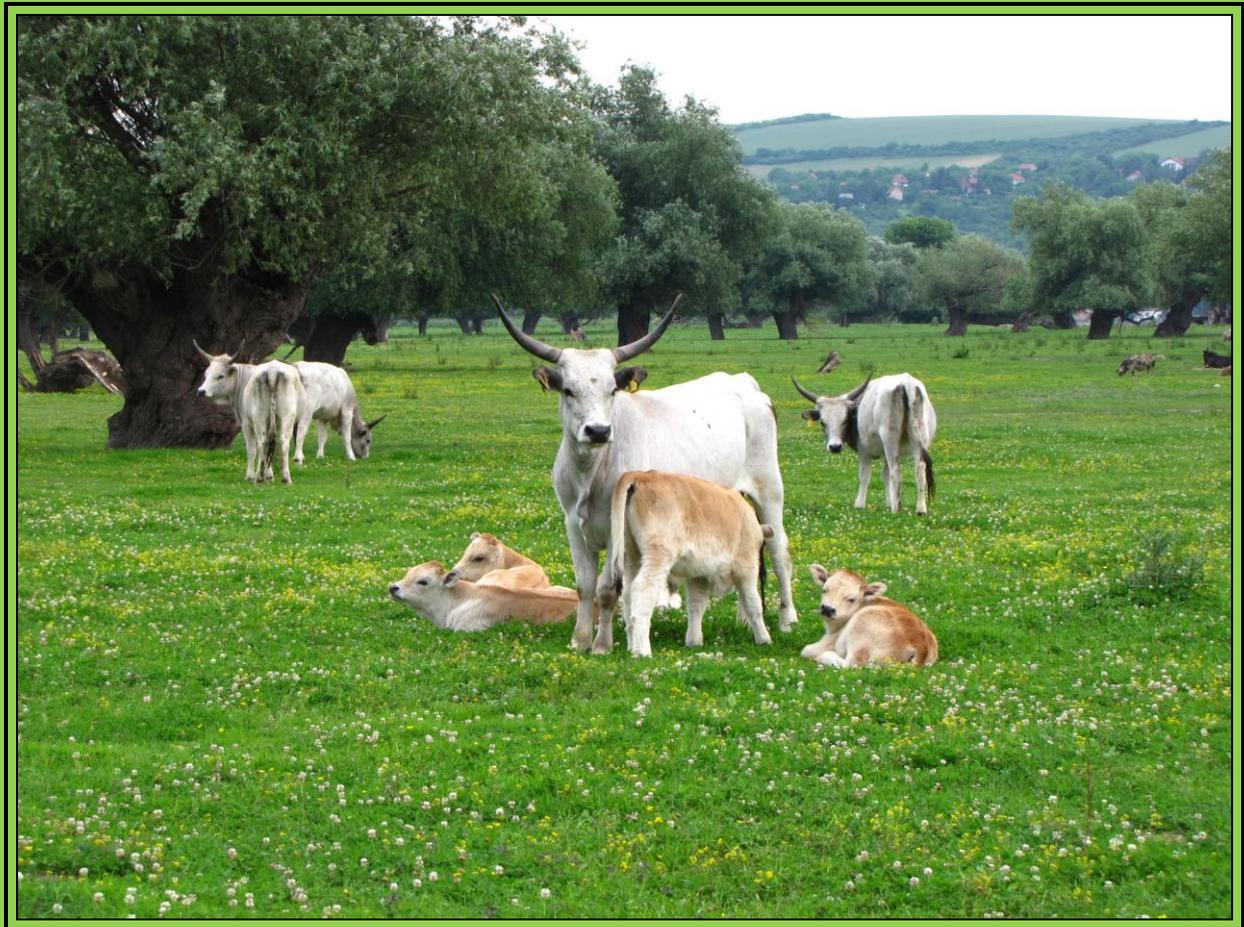




UNIVERZITET U NOVOM SADU
PRIRODNO-MATEMATIČKI FAKULTET
DEPARTMAN ZA BIOLOGIJU I EKOLOGIJU



Interakcija i funkcionalna dinamika antropogeno
uslovljenih i edafskih faktora na vegetaciju rečnog
ostrva Krčedinska ada (Dunav, Srbija)



Dušanka Vujanović
- doktorska disertacija -

Novi Sad, 2019

Predgovor

Ovaj rad je realizovan u Laboratoriji za istraživanje i zaštitu biodiverziteta, na Departmanu za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematičkog fakulteta, Univerziteta u Novom Sadu, u okviru projekta III 43002 „Biosensing tehnologije i globalni sistem za kontinuirana istraživanja i integrisano upravljanje ekosistemima“, Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije.

Zahvaljujem se mentoru prof. dr Dubravki Milić na podršci, korisnim savetima i strpljenju, mentoru dr Zoranu Galiću i članovima komisije prof. dr Snežani Radulović i prof. dr Dejana Džigurski na detaljnom čitanju rada i važnim sugestijama.

Posebno se zahvaljujem prof. dr Anti Vujiću na entuzijastičnom uvođenju u svet nauke te prijatnim i podsticajnim uslovima za rad.

Za veliki doprinos terenskom delu ovog istraživanja zahvaljujem se kolegama Dimitriju Radišiću i Tijani Nikolić.

Za svoj doprinos laboratorijskom delu ovog istraživanja zahvaljujem se dr Stanku Miliću i dr Jovici Vasinu iz Instituta za ratarstvo i povrtarstvo koji su radili analize zemljišnih uzoraka.

Realizaciju doktorske disertacije na različite načine pomogli su i dr Elli Groner sa Arava instituta u Izraelu, dr Minučer Mesaroš sa Departmana za geografiju, turizam i hotelijerstvo u Novom Sadu, Ranko Perić iz Pokrajinskog zavoda za zaštitu prirode i Mile Plavšić, predstavnik udruženja stočara "Dunav" iz Kovilja,

Dušanka V.

SADRŽAJ

LISTA ILUSTRACIJA

LISTA TABELA

| | |
|---|-----|
| 1. UVOD..... | 1 |
| 1.1 Ciljevi istraživanja | 5 |
| 2. PREGLED LITERATURE..... | 7 |
| 2.1 Značaj i ugroženost plavnih staništa | 7 |
| 2.1.1 Plavna područja Vojvodine | 11 |
| 2.2 Opis istraživanog područja..... | 14 |
| 2.2.1 Geografski položaj | 14 |
| 2.2.2 Geomorfološke odlike područja | 15 |
| 2.2.3 Biodiverzitet Krčedinske ade | 16 |
| 2.2.4 Vegetacijske sukcesije na Krčedinskoj adi uslovljene hidrološkim prilikama | 20 |
| 2.2.5 Antropogeno izmenjene zajednice na Krčedinskoj adi | 22 |
| 2.3 CSR kategorizacija biljnih vrsta..... | 25 |
| 2.4 Teorija Fransa Vere, ”šumo-pašnjaci Evrope”..... | 28 |
| 2.4.1 Vlažne livade Krčedinske ade, Krčedinska ada kao arhetipski ekosistem..... | 35 |
| 2.5 Invazivne biljne vrste | 40 |
| 2.5.1 Uticaj invazivnih biljnih vrsta na zemljišne parametre | 43 |
| 2.5.2 Invazivne osobine <i>Fraxinus pennsylvanica</i> , <i>Acer negundo</i> i <i>Amorpha fruticosa</i> | 46 |
| 3. MATERIJAL I METODE | 53 |
| 3.1 Način izbora, veličina i konstrukcija uzorka | 53 |
| 3.2 Interpretacija satelitskih snimaka | 58 |
| 3.3 Laboratorijske analize | 60 |
| 3.4 Statističke analize | 61 |
| 4. REZULTATI | 64 |
| 4.1. Interpretacija satelitskih snimaka | 64 |
| 4.2 Ispaša na Krčedinskoj adi..... | 67 |
| 4.3 Uticaj sredinskih parametara na sastav biljnih vrsta | 68 |
| 4.4 CSR kategorizacija biljnih vrsta unutar GR, TR i WC plotova | 77 |
| 4.5 Uticaj invazivnih biljnih vrsta na zemljišne parametre | 80 |
| 5. DISKUSIJA | 82 |
| 5.1. Interpretacija satelitskih snimaka | 82 |
| 5.2 Ispaša na Krčedinskoj adi..... | 84 |
| 5.3 Uticaj sredinskih parametara na sastav biljnih vrsta | 85 |
| 5.4 CSR kategorizacija biljnih vrsta unutar GR, TR i WC plotova | 88 |
| 5.5 Uticaj invazivnih biljnih vrsta na zemljišne parametre | 92 |
| 6. ZAKLJUČAK..... | 96 |
| 7. PRILOG..... | 98 |
| 7.1 Zemljišne analize | 98 |
| 8. LITERATURA | 101 |
| BIOGRAFIJA..... | 135 |

LISTA ILUSTRACIJA

| | |
|--|----|
| Slika 1. Mapa Vojvodine iz 1897. godine | 12 |
| Slika 2. Lokacija područja istraživanja (Krčedinska ada, Dunavsko rečno ostrvo), Severna Srbija | 14 |
| Slika 3. Položaj Krčedinske ade u odnosu na Koviljsko-petrovaradinski rit | 15 |
| Slika 4. Lokalitet bare Zatonja na Krčedinskoj adi | 18 |
| Slika 5. Raznorotka (<i>Marsilea quadrifolia</i>) na Krčedinskoj adi, lokalitet bara Zatonja..... | 19 |
| Slika 6. Livada pod ispašom, Krčedinska ada..... | 22 |
| Slika 7. Degradacija vegetacije uzrokovana prekomernom ispašom i gaženjem..... | 23 |
| Slika 8. CSR klasifikacija funkcionalnih tipova biljaka (preuzeto iz Grime, 1979)..... | 26 |
| Slika 9. Ciklični model Fransa Vere koji se sastoji od tri faze, četvrta faza je dodata od strane Kirby (2003) (preuzeto iz Hodder i sar., 2005)..... | 30 |
| Slika 10. Šema za identifikaciju šumo-pašnjaka (preuzeto iz UK Biodiversity Action Plan, 2008)..... | 33 |
| Slika 11. Parkovska struktura predela, Krčedinska ada | 34 |
| Slika 12. (a) <i>Salix alba</i> na otvorenom staništu i (b) <i>Salix alba</i> unutar šumske sastojine..... | 35 |
| Slika 13. Dominacija korovskih vrsta na pašnjaku, Krčedinska ada..... | 37 |
| Slika 14. Heterogenost vegetacijskih tipova i konfiguraciona heterogenost predela, Krčedinska ada | 39 |
| Slika 15. Stepen neophodnih mera za približavanje ekosistema istorijskim uslovima se povećava sa klimatskim promenama i biotičkim stresorima (preuzeto iz Jose i sar., 2013).... | 43 |
| Slika 16. Distribucija GR, TR i WC plotova, Krčedinska ada (WC plots = woody cover plots; plotovi šikarastog tipa sa dominacijom visokog žbunja i drvenastih vrsta čija visina premašuje 2 m; TR plots = transitional plots; prelazna forma između livadske i drvenaste vegetacije sa trnovitim žbunjem visine manje od 2 m; GR plots = grazing plots; plotovi pod ispašom, koji većinski obuhvataju šumo-pašnjak tip I a u manjem procentu i šumo pašnjak tip II) | 54 |
| Slika 17. Postavljanje plotova 2 x 2 m ² | 55 |
| Slika 18. Distribucija FraxP, AcerN, AmorF, Mix i C plotova, Krčedinska ada (FraxP=Fraxinus pennsylvanica; AcerN= Acer negundo; AmorF= Amorpha fruticosa; Mix= FraxP+AcerN+AmorF; C= kontrola) | 56 |
| Slika 19. Grid ćelije veličine 50 m i vizualna prepoznatljivost zemljišnog pokrivača | 59 |
| Slika 20. Razlika u procentu vegetacijskog pokrivača tokom perioda od 44 godine (1969-2013) pod opadajućim stočnim fondom..... | 64 |

| | |
|---|----|
| Slika 21. Područje istraživanja sa prikazom zemljišnog pokrivača iz (a) 1969. godine i (b) 2013. godine | 65 |
| Slika 22. (a) Šumo pašnjak tip WPI sa starim stablima vrbe i značajnim procentom otvorenog staništa na avio snimku iz 1969-te godine, (b) isti lokalitet na satelitskom snimku iz 2019-te godine sa dominantno žbunastim pokrivačem | 66 |
| Slika 23. Područje istraživanja sa prikazom intenziteta promena staništa tipa šumo-pašnjak u periodu od 1969-2013. godine | 67 |
| Slika 24. Smanjivanje ukupnog broja stočnog fonda na Krčedinskoj adi (1979-2013)..... | 68 |
| Slika 25. Kurvilinearan odnos između uspostavljanja drvenastih vrsta i intenziteta ispaše na Krčedinskoj adi | 68 |
| Slika 26. Izdvojene teksturne klase zemljišta i položaj vegetacijskih plotova (WC = woody cover plots; plotovi šikarastog tipa sa dominacijom visokog žbunja i drvenastih vrsta čija visina premašuje 2 m; TR = transitional plots; prelazna forma između livadske i drvenaste vegetacije sa trnovitim žbunjem visine manje od 2 m; GR = grazing plots; plotovi pod ispašom, koji većinski obuhvataju šumo-pašnjak tip I a u manjem procentu i šumo pašnjak tip II)..... | 70 |
| Slika 27. Razlika u sastavu vrsta između dva skupa plotova (WC i TR) izražena Bray Curtis-ovim koeficijentom | 71 |
| Slika 28. Generalni obrazac povezanosti ispitivanih uticaja na sastav vrsta izdvojenih vegetacijskih tipova..... | 71 |
| Slika 29. DCA ordinacijski biplot za izdvojene vegetacijske tipove prikazuje varijacije duž sredinskih gradijenata. Strelice predstavljaju sredinske varijable. GI = intenzitet ispaše, Ind = učestalost plavljenja, E = nadmorska visina. Zemljišne varijable: AP = dostupni fosfor, TN = ukupan azot, K = kalijum, NB = nitrificirajuće bakterije, Mg = magnezijum, Ca = kalcijum, pH = pH zemljišta, C/N = odnos ugljenika i azota..... | 72 |
| Slika 30. CCA biplot dijagram koji prikazuje varijacije duž sredinskih gradijenata. GI = intenzitet ispaše, Ind = učestalost plavljenja, E = nadmorska visina. Zemljišne varijable: AP = dostupni fosfor, TN = ukupan azot, K = kalijum, NB = nitrificirajuće bakterije, Mg = magnezijum, Ca = kalcijum, pH = pH zemljišta, C/N = odnos ugljenika i azota. Podvučene varijable objašnjavaju najveću proporciju varijacije u setu podataka, dobijene forward selekcijom..... | 73 |
| Slika 31. CCA biplot dijagram koji prikazuje varijacije biljnih vrsta duž sredinskih gradijenata | 74 |
| Slika 32. Zastupljenost funkcionalnih tipova biljaka unutar GR, TR i WC plotova; (a) dominacija CSR i CS tipa unutar GR plotova; (b) dominacija CS tipa unutar TR i (c) dominacija C tipa unutar WC plotova..... | 78 |
| Slika 33. Glavna sukcesijska trajektorija na Krčedinskoj adi (CSR – CS – C) | 79 |
| Slika 34. Promene sadržaja humusa, ukupnog azota (Total N), ugljenika (C%) i nitrificirajućih bakterija (NB) u plotovima sa <i>Acer negundo</i> (AcerN), <i>Amorpha fruticosa</i> (AmorF), <i>Fraxinus</i> | |

pennsylvanica (FraxP), plotovima sa sve tri invazivne vrste (Mix) i plotovima bez invazivnih vrsta (Con). Različitim slovima iznad svakog stubića su naznačene vrednosti koje se značajno razlikuju a određene su korišćenjem Tukey testa ($p < 0.05$) nakon jednofaktorske ANOVA... 81

LISTA TABELA

| | |
|--|-----|
| Tabela 1. Ekosistemske usluge plavnih staništa (preuzeto iz Haines-Young i Potschin, 2013) | 9 |
| Tabela 2. Gubitak vlažnih staništa u nekim Evropskim zemljama 1950-1985 (Silva i sar., 2007)..... | 10 |
| Tabela 3. Korišćenje zemljišta Panonskog regiona i Vojvodine (Panjković i Szabados, 2012) | 11 |
| Tabela 4. Šumske sastojine Krčedinske ade (Studija Zaštite, 2010)..... | 20 |
| Tabela 5. Osnovne razlike invazivnih i korovskih vrsta | 42 |
| Tabela 6. Opis istraživanih vegetacijskih tipova na Krčedinskoj adi..... | 53 |
| Tabela 7. Ordinalna skala* podataka o učestalosti plavljenja..... | 58 |
| Tabela 8. Tekstura zemljišta, Krčedinska ada..... | 69 |
| Tabela 9. Vrednosti CCA ordinacijske analize | 75 |
| Tabela 10. Intraset korelacijski koeficijenti i kanonički koeficijenti za ordinate 1 i 2 za sredinske varijable, koje je produkovala CCA analiza | 76 |
| Tabela 11. Srednje vrednosti i standardna devijacija (SD) zemljišnih varijabli koje su statistički značajne za sveukupnu varijaciju vrsta unutar različitih vegetacijskih tipova | 76 |
| Tabela 12. CSR kategorizacija biljnih vrsta unutar GR, TR i WC plotova | 77 |
| Tabela 13. Rezultati ANOVA testa za ispitivane sukcesivne stadijume (GR, TR i WC plotovi) | 79 |
| Tabela 14. Rezultati jednofaktorske analize varijanse (ANOVA) analiziranih kvantitativnih osobina | 80 |
| Tabela 16. Vrednosti zemljišnih parametara za TR, GR i WC plotove, Krčedinska ada | 98 |
| Tabela 17. Sadržaj mikro i makroelemenata u zemljištu za GR, TR i WC plotove, Krčedinska ada | 99 |
| Tabela 18. Sadržaj nitrificirajućih i denitrificirajućih bakterija na 1 g zemljišta unutar uzoraka GR, TR i WC plotova na Krčedinskoj adi | 100 |

1. UVOD

Dugogodišnja konverzija plavnih staništa u poljoprivredna područja, regulacije rečnih tokova i podizanje sistema odbrambenih nasipa, rezultirali su regresijom plavnih staništa duž velikih reka Evrope (Brown i sar., 1997; Peterken i Hughes, 1998; Marriott i Alexander, 1999; Follner i sar., 2009), što je imalo za posledicu i značajnu redukciju ekosistemskih usluga koja ta staništa obezbeđuju. Može se reći da je ekološki i socio-ekonomski značaj plavnih staništa, kao i njihov multifunkcionalni karakter prepoznat tek njihovim sukcesivnim nestajanjem u 21 veku. Postaje jasno da njihov gubitak podrazumeva i gubitak niza ekosistemskih usluga koje nam ta staništa obezbeđuju.

Šumo-pašnjaci koji se nalaze uz velike rečne tokove i koji su pod periodičnim uticajem plavljenja predstavljaju jedne od najređih tipova plavnih staništa. Šumo-pašnjaci su izuzetno dinamični ekosistemi (bez obzira na tip šumo-pašnjaka), s obzirom da je ekološki faktor neophodan za njihov opstanak veoma podložan promenama. Fluktuacije u broju biljojeda neminovno iniciraju strukturne vegetacijske promene i vegetacijske sukcesije. Kada je reč o šumo-pašnjacima uz velike reke, redovno ili periodično plavljenje dodatno pospešuje dinamičnost ovih ekosistema.

U pojedinim predelima Evrope ovakva staništa predstavljaju moderne analoge iskonskoj prirodnoj vegetaciji gde su živeli nekadašnji veliki biljojedi (Vera, 2000) dok su na mnogim drugim područjima antropogenog porekla. Viševjekovno korišćenje šumo-pašnjaka za napasanje stoke svrstava ih među najstarije tipove korišćenja zemljišta u Evropi (Bergmeier i sar., 2010). Nizijski šumo-pašnjaci Evrope su retki predeli izuzetnog biodiverziteta sa važnim funkcijama po ekosistem i čoveka (Bergmeier i Roellig, 2014).

Mnoge vrste od konzervacijskog značaja vezane su za šumo-pašnjake i njihovo očuvanje moguće je jedino kroz primenu tradicionalnih načina korišćenja zemljišta (Miller, 1996; Vos i Meekes, 1999; Hampicke, 2006). Ovakva staništa osetljiva su i na prestanak korišćenja zemljišta, što je i najčešći uzrok degradacije šumo-pašnjaka (Hartel i sar., 2014) i intenzivnije korišćenje zemljišta. Broj očuvanih plavnih šumo-pašnjaka Evrope znatno opada dok se sastav biljnih vrsta u ovim staništima konstantno menja (Peterken i Hughes, 1998; Bergmeier i sar., 2010). S obzirom da su šumo-pašnjaci visoko zavisni od upravljanja, neophodno je skrojiti režim ispaše shodno zahtevima i karakteristikama područja. Varijacije u broju stoke i intenzitetu ispaše pogađaju ove ekosisteme menjajući sastav biljnih vrsta (Augustine i McNaughton, 1998; Hendricks i sar., 2005), njihovu prostornu heterogenost

(Adler i Laurenth, 2001), sukcesijske cikluse (Milchunas i Vandever, 2014) i zemljišne procese (McNaughton i sar., 1997; Teague i sar., 2011). Intenziviranje poljoprivrede u nizijskim područjima Evrope tokom poslednjih 50 godina rezultovalo je nestajanjem livadskih staništa tradicionalno održavanih ispašom. Prisutan trend smanjenja ukupnog stočnog fonda u Evropi će neizbežno doneti neke od gore pomenutih promena, iako je njegov celokupan uticaj nepredvidiv.

Na očuvanim plavnim staništima, bez čovekovog uticaja, plavna vegetacija je primarno uslovljena fluktuacijama nivoa vode (Mulamoottil i sar., 1996; Ward i sar., 1999; Gusmeroli i sar., 2012) koje indukuju zonalni obrazac različitih vegetacijskih formi duž plavnog gradijenta, udaljavajući se od rečne obale (Kalliola i sar., 1992). Zbog heterogene prirode zemljišnih karakteristika kao što je koncentracija zemljišnih nutrijenata, zemljište predstavlja još jedan faktor koji utiče na razvoj vegetacije na lokalnom nivou (Pan i sar., 1998; Lambers i sar., 2008; Kalusova i sar., 2009). Pored fizičko hemijskih osobina zemljišta, mikrobiološki sastav zemljišta takođe može imati značajan uticaj na vegetacijsku kompoziciju (van der Heijden i sar., 2008; Eaton i sar., 2012). Prema Grime-u (1974), dinamika plavljenja a ne kompeticija za resurse, najviše određuje sastav biljnih vrsta na plavnim staništima. Međutim, brojne studije pokazuju da je rast biljnih vrsta plavnih staništa značajno uslovljen nutrijentima (Olde Venterink i sar., 2001; Ogden i sar., 2002; Beltman i sar., 2007; Roos i sar., 2009). S obzirom da različiti nutrijenti ograničavaju rast različitih biljnih vrsta unutar biljne zajednice (Braakhekke i Hooftman, 1999), velika koncentracija određenog nutrijenta će favorizovati određene vrste te tako uticati i na sastav biljnih vrsta određenog predela (Güsewell i sar., 2003). To znači da zemljišni faktori kao i gradijent zemljišnih nutrijenata mogu uticati na varijacije u sastavu biljnih vrsta (Lorenzo i sar., 2007). Beltman i sar. (2007) su pokazali da zapravo smena dominacije ova dva faktora - plavljenja i nutrijenata ispoljava najveći uticaj na sastav biljnih vrsta.

Sa druge strane, na područjima koja su pod čovekovim uticajem, gde postoji korišćenje zemljišta, kao što je šumo-pašnjak, intenzitet korišćenja zemljišta nadjačava abiotičke faktore (plavljenje, zemljište) u svom uticaju na distribuciju i sastav biljnih vrsta (Adams i Perrow, 1999; Veen i sar., 2008; Kalusova i sar., 2009; Semmartin i sar., 2010). Nepobitno je da ispaša snažno utiče na ekosistem menjajući sastav biljnih vrsta (Augustine i McNaughton, 1998), prostornu heterogenost biljaka (Adler i sar., 2001) i zemljišne karakteristike (McNaughton i sar. 1997; Teague i sar. 2011), što ima za rezultat povećanje vegetacijske heterogenosti i otvorenosti staništa. Iz gore navedenog proizilazi da na staništima pod ljudskim uticajem, strukturu i kompoziciju vegetacije oblikuje stalna interakcija tj.

kompeticija prirodnih abiotičkih faktora i ljudskog uticaja (Adams i Perrow, 1999; Kalusova i sar., 2009).

