.8387	6.0813	6.3103	5.74	5.7499
Š27	55	4.6324	4.7056	4.8032	4.9452	5.1066	4.71	4.7086
Š28	56	5.4056	5.4795	5.5908	5.7799	6.1144	5.48	5.4856
Š29	57	5.182	5.2508	5.3565	5.5144	5.7305	5.25	5.2581

Прилог 17. Критична оптерећења и прекорачења сумпора и азота на проучаваним локалитетима

БТ	Редни бр. узорка	Критеријум А						Критеријум Б					
		CLmaxS_A	CLminN	CLmaxN_A	год мах. прекорачења	excS_A	excN_A	CLmaxS_B	CLminN	CLmaxN_B	год мах. прекорачења	excS_B	excN_B
23	1	945.33	740	1745.70	1980	854.67	260	1303.6	740	2126.9	1980	496.36	260
24	2	1180.90	530	1786.30	1985	457.04	429.61	1615.6	530	2248.7	1985	226.29	212.71
26	3	921.91	680	1660.80	1980	878.09	320	1242.4	680	2001.7	1980	557.65	320
27	4	1053.70	640	1760.90	1980	846.31	360	1420.5	640	2151.2	1980	479.48	360
28	5	803.56	600	1425.00	1985	1196.40	400	1213.9	600	1846.3	1985	786.12	400
29	6	1030.80	570	1601.00	1985	1069.20	430	1418.2	570	1988.5	1985	681.8	430
30	7	813.01	690	1557.00	1985	1087.00	310	1095.9	690	1858.7	1985	804.07	310
31	8	701.22	770	1517.70	1980, 1985	1298.80	230	943.31	770	1775.9	1980, 1985	1056.7	230
32	9	699.54	770	1515.90	1980, 1985	1200.50	230	941.58	770	1774	1980, 1985	958.42	230
33	10	1115.70	580	1695.90	1985	884.35	420	1518.3	580	2098.6	1985	481.7	420
34	11	1169.20	640	1907.60	1985	530.77	360	1621.3	640	2397.7	1985	221.93	204.7
35	12	969.09	570	1539.50	1985	750.91	390	1412.8	570	1983.4	1985	408.67	408.51
37	14	1004.20	620	1625.40	1985	795.79	380	1369.6	620	1991.2	1985	430.42	380
38	15	1118.60	620	1867.10	1985	156.72	140.58	1526.4	620	2321.6	1985	285.1	255.73
42	17	782.24	750	1561.40	1985	817.76	250	1056.9	750	1846.3	1985	543.09	250
43	18	947.41	610	1645.00	1985	752.59	390	1293.6	610	2023.2	1985	415.36	380.22
64	19	1457.30	430	2022.70	1985	307.13	281.02	1996.7	430	2612.2	1985	13.517	12.368
69	20	1136.40	490	1731.50	1985	402.01	368	1628.7	490	2269.2	1985	134.19	122.83
70	21	1087.40	560	1647.50	1985	612.60	340	1522.6	560	2082.7	1985	258.72	258.68
72	22	1017.40	490	1511.20	1985	497.19	495.35	1383.5	490	1878.6	1985	313.46	312.3
87	23	844.02	580	1424.90	1985	355.98	120	1128.1	580	1709.3	1985	95.967	95.871
89	24	1128.50	570	1698.90	1980	50.74	50.722	1536.8	570	2107.2	0	0	0
90	25	979.48	530	1515.50	1980	95.32	94.739	1321	530	1859.1	0	0	0
91	26	953.21	530	1483.30	1980	158.40	158.39	1290.5	530	1820.6	0	0	0
92	27	1656.20	330	2027.10	1980	307.34	299.93	2275.6	330	2661.8	0	0	0

БТ	Редни бр. узорка	Критеријум А						Критеријум Б							
		CLmaxS_A	CLminN	CLmaxN_A	год тах.		excS_A	excN_A	CLmaxS_B	CLminN	CLmaxN_B	год тах.		excS_B	excN_B
					прекорачења							прекорачења			
94	29	1738.60	400	2242.50	1980	123.37	116.41	2408	400	2951.9	0	0	0		
95	30	1192.40	440	1634.90	1985	534.35	533.22	1637.4	440	2080.8	1985	311.38	310.73		
97	31	1450.20	440	1890.20	0	0.00	0	1982.1	440	2422.1	0	0	0		
98	32	1452.10	450	1902.10	0	0.00	0	1991.6	450	2441.6	0	0	0		
99	33	936.65	530	1466.60	1980	66.68	66.676	1272.5	530	1802.5	0	0	0		
P13	34	795.93	1210	2006	1980	904.07	0	578.7	1210	1788.8	1980	1121.3	0		
P14	35	806.31	1210	2016.5	1980	893.69	0	590.08	1210	1800.2	1980	1109.9	0		
P15	36	800.03	1210	2010.5	1980	899.97	0	584.95	1210	1795.3	1980	1115.1	0		
P16	37	796.5	1210	2011.3	1980	903.5	0	582.22	1210	1795.7	1980	1117.8	0		
Š17	38	1391.30	450	1848.80	1980	430.14	427.86	1908.3	450	2368.4	1980	170.31	169.41		
Š18	39	1382.60	450	1837.80	1980	434.33	432.68	1898.2	450	2355.4	1980	175.52	174.85		
Š19	40	1374.50	450	1828.80	1980	438.26	436.91	1889.5	450	2345.4	1980	179.93	179.37		
Š20	41	1379.50	450	1835.60	1980	435.96	434.05	1894.8	450	2353.2	1980	177.16	176.38		
P1	42	901.54	740	1703.9	1985	798.46	260	658.09	740	1443.6	1985	1041.9	260		
P2	43	896	740	1636	1985	804	260	650.57	740	1390.6	1985	1049.4	260		
P3	44	903.87	740	1649.9	1985	797.13	260	659.86	740	1404.2	1985	1040.1	260		
P4	45	902.66	740	1645.9	1985	797.34	260	658.72	740	1401.1	1985	1041.3	260		
Š9	46	1386.00	450	1842.70	1985	432.75	430.67	1902.4	450	2361.6	1985	173.32	172.49		
Š10	47	1384.00	450	1838.80	1985	433.52	432.05	1899.9	450	2356.3	1985	174.73	174.14		
Š11	48	1377.80	450	1832.30	1985	436.59	435.2	1893.1	450	2349.2	1985	178.15	177.58		
Š12	49	1367.10	450	1821.30	1985	441.97	440.6	1882.9	450	2338.8	1985	183.26	182.69		
P22	50	796.11	740	1536.1	1985	903.89	260	570.59	740	1310.6	1985	1129.4	260		
P23	51	869.76	740	1609.8	1985	830.24	260	618	740	1358	1985	1082	260		
P24	52	873.49	740	1613.6	1985	826.51	260	622.82	740	1362.9	1985	1077.2	260		
P25	53	882.61	740	1622.6	1985	817.39	260	634.35	740	1374.4	1985	1065.6	260		
Š26	54	1335.60	450	1785.90	1985	457.23	457.14	1856.6	450	2307	1985	196.68	196.64		
Š27	55	1382.70	450	1833.10	1985	433.69	433.56	1898.3	450	2348.9	1985	175.82	175.77		