Krčedinska ada je Dunavsko rečno ostrvo, pod velikim više-decenijskim uticajem čovekovih aktivnosti, gajenja stoke, intenzivne seče i podizanja plantažnih zasada. Ovakvi pritisci remete prirodne tokove sukcesije, strukturne attribute staništa i zemljišne procese, samim tim vegetacijske sukcesije se intenziviraju u pravcu koji je teško predvideti. Imajući na umu da se broj očuvanih plavnih staništa u Evropi drastično smanjio i da se inicijalna kompozicija vrsta znatno promenila (Peterken i Hughes, 1998), istraživanja ovih ekosistema mogu značajno doprineti njihovoj restauraciji, održivosti i očuvanju.

Otvorena staništa Krčedinske ade predstavljaju redak primer staništa koja svoju strukturu, sastav vrsta i prostornu heterogenost održava zahvaljujući komercijalnim gajenjem stoke. Stoga ovo rečno ostrvo predstavlja odličan primer šumo-pašnjaka gde je neophodno kombinovati agronomske i ekološke mere kako bi se očuvali otvoreni ekosistemi i vrste koje od njih zavise. Selektivnom ispašom krupni biljojedi stvaraju i održavaju mozaičnu strukturu staništa direktno utičući na povećanje diverziteta vrsta, florističku kompoziciju, stabilnost i smenu livadskih i žbunastih ekosistema (Hodgson i Illius, 1996). Ispaša znatno smanjenog intenziteta predstavlja veliki problem u mnogim nizijskim područjima Evrope jer značajno umanjuje vijabilnost livadskih staništa koja zahtevaju ispašu da bi održala delikatnu ravnotežu između biljaka, insekata, ptica i drugih životinjskih vrsta koje ih čine jedinstvenim. Ispašom odgovarajućeg intenziteta odnosno održavanjem odgovarajuće gustine populacije biljojeda moguće je održati strukturnu kompleksnost predela (Tallowin i sar., 2005), a biodiverzitet staništa može da se održi ili čak poveća (Adler i sar., 2001; Bakker, 1989).

Da bi se izbegla prekomerna eksploatacija vegetacije kao i neželjene vegetacijske promene, neophodno je definisati upravljačke mere kroz manipulaciju intenziteta ispaše odnosno regulaciju brojnosti biljojeda i/ili vremenskog okvira ispaše. Takvom cilju prethodi identifikacija i kvantifikacija procesa kojima se vegetacijska dinamika menja pod uticajem ispaše kroz vreme u datom prostoru. Naročito je interesantno pratiti smenu vegetacijskih tipova koji su karakteristični za ciklus šumo-pašnjaka te ispitati koji sredinski faktori određuju njihovu distribuciju. Bez obzira na evidentan uticaj ispaše na vegetaciju područja, neophodno je kvantifikovati značaj abiotičkih faktora, izdvojiti dominirajuće faktore i registrovati njihovu interakciju.

Na Krčedinskoj adi nikada nisu rađena istraživanja vezana za promenu vegetacijskog pokrivača pod uticajem znatno oscilirajućeg intenziteta ispaše (značajan pad intenziteta u poslednjih 50-100 godina). Ukupan stočni fond se na ostrvu značajno smanjio tokom

proteklih decenija međutim ne znamo kakav je to uticaj imalo na vegetaciju ostrva. Rezultati rada mogu biti koristan alat za razvoj i implementaciju restauracijskih strategija i formiranje održivog upravljanja plavnih staništa pod uticajem ispaše. Područje Koviljsko-petrovaradinskog rita, posebno Krčedinske ade, nije bilo predmet ozbiljnih naučnih istraživanja. Kraćim monitoringom od strane Pokrajinskog Zavoda za zaštitu prirode urađena je evidencija prisutnih biljnih i životinjskih vrsta. Istraživanja ovog područja uglavnom su ograničena na faunističke i florističke popise i popise vegetacijskih zajednica (Studija Zaštite, 2010).

Da bi razumeli obrazac distribucije biljnih vrsta na Krčedinskoj adi i mehanizme funkcionisanja plavnih ekosistema pod pritiskom ispaše, neophodno je ispitati odnos (jačinu veze) vegetacije i sredinskih faktora (Cronk i Fennessy, 2001). Veza vegetacije i uticajnih ekoloških faktora je ključna za razumevanje vegetacijskih obrazaca na predeonom i lokalnom nivou, funkcionisanja ekosistema u celini kao i za uspostavljanje i/ili modifikaciju konzervacionih mera (Kolb i Diekmann, 2004).

Kada je reć o međunarodnim istraživanjima uticaja lokalnih faktora na vegetacijsku kompoziciju ona su većinom fokusirana na livadske ekosisteme tropskih i alpskih predela (Marini i sar., 2007; Solon i sar., 2007; Kalusova i sar., 2009; Gusmeroli i sar., 2012). Sa druge strane, uticaj ispaše na različite komponente i prostornu heterogenost vegetacije je obimno istražen (Augustine i McNaughton, 1998; Adler i sar., 2001, Hendricks i sar., 2005; Veen i sar., 2008; Semmartin i sar., 2010; Teague i sar., 2011). Međutim, istraživanja sredinskih faktora na kompoziciju vegetacije plavnih staništa umerene klime koja su pod režimom ispaše tokom dužeg vremenskog perioda gotovo da ne postoje. Tražiti i objašnjavati obrasce u ekologiji vegetacije je poželjno upravo zbog toga što prostorna i vremenska distribucija vrsta nije slučajna već je određena zakonitostima koji uzrokuju uočljive, pravilne obrasce koji se mogu opisati matematićkim funkcijama, kao što je prava linija (npr. regresijska linija), hiperbola ili u slučaju vremenskog obrasca, oscilacija (Wildi, 2010).

Ćinjenica da je evropski kontinent izuzetno pogođen nestajanjem i fragmentacijom plavnih staništa posebno plavnih šumo-pašnjaka ukazuje na potrebu da ova staništa češće budu predmet ekoloških istraživanja. Krčedinska ada je područje od izuzetnog znaćaja za biodiverzitet i ekosistemske usluge celokupnog kompleksa Koviljsko-petrovaradinski rit, a s obzirom na njenu prostornu izolovanost od preostalog dela rita i specifićne vidove korišćenja zemljišta, predstavlja odlično model područje za ekološka istraživanja.

1.1 Ciljevi istraživanja

Istraživanje je vršeno u cilju utvrđivanja istorijskih promena u strukturi vegetacijskog pokrivača pomoću satelitskih i avio snimaka područja, te utvrđivanja jačine veze između biljnih zajednica i prisutnih sredinskih faktora pomoću podataka sa terena (ground truth data), kako bi se testirala mogućnost davanja preporuke o broju biljojeda koji je neophodan za održavanje šumo pašnjaka. Istraživanjem je obuhvaćena i klasifikacija biljnih vrsta iz različitih sukcesivnih stadijuma prema Grime-ovom CSR modelu, koja dodatno doprinosi razumevanju dinamičnosti vegetacijskih sukcesija, te analiza uticaja invazivnih biljnih vrsta na ispitivane zemljišne parametre koja daje veliki doprinos razumevanju fluktuacije zemljišnih parametara i budućim restauracijskim planovima. Specifičan cilj istraživanja odnosi se na razumevanje strukturnih promena vegetacije unutar ciklusa šumo-pašnjaka.

Rezultati treba da doprinesu razumevanju dinamičnosti vegetacijskog ciklusa tako što će ukazati na dominantne faktore koji su modifikovali sastav biljnih vrsta te dati jasniju sliku o ekološkoj povezanosti abiotičkih faktora i vegetacijskih odgovora. Rezultati ovog istraživanja se mogu koristiti za procenu kvaliteta stanja ovog konkretnog područja, predviđanje sukcesijskih pravaca kao i za unapređivanje održivog upravljanja. Takođe, mogu koristiti i drugim plavnim staništima koja su pod uticajem dugoročne ispaše i invazivnih biljnih vrsta.

Analiza avio i satelitskih snimaka i analiza podataka sa terena treba da rezultiraju određivanjem broja biljojeda koji su neophodni za održavanje šumo pašnjaka a određivanje trenutnog uticaja ispaše na sastav biljnih vrsta, pružiće neku vrstu repere za određivanje odgovarajućeg intenziteta ispaše na ovom području.

Definisani su sledeći ciljevi istraživanja:

- identifikacija strukturnih promena vegetacije u protekle 44 godine (1969-2013) pod opadajućom brojnosti stočnog fonda koja će pružiti uvid u smenu vegetacijskih fiziognomija što treba da poboljša razumevanje dinamike šumo-pašnjaka i procesa koji su rezultat vegetacijske smene u okviru ciklusa šumo-pašnjaka (livada – šuma) te ukazati na brzinu degradacije područja
- izrada mape intenziteta promena vegetacijskog pokrivača za period 1969-2013. godine
- analiza jačine veze sredinskih komponenti (nadmorska visina, učestalost plavljenja, zemljišni faktori) i ispaše na vegetacijsku kompoziciju na Krčedinskoj adi, kako bi se

doprinelo razumevanju uzročnika prostornog obrasca heterogenosti kompozicije biljnih vrsta

- kategorizacija biljnih vrsta iz različitih sukcesivnih stadijuma prema CSR modelu (Grime, 1974)
- detekcija razlika u zastupljenosti CSR funkcionalnih tipova biljaka između različitih sukcesivnih stadijuma
- analiza pojedinačnog i zajedničkog uticaja invazivnih biljnih vrsta na zemljišne faktore

2. PREGLED LITERATURE

2.1 Značaj i ugroženost plavnih staništa

Plavno stanište, aluvijalna ravan ili rit je plavno područje ravničarskih predela gde su reke usekle svoja široka i plitka korita. Funkcionalni je deo rečnog sistema nastao akumulacionim delovanjem reke, čija je kompleksna struktura rezultat niza međusobno uslovljenih procesa (Marriott i Alexander, 1999). Reč rit potiče od nemačke reči "ried" što se može prevesti kao mozaik kopnenih i vodenih staništa. Velika prostorna heterogenost plavnih staništa obezbeđuje idealne uslove za veliki diverzitet vrsta od kojih je značajan broj ekoloških specijalista, veliki dijapazon ekosistemskih usluga, ekoturizam i rekreaciju. S obzirom da su plavna staništa najčešće u blizini poljoprivrednih i urbanizovanih zona, deluju i kao važni koridori za mnoge vrste, omogućavajući kretanje kroz fragmentisani predeo (Jongman i sar., 2004). Od ukupno 6% Zemljine površine (570 miliona ha) koliko zauzimaju vlažna staništa, čak 15% čine plavna staništa duž velikih reka (Silva i sar., 2007). Plavna staništa podržavaju veliki broj vrsta što je u bliskoj vezi sa dinamikom plavljenja s obzirom da plavljenje smanjuje jačinu kompetitivnih interakcija, periodično vraća određene fragmente plavnih zajednica u ranije sukcesivne stadijume i tako stvara kompleksan mozaični predeo sa velikim diverzitetom mikrostaništa (Wissmar i Swanson, 1990; Gregory i sar., 1991; Pollock i sar., 1998). Izuzetno su značajna staništa, gnezdišta i odmarališta za mnoge vrste ptica, kao i važna staništa za druge vrste faune kao što su vilini konjici i vodozemci.

Jedinstvene prirodne karakteristike područja, među kojima je jedna od značajnijih prostorna heterogenost ili mozaičnost staništa, zaslužne su za brojne ekosistemske usluge koje obezbeđuju plavna staništa, od ključnog značaja za život i kvalitet života čoveka u nizijskim predelima (Tabela 1).

Za potrebe upravljačkih aktivnosti i donošenja odluka, ekosistemske usluge se izražavaju u monetarnoj vrednosti. Tako je Dunavski sistem plavnih staništa, posebno njihova usluga zadržavanja nutrijenata, procenjena na 650 miliona evra godišnje (Gren i sar., 1995), dok je monetarna vrednost vlažnih staništa plavnih područja u celini procenjena na 19.580 USD (ha /god.) (Costanza i sar., 1997).

Procenjujući vrednost ekosistemskih usluga na globalnom nivou, Constanza i sar. (1997), su došli do zaključka da su plavna staništa na drugom mestu u svetu po vrednosti koju imaju za društvo po hektaru, odmah nakon estuara. Osim što čine < 2% Zemljine kopnene

površine procenjeno je da obezbeđuju oko 25% kopnenih ekosistemskih usluga. Pored velikog broja ekosistemskih usluga koje obezbeđuju (Tabela 1), aktivan doprinos plavnih staništa u odbrani od poplava je često rangiran kao najvrednija usluga (Costanza i sar., 1997, Sheaffer i sar., 2002).

Uprkos neprocenjivom značaju, ova staništa su u nestajanju i spadaju među najugroženije ekosisteme Evrope (Tockner i Standford, 2002). Vekovima, plavna područja nizijskih krajeva poželjna su mesta za izgradnju ljudskih naselja, zbog vodosnabdevanja, plodnog zemljišta, plovnih puteva i ravnog terena pogodnog za izgradnju naselja. Pored promene načina korišćenja zemljišta, produbljivanje rečnog korita izmuljavanjem i kanalisanje reka dovelo je do osiromašenja i nestajanja ovih staništa u Evropi (Rinaldi i sar., 2011; Surian i sar., 2009). U većini plavnih ekosistema Evrope, hidrološka povezanost između reke i plavne zone ograničena je na podvodne tokove, dok je geomorfološka dinamika, zaslužna za oblikovanje reka i plavnih zona, gotovo odsutna (Heiler i sar., 1995; 2008; Tockner i sar., 2010). Tokom poslednjih 3000 godina, ljudske aktivnosti promenile su stanje plavnih staništa u toj meri da je gotovo nemoguće naći izvorno plavno stanište u nepromenjenom stanju (Marriott i Alexander, 1999).

Tabela 1. Ekosistemske usluge plavnih staništa (preuzeto iz Haines-Young i Potschin, 2013)

| Vrsta usluge | Opis usluge |
|--|---|
| Usluga snabdevanja | |
| Hrana | Stoka, mlečni proizvodi, riba, divlje biljne vrste |
| Voda za poljoprivrednu upotrebu | Voda za navodnjavanje, voda za gajenje useva i stoke |
| Biološki materijali | Biljna vlakna, ukrasni predmeti, farmaceutski resursi |
| Biomasa | Drvo |
| Genetički resursi | Očuvanje autohtonih vrsta |
| Regulativne usluge | |
| Bioremedijacija | Remedijacija od strane biljaka, algi, mikroorganizama, životinja |
| Regulacija ugljenika | Skladištenje ugljenika |
| Regulacija vazdušnih struja | Regulacija mikroklimе (vegetacija - zaštitni pojas) /stabilizacija lokalnih uslova podneblja (padavina i temperature) |
| Regulacija vodenog toka | Ublažavanje oticanja i brzine otpuštanja vode, skladištenje vode –zaštita od poplava |
| Atmosferska regulacija | Regulacija globalne klime (skladištenje ugljenika), lokalna i regionalna regulacija klime |
| Regulacija kvaliteta vode | Prečišćavanje, filtracija i oksigenacija vode, razblaživanje, skladištenje i detoksikacija otpadnih materija i polutanata. Zarobljavanje polutanata, teških metala i patogena u sedimentu i vegetaciji. |
| Održavanje životnog ciklusa, zaštita genetskog fonda | Polinacija, raznošenje semena, održavanje populacija retkih vrsta |
| Kontrola štetočina, invazivnih vrsta | Promena gustine populacije patogena, vektora bolesti (npr. komarci) |
| Usluge podrške | |
| Pedogeneza, regulacija kvaliteta zemljišta | Održavanje plodnosti (N-fiksirajuće biljke) i strukture zemljišta (zemljišni organizmi) |
| Primarna produkcija | Osnova lanca ishrane za sve herbivore i karnivore |
| Kruženje nutrijenata | Osnova za rast biljaka |
| Proizvodnja kiseonika | Fotosinteza |
| Obezbeđivanje staništa | Važni dugoročni efekti na diverzitet i bogatstvo vrsta |
| Polinacija | Promene u ekosistemu utiču na distribuciju, gustinu populacije i efektivnost polinatora |
| Kulturološke usluge | |
| Estetske i duhovne vrednosti | Predeone lepote, opuštanje, mir |
| Rekreacija | Šetnja, pecanje, veslanje, plivanje |
| Nauka i obrazovanje | Važno mesto naučnih istraživanja |

Isušivanje vlažnih staništa kao vekovna praksa u Evropi dostiže vrhunac tokom 20 veka, naročito tokom zadnjih 50 godina i dramatično menja izgled predela Evrope i ekološke funkcije ovih staništa. Više od 90% plavnih staništa u Evropi je nestalo, u velikoj meri fragmentisano ili je funkcionalno oštećeno (Tockner i sar., 2006; Gumiero i sar., 2013) te se danas mogu naći samo ostaci nekadašnjih velikih kompleksa vlažnih staništa. Ovi fragmenti imaju znatno smanjen stepen otpornosti na klimatske promene te su u mnogo većem procentu izloženi negativnim uticajima sredine.

Tabela 2. Gubitak vlažnih staništa u nekim Evropskim zemljama 1950-1985 (Silva i sar., 2007).

| Država | % |
|-----------|-----|
| Holandija | 55% |
| Francuska | 67% |
| Nemačka | 57% |
| Španija | 60% |
| Italija | 66% |
| Grčka | 63% |

Sa porastom populacije, plavna staništa su pod kontinuiranim pritiskom čiji je karakter nedovoljno istražen. Većina upravljačkih mera u plavnim staništima zanemaruje dugoročne efekte propisanih aktivnosti što je najčešće rezultat suprotstavljenih interesa lokalnog stanovništva, korisnika prostora i lokalnih, regionalnih i nacionalnih vlasti.

Danas se vlažna staništa štite međunarodnim pravnim aktima, pre svega Ramsarskom konvencijom, potom Direktivom o staništima kao i direktivom o pticama. Od usvajanja Direktive o pticama 1979 (79/409/EEC) i Direktive o staništima 1992. godine, donet je zakonski okvir na nivou Evropske Unije sa ciljem da se odgovori na izazove Međunarodne Konvencije o zaštiti i racionalnoj upotrebi vlažnih staništa i njihovih resursa.

Direktiva o staništima, Direktiva o pticama i Okvirna Direktiva Evropske unije o vodama (WFD Directive) glavni su akteri legislative koji osiguravaju zaštitu Evropskih vlažnih staništa. U okviru Direktive o staništima uspostavljena je i Natura 2000, ekološka mreža zaštićenih područja EU koja je važan deo političkih odluka EU o zaštiti prirode i biodiverzitetu. Mreža ima za cilj da osigura dugoročni opstanak najvrednijih i najugroženijih vrsta i staništa u Evropi. Sastoji se od Posebnih područja očuvanja (*Special Areas of Conservation - SACs*) koja su zemlje članice proglasile u skladu sa Direktivom o staništima, i Područja posebne zaštite (*Special Protection Areas - SPAs*), proglašena na osnovu Direktive o

pticama. Vlažna staništa predstavljaju značajan broj Natura 2000 područja. Mreža Natura 2000, mreža zaštićenih područja i integracija vlažnih staništa budućim upravljačkim strategijama rečnih tokova (u okviru Direktive o vodama) treba da osiguraju njihovu zaštitu i održivo korišćenje. Nestajanje prirodnih vlažnih staništa predstavlja nenadoknativ gubitak za prirodu. Pažljivo planiran menadžment plavnih staništa je neophodan uzevši u obzir njihovu osetljivost na klimatske promene i rastuće zahteve za njihovim uslugama pod globalnim promenama.

2.1.1 Plavna područja Vojvodine

U 18. veku Vojvodina je imala jednu trećinu teritorije pod plavnim staništima (Sl. 1). Tada počinje intenzivnija obrada zemljišta kada su sprovedene opsežne melioracije kao i prokopavanja kanala. Prvi veći hidromeliracioni radovi započeli su 1718. godine kopanjem kanala Begeja koji je služio za transport drvne građe i odvodnjavanje okolnog plavnog terena (Milošev, 2002; Miloradović, 2002). U prvoj polovini 19. veka rečna plavna staništa u Bačkoj zauzimala su jednu trećinu teritorije. U drugoj polovini 19. i tokom 20. veka već je znatno izmenjena hidrološka slika Vojvodine skraćivanjem rečnih korita, presecanjem meandara, prokopavanjem brojnih kanala i isušivanjem ritova. Postepenom nestajanju ritskih staništa doprinelo je podizanje odbrambenih nasipa uz Dunav i Tisu, sa ciljem širenja poljoprivrednih površina te izrade uređaja za odvodnjavanje. Ovakve aktivnosti dovele su do drastičnog gubitka vlažnih staništa u Vojvodini, u iznosu od ~ 70%. Ceo Panonski biogeografski region uključujući Vojvodinu, danas predstavlja tipično ratarsko područje sa oko 75% poljoprivredne površine (Tabela 3) (Panjković i Szabados, 2012), dok vlažna staništa čine svega ~ 1% njene teritorije.

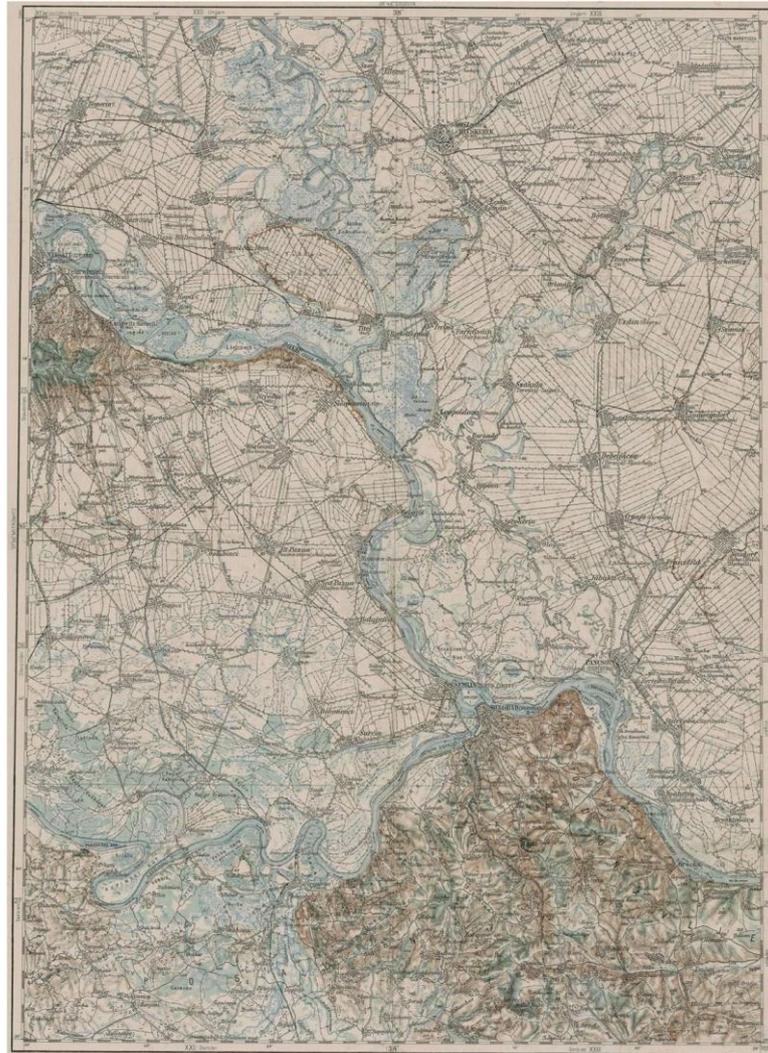
Tabela 3. Korišćenje zemljišta Panonskog regiona i Vojvodine (Panjković i Szabados, 2012)

| Region | Korišćenje zemljišta (%) | | |
|-----------|--------------------------|----------|-----------------|
| | Agrokultura | Obrađeno | Travne površine |
| Panonski | 75 | 67 | 8 |
| Vojvodina | 82.8 | 74.5 | 6.8 |

Ceo 20. vek na teritoriji Vojvodine obeležile su radikalne promene zemljišnog pokrivača, intenziviranje poljoprivredne proizvodnje koja je i danas ključni deo razvojnih strategija

regiona, poremećaj vodnog režima (podzemnih i plavnih voda), te u poslednjih 60 godina podizanje plantažnih zasada klonskih vrba i topola. Ovako usmeren regionalan razvoj ne samo da je rezultirao radikalnom redukcijom plavnih područja, već je doveo i do slabljenja rezilijencije preostalih plavnih područja, odnosno kapaciteta da se odupru negativnim sredinskim faktorima kao što su zagađenje i klimatske promene (CBD, 2006). Gubitak prirodnih vrednosti i izvorne strukture predela, podrazumeva i gubitak ekosistemskog i specijskog diverziteta te u skladu s tim osnovnih ekoloških funkcija područja.

Danas ritska staništa čine samo fragmente nekadašnjih većih kompleksa, svedene na uske pojaseve između reke i nasipa. Najveći ritski kompleksi u Bačkoj preostali su samo kod Apatina i Kovilja. Koviljsko-petrovaradinski rit i Gornje Podunavlje, zajedno sa Kopačkim ritom u Hrvatskoj, najveća su plavna područja u srednjem toku Dunava.



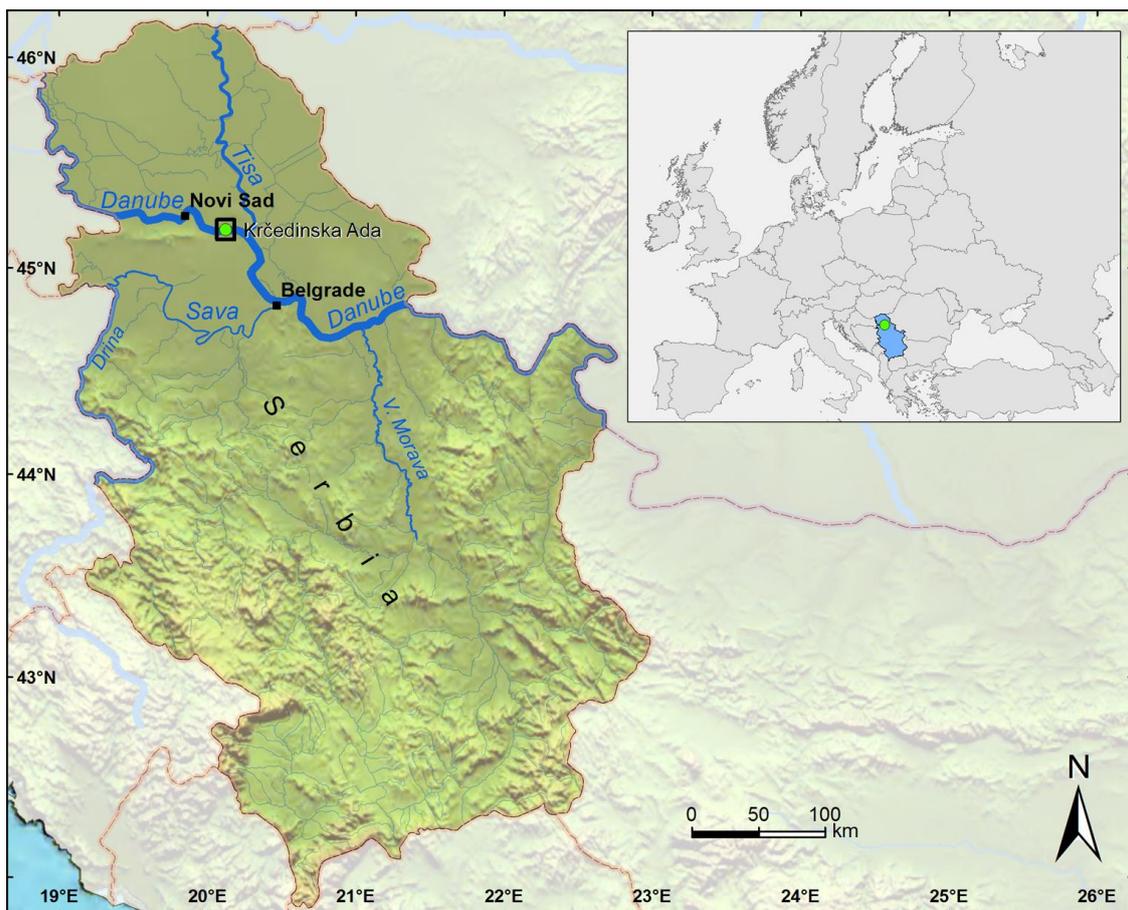
Slika 1. Mapa Vojvodine iz 1897. godine

U prvoj polovini 19.veka, tačnije 1820. godine, na teritoriji tzv. Šajkaškog bataljona (jugoistočna Bačka) koji obuhvata i Koviljski rit, 24.500 ha površine bilo je pod ritskim šumama (Milutinović, 1982). Izgradnja odbrambenih nasipa koja počinje 1868. godine na ovom području dovodi do ubrzanog smanjenja površine pod ritskim šumama. Na ovom potezu danas je preostalo oko 5000 ha ritskih šuma što znači da je oko 80% ritskih šuma uništeno, a tih 5000 ha preostalih ritskih šuma je značajno narušene strukture i sastava (Milutinović, 1982). Izgradnja odbrambenih nasipa uz Dunav i Tisu dovela je do suženja proticajnog profila reka a samim tim i povećanja oscilacija vodostaja što je uticalo i na dinamiku obnove šumskih zajednica. Povećane oscilacije vodostaja u nebranjenom delu aluvijalne ravni reke otežavaju prirodnu regeneraciju vrba i topola koje zahtevaju sveže aluvijalne nanose, i/ili imaju manju toleranciju prema oscilacijama plavnih i podzemnih voda. Povećane amplitude srednjih godišnjih i mesečnih vodostaja naročito su štetne za regeneraciju drvenastih vrsta sporog rasta kao što je hrast, brest i poljski jasen, koje preferiraju više hidrografske položaje unutar ritskog kompleksa. Drastično izmenjena struktura i sastav preostalih ritskih šuma na hidrografski nižim ili teško pristupačnim delovima ritova najvećim delom je zbog eksploatacije drvne mase. Tokom 60-ih i 70-ih godina 20. veka dolazi do ubrzanog razvoja drvoprerađivačkog sektora što ima za posledicu masovno krčenje šuma i tzv. čiste seče te podizanja zasada brzorastućih euroameričkih topola. Navedene aktivnosti uništile su gotovo sve prirodne šume topola u Koviljsko-petrovaradinskom ritu i ostavile trajne posledice na strukturu plavnih šumskih zajednica i njen vegetacijski sastav. Jedna od posledica čovekove manipulacije ovim staništima jeste i naseljavanje brojnih invazivnih biljnih vrsta koje vrlo brzo osvoje podstojni sprat sađenih šumskih kultura (Studija Zaštite, 2010). Na području Koviljsko-petrovaradinskog rita sađene su sledeće invazivne drvenaste vrste: pensilvanski jasen (*Fraxinus pennsylvanica*), jasenolisni javor (*Acer negundo*) i gledičija (*Gleditschia triacanthos*) (Parabućski, 1973), danas izuzetno rasprostranjene u gotovo svim prirodnim rezervatima Vojvodine.

2.2 Opis istraživanog područja

2.2.1 Geografski položaj

Krčedinska ada se nalazi u Severnoj Srbiji, pokrajini Vojvodina, jugoistočnoj Bačkoj odnosno severoistočnom delu Fruške gore i deo je većeg plavnog kompleksa Specijalnog rezervata prirode Koviljsko-petrovaradinski rit (Sl.2;3). Jedno je od najvećih rečnih ostrva u Dunavskom slivu Srbije sa celom površinom u plavnoj zoni Dunava na njegovom srednjem toku kroz Srbiju (rečnog km 1225-1250). Iznad južne i zapadne obale Dunava, Krčedinska ada se diže iznad Dunava i Dunavca strmim odsecima visine 1.5 do 3.0 m. Nalazi se pored naselja Kovilj i Gardinovci. Položaj Krčedinske ade određen je sledećom centralnom koordinatom: 45.183100°, 20.120967°.



Slika 2. Lokacija područja istraživanja (Krčedinska ada, Dunavsko rečno ostrvo), Severna Srbija



Slika 3. Položaj Krčedinske ade u odnosu na Koviljsko-petrovaradinski rit

2.2.2 Geomorfološke odlike područja

Krčedinska ada, kao deo KP rita smeštena je u najnižoj geomorfološkoj celini - aluvijalnoj ravni Dunava. Polukružnog je oblika sa 4.5 km dugom obalom koja izlazi na Dunav i 10.2 km dugim meandrom koji okružuje ostrvo. Ukupna površina ostrva iznosi 878 ha i varira u zavisnosti od nivoa Dunava. Površina ade ispresecana je izduženim lučnim depresijama koje su odvojene višim gredama. Depresije su poreklom od rečnih rukavaca uglavnom zasutih Dunavskim nanosom tokom plavljenja koji ih tako oplićuje. Većina depresija je suva tokom većeg dela godine, izuzev retkih kao što je bara Zatonja koja je tokom cele godine ispunjena vodom. Plavljenje uzrokuje taloženje mulja, peska, biljnih ostataka i drugih rečnih nanosa u rukavcima i barama te obogaćuje zemljište hranjivim materijama, a ujedno sprečava pedogenetske procese zemljišta. Usled čestog plavljenja ade te samim tim i fluvijalno-erozivnih i akumulativnih procesa, Krčedinsku adu karakteriše akumulativni oblik mikroreljefa (Ćurčić, 2007). Južna i zapadna obala ade ima strme odseke visoke 1.5 do 3.0m. Nadmorska visina Krčedinske ade kreće se od 72.9 do 77.3m, sa srednjom vrednosti 75.5m, što znači da je visinska razlika između viših i nižih reljefnih oblika nešto više od 4m.

Prema Bogdanoviću i Bugarskom (2007), Krčedinska ada je formirana tokom mlađeg holocena odnosno subatlanskog klimatskog perioda (600. godine p.n.e. - 1450. godine n.e.) kada je u proširenoj dolinskoj ravni vršena akumulacija fluvijalnog peska i mulja u inundacionu ravan Dunava.

Po inundacionoj ravni ispunjenoj mekim sedimentima Dunav je usled sporog toka formirao brojne meandre napuštajući delove svog korita. U geološkom pogledu, cela aluvijalna ravan je nasuta muljem i recentim peskom nataloženim prilikom izlivanja i oticanja Dunava.

Vodostaj Dunava znantno utiče na površinu Krčedinske ade. Kada je vodostaj Dunava nizak (vodostaj kod Novog Sada oko 300cm) poplavljeni su najniži delovi područja. Pri srednjem vodostaju, koji je i najčešći (oko 400cm), veliki deo ade, naročito istočni deo, biva poplavljen (sve niske grede). Kod visokog vodostaja (500 - 600cm) celo područje Krčedinske ade je pod vodom. Tokom perioda od 1962-2013. godine (51 godina) ostrvo je bilo potpuno poplavljeno ukupno 23 puta. Do povlačenja vode sa ade najčešće dolazi tokom jula i avgusta kada u barama i rukavcima ostane određena količina vode koja se delom procedi kroz podlogu a delom ispari.

Pedološki, cela aluvijalna ravan je nataložena peskom i muljem akumuliranim tokom rečnog izlivanja i poplava što konstantno menja mikroreljef ostrva. Redovno plavljenje, nanos materijala i ispiranje onemogućavaju pedogenetske procese. S obzirom da se voda različito zadržava na različitim mestima ade javljaju se i različiti varijeteti aluvijuma, delom uslovljeni i različitom brzinom proticanja vode i različitom količinom nadolazeće vode. Varijacija mehaničkih svojstava aluvijuma ispoljava se u fizičkim i vodnovazдушnim osobinama zemljišta. Po teksturnoj klasi izdvajaju se sledeće teksturne klase: ilovasti sitni pesak, sitnopeskovita ilovača, glinovita ilovača i ilovača. U blizini rečne obale i na višim terenima zemljište sadrži veće količine peska, udaljavajući se od obale, kao i na nižim terenima, procenat peska opada i pojavljuje se ilovača i glinovita ilovača. Stabilniji aluvijum nalazi se na severnijem delu ostrva na višim gredama, gde je proces zasipanja i odnošenja rečnog materijala minimalan. Ni ovaj stabilniji aluvijum nema izraženu strukturu. Zemljište na Krčedinskoj adi je jače karbonatno a reakcija zemljišta slabo alkalna.

2.2.3 Biodiverzitet Krčedinske ade

Stanišna, funkcionalna i biodiverzitetna vrednost celokupnog područja Koviljsko-petrovaradinskog rita, prepoznata je od strane međunarodne zajednice i relevantnih nacionalnih institucija. Područje je 1998. godine stavljeno pod nacionalnu zaštitu kao Specijalni Rezervat prirode; I kategorija - zaštićeno područje međunarodnog, nacionalnog, odnosno izuzetnog značaja. SRP „Koviljsko-petrovaradinski rit“ uvršten je u spisak zaštićenih područja zavisnih od vode i značajnih za basen Dunava. Koviljsko-petrovaradinski rit ima i

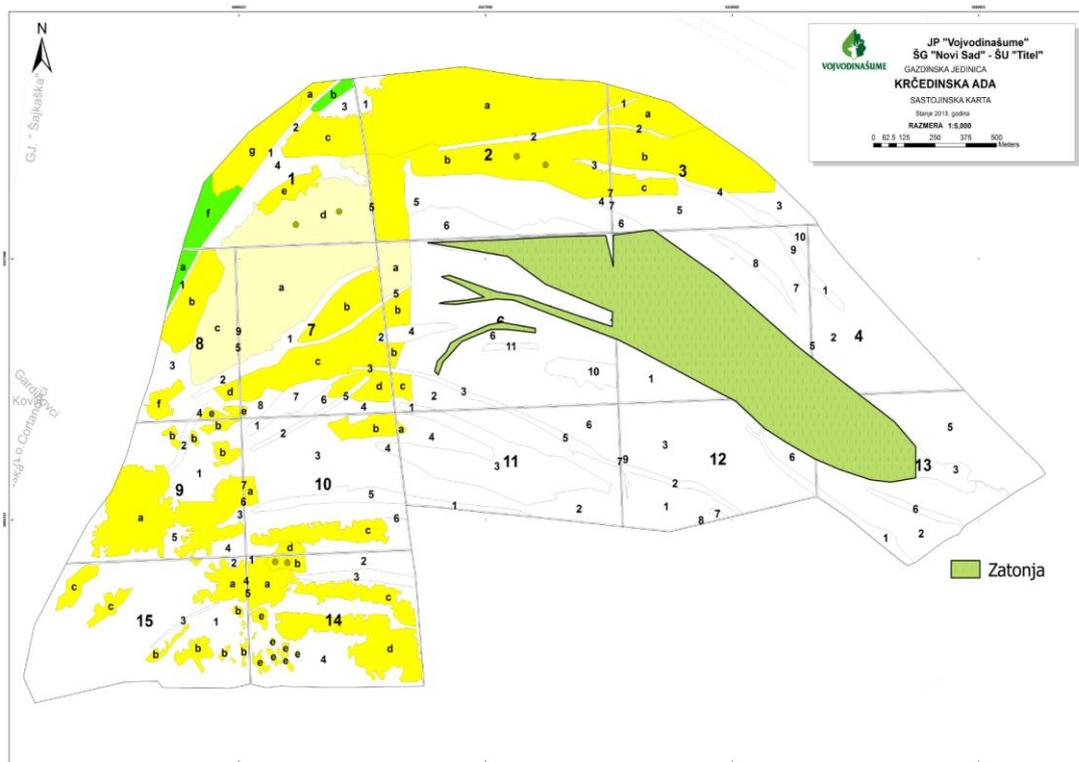
međunarodni status područja od izuzetnog značaja za ptice Evrope (IBA) i značajnog područja za biljke (IPA). Nalazi se i na spisku vlažnih područja od međunarodnog značaja po Ramsarskoj Konvenciji kao i u Mreži zaštićenih područja na Dunavu (*Danube Network Protected Areas*), kao jedno od pet zaštićenih područja koje ima veličinu veću od 1000 ha.

Iako su prirodne vrednosti Krčedinske ade prepoznate tokom ranijih terenskih istraživanja, sama ada je uključena u granice rezervata tek 2012. godine. Ovo bi mogao biti i razlog naučnog zapostavljanja područja. Na ostrvu nisu rađene studije o vegetacijskim obrascima, populacijama, produkciji i sastavu biljnih vrsta. Smatra se područjem od posebnog značaja kao migratorna stanica barskih ptica i kao hranilište tokom reproduktivnog perioda dok su reprezentativna vlažna staništa Krčedinske ade, naročito staništa muljevitih obala sa raznorotkom, i pored antropogenog uticaja, prirodna retkost međunarodnog značaja. Neke od najznačajnijih vrsta ptica zabeleženih na adi su mali vranac (*Phalacrocorax pygmeus*), crna roda (*Ciconia nigra*), velika bela čaplja (*Casmerodius albus*), kašičar (*Platalea leucorodia*), orao belorepan (*Haliaeetus albicilla*), zelenonogi sprudnik (*Tringa nebularia*) i siva muharica (*Muscicapa striata*). Za ove vrste bara Zatonja je naročito značajan lokalitet iako su i druge bare i vlažne livade kao i vrbaci važna staništa ptica (Sl. 4).

Vegetacija područja se sastoji od nekoliko tipova. Dominiraju trave sa mozaično razbacanim žbunovitim i šumskim fragmentima, stvarajući mozaik različitih sukcesivnih faza. Dinamičnost biljnih zajednica uslovljena je sredinskim faktorima, hidrološkim uslovima, variranjem mikroteljefta i korišćenjem zemljišta. Veliki deo ostrva (150 ha) je pod zasadom topola (*Populus x euramericana*) koje pokrivaju gotovo 20% ostrva (Studija Zaštite, 2010). Većinu otvorenih staništa čine sekundarne livade nastale sečom plavnih šuma koje su potom održavane ispašom. Komercijalno stočarstvo se praktikuje više od 100 godina što je dovelo do formiranja mozaika travnih i šumskih fragmenata. Podstojni sprat šumskih kultura je pod invazijom bagremca (*Amorpha fruticosa*), pensilvanskog jasena (*Fraxinus pennsylvanica*) i američkog javora (*Acer negundo*), vrsta koje preferiraju plavljenje i narušenu prirodnu ravnotežu (Rejmánek i sar., 2005) kao i šumske seče.

Najveću florističku vrednost Krčedinske ade predstavlja vegetacija klase *Isoëto-Nanojuncetea* Br.-Bl. & Tx. 1943, koja obuhvata efemerne zajednice na povremeno plavljenim lokalitetima. Na Krčedinskoj adi, edifikator ove klase je raznorotka (*Marsilea quadrifolia*) koja se za vreme niskih letnjih voda javlja u većim grupama u muljevitim depresijama centralnog dela ade. Bara Zatonja beleži najveću brojnost ove vrste na adi a ujedno se smatra i najvećom površinom sa raznorotkom u Srbiji (Sl.4; 5). Raznorotka je strogo zaštićena i retka vrsta u Srbiji, ograničena na vlažna staništa. U Evropi je proglašena

ugroženom u 21-oj zemlji (Estrelles i sar., 2001). Zaštićena je Bernskom konvencijom, Direktivom o staništima (92/43/EEC, Annex II) i mrežom Natura 2000 što Krčedinsku adu čini i međunarodno važnim staništem. Na području Vojvodine pored Krčedinske ade, raznorotka se nalazi u manjim populacijama i na području Obedske bare i Mužljanskog rita (Vukićević, 1992), a prema usmenom saopštenju Pokrajinskog Zavoda za zaštitu prirode nađena je i u Bosutskim šumama.



Slika 4. Lokalitet bare Zatonja na Krčedinskoj adi

Osnovna konzervacijska mera koja osigurava održavanje brojnosti i vitalnosti populacije *M. quadrifolia* je održavanje i očuvanje njenog prirodnog staništa tj. vlažnih livada, za šta je prisustvo stoke na Krčedinskoj adi od ključnog značaja s obzirom da pašarenje sprečava obrastanje otvorenih staništa. Raznorotka se na adi nalazi samostalno obrastajući oplićene muljevite depresije i blatišta, dok se u zajednici sa igličastom zukvom (*Eleocharis acicularis*) nalazi na obalama rukavaca gde je pojačana akumulacija rečnog nanosa. U zajednici za močvarnom zukvom (*Eleocharis palustris*) javlja se nakon povlačenja vode. Prema podacima iz 1971. godine (Babić, 1971), *M. quadrifolia* nalazila se na 7

lokaliteta u Koviljskom ritu a tokom istraživanja Pokrajinskog Zavoda za zaštitu prirode 2009. godine, *M. quadrifolia* nađena je samo na području Krčedinske ade i to u većem broju u plitkim depresijama koje presušuju, kao što je bara Zatonja, Simica, Tarabića mlaka i bara Barka (Studija Zaštite, 2010). Najverovatnije su razlozi njenog nestanka sa ostalih lokaliteta u Koviljskom ritu gubitak staništa usled podizanja plantažnih zasada, obrastanje otvorenih staništa i širenje invazivnih biljnih vrsta.



Slika 5. Raznorotka (*Marsilea quadrifolia*) na Krčedinskoj adi, lokalitet bara Zatonja

Od retkih biljnih vrsta na području Krčedinske ade nalazi se vodena mahovina (*Ricciocarpus natans*) prisutna samo na adi u celom rezervatu, kao i retke vrste voduška (*Limosella aquatica*) i zuka trostrana (*Scirpus triqueter*), nađene uz obalske delove duž Gardinovačkog Limana. Po većim depresijama i na rubovima bara koje presušuju u većem broju javlja se idirot (*Acorus calamus*). Šibljaci crnog gloga (*Crataegus nigra*) zauzimaju velike površine ade na višim gredama kao i na čistinama šuma. Šibljaci gloga vrlo brzo osvajaju otvoren prostor i čine prelaznu formu vegetacije ka šumskim zajednicama. Seča plantaža rezultuje sa otvaranjem novih područja odnosno stvaranjem praznih niša što pogoduje *Q.nigra* koji brzo osvaja prazan prostor. U masovnom broju na području ade nađena

je invazivna vrsta barska kuga (*Elodea nuttallii*), zatrpavajući manje bare i depresije u kontaktu sa vodom (Studija Zaštite, 2010).

Tabela 4. Šumske sastojine Krčedinske ade (Studija Zaštite, 2010)

| Vrsta šumskog zelenila | Površina šuma (ha) |
|-----------------------------------|--------------------|
| Šume bele vrbe | 0.00 |
| Šume crne i bele topole | 0.00 |
| Šume hrasta lužnjaka | 0.00 |
| Kulture bele vrbe | 4.42 |
| Devastirane kulture vrba i topola | 17.30 |
| Kulture hibridnih topola | 152.20 |
| Sastojine invazivnih vrsta | 0.00 |
| Ukupno | 173.92 |

Od nativnih drvenastih i žbunastih vrsta na području Krčedinske ade nalaze se sledeće vrste: bela topola (*Populus alba*), bela vrba (*Salix alba*), siva vrba (*Salix cinerea*), krta vrba (*Salix fragilis*), vrba rakita (*Salix purpurea*), poljski brest (*Ulmus minor*), divlja ruža (*Rosa canina*), beli dud (*Morus alba*), crni glog (*Crataegus nigra*) i divlja kupina (*Rubus caesius*) (Studija Zaštite, 2010). Ove vrste su različito tolerantne prema plavljenju. *Salix alba* ima najširu ekološku amplitudu podnoseći plavljenje koje dostiže 50-300 cm. *Populus alba* ima usku ekološku amplitudu u odnosu na poplavu ne podnoseći poplavu veću od 120 cm. Sve žbunaste vrste sa izuzetkom *Salix purpurea* su osetljive na poplavu. *Salix purpurea* podnosi plavljenje i do 260 cm. Vrsta *Rubus caesius* nije adaptirana na plavljenje veće od 180 cm, *Crataegus nigra* od 140 cm, *Ulmus minor* veće od 60 cm, a *Rosa canina* veće od 40 cm (Parabućki, 1972).

2.2.4 Vegetacijske sukcesije na Krčedinskoj adi uslovljene hidrološkim prilikama

Prema Parabućki (1972), na obalama rukavaca sa peskovito-ilovastom podlogom nalaze se fitocenoze adaptirane na dinamiku plavljenja, ass. *Dichostyleto-Ginaphalietum uliginosi* i ass. *Marsilio-Heleocharietum palustris* (Babić, 1971). Biljke iz ovih asocijacija se razvijaju u leto nakon povlačenja poplavnih voda i nestajanja vode poniranjem i isparavanjem. Isušivanjem plitkih obodnih delova bara javlja se ass. *Marsilio-Heleocharietum palustris* a kako se isušuju dublji delovi razvija se i ass. *Dichostyleto-Ginaphalietum*

uliginosi. Na njih se nadovezuju biljke iz asocijacije *Agrostideto-Polygonetum hydropiperi*. Na višem terenu gde se ranije povlače plavne vode biljke iz asocijacije *Agrostideto-Polygonetum hydropiperi* zamenjuju biljke iz asocijacije *Marsilieto-Heleocharetum palustris*.