Š28	56	1357.30	450	1807.50	1985	446.40	446.31	1874	450	2324.4	1985	187.96	187.92
Š29	57	1365.00	450	1815.30	1985	442.53	442.44	1880.8	450	2331.2	1985	184.56	184.52



Биографија

Јелена Белоица је рођена 29. фебруара 1980. године у Краљеву, са сталним пребивалиштем у Врњачкој Бањи где је завршила основну школу и гимназију општег смера. Основне студије уписала је школске 1999/2000. на Шумарском факултету, Одсек пејзажна архитектура и хортикултура. Дипломирала је 2005. године са просечна оценом током основних студија је 8,76. Докторске студије на Шумарском факултету, област Еколошки инжењеринг у заштити земљишних и водних ресурса, уписала је школске 2008/09. године.

Као стипендиста Министарства науке током 2007. године била је ангажована на пројекту „Основне еколошке и структурно производне карактеристике типова шума Ђердапа и НП Тара“, а од 2008. до 2010. на пројекту „Биеколошке карактеристике шумских екосистема у националним парковима Копаоник и Тара у односу на принцип одрживог управљања“.

Од 1.02.2011. године запослена је као истраживач сарадник на Одсеку за еколошки инжењеринг у заштити земљишних и водних ресурса у оквиру пројекта “Истраживање климатских промена и њиховог утицаја на животну средину-праћење утицаја, адаптација и ублажавање“ који је финансиран од стране Министарства просвете, науке и технолошког развоја.

Од 30.01.2014. године ради као асистент на Шумарском факултету, на одсеку Еколошки инжењеринг у заштити земљишних и водних ресурса.

У периоду 12.05.2014. до 12.11.2014. боравила је на стручном усавршавању у Националном Институту Италије (Institute for Sustainable Plant Protection, National Research Council – IPSP CNR). Ово усавршавање је финансирано од стране Министарства спољних послова и међународне сарадње Италије (The Ministry of Foreign Affairs and International Cooperation-DGSC MAE) стипендијом мултидисциплинарног програма за едукацију 'Sciences for DIPLOMAzia'.

У периоду од 01.04.2002. до сада као истраживач ангажована је на више научно-истраживачких пројеката. Током докторских студија као ко-аутор објавила је 15 радова, од чега 3 са SCI листе.

Изјава о ауторству

Потписани-а: **Јелена Белоица**, дипл.инж.

Број уписа: 2008

Изјављујем

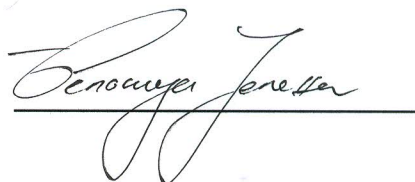
да је докторска дисертација под насловом

**„Процес ацидификације као фактор деградације земљишта на подручју
источне Србије”**

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

Потпис докторанда

У Београду, 23. јануар 2015.



Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора: Јелена Белоица

Број уписа: школска 2008/2009

Студијски програм: Еколошки инжењеринг у заштити земљишних и
водних ресурса

Наслов рада: „ Процес ацидификације као фактор деградације земљишта
на подручју источне Србије“

Ментор: проф. др Ратко Кадовић, ред.проф. Универзитета у Београду,
Шумарски факултет

Потписани: Јелена Белоица

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

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског звања доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада.

Ови лични подаци могу се објавити на мрежним страницама дигиталне библиотеке, у електронском каталогу и у публикацијама Универзитета у Београду.

Потпис докторанда

У Београду, 23. јануар 2015.



Изјава о коришћењу

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

„Процес ацидификације као фактор деградације земљишта на подручју источне Србије”

која је моје ауторско дело.

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

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

1. Ауторство

2. Ауторство - некомерцијално

3. Ауторство – некомерцијално – без прераде

4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима

5. Ауторство – без прераде

6. Ауторство – делити под истим условима

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

У Београду,

23. јануар 2015

Потпис докторанда

Бенедикт Јоксим

1. Ауторство - Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.

2. Ауторство – некомерцијално. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.

3. Ауторство - некомерцијално – без прераде. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.

4. Ауторство - некомерцијално – делити под истим условима. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.

5. Ауторство – без прераде. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.

6. Ауторство - делити под истим условима. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.