Biljke iz asocijacije *Bidenteto-Potentilletum anserinae* se razvijaju na višim obalama rukavaca sa ilovasto-peskovitim podlogom i manjom količinom rečnog nanosa, gde je visina plavne vode niža i ranije se povlači, samim tim zemljište se ranije isušuje, a podzemne vode leže dublje. Kako se izdiže zemljište na ovu fitocenozu se nadovezuju biljke iz asocijacije *Agrostideto-Polygonetum hydropiperi*.

Na staništu biljaka iz asocijacije *Bidenteto-Potentilletum anserinae* bujno se razvija podmladak bele vrbe. Sa vremenom, kako se izdiže zemljište na ovim mestima se razvijaju mlade šume pa potom visoke šume bele vrbe sa pojedinačnim stablima crne topole.

Na obalama rukavaca sa peskovitim nanosima razvijaju se biljke iz asocijacije *Heleocharetum acicularis* a potom sa isušivanjem zemljišta i biljke iz asocijacije *Bidenteto-Potentilletum anserinae*, i mladice vrba (*Salix alba*, *Salix purpurea*, *Salix triandra*). Sa zadržavanjem muljevitog nanosa razvijaju se šume bele vrbe, dok *S.triandra* iščezava a *S.purpurea* se zadržava samo na mestima sa dovoljno svetlosti. U daljem toku sukcesije na obalama rukavaca sa peskovitim podlogom razvijaju se visoke šume *S.alba* sa prizemnim slojem od biljaka iz asocijacije *Heleocharetum acicularis*. U slučaju muljevitog nanosa pored peska, razvijaju se i biljke iz asocijacije *Bidenteto-Potentilletum anserinae*.

Livadska zajednica razvija se na peskovitom i ilovastom zemljištu greda i nadovezuje se na ass. *Bidenteto-Potentilletum anserinae*. U vlažnijim livadskim sastojinama razvijaju se mladice *Salix alba* i *Populus alba* koje bi se u progresivnoj sukcesiji (bez prisustva biljojeda) razvile u visoke vrbove šume i niske šume bele topole. Podmladak topola i bresta razvija se u suvljim livadskim sastojinama subass. *trifolietosum repentis*. Bez prisustva biljojeda, u prirodnoj progradaciji ove sastojine, livade prelaze u visoke topolove i brestove šume.

Na mineralno-močvarnim zemljištima gde se bare oplićuju i zemljište izdiže pod uticajem biljnog detritusa i manjih količina peska i mulja od plavnih voda razvija se akvatična i semiakvatična vegetacija. Akvatične fitocenoze razvijaju se u manjem broju rukavaca koji zadržavaju vodu preko cele godine. Na njih se u nekim rukavcima i barama nadovezuje pojas biljaka iz asocijacije *Acoreto-Glycerietum*. Na pojas tršćaka se prema kopnu nadovezuju biljke iz asocijacije *Carietum elatae*. Pojas trske (ass. *Scirpeto-Phragmitetum*) i biljke iz asocijacije *Carietum elatae* su često mesta gde prodiru jedinke bele vrbe koje vremenom prelaze u niske šume "metlastog" izgleda sa daljom sukcesijom u pravcu nastajanja vrbovih

šuma. Na obalama Dunava i novoizdignutim odsecima pri niskom vodostaju dolazi do uspostavljanja mladih vrba *S. alba*, *S. triandra* (Parabučki, 1972).

2.2.5 Antropogeno izmenjene zajednice na Krčedinskoj adi

Usled blizine seoskih naselja Kovilj i Gardinovci šume rita intenzivno su iskorištavane od 18. veka. Razvojem okolnih naselja i razvojem stočarstva, iskrčeni su viši delovi šuma plavnih površina i na njima formirani trajni pašnjaci. S obzirom da Krčedinska ada nema suvozemnu vezu sa obalom, lokalno stanovništvo je ovde pronašlo dobro rešenje za stočarsko uporište (Sl. 6). Istorijски dokumenti potvrđuju pojavljivanje prvih zemljoradničkih zajednica koje su naseljavale uzvišenja u blizini reka na području Vojvodine pre 5500 godina (Medović, 2001) što je dovelo do postepenog smanjenja površine plavnih šuma. Prema usmenom predanju meštana, na Krčedinskoj adi, stočarstvo je prisutno više od 100 godina.



Slika 6. Livada pod ispašom, Krčedinska ada

Trenutno su zastupljene sledeće vrste životinja: konji, magarci, krave, ovce, mangulice, podolska goveda i svinje. Krave, magarci, ovce, konji i svinje čine glavnicu zastupljene stoke sa ukupnim brojem od 2270 glava (2013 godina). Većina stoke na ostrvu provede 6-8 meseci (180 dana ha⁻¹godina⁻¹), dok konji tokom sušnih godina borave na ostrvu tokom cele godine. Većinu vremena stoka se koncentriše duž rečnog oboda, ne udaljavajući se od izvora vode gde je gaženje i ispaša visokog intenziteta rezultirala razvojem sekundarnih livada i regresivnim fazama sukcesije sa daljom degradacijom (Sl.7).



Slika 7. Degradacija vegetacije uzrokovana prekomernom ispašom i gaženjem

Čiste seče i podizanje plantažnih zasada topola, iako u manjoj meri nego u ostalim delovima rezervata, uveliko su izmenili izgled predela sa trajnim posledicama na strukturu staništa i životne zajednice područja. Na Krčedinskoj adi preostalo je manje od 2% prirodnih šuma. Kao rezultat šumarske prakse, područje celog rezervata i Krčedinske ade naselile su invazivne biljne vrste - bagremac (*Amorpha fruticosa*), pensilvanski jasen (*Fraxinus pennsylvanica*) i jasenolisni javor (*Acer negundo*) koje su lako osvojile prazan prostor nakon čistih seča i kojima pogoduju ekološki labilni uslovi zasada kao što je veća osvetljenost i veći sadržaj organske materija (Rejmánek i sar., 2005). Svojim kompetitivnim strategijama, pre svega gustim sklopom krošnji i superiornom reproduktivnom sposobnošću, onemogućavaju

obnovu i razvoj autohtonih vrsta drveća što je trajno poremetilo floristički sastav šumskih sastojina unutar rezervata.

Parabućski (1973) je izdvojila tri tipa antropogenih šumskih zajednica u Koviljskom ritu koje nalazimo i na Krčedinskoj adi: degradirane šume, krčevine i šumske kulture. Savremena nauka šumske plantaže i kulture klasifikuje kao poljoprivredne površine i to "heterogene poljoprivredne površine" kako je i prema CORINE međunarodnoj klasifikaciji staništa. Kod prostorno oštećenih plavnih staništa, najpre redukcijom površine a potom i nizom ljudskih intervencija, prirodan prostorni raspored vegetacije je poremećen te je gotovo trajno izmenjena prirodna struktura i funkcionalnost staništa a samim tim i sastav i brojnost vrsta. Krčevine se javljaju nakon čistih seča i prelazni su stadijum vegetacije sa znatno izmenjenim sastavom u odnosu na matičnu sastojinu. S obzirom da čiste seče ostavljaju prazan prostor usled povećanog svetlosnog intenziteta i porasta količine nitrata u podlozi (usled razlaganja veće količine organskih materija od ostataka nakon seče) stanište krčevina osvajaju nitrofilne i ruderalne vrste kao što su *Urtica dioica*, *Conyza canadensis*, *Erigeron annuus*, *Aster lanceolatus*, *Solidago gigantea* subsp. *serotina*, *Xanthium strumarium* agg., *Chenopodium polyspermum*, *Chenopodium album* agg., *Ballota nigra*, *Datura stramonium*, *Rubus caesius*, *Bidens tripartitus*, *Sambucus ebulus*, *Calamagrostis epigejos*. Tip staništa i način korišćenja zemljišta određuju u kom pravcu će se vegetacija krčevina dalje razvijati.

Kao rezultat seča starih šuma bele vrbe, delom i za potrebe pašarenja, formirali su se različiti degradacioni stadijumi pa se tako žbunasta vegetacija kao degradacioni stadijum u formi šibljacka nalazi na velikoj površini ade. Edifikatorske vrste ove sastojine su crni glog (*Crataegus nigra*) i divlja kupina (*Rubus caesius*) te bagremac (*Amorpha fruticosa*) kao prateća vrsta. Ova sekundarna sastojina je bez sprata drveća i sa pojedinačnim stablima bele vrbe (*Salix alba*) što jasno ukazuje na njeno poreklo. Njeno održavanje omogućava periodično pašarenje koje sprečava progradaciju vegetacije.

Na granici sa močvarnom vegetacijom nalazi se zajednica sa divljom kupinom (*Rubus caesius*) i trskom (*Phragmites communis*) kao regresivni stadijum. Zajednica rakite (Ass: *Salicetum purpureae* Wend. Zel. 1952) čiji je osnovni edifikator *Salix purpurea*, kao degradacioni stadijum na niskim gredama pored rukavaca je bez sprata drveća ili sa pojedinačnim stablima bele vrbe i siromašnim zeljastim pokrivačem (Parabućski, 1973).

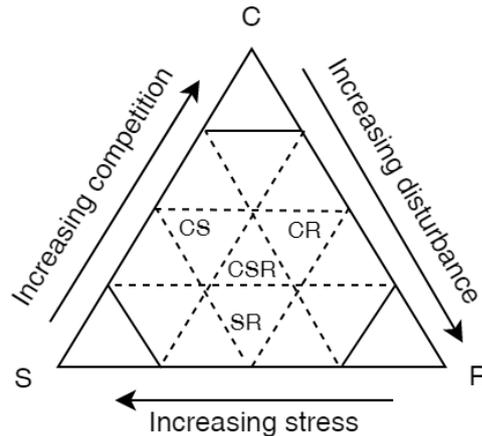
2.3 CSR kategorizacija biljnih vrsta

Pomoću funkcionalnih osobina biljnih vrsta moguće je sagledati ključne procese koji iniciraju vegetacijske smene te predvideti odgovor ekosistema na sredinske promene uzrokovane ljudskim ili prirodnim faktorima. Uzevši u obzir da taksonomski udaljene vrste ispoljavaju slične ekološke odgovore na sredinske promene, vegetacija se klasifikuje prema funkcionalnim osobinama, zanemarujući taksonomsku klasifikaciju. Biljne vrste i funkcionalni tipova biljaka važni su upravljači ekosistemskih procesa i funkcija (Box, 1995; Lavorel i Garnier, 2002; Prevosto i sar., 2011). Različite funkcionalne osobine biljkama omogućavaju da kolonizuju određeno stanište i održe populaciju unutar tog staništa (Violle i sar., 2007). Upravo različite funkcionalne osobine izgrađuju različite ekološke strategije kod biljaka i predstavljaju odraz evolucije i adaptacije biljaka na različite uslove sredine (Grime 1977; Westoby i sar., 2002). Prema Grime-u i sar. (1988) strategija podrazumeva grupisanje sličnih ili analognih genetskih karakteristika koje se obimno javljaju među vrstama i populacijama i čine da one ispoljavaju sličnu ekologiju.

CSR (competitiveness, stress, ruderality) model biljnih strategija koristi se kao osnova za klasifikaciju funkcionalnih tipova biljaka i predviđanje strukturnih promena biljnih zajednica duž sredinskih gradijenata (Grime, 1974; 1979). Diverzitet CSR strategija je u bliskoj vezi sa ekološkim sukcesijama koje započinju kolonizacijom nekog staništa sa krajnjim stadijumom uspostavljanja stabilne populacije (Clements, 1916). Prema Grime-ovom CSR modelu, koji je prihvaćen kao siguran pristup klasifikaciji biljaka prema njihovim funkcionalnim osobinama, biljke kao adaptivan odgovor na uslove sredine, ulažu resurse u (1) kompetitivne sposobnosti, (2) sposobnosti tolerancije stresa i (3) sposobnosti preživljavanja disturbance (Grime, 1974; 1979). Strategije biljaka se znatno razlikuju u različitim fazama sukcesije (Ecke i Rydin, 2000; Prevosto i sar., 2011) te se pravac sukcesije objašnjava koristeći podelu biljaka na C biljke (kompetitivne vrste), S biljke (stres tolerantne) i R biljke (ruderalne biljke). Grime-ov CSR model je predstavljen trouglom sa tri ekstremne mogućnosti (C, S i R) u uglovima trougla (Sl.8). Svaka biljna vrsta se može pozicionirati u nekoj tački unutar trougla u zavisnosti od strategije kojom raspolaže.

Varijacija u funkcionalnim odgovorima biljaka može se predvideti i objasniti razlikama u intenzitetu stresa i disturbance na određenom području. Stres je definisan kao spoljni faktor koji ograničava brzinu produkcije biomase svih ili određenih delova vegetacije (Grime, 2001) i obuhvata sve sredinske faktore koji deluju negativno na biljnu produkciju

(nedostatak svetlosti, hranjivih materija, vode, temperaturne oscilacije..). Gradijent povećanja stresa prati i smanjenje primarne produkcije. Disturbanca je definisana kao delimično ili potpuno uništenje biomase biljke pa tako disturbanca može biti suša, ispaša, erozija, patogeni, čovekove aktivnosti, vetrolomi, mraz, erozija, požar (Grime, 2001). Dakle, u osnovi CSR kategorizacije, nalaze se stres i disturbanca kao dve osnovne grupe sredinskih faktora (Sl.8) koji utiču na vitalnost biljke odnosno ograničavaju biomasu biljke u bilo kom staništu.



Slika 8. CSR klasifikacija funkcionalnih tipova biljaka (preuzeto iz Grime, 1979)

U zavisnosti od sredinskih faktora (3 od 4 moguće permutacije sredinskih ekstrema), biljne vrste ispoljavaju različite osobine: kompetitivnost, toleranciju na stres i ruderalnost. Kompetitivnost Grime definiše kao tendenciju biljaka da koriste istu količinu svetlosti, hranjivih resursa, vode i prostora (Grime, 1977). R biljke ili R-strategisti se na određenom području nalaze u uslovima niskog stresa i visoke disturbance, kompetitivne biljke, C biljke ili C-strategisti u uslovima niskog stresa i niske disturbance dok se stres tolerantne biljke, S biljke ili S-strategisti javljaju se u uslovima visokog stresa i niske disturbance.

Glavne odlike ruderalnih biljaka (R strategija)

Ruderalne biljke su vrste sa fenologijama adaptiranim na iskorištavanje privremeno povoljnih uslova. One obično prve kolonizuju staništa pod disturbancom, imaju kratak životni ciklus (jednogodišnje ili kratkoživeće višegodišnje) i sposobnost brzog širenja. Odlikuju se visokom stopom produkcije suve mase, koja im omogućava brzo završavanje životnog ciklusa i maksimizira produkciju semena. Kod R biljaka veliki deo fotosintetskih produkata je

usmeren ka produkciji semena koja se pod disturbancom odvija na račun redukovanog vegetativnog razvoja. Jedna od reproduktivnih odlika mnogih ruderalnih biljaka, naročito poljskih korova, je sposobnost semena da preživi dug period pod zemljom, i ukoliko su klimatski uslovi povoljni, sposobnost brzog klijanja nakon što disturbanca ili izloži seme dnevnoj svetlosti ili dnevnim temperaturnim oscilacijama, nakon uklanjanja zaštitnog pokrova od listova i lisnog otpada. Dakle, pod uslovima visoke disturbance, prirodna selekcija rezultovala je biljnim vrstama kratkog životnog ciklusa sa velikom proizvodnjom semena (Grime, 1977).

Glavne odlike C biljaka (C strategija)

Kompetitivnost biljnih vrsta je određena merljivim genetskim karakteristikama koje omogućavaju biljkama potpunu dominaciju staništem na kojem je disturbance odsutna ili prisutna u manjoj meri (Grime, 1977), a svode se na maksimizaciju usvajanja resursa. Karakteristične osobine C biljaka su brz rast i velika fenotipska plastičnost, povećanje lisne površine u uslovima sene, povećanje odnosa koren:izdanak u uslovima smanjenih mineralnih resursa, bujan rast, gusta krošnja sa puno lisne mase, ekstenzivan podzemni i nadzemni lateralni rast, velika količina visoko razgrađivog lisnog otpada.

Kod C biljaka, prirodna selekcija je rezultovala kompetitivnim sposobnostima u pravcu maksimizacije vegetativnog rasta. C biljke se odlikuju velikom morfološkom varijabilnošću (višegodišnje zeljaste, žbunaste, drvenaste vrste).

Glavne odlike S biljaka (S strategija)

Stres tolerantne biljke su dobro adaptirane na ekstremne sredinske uslove zbog dugog životnog veka i dobro razvijenog korenovog sistema. Odlikuju se sporim rastom, sporo usvajaju hranjive materije i vodu, imaju malu fenotipsku plastičnost i niz mehanizama koji im omogućavaju da brzo iskoriste privremeno povoljne uslove (celogodišnje prisustvo listova, brzo otvaranje stoma kod sklerofita i sciofita, brzo klijanje korena sukulenata). S biljke su obično nejestive ili su male palatabilnosti što je i logično s obzirom da se odlikuju niskom stopom rasta pa bi se samim tim sporo i dugo oporavljale od defolijacije. Kada je reč o životnoj formi, S biljke se odlikuju velikim morfološkim diverzitetom (zeljaste, žbunaste, drvenaste).

Takođe, kod njih je karakteristično da faza uspostavljanja na nekom staništu duže traje pa bi izdanci, u slučaju predatorstva, podlegli potpunom oštećenju.

Pod uslovima visokog stresa, prirodna selekcija rezultovala je adaptacijama koje omogućavaju biljkama da istraju u uslovima kontinuiranog stresa pa s tim u vezi redukovan rast i nizak reproduktivni potencijal. Grime (1977) prikazuje genetske karakteristike R, S i C biljaka te kao ključnu razliku između genetskih karakteristika navodi formu i trajanje fenotipskog odgovora na stres. Visok stres i visoka disturbanca ne podržavaju život biljaka s obzirom da na staništima sa visokom disturbancom istovremeno postojanje i visokog stresa sprečava potencijalnu regeneraciju i ponovno uspostavljanje vegetacije.

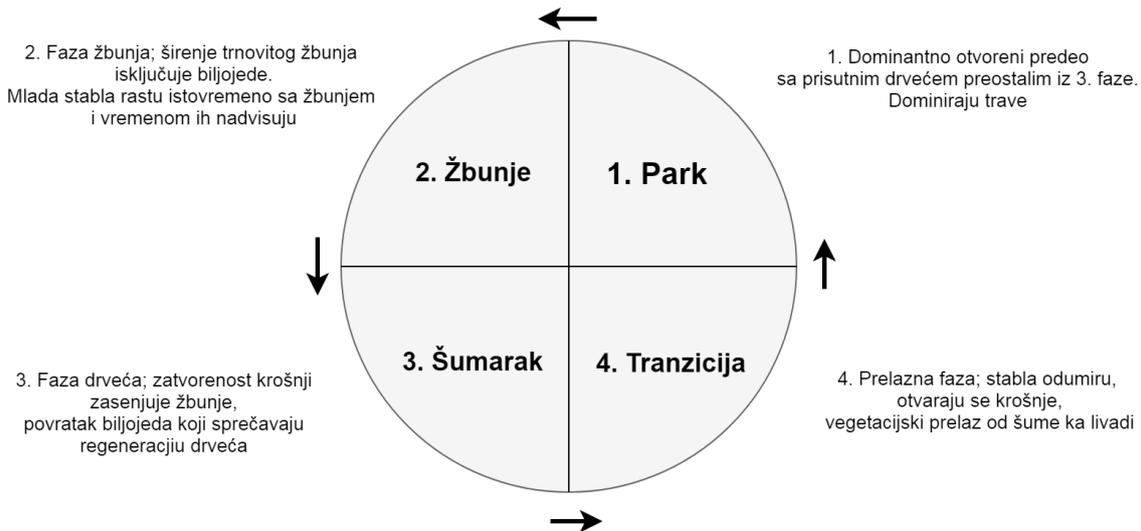
C, S i R strategisti su ekstremi s obzirom da genotipovi većine biljaka predstavljaju kompromise između konfliktnih selektivnih pritisaka rezultujući sa različitim međutipovima (CR, CS, CSR, SR, RS) uslovljenim različitim kombinacijama stresa i disturbance. "CSR potpis" biljnih vrsta je korisna osnova za sagledavanje vegetacijskih obrazaca i sredinskih gradijenata (Hunt i sar., 2004) odnosno za konceptualno predstavljanje dinamike biljnih zajednica (Wolfe i Dear, 2001). CSR teorija je najuticajnija i najsveobuhvatnija teorija u ekologiji biljnih zajednica i objašnjavanju vegetacijskih sukcesija (Grime, 1987; Tilman, 1990; Rydin i Borgegard, 1991). Funkcionalne karakteristike za mnoge Evropske vrste dostupne su preko online baza kao što je BioFlor i Try (www.bioflor.de; www.try-db.org). U ovom radu, CSR model daje svoj doprinos objašnjavanju uloge biljnih strategija u strukturisanju i smeni biljnih zajednica.

2.4 Teorija Fransa Vere, "šumo-pašnjaci Evrope"

Šumo pašnjak je mozaično stanište parkovske strukture za koje je karakteristično prisustvo starog drveća i prisustvo velikih biljojeda odnosno sistematične ispaše (Rackham, 2004). Svojom teorijom o „šumo-pašnjacima Evrope“ Frans Vera (Vera, 2000) suprostavlja se klasičnom, generalno prihvaćenom, tzv. "tradicionalnom" zatvorenom modelu, koji se zasniva na tezi da su nizijski krajevi Evrope na području umereno-kontinentalne klime u prošlosti bili pokriveni listopadnom šumom zatvorenog gustog sklopa - tzv. klimaks zajednica (Ellenberg, 1982; Bradshaw i Mitchell, 1999; Yalden, 1999; Pott, 2000). Klasična teorija podržana je primerima progradacije napuštenih pašnjaka u šume i polenskim nalazima iz Centralne i Severo-zapadne Evrope koji ukazuju na to da su nizijski krajevi sa bogatim zemljištem bili uglavnom pokriveni gustom šumskom vegetacijom tokom Holocena i

prethodnih interglacijala. Suprotno ovom stanovištu, Frans Vera iznosi teoriju „šumo-pašnjaka“, prema kojoj je područje umerene Evrope u prošlosti bilo pokriveno mozaikom vegetacijskih struktura tj. trava, žbunja, solitarnih drveća i grupe drveća, koji su formirali jedan polu-otvoren tzv. parkovski predeo (Vera, 2000). Prema Veri (2000), prvobitno formiranje ovih predela je uzrokovano i održavano napasanjem od strane velikih divljih biljojeda koji su bili ključna pokretačka sila ciklične vegetacijske smene: trave - žbunje - šuma - trave. U ovom slučaju divlji biljojedi su ekosistemski ”inženjeri” ovog tipa staništa. Predstavnici divljih biljojeda koji su u velikom broju bili zastupljeni u prošlosti u Evropi su tur ili domaće govedo (*Bos primigenius*), divlji konj (*Equus przewalski gmelini*), bizon (*Bison bonasus*), los (*Alces alces*), jelen (*Cervus elaphus*) i srndać (*Capreolus capreolus*). Prema Myster-u (2012), divlje vrste krupnih biljojeda sa područja Karpatskog basena iščezavaju sredinom bronzanog doba (2500. do 800. god. pne.) te su zamenjene domaćom stokom. U današnjim uslovima krupna stoka i konji mogu se smatrati ekološkim surogatima za njihove izumrle pretke te samim tim i ključnim vrstama u održavanju šumo-pašnjačke strukture nizijskih krajeva Evrope (Vera i sar., 2006).

Vera (2000) razlikuje tri faze u razvoju vegetacije počev od razvoja trnovitog žbunja na otvorenoj livadi (Sl. 9). Na ovim mestima, mladice drvenastih vrsta rastu zaklonjene od velikih biljojeda. Trnovite žbunaste vrste stvaraju bezbedno mesto za uspostavljanje i preživljavanje drvenastih vrsta. Ovaj mehanizam zaštite se zove asocijativna rezistencija ili asocijativna odbrana (Milchunas i Noy-Meir, 2002). Vremenom, drveća svojom visinom prerastaju žbunje i formiraju šumarak. Žbunaste vrste se šire na okolna livadska staništa. Unutar šumarka, regeneracija drveća nije moguća zbog zasenčenosti staništa, ispaše i gaženja. Vremenom dolazi do otvaranja krošnji od strane biljojeda ili ređe prirodnih katastrofa (suša, oluja, požar, poplava, bolesti) i sastojina dobija parkovsku strukturu, šumarak ponovo prelazi u livadu, uspostavlja se trnovito žbunje i ciklus se ponavlja. Prostorna asinhronizacija ovog cikličnog mehanizma uzrokuje dinamičan mozaik sa svim strukturnim tipovima vegetacije.



Slika 9. Ciklični model Fransa Vere koji se sastoji od tri faze, četvrta faza je dodata od strane Kirby (2003) (preuzeto iz Hodder i sar., 2005)

Iako je nemoguće rekonstruisati gustinu populacija divljih biljojeda u praistorijsko vreme (Bradshaw i Mitchell 1999), Vera za svoju teoriju nalazi uporište u fosilnim polenskim nalazima iz Holocena koji pokazuju veliku zastupljenost heliofitnih drvenastih vrsta kao što su hrast i lešnik, zajedno sa brojnim nalazima kostiju konja i krupne stoke, što je dobar indikator dominacije mozaičnih predela (parkovske strukture) u nekadašnjoj nizijskoj Evropi s obzirom da ove vrste drveća ne mogu da se regenerišu u uslovima senke (Vera, 2000). Ekologija ovih heliofitnih vrsta predstavlja adaptaciju na danas izumrle biljojede koji su bili odgovorni za stvaranje optimalnih uslova za njihov rast i razvoj. Nestanak i/ili slaba regeneracija heliofitnih vrsta kao što je hrast lužnjak (*Quercus robur*), hrast kitnjak (*Quercus petraea*) i obična leska (*Corylus avellana*) širom šumskih rezervata Evrope, ukazuje na to da ove vrste predstavljaju ekološke anahronizme, s obzirom da su visoko zavisne o velikim biljojedima kao što je tur, bizon i divlji konj. Loša regeneracija hrasta kitnjaka, hrasta lužnjaka i leske pod krošnjama savremenih šuma je centralni problem klasične teorije kojoj se Vera suprotstavlja. U slučaju da je Evropska šuma bila uglavnom zatvorenog sklopa sa regeneracijom pomenutih vrsta samo u malim otvorima nastalim usled prirodnih disturbanci (vetrolomi), hrast i lešnik ne bi bili tako dobro zastupljeni u polenskim nalazima. Dodatno, vrste kojima su neophodna otvorena staništa kao što je mišar (*Buteo buteo*), neki termofilni gmizavci, ptice pevačice i leptiri, ne bi mogli opstati unutar šume zatvorenog sklopa (Holtmeier, 2015). Nalazi polena livadske biljke *Succisa pratensis*, koja ne cveta u uslovima sene, ukazuju na to da je pre-neolitski predeo u određenoj meri sadržavao trajno otvorena staništa (Rackham, 2013). Slično, fosilni nalazi iz ranog Holocena ukazuju na prisustvo

brojnih vrsta iz reda Coleoptera od kojih je 28% vrsta ovisno o otvorenim livadskim staništima. Tako npr. *Dryophthorus corticalis* i *Prostomis mandibularis* kao visoko specifične vrste koje zahtevaju debla velikog omera sa otpočetim procesom truljenja, ne mogu opstati u šumi zatvorenog sklopa a jedne su od najčešćih vrsta iz ranog Holocena (Alexander, 1998). Takođe, vrlo mali broj vrsta lišajeva može živeti unutar gustih šumskih sastojina zatvorenog sklopa, gotovo sve vrste zahtevaju svetlost i stabla u otvorenim nišama (Rose, 1992).

Lingvističke analize pokazuju da termin “forest” i termin “wood” ne označava isključivo dominaciju drveća sa 100% pokrovnosti, već nekultivisano zemljište izvan naseljenog mesta koje nije obrađivano a sadrži ili ne sadrži drveće i žbunaste vrste. Termin *forest* datira iz VII veka kada su franački kraljevi nekultivisano područje proglasili za *forestis nostra* ili *forestis*. Sama reč *forestis* potiče od latinske reči *foris* ili *foras* što znači izvan naseljenog mesta (Kaspers, 1957; Buis, 1985; Muller i Renkema, 1995). Prostim jezikom, ovo područje se na saksonskom dijalektu zvalo *wald*, *weld* ili *wold* a na anglo-saksonskom *weald*. Ova područja odnosila su se na divljinu u širem smislu, uključujući drveće, žbunje, divlje životinje, vodu i riblji fond i bila su pod vlašću kralja koji je lokalnoj zajednici dozvoljavao korišćenje “forestisa” za pašarenje i skupljanje hrane za stoku kao i za skupljanje drva. Tokom srednjeg veka, zbog izobilja lišća kao hrane za stoku, drveće je posmatrano kao izvor paše, a pašnjak je pored livadske površine bio i područje pod drvećem odnosno ova dva tipa staništa se terminološki nisu razdvajala već su bila ujedinjena terminom - pašnjak. Da su livade bile deo “*wald-a*” i “*forestis-a*” jasno je iz činjenice da je seča drveća bila strogo zabranjena (osim u svrhe gradnje stambenog objekta), odnosno nije bilo regulacija koje su dozvoljavale seču drveća u svrhu pravljenja pašnjaka. Takođe navodi o grupisanju drveća u tzv. “grove” ili šumarak ukazuju na to da se agregacija drveća izdvajala od okolne sredine. Reč *forestis* je u nemačkom jeziku evoluirala u *forst*, francuskom *foret*, engleskom *forest*, holandskom *foreest* ili *voorst* (Vera, 2002). Jednostavnim jezikom na nemačkom ljudi su *forestis* zvali *wald* i *wold*, na holandskom *wold*, *wald* i *woud* a anglo-saksonskom *weald* (Kaspers, 1957). Danas sve ove reči označavaju šumu zatvorenog sklopa dok su u prošlosti sve označavale pašnjak (sa ili bez drveća) (Vera, 2002).

Nivo otvorenosti evropskih predela u prošlosti i dalje ostaje otvoreno pitanje. Sigurno da je izumiranje velikih biljojeda širom kontinenta tokom poslednjih 50.000 godina imalo izuzetno velik uticaj na Evropske ekosisteme. Uporedni polenski nalazi u područjima sa i bez velikih biljojeda doprineli bi dokazivanju jedne od dve postojeće hipoteze (Birks, 2005).

Kada je reč o plavnim područjima, prema Hodderu i sar. (2005), analize nearborealnog polena iz zadnjeg interglacijala i Holocena pre čovekovih uticaja, pokazuju da su otvorena staništa bila česta pojava na neplodnim peskovitim zemljištima, siromašnim nutrijentima.

Razmatranje teorije Fransa Vere od velikog je značaja za formiranje i modifikaciju budućeg upravljačkog koncepta prirodnih rezervata u Evropi. Isto tako razmatranje njegove teorije od velikog je značaja i za modifikovanje upravljačkog scenarija i održavanje parkovske strukture Krčedinske ade. Teorija Fransa Vere je već imala veliki uticaj na prirodne rezervate u Evropi i reintrodukciju velikih biljojeda (Vines, 2002; Kirby i sar., 2004). Sa druge strane, restauracija šumskih ekosistema sa ciljem vraćanja u stanje od pre par hiljada godina je nerealistična i upitne konzervacijske vrednosti što zbog nepoznatnog referentnog stanja (Rackham, 2013) kao i zbog činjenice da na vremenskoj skali od 100 godina dolazi do velikih promena unutar šumskog ekosistema uslovljenih prirodnim disturbancama, klimatskim oscilacijama, zemljišnim promenama i sl. (Kirby i Baker, 2013; Overballe-Petersen i sar., 2014). Primena teorije Fransa Vere u praksi, unutar područja koja ispunjavaju kriterijume za identifikaciju šumo pašnjaka, značajna je i zbog činjenice da se stvaranjem otvorenog staništa povećava broj heliofitnih drvenastih i žbunastih vrsta koje imaju daleko veću produktivnost i diverzitet u poređenju sa sciofitnim drvećem koje raste u šumama zatvorenog sklopa (Green, 2013).

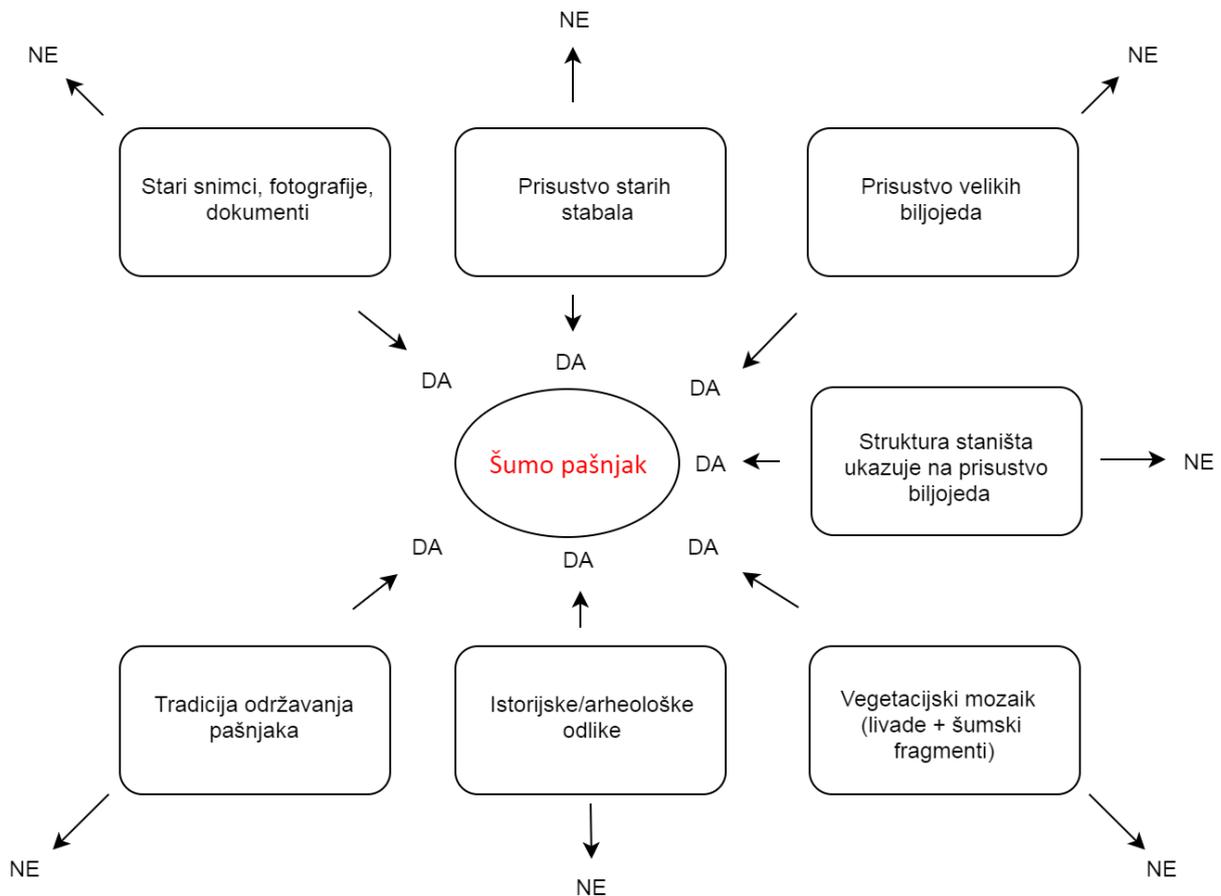
Bez obzira na njihovo poreklo (prirodna ili antropogena uslovljenost), šumo-pašnjaci su važan deo Evropskog prirodnog mozaika, kulturnog identiteta i biodiverzitetske arhive (Bergmeier i sar., 2010; Plieninger i sar., 2015). U različitim regionima šumo-pašnjaci se razlikuju po sastavu vrsta, strukturi i ekologiji što je uslovljeno klimatskim faktorima, zemljištem, topografijom terena, geologijom i vrstama tipičnim za podneblje. Drugi ključni faktori su istorijat upotrebe zemljišta, trenutni menadžment i sezonska dinamika ispaše. Vrsta životinje i njihova brojnost znatno utiče na strukturu i sastav vrsta ovih staništa (Gillet, 2008; Buttler i sar., 2009). U mnogim evropskim zemljama nije uspostavljen monitoring ovih tipova staništa, nedostaju podaci o njihovoj površini, specijskoj strukturi, gustini populacije i sezonskoj mobilnosti biljojeda, starosti i regeneraciji drvenastih vrsta, trenutnoj i prošloj praksi korišćenja zemljišta (Hartel i Plieninger, 2014).

Šumo pašnjaci se mogu podeliti u tri osnovne kategorije (Plieninger i Hartel, 2015; Bergmeier i sar., 2010):

1. Pašnjaci unutar šume otvorenijeg sklopa (gustina krošnje stabala < 10%) gde šuma zauzima najveći procenat zemljišnog pokrivača dok livada čini sekundarni zemljišni pokrivač.

2. Pašnjaci sa proređenim starim stablima (gustina krošnje stabala između 5% i 10%)
3. Pašnjaci sa kultivisanim stablima i prisutnom ispašom

Otvorena staništa Krčedinske ade sa prostorno rasutim starim stablima vrbe kao i pretežno šumska staništa sa velikim procentom otvorenog staništa pod ispašom, strukturno odgovaraju šumo-pašnjačkim ekosistemima (Sl.11).



Slika 10. Šema za identifikaciju šumo-pašnjaka (preuzeto iz UK Biodiversity Action Plan, 2008).

Ključne odlike šumo pašnjaka koje prepoznajemo na Krčedinskoj adi (Sl.10):

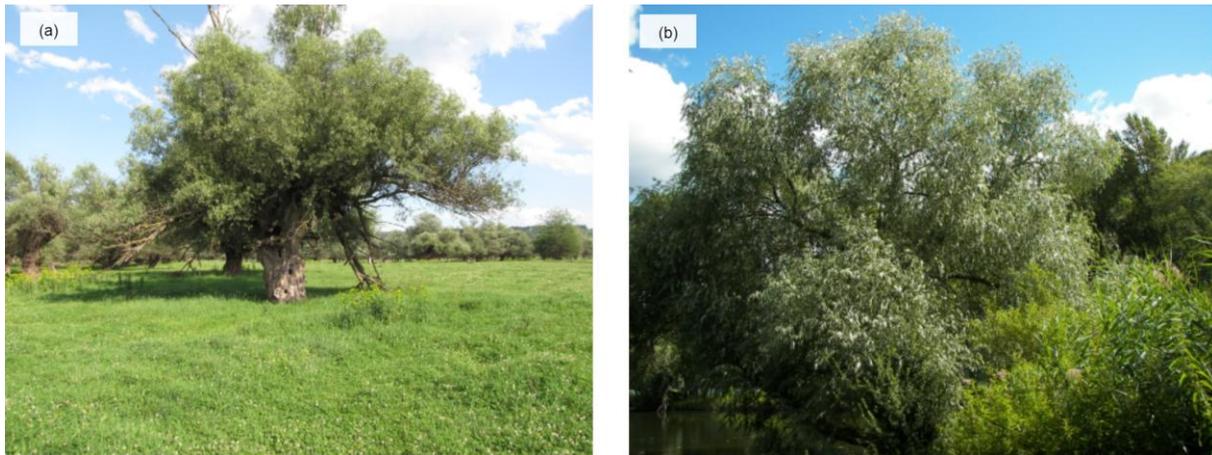
- ✓ Prisustvo starih/veteranskih stabala, mozaik drvenaste vegetacije i otvorenog staništa
- ✓ Prisustvo velikih biljojeda – ispaša predstavlja važan kontrolni mehanizam za žbunovitu i drvenastu vegetaciju održavajući stanište polu-otvorenim
- ✓ Mikrostanjšta – prisutne šupljine u stablima, prisutno drvo u raspadanju, stara kora i oborena stabla u regeneraciji; ova mikrostanjšta podržavaju veliki broj specijalista (uključujući saproksilne vrste), beskičmenjaka, lišaja i gljiva
- ✓ Izvor nektara za beskičmenjake

- ✓ Otvorena staništa u vidu livada i travnjaka
- ✓ Kontinuitet – dugoživeća solitarna stabla i prisutno upravljanje



Slika 11. Parkovska struktura predela, Krčedinska ada

Drvenaste biljne vrste otvorenog staništa nisu u kompeticiji za resurse (svetlo, vodu) i može dostići svoj maksimalni životni potencijal. Stabla su kratka i velikog prečnika sa jakim horizontalnim grananjem i širokom okruglastom krošnjom (Sl.12a) koja svojim oblikom na najbolji način omogućava listovima hvatanje svetlosti i dobra je zaštita od stalne izloženosti vetru. Dodatna vetrozaštita ovom drveću je razvoj potpornih korenova. Drvenaste vrste otvorenog staništa dožive duboku starost (veteranska stabla) i stanište su velikom broju vrsta (slepi miševi, ptice, insekti, pauci, lišajevi). Drvenaste vrste šuma zatvorenog sklopa su kraćeg životnog veka, visokih, uspravnih stabala, sa grananjem visoko u krošnji kao odgovor na kompeticiju sa susednim jedinkama za svetlo i vodu.



Slika 12. (a) *Salix alba* na otvorenom staništu i (b) *Salix alba* unutar šumske sastojine

2.4.1 Vlažne livade Krčedinske ade, Krčedinska ada kao arhetipski ekosistem

Vlažne livade predstavljaju otvorena staništa prekrivena niskom travnom vegetacijom na periodično plavljenim zemljištima. Na njima se prvenstveno nalazi zeljasta vegetacija a može uključivati i kombinaciju trava, oštrica, rogoza, trske, paprati i niskog žbunja. Na visinu i gustinu zeljaste vegetacije utiče niz ekoloških faktora, prvenstveno dinamika održavanja livada odnosno ispaše i/ili košenja. Na sastav vrsta vlažnih livada najviše utiče upravljački režim, potom hidrološki, klimatski i zemljišni faktori (Bakker, 1989; Tallowin i sar., 1998). Kao i većina evropskih livada i vlažne livade Krčedinske ade su kvazi-klimaks zajednice jer je njihovo održavanje u direktnoj vezi sa ispašom.

Na Krčedinskoj adi vlažne livade se nalaze na južnom delu ostrva, na mestima predisponiranim za redovno plavljenje šume (plavljenje za vreme srednjeg vodostaja Dunava) a održavaju se isključivo ispašom. Nastaju u periodično plavljenim depresijama i tokom većeg dela vegetacijske sezone su uglavnom bez ili sa vrlo malo stajaće vode. Iako su ovo staništa antropogenog porekla tj. njihov nastanak i održavanje je antropogeno uslovljen, one znatno usložnjavaju heterogenost i biodiverzitet područja, doprinoseći bogatom mozaiku životnih zajednica te je njihovo očuvanje od velike važnosti. Ako se otvorena staništa ne održavaju (košenjem ili ispašom), vremenom prelaze u žbunovito i potom šumsko stanište. Održavanje otvorenih staništa u vidu travnih pašnjaka unutar plavnih staništa je od velike važnosti za ptice močvarice (Connor i Gabor, 2006). Zbog dinamike plavljenja i geomorfoloških odlika terena pašnjaci se često pretvore u vodene površine i tako postaju važna staništa za ptice močvarice i vodozemce.

Vlažne livade Krčedinske ade spadaju u prioritetne tipove staništa sa aspekta zaštite prirode s obzirom na prisustvo velikih populacija strogo zaštićenih i krajnje ugroženih vrsta kao što je raznorotka (*Marsilea quadrifolia*) i crna roda (*Ciconia nigra*) (Studija Zaštite, 2010). Vlažne livade u depresijama Krčedinske ade sa velikom količinom lako dostupne hrane krajem leta i početkom jeseni su idealno okupljalište crne rode čija je brojnost na Krčedinskoj adi najveća u poređenju sa ostatkom rita i iznosi i do 150 jedinki (Puzović i sar., 2009). Močvarna vegetacija je važno mesto gnežđenja sa bogatim zalihama hrane za mnoge vrste ptica. Adekvatan nivo vode u barama i velika količina lako dostupne hrane čini mesto idealnim za okupljanje ptica močvarica posebno tokom jesenjih migracija.

Otvorena staništa Krčedinske ade služe kao migratorna staništa i hranilišta za mnoge močvarice tokom njihovog reproduktivnog perioda, podržavajući velike populacije vrsta *Tringa nebularia*, *Vanellus vanellus*, *Muscicapa striata*, *Platalea leucorodia*, *Casmerodius albus*, *Phalacrocorax pygmeus*, čine takođe važno odmaralište za vrste kao što su *Tringa totanus*, *Philomachus pugnax*, *Gallinago gallinago*. Vrste koje preferiraju šumska staništa kao što je *Ciconia nigra* i *Haliaeetus albicilla* koriste ova otvorena staništa kao hranilišta. Livade su staništa brojnih vrsta leptira, tvrdokrilaca i vilinih konjica te obezbeđuju kasno sezonski nektar i izvor polena za mnoge vrste divljih pčela i osa.

Ispaša na Krčedinskoj adi doprinosi većoj heterogenosti vegetacijske strukture i raznolikosti stanišnih tipova. S obzirom da intenzitet korišćenja zemljišta određuje vrednost ovih staništa, prekomerna ispaša sa druge strane, može negativno uticati na očuvanje vrsta koje od njih zavise kao i na kvalitet ekosistemskih usluga koja ovi ekosistemi pružaju (Csergo i Demeter 2012; Petz i sar., 2014). Ravnomerno distribuirana ispaša slabog do srednjeg intenziteta je najpoželjnija jer direktno doprinosi očuvanju strukturnog diverziteta područja a ne dovodi do mestimičnog ogoljavanja tla što je slučaj na Krčedinskoj adi na lokalitetima blizu rečne obale. Na ovim lokalitetima, koje stoka pretežno koristi kao mesto za odmor, prekomerno gaženje i prekomerna ispaša je stvorila idealne uslove za razvoj korovskih vrsta kao što je *Cirsium arvense* L., *Xanthium strumarium* L. subsp. *italicum* (Moretti) D. Löve, *Cynodon dactylon* (L.) Pers., te dovela do mestimično ogoljenog zemljišta. Dominacija korovskih vrsta na pašnjacima (Sl.13), osim što narušava estetiku pašnjaka, značajno umanjuje kvalitet zemljišta te je režim ispaše neophodno strukturirati uzimajući u obzir i kontrolu korovskih vrsta. Vlažne livade Krčedinske ade su pod režimom II stepena zaštite.



Slika 13. Dominacija korovskih vrsta na pašnjaku, Krčedinska ada

Posmatranjem starijih snimaka područja (avio i satelitskih snimaka) kao i anketiranjem lokalnog stanovništva o tradiciji napasanja stoke na Krčedinskoj adi, moguće je utvrditi prisustvo šumo pašnjaka u prošlosti čime se potvrđuje njegov kontinuitet. Vlažne livade na Krčedinskoj adi predstavljaju jednu od faza cikličnog sukcesivnog procesa (livada-žbunje-šuma). Iako su otvorena staništa na Krčedinskoj adi antropogenog porekla, krupni biljojedi prisutni na ostrvu mogu se sa funkcionalnog aspekta, posmatrati kao savremeni ekološki zastupnici divljih predaka koji su nekada živeli u Evropi pre kolonijalnog uticaja.

Ispaša od strane velikih biljojeda je jedna vrsta hronične disturbance sa vidljivim posledicama na vegetacijsku dinamiku. Važna uloga disturbance u oblikovanju prirodnih zajednica predstavlja jednu od centralnih ideja u ekologiji s obzirom da utiče na opstanak populacije, sastav zajednica i diverzitet vrsta (Pickett i White, 1985). Pojedinačne disturbance mogu biti posmatrane kao ekološki reset mehanizmi, s obzirom da uklanjaju vrste iz ekosistema te otvaraju novi prostor koji mogu kolonizovati iste ili nove vrste. S obzirom na različite preferencije u ishrani te različite veličine prisutnih biljojeda, svaka vrsta biljojeda prisutna na Krčedinskoj adi predstavlja pojedinačnu disturbancu. Svinje su na primer korisne jer rovenje deluje kao disturbanca i obezbeđuje mesta za klijanje semena (Sandom i sar.,

2013). Sa druge strane mala veličina tela svinje, naspram krave i konja, omogućava im da dođu do nepristupačnijih mesta za ispašu i gaženje i izvrše svoj uticaj.

Bez obzira na značajnu izmenjenost strukture i sastava biljnih zajednica na ostrvu kao posledice čovekovih aktivnosti, Krčedinska ada i dalje predstavlja izuzetno značajan lokalitet i sa aspekta posmatranja ostrva kao arhetipskog ekosistema. Otvorena staništa ade usložnjavaju stanišni mozaik područja i daju značajan doprinos biodiverzitetu rezervata. Fine oscilacije u hidrologiji, pH i topografiji terena omogućavaju različitim tipovima staništa da se razvijaju jedan pored drugog. Stanišni diverzitet idealan je za vrste koje zahtevaju više različitih staništa u neposrednoj blizini da bi završili svoj životni ciklus a ujedno privlači specijaliste za svaki tip staništa (Sl. 14).



- 1 Vegetacija trščaka
- 2 Livadska vegetacija
- 3 Žbunasta vegetacija
- 4 Odrasla stabla
- 5 Visoka ruderalna vegetacija

Slika 14. Heterogenost vegetacijskih tipova i konfiguraciona heterogenost predela, Krčedinska ada

2.5 Invazivne biljne vrste

Iako mogu naneti ozbiljne štete ekosistemu introdukovane nenativne vrste retko postaju invazivne (Rejmanek i sar., 2005). Williamson i Brown, (1986) predložili su tzv. "pravilo deset" koje kaže da 10% nenativnih vrsta postane učestalo, 10% od njih postane naturalizovano i samo 10% naturalizovanih vrsta poprimi invazivan karakter. Bez obzira na mali procenat invazivnih vrsta od ukupnog broja introdukovanih vrsta, invazivne vrste su drugi vodeći uzrok gubitka biodiverziteta na globalnom nivou odmah posle fragmentacije staništa (Drake i sar., 1989). Mnoge invazivne biljne vrste, nakon eliminacije nativne flore, uspostavljaju monokulturne sastojine i tako u potpunosti menjaju strukturu i funkcionisanje ekosistema (Vitousek i sar., 1996). Njihov uticaj ogleda se i kroz promene hemijskih osobina zemljišta, kruženja nutrijenata, hidrologije i režima disturbanci što se može drastično odraziti na dostupnost nutrijenata i klijavost semena nativnih vrsta. Da bi invazivna vrsta uspešno osvojila neko područje, mora biti sposobna da efikasno dođe do potrebnih resursa: svetlosti, vode i nutrijenata. Podložnost invaziji je u negativnoj korelaciji sa diverzitetom nativnih vrsta. Zajednice sa velikim specijskim diverzitetom koriste sve dostupne resurse, što invazivnim vrstama otežava egzistenciju u takvim zajednicama, u poređenju sa zajednicama siromašnijeg specijskog diverziteta (Elton, 1958). Ukoliko zajednica ne koristi sve dostupne resurse, javlja se "prazna niša" podložna invaziji (Elton, 1958; MacArthur, 1970). Prema hipotezi "fluktuirajućih resursa" (fluctuating resource hypothesis) priliv ili višak resursa na nekom području može to područje učiniti podložnijim invaziji (Davis i sar., 2000). Višak nutrijenata može se objasniti na dva načina: (1) Nativne biljke smanje usvajanje nutrijenata zbog pada populacije uzrokovanog disturbancijom ili porastom broja biljojeda. (2) Nutrijenti postanu dostupniji ili putem većeg taloženja ili putem ubrzane mineralizacije.

Kako su invazivne biljke uspešnije u uzimanju viška nutrijenata u poređenju sa nativnim vrstama zajednica postaje podložna invaziji. Invazivne biljke često obrazuju guste monokulture velike produktivnosti, mnogo veće nego u svom nativnom okruženju (Hierro i sar., 2005), zbog čega neke invazivne biljke produkuju znatno veće jedinice u invadiranim populacijama. Prema hipotezi "evolutivno povećane kompetitivne sposobnosti" (eng. *the evolution of increased competitive ability hypothesis*, Blossey i Notzold, 1995) u odsustvu specijalizovanih predatora, genotipovi invazivnih biljaka preusmeravaju resurse ka produkciji biomase a redukuju resurse potrebne za razvoj odbrambenih mehanizama. Mnoge invazivne biljke su ruderalisti (r-strategisti), brzo kolonizuju velika područja u kratkom vremenskom

periodu (Grime, 1979; Jose i sar., 2002). Sposobnost brzog širenja i brzog rasta, kao i sposobnost proizvodnje velikog broja vijabilnog semena pomaže invazivnim vrstama da dominiraju područjem.

Jedan od načina na koji invazivne biljke mogu povećati svoju kompetitivnu strategiju jeste modifikacija sredine odnosno proizvodnja alelopatiskih biohemijjskih materija (eng. *novel weapon hypothesis*) koje potom inhibiraju rast nativnih biljaka (Bias i sar., 2003). Neke invazivne biljke mogu smanjiti pH zemljišta što smanjuje dostupnost nutrijenata pa tako dovodi i do usporenog rasta nativnih vrsta, naročito unutar staništa gde postoji deficit nutrijenata (Drenovsky i sar., 2007).

Superiorne fiziološke performanse mnogih invazivnih vrsta mogu biti uzrokovane: (1) većom fenotipskom plastičnošću ili (2) sposobnošću brzog razvoja superiornih osobina (Rychardson i Pyšek, 2006). Većina invazivnih biljnih vrsta ima takvu fenotipsku plastičnost da mogu tolerisati širok spektar sredinskih uslova, što povećava i broj različitih staništa koje mogu osvojiti.

S obzirom da izvan nativnog područja, invazivne biljne vrste nemaju specijalizovanih neprijatelja to im daje veliku prednost u odnosu na nativne vrste (eng. *enemy release hypothesis*) (Elton, 1958). Jedan od dramatičnijih uticaja invazivnih biljnih vrsta je kada "olakšaju" invaziju drugih invazivnih vrsta.

Postoje tri različita gledišta koja suštinski razdvajaju korovske, invazivne i kolonizatorske biljne vrste (Rejmanek, 2000): (1) Antropocentrični – korovi su biljke koje rastu na mestima na kojima nisu poželjne. (2) Ekološki – kolonizatori se javljaju u ranim fazama sukcesivnih stadijuma. (3) Biogeografski – Invazivne vrste lokalno su uspostavljene i šire se na područjima gde nisu nativne. Važna biološka razlika između invazivnih i korovskih biljnih vrsta (Tabela 5) je sposobnost invazivnih vrsta da osvoje stanište i da se šire bez ljudske intervencije i/ili disturbance. Zbog ovoga su invazivne vrste mnogo problematičnije u prirodnim sredinama od tipičnih korovskih vrsta. Korovske vrste, sa druge strane za svoje širenje i opstanak zahtevaju negativan ljudski uticaj.

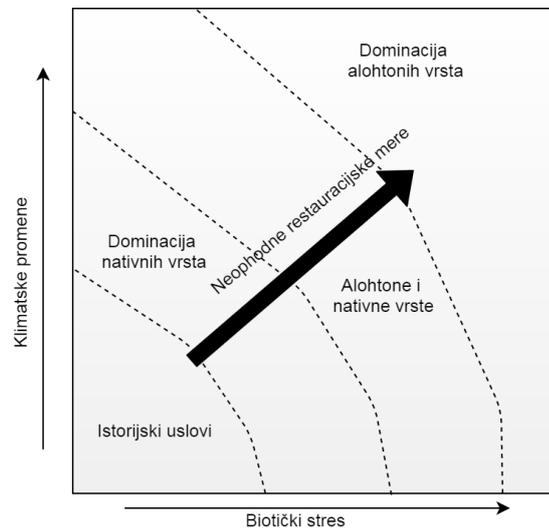
Tabela 5. Osnovne razlike invazivnih i korovskih vrsta

| | Korovske vrste | Invazivne vrste |
|---------------|--|--|
| Introdukcija | Najčešće slučajna, od strane ljudi, životinja, opreme ili kontaminacije semenskog materijala | Najčešće namerna. Vrsta introdukovana u dekorativne svrhe, kao građivni materijal, vetrozaštitni pojas, hrana, medonosna vrsta, u medicinske svrhe, u svrhe vezivanja peska i stabilizacije podloge. |
| Disturbanca | Zahteva negativan ljudski uticaj za uspostavljanje i opstanak | Disturbanca pogoduje invazivnim vrstama ali nije neophodna |
| Opstanak | Ne opstaje bez ljudske disturbance (obrada zemljišta ili irigacija) | Nakon introdukcije, biljke preživljavaju i šire se same od sebe bez daljeg uticaja ljudskih aktivnosti. |
| Životna forma | Uglavnom zeljaste kopnene biljke, jednogodišnje, ređe višegodišnje vrste | Sve životne forme (vodene, puzavice, parazitske, zeljaste, drvenaste biljke). Mogu imati jednogodišnji, dvogodišnji ili višegodišnji životni ciklus. |

Plavna staništa su poznati koridori za širenje invazivnih biljnih vrsta što je jedan od razloga za veći broj invazivnih vrsta unutar plavnih staništa u odnosu na druge tipove staništa istog regiona. Ponavljajuća disturbanca (plavljenje) koja je odličan disperzivan faktor i dovodi do priliva nutrijenata i vraćanja pojedinih fitocenoza u ranije sukcesivne stadijume je osnovni uzrok osetljivosti plavnih staništa ka invazivnim vrstama. Mozaičnost staništa sa određenim procentom "otvorenosti" odnosno livadskih fragmenata, i intenzivni šumarski radovi kao što je sadnja klonskih zasada dodatno čine plavna staništa podložnim invaziji (Pyšek i Prach, 1993). Združeno, ovi faktori su izuzetno podsticajni za uspostavljanje i širenje invazivnih biljnih vrsta te ne čudi što su mnoge invazivne biljne vrste u Evropi prvi put detektovane baš unutar plavnih staništa. Dvanaest od trinaest najčešćih invazivnih biljnih vrsta Centralne Evrope nalazi se unutar plavnih staništa duž većih reka (Lohmeyer i Sukopp, 1992).

Pod uticajem klimatskih promena invazivne vrste mogu smanjiti ili u potpunosti eliminisati stanište za native vrste dok drugim invazivnim vrstama, naročito zeljastim koje već postoje unutar rezervata (*Asclepias syriaca*, *Vitis sp. (riparia)*) mogu omogućiti uspešnu kolonizaciju. Prema scenariju daljeg globalnog otopljanja, invazivne vrste imaju veliku prednost u odnosu na native vrste s obzirom na njihove disperzivne sposobnosti i toleranciju na veći opseg ekoloških uslova. Native vrste su se u određenoj meri adaptirale na stres od umerenih klimatskih oscilacija, međutim kumulativan efekat klimatskog stresa i prisutnih invazivnih vrsta može rezultirati gubitkom rezilijencije native vrsta. Tradicionalan pristup

restauraciji ekosistema zasniva se na izdvajanju jednog referentnog perioda iz prošlosti kao upravljačkog modela i nastojanjem da se struktura i sastav biljnih vrsta što više približe toj referentnoj tački (Jose i sar., 2013). Međutim, pod uticajem klimatskih promena i širenja invazivnih vrsta, sve je teže povratiti ekosistem u referentno stanje (Sl.15).



Slika 15. Stepen neophodnih mera za približavanje ekosistema istorijskim uslovima se povećava sa klimatskim promenama i biotičkim stresorima (preuzeto iz Jose i sar., 2013)

Redukcija i/ili eliminacija invazivnih vrsta kao restauracijska mera može učiniti ekosistem i native vrste tolerantnijim prema klimatskim promenama i obrnuto (Jose i sar., 2013).

2.5.1 Uticaj invazivnih biljnih vrsta na zemljišne parametre

Kada se u staništima nalazi više alohtonih invazivnih biljaka, neophodno je razumeti njihov zajednički uticaj na ekosistem koji svakako zavisi od osobina samih invazivnih vrsta. Sa porastom stepena invazije, kombinovani uticaji koegzistirajućih invazivnih vrsta mogu se smanjiti, ostati isti, linearno se povećati (aditivni efekat) i nelinearno se povećati (ne-aditivni efekat). Kod aditivnog efekta uticaj pojedinačnih invazivnih vrsta je zbiran i u takvim slučajevima je moguće predvideti šta će se desiti kada se invazivne vrste nađu zajedno na istom staništu, pregledom pojedinačnog uticaja datih vrsta. Ne-aditivni efekat, koji se sreće kada invazivne vrste koegzistencijom umanje ili pojačaju svoje pojedinačne efekte, teško je predvideti (Simberloff, 2006).

Tako se u naučnoj literaturi o interakciji koegzistirajućih invazivnih vrsta navodi da funkcionalno različite vrste kao što su azotofiksatori i ne-azotofiksatori, zeljaste i drvenaste vrste, najverovatnije imaju ne-aditivne uticaje (Vitousek i Walker, 1989). Međutim, moguć je i neaditivan efekat dve funkcionalno slične vrste, kao kod *Lonicera maacki* i *Ligustrum sinense*, dve žbunaste invazivne vrste koje su pokazale da je njihov zajednički efekat na native zajednice i ekosistem različit (Kuebbing i sar., 2014). Ovakvi nalazi su od izuzetnog značaja jer ukazuju na potrebu da se prioritizuju područja koja su pod invazijom obe pomenute vrste u odnosu na područja sa samo jednom od dve pomenute invazivne vrste.

U studiji Isbell i Wilsey (2011) praćena je nadzemna biomasa kod osam alohtonih vrsta koja je pokazala velika odstupanja u monokulturnom zasadu i mešovitim plotovima. U prvoj godini rasta, mešoviti plotovi pokazuju smanjenu produkciju četiri invazivne vrste trava, veću produkciju dve žbunaste vrste, i nepromenjeno stanje kod dve vrste mahunarki. Vremenom invazivne vrste trava iščezavaju iz mešovitih plotova. Ovakav nalaz ukazuje na potrebu prioritizacije područja koja sadrže date žbunaste vrste, koje u mešovitim plotovima imaju veću produkciju.

Uzimajući u obzir činjenicu da su biljne zajednice i zemljišni organizmi povezani kruženjem nutrijenata između nadzemnog dela biljke i zemljišta (Wardle i sar., 2004), modifikacije strukture nativnih biljnih zajednica od strane invazivnih vrsta, dovode se u vezu i sa promenama u sastavu i brojnosti zemljišnih organizama i obrnuto (Pyšek i Richardson, 2010; Simberloff i sar., 2013).

Invazivne biljne vrste na zemljišne procese mogu uticati direktno, na ciklus kruženja nutrijenata, kvalitet i kvantitet priliva nutrijenata (Wardle i sar., 2004; Lorenzo i sar., 2010; Pyšek i Richardson, 2010; Vila i sar., 2011; Simberloff i sar., 2013; Si i sar., 2013) i brzinu dekompozicije lisnog otpada (Mitchell i sar., 2011; Poulette i Arthur, 2012; Trammell i sar., 2012). Za mnoge invazivne vrste je ustanovljeno da imaju bržu dekompoziciju lisnog otpada u poređenju sa nativnim vrstama (Janušauskaite i Straigyte, 2011; Jaeger i sar., 2013) te povećavaju sadržaj organske materije i azota u podlozi putem brže dekompozicije lisne mase (MacKenzie i sar., 2013; Allison i Vitousek, 2004; Manusadžianas i sar., 2014).

Indirektan uticaj invazivnih biljnih vrsta na zemljišne procese podrazumeva uticaj na strukturu ili funkcije zajednica zemljišnih mikroorganizama (Kourtev i sar., 2003). Tako biljke lučenjem alelopatskih jedinjenja mogu umanjiti brojnost i diverzitet mikoriznih gljiva, što opet redukuje rast nativnih biljaka koje ovise o ovim organizmima. Ovaj obrazac nađen je kod invazivne biljke *Alliaria petioloata* (Stinson i sar., 2006), čime se objašnjava i kompetitivna nadmoć ove vrste u nenativnom okruženju.

Mnoge studije potvrđuju da invazivne biljke obogaćuju zemljište određenim mikrobiološkim zajednicama što predstavlja odličnu invazivnu strategiju (Sanon i sar., 2009; Lorenzo i sar., 2010; Svensson i sar., 2013; Suding i sar., 2013). Liao i sar. (2008) pronalazi da invadirani ekosistemi imaju veći procenat čak osam varijabli u vezi sa azotnim ciklusom, među kojima je i mineralizacija azota, nitrifikacija, koncentracija NH_4^+ i NO_3^- u zemljištu.

Alelopatski potencijal invazivne vrste je uslovljen biotičkim i abiotičkim faktorima i odlikuje se sezonskom varijabilnošću. S obzirom da se u prirodnim uslovima, za razliku od laboratorijskih, alelopatske supstance transformišu pod uticajem organskih i neorganskih jedinjenja u zemljištu, potom adsorbuju za koloidne čestice i razblaže usled padavina i vlažnosti zemljišta, alelopatski efekat pojedinačnih vrsta u prirodnim uslovima se može ublažiti ili pak pojačati ukoliko dođe do interakcije sa alelopatskim supstancama drugih vrsta (Csiszar, 2009).

Interakcija invazivnih vrsta može imati za posledicu i tzv. „invasional meltdown“ (Simberloff i Von Holle, 1999), kada invazivne vrste menjajući ekosistem smanje populacije autohtonih vrsta te izvrše pripremu za dolazak novih „pionirskih“ invazivnih vrsta iz okolne regije. Ukoliko novopridošle invazivne vrste ostvare pozitivnu interakciju dolazi do ubrzavanja uticaja na ekosistem i formiranja stabilne invazivne populacije (Simberloff i von Holle, 1999; Platvoet i sar., 2009; Green i sar., 2011). U takvim slučajevima invazivne biljne vrste treba da su prioritet upravljačkih mera s obzirom na efekat ubrzanog štetnog delovanja koegzistencije invazivnih vrsta.

Bolje razumevanje uticaja invazivnih biljnih vrsta na ekosisteme je prvi korak ka struktuiranju upravljačkog plana za invazivne vrste (Buckley, 2008) dok razjašnjavanje pojedinačnih uticaja invazivnih biljaka može biti korisno u prioritizaciji usmeravanja finansijskih resursa (Parker i sar., 1999). U zavisnosti od očuvanosti staništa i prirodnih šumskih sastojina plavnog područja, biljne zajednice plavnih područja pokazuju različitu osetljivost na invazivne biljne vrste. Stare šumske sastojine nativnih biljnih vrsta imaju određenu otpornost na invaziju i neka su vrsta tampon zone za prodor invazivnih vrsta.

2.5.2 Invazivne osobine *Fraxinus pennsylvanica*, *Acer negundo* i *Amorpha fruticosa*

Pensilvanski jasen, *Fraxinus pennsylvanica*

Sinonimi: američki jasen, crveni jasen, zeleni jasen, močvarni jasen

Pensilvanski jasen je autohtona vrsta centralnih i istočnih delova Severne Amerike. Introdukovan je u Evropu 1783.godine (Drescher i Prots, 2016). Najviše je sađen kao parkovska ukrasna vrsta i u svrhe vetrozaštitnih pojaseva. Nalazi se u velikom broju prirodnih dobara Vojvodine (Panjković i sar., 2006). Spada u jedne od najbrže kolonizujućih invazivnih biljnih vrsta Centralne Evrope u zadnjih 25 godina (Drescher i Prots, 2016). Stablo dostiže visinu do 25m. U sastojinama sa drugim drvenastim vrstama, ima uspravno stablo bez grananja sa uskom krošnjom, dok kao solitarna jedinka na otvorenom staništu ima kratko i cilindrično stablo, široke krošnje sa obešenim granama. U početku, korenov sistem je vertikaln a kasnije se razvija u plitak ekstenzivan koren.

Preferira vlažna aluvijalna zemljišta plavnih šuma i rečnih obala, glinovita i peskovita zemljišta (Stewart i Krajicek, 1973). Heliofitna je vrsta sa odličnom tolerancijom na uslove senke u mlađem stadijumu. Nakon seča, tera mnoštvo izbojaka i brzo osvaja prazan prostor (Schmiedel i Schmidt, 2010). Izdanke pensilvanskog jasena jede stoka (Johnson, 1971) a hlad koristi kao mesto za odmor (Gucker, 2005). Visok stepen plastičnosti u pogledu ekoloških prohteva, velika tolerancija na plavljenje kao i izuzetno brz rast omogućavaju ovoj vrsti uspostavljanje stabilne populacije. Može preživeti i duže periode suše. *F. pennsylvanica* se takođe odlikuje alelopatskim potencijalom, iako znatno manjim u odnosu na vrstu *Amorpha fruticosa*, i iznosi 0.79 juglona na 1 gram biljnog materijala razređenog u 100ml destilovane vode Csizsar (2009).

Najistaknutije invazivne osobine vrste su: visoka i redovna produkcija velikog broja plodova lako nošenih vetrom (jednosemena krilata orašica), brzo vegetativno izbijanje mladica kod posečenih stabala, velika ekološka plastičnost i tolerancija ekstremnih poplava od strane starijih sastojina (Schmiedel i Schmidt, 2010). Semena se raznose na udaljenost od 20-40m, u zavisnosti od visine jedinke i brzine vetra (Prots i sar., 2011) a veličina i težina semena im omogućava da prodru kroz gustu vegetaciju, dospeju do površine zemlje odakle mogu biti nošeni na veće udaljenosti posredstvom vode, vetra, životinja ili čovekovih aktivnosti. Ovakve osobine omogućavaju pensilvanskom jasenu brzo uspostavljanje i prodor u susedne šumske sastojine.

Najčešći uzrok infestacije plavnih staništa sa *F. pennsylvanica* su čiste seče *Salix-Populus* sastojina i sadnja zasada klonskih topola s obzirom da obezbeđuje dovoljno svetlosti za optimalan rast mladica jasena. Zone čiste seče su “izvor zaraze” za okolna područja gde jasen dospeva zbog obilne količine reproduktivnog materijala nanetog vetrom ili vodom koji “čeka” otvaranje sastojine bilo u vidu seče bilo u vidu prirodne disturbance, kada započinje brz rast i potiskivanje nativnih vrsta. Ukoliko dospe unutar stare očuvane šumske sastojine, *F. pennsylvanica* postepeno zamenjuje pojedinačna stabla koja su dostigla svoj životni maksimum, eliminišući tako native vrste plavnih šuma kao što su *Populus alba* i *Quercus robur* (Drescher i sar., 2005).

Prisustvo biljne vrste na nekom području nije uslovljeno isključivo velikim brojem prisutnog semena već brojem tzv. sigurnih mesta (safe sites) (Harper, 1977). Ova mesta su, podrazumeva se, specifična za svaku vrstu. Za vrstu *F. pennsylvanica* sigurno mesto za klijanje je dovoljno osvetljeno sa dovoljno vlage.

Iako je seme *F. pennsylvanica* morfološki adaptirano za raznošenje vetrom zbog male težine orašice (Tackenberg, 2003), kod drvenastih vrsta plavnih šuma raznošenje semena vodenim putem (hidrohorija) je značajniji disperzivan faktor (Middleton, 2000). Schaffarath (2001) je pokazao da orašice *F. pennsylvanica* mogu plutati i do 10 dana a Schmiedel i Tackenberg (2013) su potvrdili da se vodenim putem prenose na udaljenost od nekoliko km. U Bradenburgu (Nemačka) unutar plavnog staništa Oder, regeneracija *F. pennsylvanica* je zabeležena kilometrima od izvorne populacije potvrđujući da se vrsta uspešno raznosi vodenim putem (Schaffarath, 2001). S obzirom da je *F. pennsylvanica* sađena vrsta na području Koveljsko-petrovaradinskog rita, na Krčedinsku adu je dospela rečnim putem ili vetrom, gde je našla odlično mesto uspostavljanja - praznu nišu posle seče šuma vrbe i topole i sadnje klonskih topola.

Mlade sastojine pensilvanskog jasena (15-20 godina) ne mogu preživeti duge periode plavljenja sa zadržavanjem plavne vode (Prots i sar., 2011) i ovo je jedina slaba tačka za ovu vrstu. Sastojine *F. pennsylvanica* preferiraju zemljišta sa većim sadržajem azota čime se objašnjava čest nalaz ove vrste u sastojinama sa azotofiksirajućom vrstom *Amorpha fruticosa*.

Na području Koveljsko-petrovaradinskog rita prvi put je zabeležen 1972. godine u asocijaciji *Salici-Populetum nigrae* i asocijaciji *Crataego-Populetum albae* u spratu drveća (Parabučki, 1972). Na području Krčedinske ade pensilvanski jasen ne zauzima samo rubna staništa nego i unutrašnjost šume čime onemogućava obnavljanje prirodne šume.

Jasenolisni javor, *Acer negundo*

Sinonimi: pajavac, negundovac

Vrsta nativna za područje Severne Amerike. Introdikovana je u Evropu krajem XVII veka, kada postaje popularna baštenska vrsta. Kao brzorastuća vrsta sađen je u svrhe vetrozaštitnih pojaseva, kao medonosna i parkovska vrsta. Kao i pensilvanski jasen, prisutan je u skoro svim prirodnim dobrima Vojvodine (Panjković i sar., 2006). Uspešno kolonizuje aluvijalne šume Centralne i Jugoistočne Evrope (asocijacija *Salicion albae* sa edifikatorima *Salix alba* i *Populus nigra* i asocijacija *Alno-Padion* sa edifikatorima *Alnus glutinosa* i *Fraxinus excelsior*). Kod nas se najčešće nalazi u asocijacijama sa topolom i vrbom u ritskim područjima gde trajan i brzi vegetativni rast dovodi do formiranja gustih klonova tj. neprobojnih šikara i tako onemogućava obnovu prirodnih šuma vrba i topola. Naraste do visine od 25 m visine i dijametra do 100 cm. Oprašuje se vetrom i pčelama.

Morfologija vrste uveliko zavisi od uslova staništa. U mezijskim šumama sa stabilnim zemljištem, formira uspravnu krošnju sa jednim deblom. Na granici šume u delimično zasenčenim uslovima, stablo se savija i do horizontalne pozicije. U staništima van šuma, jedinke su razgranate i retko dostižu visinu od 12-15 m (Sutton i Johnson, 1974).

Razmnožava se semenom i korenovim izdancima. Plod je dvokrilna samara koju vetar može odneti i do 50 m od matične jedinke (Sachse, 1991). S obzirom da seme može preživeti i preko 6 nedelja u vodi i proklijati pre nego dospe u kontakt sa podlogom, raznošenje semena rečnim tokom, kao i kod vrste *F. pennsylvanica* može biti na velike udaljenosti.

Porte i sar. (2008) demonstrirali su u eksperimentalnim uslovima da jednogodišnje mladice *A. negundo* imaju veću stopu rasta u uslovima velike osvetljenosti i visoke koncentracije nutrijenata u podlozi u poređenju sa nativnim vrstama *Fraxinus excelsior*, *Fraxinus angustifolia*, *Populus nigra*, *Alnus glutinosa* i *Salix alba*. Uspeh ove vrste nije uslovljen superiornim fiziološkim procesima već većom plastičnošću kada je reč o alokaciji nutrijenata u lisnu masu. Rezultati rada Porte i sar. (2008) demonstrirali su veću plastičnost u rastu i alometrijskim osobinama pri različitoj koncentraciji nutrijenata i različitoj osvetljenosti. Izmerena fotosintetska aktivnost i sadržaj azota u listovima kod *A. negundo*, kako u kontrolisanim uslovima tako i na terenu, beleži niže vrednosti ili se ne razlikuje u poređenju sa pomenutim nativnim vrstama. Rad Porte i sar. (2008) je prvi ukazao na paradoks da je superioran rast *A. negundo* u vezi sa fiziološkom inferiornošću u odnosu na nativne vrste.

Specifične alometrijske osobine *A. negundo* koje maksimiziraju hvatanje svetlosti kao što je niži RSR (odnos korena i nadzemnog dela), veći LWR (težinski odnos mase lista), veća TLA (ukupna površina lista) i veća SLA (specifična površina lista) odgovorne su za sposobnost ove vrste da nadvlada rast nativnih vrsta. Sposobnost preživljavanja u zasenčenim uslovima a s druge strane visok rast u uslovima pune osvetljenosti osobine su *A. negundo* koje mu dodatno obezbeđuju kompetitivnu nadmoć (Saccone i sar., 2010).

Otporan je na plavljenje ali u manjoj meri u poređenju sa vrbama i topolama (Friedman i Auble, 1999). U plavnim staništima obično se sreće na višim terasama (Rosario, 1988; Everson i Boucher, 1998). Često se naziva i “korovsko drvo” s obzirom da uspešno kolonizuje degradirana i poluprirodna staništa, napuštene njive, naselja, deponije. Mlado drveće preferira vlažna tla no sa uspostavljenim korenovim sistemom vrlo brzo postaje otporan na sušu.

Unutar plavnih područja, vegetativno razmnožavanje korenovim izdancima može poprimiti impresivne razmere. Savijanjem grana do zemlje dolazi do ukorenjavanja i formiranja brzorastućih sekundarnih izdanaka. Ovaj obrazac može biti ponovljen nebrojeno puta. Kada horizontalno položene grane budu zatrpane rečnim nanosima to rezultira vrlo kompleksnom prizemnom strukturom koja u toj meri dominira prizemnim slojem da u potpunosti zaustavlja regeneraciju vrba i topola (Künstler, 1999). S obzirom da u odsustvu plavljenja vrsta biva zamenjena drugim vrstama, jedini limitirajući faktor za uspešnu kolonizaciju ove vrste je učestalost i dužina plavljenja. Nije zanemariv ni alelopatski potencijal ove vrste predočen u radu Csizsar (2009) i iznosi 0.93 juglona na 1 gram biljnog materijala razređenog u 100ml destilovane vode.

Krevš i Kučinskiene (2017) su utvrdili da *A. negundo* u poređenju sa nativnom vrstom *Alnus glutinosa* puno brže gubi lisnu masu u jesen koja se odlikuje visokom stopom biodegradibilnosti što dovodi do lokalnih promena u hemizmu zemljišta. Debeo sloj lisnog otpada od *A. negundo* stvara pogodne uslove za dekompoziciju od strane mikroorganizama. U istom radu nađeno je da je količina bakterija i gljiva na lisnom otpadu *A. negundo* veća u poređenju sa vrstom *A. glutinosa* što se može dovesti u vezu sa mekoćom listova *A. negundo* i većim sadržajem sekundarnih metabolita ili huminske kiseline koji utiču na brzinu konzumacije lisnog otpada od strane bakterija i gljiva (Moretti i sar., 2007).

A. negundo ima debeo koren sa debljim parenhimom primarnog korteksa koji je formiran od višeslojnih velikih ćelija (Betekhtina i Vaselkin, 2018). Ovakav korenov sistem doprinosi invazivnom uspehu vrste s obzirom da velike parenhimske ćelije sa velikom centralnom vakuolom optimiziraju usvajanje vode i hranjivih materija tako što postepeno

smanjuju ćelijsku respiraciju (Lynch i sar., 2014), a veliki međućelijski prostori u parenhimskom tkivu korena dodatno umanjuju respiraciju korena.

Prisustvo američkog javora u Koviljsko-petrovaradinskom ritu prvi put je zabeleženo 1972. godine u asocijaciji *Salicetum albae pannonicum* u spratu žbunja, potom u asocijaciji *Salici-Populetum nigrae* u spratu drveća i zeljastih biljaka, i u asocijaciji *Ulmelum campestre* u spratu drveća, žbunja i zeljastih biljaka (Parabućki, 1972). Podaci iz 1973. godine ukazuju na njegovo prisustvo u sađenim šumama evro-američke topole. Vrsta se i u šumarskoj praksi smatra invazivnom te se iz zasada evro-američkih topola vrši njegovo mehaničko uklanjanje i primena herbicida. Na području Krčedinske ade detektovan je kako unutar zasada evro-američkih topola tako i u unutrašnjosti prirodnih šumskih fragmenata.

Bagremac, *Amorpha fruticosa*.

Sinonimi: bagremica, čivičnjača, amorfa, pustinjski lažni indigo, kineski bagrem

Bagremac je žbunasta biljka, nativna u istočnom delu Kanade, kontinentalnom delu SAD-a i severnom delu Meksika (Wilbur, 1975). Odrasla biljka ima široku krošnjnu sa 1-10 grana koje dostižu visinu od 1-3.5 m a može narasti i do 6 m visine. Širi se duplo od svoje visine. Izrazito je varijabilne morfologije što potkrepljuje i činjenica da postoji čak 16 sinonima za naziv ove vrste (DeHaan i sar, 2006).

U Evropu je introdukovan polovinom XVIII veka kao medonosna i ukrasna vrsta (Huxley, 1992; Jablonski i Koltowski, 2001). Takođe je sađen kao vetrozaštitna vrsta, naročito duž reka, zbog svojih sposobnosti da ekstenzivnim korenovim sistemom veže podlogu i sprečava eroziju zemljišta (Van Dersal i sar., 1938; Bowie, 1982). Razmnožava se semenom i vegetativnim putem mladim izbojcima i širenjem podzemnim izdanaka (Freeman i Schofield, 1991). Kao i većina invazivnih biljnih vrsta i *A. fruticosa* obilno plodonosi a plodovi su malene mahune, sa jednom ili dve glatke braon semenke (Dirr, 1997). Seme je vijabilno od 3-5 godina i često se rasprostire vodom na veće udaljenosti.

Korenov sistem *A. fruticosa* odlikuje dominantno vertikalni rast do dubine od 100 cm sa brojnim lateralnim grananjem (Wang i sar., 2011). Brz i bujan rast omogućava mu da stvara guste šibljake te tako zagušuje nativnu vegetaciju, potiskujući i razvoj biljaka u nižim spratovima (Takagi i Hioki, 2013). Tendencija da obrazuje guste šibljake dovodi do drastične redukcije otvorenih staništa unutar invadiranog područja što za posledicu može imati i redukciju brojnosti vrsta koje ovise o otvorenim staništima. U radu Brigić i sar. (2014), nakon

invazije *A. fruticosa* došlo je do promene u sastavu vrsta karabida i drugih zemljišnih beskičmenjaka što se dovodi u vezu sa gubitkom staništa za ove vrste.

Ispoljavajući efekat na kruženje nutrijenata u zemljištu (Houlahan i Findlay, 2004) *A. fruticosa* dovodi do stvaranja specifične lokalne mikroklike. Područja pod invazijom *A. fruticosa* imaju manji diverzitet i bogatstvo vrsta u poređenju sa neinvadiranim lokalitetima (Takagi i Hioki, 2013; Brigić i sar., 2014).

Masovno se širi posle čiste seče plavnih šuma i veoma ga je teško suzbiti. Za invazivnost ove vrste delom je odgovoran i njen izuzetan alelopatski potencijal. U radu Csizar, (2009) pokazalo se da *A. fruticosa* ima najveći juglon indeks u poređenju sa 15 drugih invazivnih biljnih vrsta u Mađarskoj. Velika tolerancija na različite uslove staništa, superiorne tehnike propagacije i alelopatske sposobnosti uvrstile su bagremac među najinvazivnije biljne vrste Evrope (DAISIE, 2009). Azotofiksirajuća je vrsta koja u simbiozi sa rodovima bakterija iz familije Rhizobiacea može da vezuje azot iz vazduha i prevodi u amonijačnu formu (NH_3) dostupnu biljkama. Svi delovi biljke su otrovni za beskičmenjake. Ima izuzetan alelopatski potencijal. U radu Csiszar (2009), opisan je alelopatski uticaj 14 drvenastih invazivnih biljnih vrsta u Mađarskoj koristeći juglon indeks pomoću kojeg se izražava alelopatski potencijal biljne vrste ili stepen inhibicijske aktivnosti. Juglon je aktivna supstanca oraha (*Juglans regia* L.) koja se koristi kao reper za određivanje jačine alelopatskog potencijala drugih biljnih vrsta. Da bi se ispitao alelopatski potencijal određene biljne vrste eksperimentalno se ispituje a potom kvantitativno izražava da li alelopatski biljni ekstrakt ili efektivna supstanca (alelohemijska) ima jači ili slabiji efekat od juglona na stepen klijavosti, dužinu klice i dužinu korena test vrste. U svom radu, Csiszar je za potrebe eksperimenta uzimao dve različite koncentracije biljnog ekstrakta, koristeći 1g i 5g biljnog materijala, te testirao efekat ovog ekstrakta na brzinu klijavosti, dužinu klice i dužinu korena test vrste *Sinapis alba* L. i izvršio poređenje testirajući istu vrstu sa ekvivalentnom koncentracijom juglona. Rezultati Csiszar-a ukazuju da *A. fruticosa* ima najveći juglon indeks čak i pri manjoj koncentraciji. Indeks ove vrste bio je veći od 1 (1.11), što ukazuje da je njen alelopatski i inhibitorni efekat jači od juglona. Izuzetno ga je teško suzbiti, većina populacija ove vrste ostaje zauvek na mestu uspostavljanja (Dirr, 1997).

Iako toleriše razne zemljišne tipove i uslove, preferira peskovita zemljišta. Na rubovima plavnih šuma stvara guste sastojine te tako sprečava razvoj i rast mladica hrastova, topola i vrba. Nakon osvajanja plavnog područja bagremac se dobro uspostavlja na vlažnim livadama i depresijama gde se plavna voda duže zadržava, na najvišim gredama koje ne podležu plavljenju i gredama sa kraćim periodima plavljenja i kraćim zadržavanjem plavne vode

(Radulović i sar., 2008). Dobro se uspostavlja i širi kako na livadama tako i unutar šumskih kultura različitog sklopa stvarajući podstojni sprat šibljaka.

Na području Koviljsko-petrovaradinskog rita prvi put je zabeležen 1971. godine u asocijaciji *Agropyro-Poaetum angustifoliae*, gde je najverovatnije dospeo rečnim putem. 1972. godine zabeležen je u asocijaciji sa *Salicetum triandre*, *Salicetum albae pannonicum*, *Salici-Populetum nigrae*, *Crataego-Populetum albae*, *Ulmetum campestrae* dok je 1973. godine zabeležen u zajednici *Rubus caesius* i *Phragmites communis*, *Salix purpurea*, *Crataegus nigra* i *Amorpha fruticosa*, asocijaciji *Salici-Populetum nigrae*, *Crataego-Populetum albae*, *Salicetum albae pannonicum* te u sađenim šumama evroameričke topole (Parabućski, 1972). Na području Krčedinske ade nalazi se kao podstojni sprat u šumskim kulturama topole, unutar degradiranih šuma vrbe i kao edifikator žbunaste vegetacije u formi šibljaka.

3. MATERIJAL I METODE

3.1 Način izbora, veličina i konstrukcija uzorka

Terensko istraživanje je obavljeno u toku tri godine (2012-2014), tokom meseca maja i juna. Za procenu stanja šumo pašnjaka odabran je set podataka iz 24 plotova ($n = 24$) koji obuhvataju 3 stadijuma sukcesije koji su izdvojeni prema životnoj formi a svaki je zastupljen sa 8 plotova (kvadratnih površina): **GR** (grazing plots), **WC** (woody cover plots) i **TR** (transitional plots). Koristeći klasifikaciju Plieninger i sar. (2015) izdvojena su dva tipa šumo-pašnjaka na Krčedinskoj adi: **šumo pašnjak tip I** – dominiraju drvenaste vrste sa prisutnim otvorenim staništem i travnatim vrstama kao sekundarnim pokrivačem (gustina pokrovnosti drvenastih vrsta $>10\%$) i **šumo pašnjak tip II** – dominiraju zeljaste vrste kao primarni pokrivač odnosno pašnjaci sa retkim veteranskim stablima (gustina pokrovnosti drvenastih vrsta je 5-10%).

GR (grazing plots) – plotovi pod ispašom, koji većinski obuhvataju šumo-pašnjak tip I a u manjem procentu i šumo pašnjak tip II (isključivo u blizini glavnog toka Dunava gde stoka provodi najveći deo vremena);

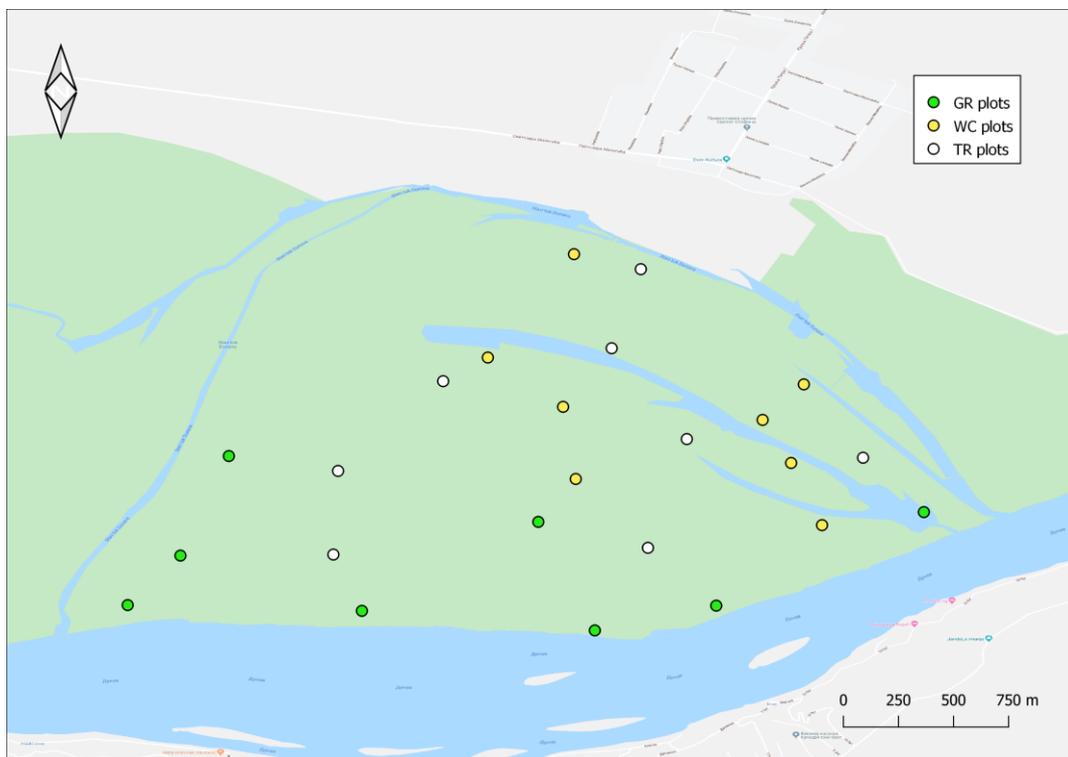
WC (woody cover plots) - plotovi šikarastog tipa sa dominacijom visokog žbunja i drvenastih vrsta čija visina premašuje 2 m;

TR (transitional plots) - prelazna forma između livadske i drvenaste vegetacije sa trnovitim žbunjem visine manje od 2 m. Na satelitskim i avio snimcima iz 1969 WC i TR plotovi su identifikovani kao šumo-pašnjak tip II (Tabela 6).

Tabela 6. Opis istraživanih vegetacijskih tipova na Krčedinskoj adi

| Tip vegetacije | Broj vrsta po plotu (mean \pm SD) | Dominantna vrsta | Prateće vrste |
|----------------|-------------------------------------|-------------------------|---|
| WC | 8.5 (\pm 3.25) | <i>Salix alba</i> | <i>Fraxinus pennsylvanica</i> , <i>Rubus caesius</i> , <i>Vitis sp.</i> , <i>Amorpha fruticosa</i> , <i>Crataegus nigra</i> |
| GR | 13.875 (\pm 2.74) | <i>Cynodon dactylon</i> | <i>Trifolium repens</i> , <i>Mentha aquatica</i> , <i>Agrostis alba</i> , <i>Taraxacum officinalis</i> , <i>Potentilla reptans</i> |
| TR | 9.875 (\pm 2.9) | <i>Crataegus nigra</i> | <i>Rubus caesius</i> , <i>Potentilla reptans</i> , <i>Rorippa sylvestris</i> , <i>Polygonum hydropiper</i> , <i>Lysimachia nummularia</i> |

Za odabir plotova koristi se sistematski dizajn na ostrvu veličine 878 ha. Postavlja se šema uzorkovanja koja prati oblik samog ostrva (zvono šema), koja se sastoji od transektnih linija u pravcu zemljišnog i plavnog gradijenta (Sl.16).



Slika 16. Distribucija GR, TR i WC plotova, Krčedinska ada (WC plots = woody cover plots; plotovi šikarastog tipa sa dominacijom visokog žbunja i drvenastih vrsta čija visina premašuje 2 m; TR plots = transitional plots; prelazna forma između livadske i drvenaste vegetacije sa trnovitim žbunjem visine manje od 2 m; GR plots = grazing plots; plotovi pod ispašom, koji većinski obuhvataju šumo-pašnjak tip I a u manjem procentu i šumo pašnjak tip II)

Postavljaju se releve-plotovi (Sl.17) koji se redovno koriste za istraživanje biljnih zajednica (Barbour i sar., 1987) izabrani stratifikovanim slučajnim uzorkom (Cox, 1990) kako bi obuhvatili sve sukcesivne faze šumo-pašnjaka. Ovakvo uzorkovanje je opravdano mozaičnom distribucijom vegetacije na ostrvu. Plotovi su postavljeni na određenim intervalima sa minimalnom udaljenosti od 200m. Za svaki plot zabeležene su centralne koordinate i nadmorska visina pomoću GPS uređaja (GARMIN etrex20).



Slika 17. Postavljanje plotova 2 x 2 m²

Kako bi se kvantifikovala razlika u sastavu vrsta između WC i TR plotova, korišten je Bray Curtis koeficijent (ekološka distanca, indeks različitosti/sličnosti). Koeficijent varira od 0 (potpuna sličnost) do 1 (maksimalna ne-sličnost) odnosno što je indeks veći to je sastav vrsta uspoređivanih lokaliteta sličniji. Kada vrsta nije prisutna njena abundanca se registruje kao 0.

Bray Curtis koeficijent se izračunava prema formuli:

$$BC_d = \frac{\sum |x_i - x_j|}{\sum (x_i + x_j)}$$

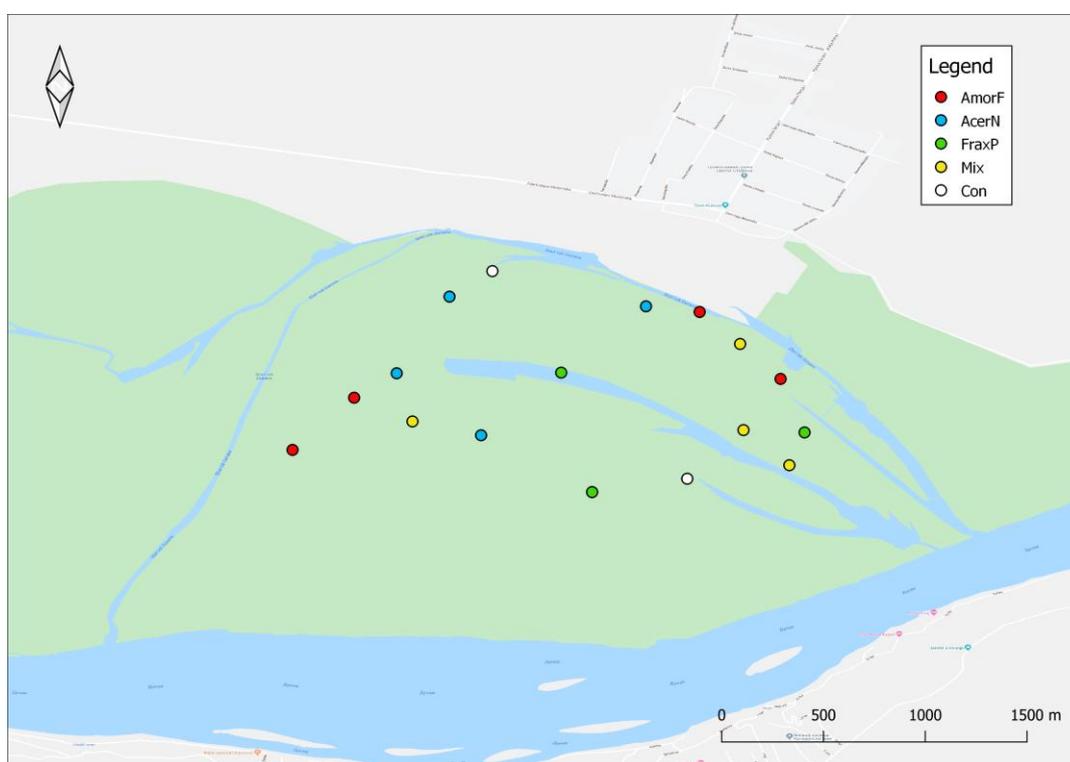
X_{ij} = abundanca (relativna zastupljenost) vrsta u uzorku i

X_{ik} = abundanca (relativna zastupljenost) vrsta u uzorku j

Za ispitivanje uticaja invazivnih biljnih vrsta na zemljište odabrane su invazivne biljne vrste detektovane u najvećem broju: bagremac (*Amorpha fruticosa*), pensilvanski jasen (*Fraxinus pennsylvanica*) i američki javor (*Acer negundo*). Njihovo prisustvo zabeleženo je unutar drvenastih i šikarastih plotova sa izuzetkom bagremca koji je zabeležen i na otvorenim

staništima i obodima šumaraka. Odabran je set podataka iz 20 plotova od kojih je četiri plotova sa vrstom *Acer negundo* (AcerN), četiri plotova sa vrstom *Amorpha fruticosa* (AmorF), četiri plotova sa vrstom *Fraxinus pennsylvanica* (FraxP), četiri plotova koji sadrže sve tri invazivne vrste (Mix) i četiri plotova bez invazivnih vrsta (Con) (Sl.18).

Posmatrane su razlike u uticaju 3 različite invazivne biljne vrste između plotova koji sadrže sve tri invazivne vrste (Mix plotovi), plotova koji sadrže svaku vrstu pojedinačno i plotova koji ne sadrže nijednu invazivnu biljnu vrstu (kontrola). Na ovaj način moguće je uočiti razlike u uticaju invazivnih biljnih vrsta na zemljišne faktore odnosno moguće je izdvojiti njihov pojedinačni i sinergistički efekat (efekat ko-invazije).



Slika 18. Distribucija FraxP, AcerN, AmorF, Mix i C plotova, Krčedinska ada (FraxP=Fraxinus pennsylvanica; AcerN= Acer negundo; AmorF= Amorpha fruticosa; Mix= FraxP+AcerN+AmorF; C= kontrola)

Za odabir plotova koriste se površine unutar iste plavne zone, koje su iste teksture zemljišta i nalaze se na istoj nadmorskoj visini. Na ovaj način verovatnoća da se vegetacija u okviru odabranih plotova jako razlikovala pre uspostavljanja invazivnih vrsta svedena je na minimum te je moguće izdvojiti uticaj invazivnih biljaka na zemljišne faktore. Za kvantitativnu procenu biljnih vrsta unutar svakog plotova korištena je Braun-Blanquet kombinovana skala brojnosti i pokrovnosti (Braun Blanquet, 1964).

Različite životne forme vegetacije zahtevaju drugačiji pristup uzorkovanja. Generalno pravilo u fitocenologiji nalaže da veličina vegetacijskog plota predstavlja funkciju veličine biljnih vrsta koje se uzorkuju odnosno veličina plota treba biti proporcionalna visini vegetacije. To znači da su veći plotovi adekvatni kada su biljne vrste dominantno drvenaste životne forme. Shodno tome, plotovi se sastoje od tzv. minimalne površine – najmanje područje sa vrstama koje se redovno javljaju. Za travne površine uzimaju se plotovi 2 x 2 m² površine, a za plotove pod drvenastim vrstama 10 x 10 m² (Chytrý i Otýpková, 2003). Veličina plota nema uticaja na vegetacijski gradijent i sastav biljnih vrsta odnosno plotovi sa velikom varijabilnošću vrsta ne dovode do distorzije diferencijacije vegetacijskog seta podataka u ordinacijskoj analizi (Otypková i Chytry, 2006) te se eliminiše mogućnost uticaja različite veličine plotova na rezultate multiple regresije. Ovo je naročito izraženo kod analize vegetacijskih tipova mozaičnih predela velike heterogenosti.

Uzorkovanje zemljišta - unutar travnih plotova postavljena su tri kvadratna okvira veličine 0.5 m u uglove plota. U svakom uglu plota, sa zemljišnim uzorkivačem dijametra 2.5 cm uzet je uzorak zemljišta (30 cm dubine), nakon čega je uzorak homogenizovan, stavljen u plastične kese i u toku 24 časa transportovan do laboratorije.

Intenzitet ispaše - na osnovu okularne procene, brojanja balege, udaljenosti plota od vodene površine te visine biomase, izdvojene su 4 kategorije intenziteta ispaše; visok, srednje visok, slab i nepostojeći. Visok intenzitet ispaše određen je u plotovima na kojima je u proseku 60% vegetacije uklonjeno od strane preživara; srednje visok gde je 30-40% vegetacije uklonjeno a slab intenzitet gde je 10-20% vegetacije uklonjeno od strane preživara. Prilikom određivanja intenziteta ispaše uzete su u obzir tri činjenice: (1) vegetacija može biti pod uticajem intenziteta i učestalosti plavljenja, (2) odgovori biljaka na ispašu znatno variraju (Milchunas i sar., 1988; Westoby, 1989) tj. biljna zajednica koja je pod visokim intenzitetom ispaše može biti u potpunosti obnovljena u trenutku uzorkovanja i (3) različite vrste stoke imaju različite preferencije u ishrani te u različitim periodima mogu preferirati različite lokalitete. Uzevši sve ove faktore u obzir, procena intenziteta ispaše je ponovljena unutar istih plotova naredne dve godine.

Učestalost plavljenja (Ind) – izražena je kao prosečni broj plavnih dana u godini a procenjena na osnovu mapa plavljenja i hidrološke baze podataka za period od 1969-2013. godine koja je dobijena od Republičkog Hidrometeorološkog Zavoda Srbije. Područja plavljenja su vektorizovana iz serije dostupnih slika visoke rezolucije sa Google Earth-a. Podaci o učestalosti plavljenja su kategorizovani koristeći skalu od 1-5 (Tabela 7).

Tabela 7. Ordinalna skala* podataka o učestalosti plavljenja

| Ordinalna skala | Učestalost plavljenja (dani godina ⁻¹) |
|-----------------|--|
| 1 | < 15 |
| 2 | 16–30 |
| 3 | 31–60 |
| 4 | 61–90 |
| 5 | > 90 |

*Ordinalna skala - merenje obeležja čiji se modaliteti mere po njihovom intenzitetu ili značaju i na taj način formira rang lista

Klasifikacija biljaka prema CSR modelu - za potrebe klasifikacije CSR tipova biljaka podaci o CSR strategijama su preuzeti iz online baze podataka TRY (Plant Trait Database) (<https://www.try-db.org/TryWeb/Home.php>).

3.2 Interpretacija satelitskih snimaka

Analiza vegetacijskih promena u periodu od 1969. godine do 2015. godine izvršena je interpretacijom avio i satelitskih snimaka u ArcGIS 10.1. softveru. Da bi se izvršila geoprostorna procena promene zemljišnog pokrivača na Krčedinskoj adi korišteni su satelitski snimci iz različitih perioda. Avio snimak Krčedinske ade iz 1969. godine obezbeđen je od strane Vojnogeografskog instituta u Beogradu. Snimak je crno beli, razmere 1:32500, oštećen. S obzirom na oštećenost dobijenog avio snimka za uporednu analizu korišten je panhromatski CORONA snimak 7.02.1969. rezolucije 2.5 m, a skeniran avio snimak iz 1969. godine korišten je samo za identifikacionu potvrdu. Za procenu sadašnjeg stanja zemljišnog pokrivača, odabran je snimak visoke rezolucije sa Google Earth-a iz oktobra 2013 godine.

Područje je podeljeno u grid ćelije sa veličinom jedne ćelije od 50 m (pokrivajući područje od 2500 m² i ukupno 3513 ćelija) (Sl.19). Na osnovu svetline piksela, spektralnih (na satelitskom snimku) i teksturalnih (na avio snimku) parametara, fiziognomske karakteristike vegetacije i postojećih podataka sa terena, određen je procenat zemljišnog pokrivača i tipa vegetacije unutar svake ćelije. Identifikovano je sedam kategorija zemljišnog pokrivača: vodena površina, područje pod drvenastim vrstama, šumo-pašnjak tip I, šumo-pašnjak tip II, plantaža topola, pesak i područje pod žbunastim vrstama.



Slika 19. Grid ćelije veličine 50 m i vizualna prepoznatljivost zemljišnog pokrivača

Poređenje gridova sa različitim zemljišnim pokrivačem iz 1969-te i 2013-te izvršeno je koristeći raster overlay funkciju, oduzimanjem vrednosti za različite vegetacijske tipove tako da je rezultat rangirao između 100 i – 100 ukazujući na intenzitet promena za određeni tip vegetacije. Dobijen je raster snimak koji pokazuje intenzitet promena vegetacijskih tipova a reinterpolisan je zarad bolje vizuelne prezentacije koristeći centroidne tačke unutar svake grid ćelije. Mape zemljišnog pokrivača za 1969 i 2013. godinu vizualizovane su koristeći “point density” kartografski metod, s obzirom da najbolje prikazuje procenat zemljišnog pokrivača u jednoj grid ćeliji (Kaim i sar., 2016). Mapa je podeljena u grid ćelije sa veličinom jedne ćelije od 50 m. Šest kategorija zemljišnog pokrivača predstavljeno je različitim simbolima na mapi (npr. narandžasto obojeni X symbol za žbunastu sastojinu, zelena tačka za šumsku sastojinu, žuta tačka za pesak, zeleni krstić za plantažni zasad, zeleni plusić za šumo pašnjak). Jedna tačka čini 10% od ukupnog zemljišnog pokrivača unutar jedne ćelije i predstavljena je simbolom određenog zemljišnog pokrivača. Ako je npr. Struktura zemljišnog pokrivača unutar jedne ćelije takva da se sastoji od 20% peščane obale i 80% žbunaste sastojine, unutar te ćelije nalaziće se dva narandžasta X simbola i 8 žutih tačaka. Unutar svake grid ćelije ukupno 10 tačaka (simbola) predstavlja 100% određenog zemljišnog pokrivača. Ovo omogućava bolju vizualizaciju varijacije različitih tipova zemljišnog pokrivača unutar jedne grid ćelije kao i predstavljanje svih tipova zemljišnog pokrivača na jednoj mapi simultano.

3.3 Laboratorijske analize

Od laboratorijskih analiza u uzorcima zemljišta analiziran je: ukupan sadržaj azota (TN), sadržaj ugljenika (C), dostupan fosfor (AP), kalijum (K), sadržaj humusa (Hm), mikro i makroelementi (Mg, Fe, Al, Ca), pH, sumpor (S), tekstura zemljišta, denitrificirajuće (DB) i nitrificirajuće bakterije (NB).

Ukupan sadržaj azota i ugljenika određen je CHNS analizatorom (AOAC metoda 972.43), dok je sadržaj humusa određen metodom Tjurina oksidacijom organske materije. Određivanje aktivne kiselosti zemljišta - pH u void, određena je u suspenziji (10 g : 25 cm³) zemljišta sa vodom, potenciometrijski, pH metrom. Određivanje lakopristupačnog fosfora urađeno je spektrofotometrijski a sadržaj kalijuma plamenom fotometrijom. Iste procedure za određivanje osnovnih zemljišnih parametara date su u radu Milić i sar., 2011 i 2012.

Određivanje ukupnih količina mikroelemenata urađen je razaranjem sa koncentrovanom azotnom kiselinom određivanje na aparatu "Vista Pro"- Varian; metodom indukovane kuplovane plazme ICP - OES; DM 8/1-3-021. Za nitrificirajuće i denitrificirajuće bakterije uzorci zemljišta uzeti su zemljišnim uzorkivačem iz gornjeg sloja (30cm), isti dan odneti u laboratoriju i uskladišteni na 4°C. Pre analize, svi uzorci su prosejani kroz sito veličine okaca 2 mm.

Broj nitratnih bakterija u tečnoj podlozi određen je zasejavanjem 0.5 ml suspenzije sa odabrana tri razređenja (10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4}) u epruvete sa 5.0 ml hranljivog rastvora. Hranljivi rastvor za nitratne bakterije: NaNO₂ 10g; K₂HPO₄ 0.5g; NaCl 0.3 g; MgSO₄ 0.5 g; MnSO₄ u tragu; Fe₂(SO₄)₃ u tragu; destilovana voda 1000 ml; pH 7.3. Inkubacija traje 4 dana na 28°C. U zasejane epruvete zatim je dodano nekoliko kapi reagensa koji se sastoji iz 0.5 g difenilamina, 20 ml destilovane vode i 100 ml koncentrovane sumporne kiseline. Prisustvo nitratnih bakterija uočava se pojavom plave boje.

Određivanje broja denitrifikatora se vrši zasejavanjem sa 0.5 ml suspenzije odabranog razređenja (10^{-4}) na razlivenu agarizovanu podlogu. Suspenzija se sterilnom špatulom razvuče po površini. Inkubacija traje 48 časova na 28°C nakon čega se podloga preliva sa reagensom. Kolonije koje vrše redukciju nitrata u nitrite oboje se crveno. Broj se preračunava na 1g apsolutno suvog zemljišta. Podloga za denitrifikatore po Giljtaju: K₂HPO₄ 0.25 g; MgSO₄ 0.125 g; NaCl 0.125 g; FeSO₄ u tragu; MnSO₄ u tragu; KNO₃ 2g, CaCO₃ 5g; glukoza 10g; agar 16g; destilovana voda 1000 ml; pH 6.8. Priprema reagensa vrši se na sledeći način: A.Griss I: razblaži se 4 ml glacijalne sirćetne kiseline u 150ml destilovane vode

i doda 0.5 g sulfanilne kiseline. B.Griss II: U 150 ml razblažene sirćetne kiseline rastvori se 0.1 g α naftilamina. Rastvori A i B se pomešaju u odnosu 1:1 i koriste se za dokazivanje nitrita. Izračunavanje broja nitritnih i nitratnih bakterija vrši se pomoću Mac-Credy-evih tablica. Npr. ako se tri pruvete zaseju u tri ponavljanja sa tri razređenja (10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4}) i u epruvetama koje su zasejane sa 10^{-2} razređenjem dođe do promene boje u svim ponavljanjima, u epruvetama zasejanim sa 10^{-3} razređenjem u dva ponavljanja i u epruvetama zasejanim sa 10^{-4} razređenjem samo u jednom ponavljanju, napiše se +++ (za 10^{-2}), ++- (za 10^{-3}), i + - - (za 10^{-4} razređenje). Karakterističan broj je prema tome 321. U tablici za ovaj broj označeno je da se u 0.5 ml 10^{-2} razređenja nalazi najverovatnije 15 bakterija. Dalje se broj preračunava na 1 gr zemljišta.

Pod teksturom zemljišta podrazumeva se vrsta zemljišta prema mehaničkom sastavu. Određivanje mehaničkog sastava zemljišta određeno je pipet metodom, priprema uzoraka sa Na-pirofosfatom po Thun-u (Thun, 1955), a teksturna klasa određena je na osnovu klasifikacije po Tommerup-u (Tommerup, 1934). Pod mehaničkim sastavom zemljišta podrazumeva se kvantitativno učešće čestica različitih veličina, koje se grupišu u tzv. mehaničke frakcije sa graničnim vrednostima njihovih dimenzija. Veličina frakcija je definisana kao krupni pesak (200–2000 μ m), sitni pesak (20–200 μ m), prah (20 μ m) i glina (2 μ m).

3.4 Statističke analize

Kako bi se objasnile veze između biljnih vrsta i odabranih sredinskih (nezavisnih) varijabli korištena je multivarijantna analiza, rađena u programskom paketu Canoco 5 (Lepš i Šmilauer, 2003). Podaci o kvantitativnoj proceni biljnih vrsta predstavljali su zavisnu varijablu. Da bi se odabrao odgovarajući metod ordinacije korišćena je DCA analiza korespondence ili diskriminantna korespondentna analiza (detrended correspondence analysis), gde su nezavisne varijable testirane indirektnom analizom dužine gradijenta te su određeni gradijenti promene sastava vrsta (Ter Braak i Šmilauer, 2002). Dužina gradijenta manja od 3 je jasna indikacija za linearne regresijske metode dok dužina gradijenta veća od 4 ukazuje na potrebu korišćenja unimodalnih regresijskih analiza. Ukoliko su vrednosti gradijenta između 3 i 4 moguće je koristiti obe metode. Dužina prve DCA ose (4.33) pokazala je da je veza između biljnih vrsta i izabranog seta varijabli unimodalna, te stoga jasno indicira upotrebu CCA kanoničke korelacijske analize (canonical correlation analysis).

Multikolinearnost između ispitivanih varijabli proverena je pregledom faktora inflacije varijanse (VIF) (Ter Braak i Šmilauer, 2002). Faktor inflacije varijanse kvantifikuje značaj korelacije između nezavisnih varijabli u konačnoj varijansi kanoničkih koeficijenata. VIF faktor zapravo meri nestabilnost regresijskog modela. Kao pravilo, ter Braak preporučuje da se varijable koje imaju VIF vrednost veću od 20 izostavljaju iz analize jedna po jedna (Ter Braak i Šmilauer, 2002). Nakon izvršene DCA analize, pregledom VIF vrednosti uočava se da su sve vrednosti ispod 10, ukazujući na nepostojanje multikolinearnosti između ispitivanih varijabli (Montgomery, 2001).

CCA analiza, korišćena kako bi se procenio značaj nezavisnih varijabli u objašnjavanju sastava vrsta, visoko je kompatibilna sa setom podataka omogućavajući da se kvantifikuje količina varijanse koja može biti objašnjena svakim matriksom i uređuje graf tako da je prva osa najvažnija. S obzirom da je cilj rada bio objasniti sastav vrsta određenim skupom sredinskih varijabli, CCA je odličan izbor statističke metode jer omogućava ordinatama da budu linearne kombinacije sredinskih varijabli. Na ovaj način varijacija u sastavu biljnih vrsta može biti direktno dovedena u vezu sa varijacijom sredinskih varijabli. Kod CCA analize, veze između ispitivanih varijabli i dobijenih ordinata i interpretacija osi zasniva se na:

- ✓ Kanoničkim koeficijentima i intra-set korelacijama
- ✓ Pregledom intra-set korelacijskih vrednosti (i kanoničkih koeficijenata) identifikuje se relativan značaj svake varijable u uticaju na sastav vrsta
- ✓ Dužini i poziciji strelica; strelice paralelne na osu indiciraju korelaciju dok dužina strelice indicira jačinu te veze

Monte Carlo test sa 499 permutacija je sproveden kako bi se testirala značajnost varijabli u objašnjavanju sastava biljnih vrsta (Lepš i Šmilauer, 2003). Kako bi se iznašao najbolji podskup prediktora odnosno kako bi se izdvojili najznačajniji sredinski faktori koji objašnjavaju najveću inerciju u setu podataka, izvršena je "Forward selection" analiza - FS (Ter Braak i Šmilauer, 2002) koja je isključila varijable koje objašnjavaju manje od 10% varijacije u setu podataka (cut-off point $P = 0.10$). Varijable su dodavane jedna za drugom dok nije došlo do poboljšanja u statističkom modelu.

Da bi se detektovale razlike u uticaju invazivnih biljnih vrsta (*Amorpha fruticosa*, *Acer negundo*, *Fraxinus pennsylvanica*) između 5 izdvojenih grupa plotova na zemljišne parametre (nitrificirajuće bakterije, denitrificirajuće bakterije, ukupan sadržaj azota, sadržaj ugljenika, dostupan fosfor, kalijum, sadržaj humusa, mikro i makroelementi, pH), a s obzirom na nepostojanje pretpostavke o mogućem pravcu razlika između grupa i njihovom

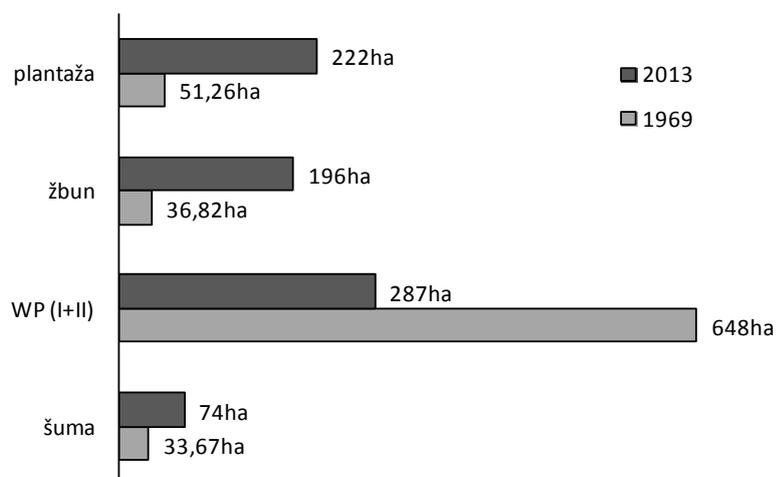
uticaju na zemljišne parametre, primenjena je jednofaktorska analiza varijanse (ANOVA). Jednofaktorska analiza varijanse (ANOVA) je analiza kojom se testira značajnost razlika između aritmetičkih sredina ispitivanih karaktera, pomoću koje je moguće izdvojiti karaktere sa najvećim značajem u razlikovanju izdvojenih grupa (Manly, 1986). Analiza je izvršena u programskom paketu Statistica 13.5. Za post hoc analizu korišten je Takijev test (Tukey test).

Jednofaktorska analiza varijanse (ANOVA) je korištena i kako bi se detektovale razlike u zastupljenosti funkcionalnih tipova biljaka između različitih sukcesivnih stadijuma predstavljenih GR, TR i WC plotovima. Kvantitativne varijable su predstavljene ukupnim brojem biljaka određenog CSR tipa unutar svakog plota, dok su kvalitativne varijable predstavljene GR, TR i WC plotovima kao različitim sukcesivnim stadijumima. Analiza je izvršena u programskom paketu Statistica 13.5.

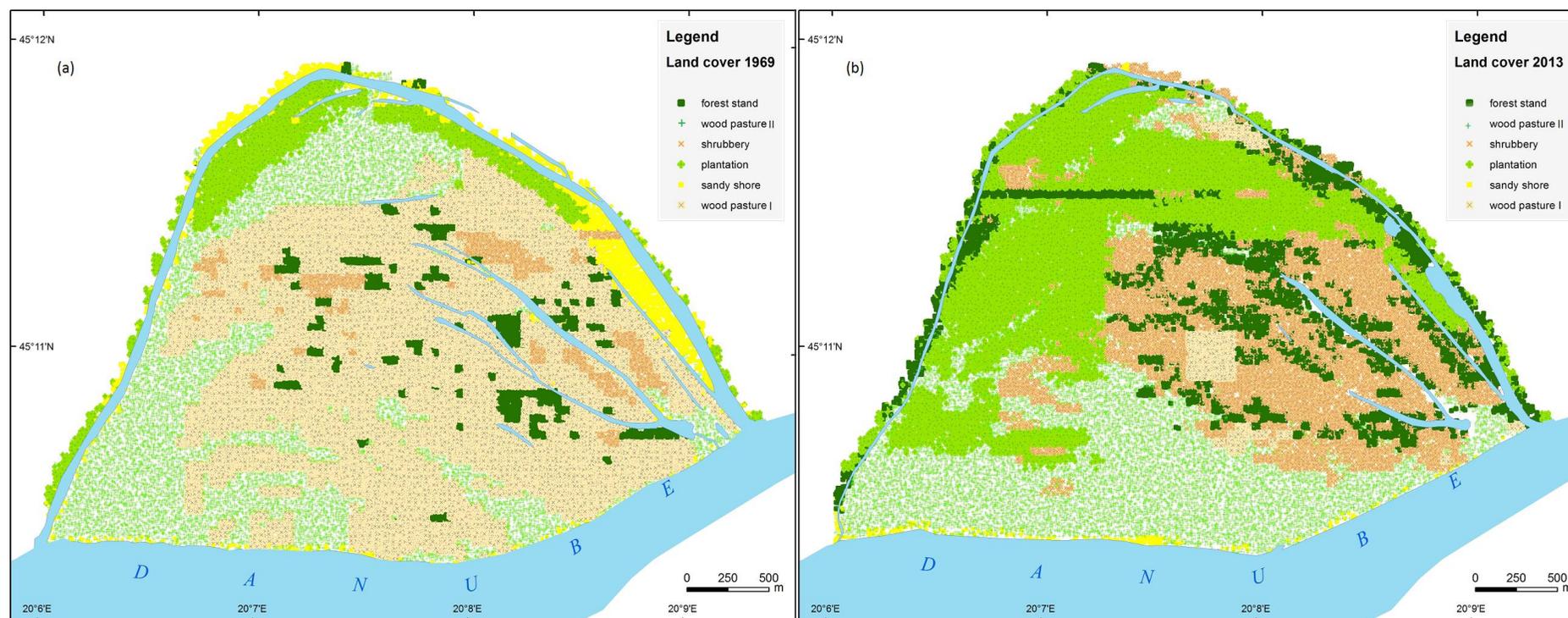
4. REZULTATI

4.1. Interpretacija satelitskih snimaka

Interpretacija i analiza satelitskih snimaka pokazala je da je procenat ukupnog područja Krčedinske ade pod šumo-pašnjakom (tip I i tip II) 1969-te godine bio 73% ili 648 ha. Do 2013-te godine, taj procenat je pao na 30% ili 263 ha što predstavlja gubitak od 54% (S1.20). Procenat zemljišnog pokrivača pod drvenastim vrstama se povećao tokom vremena. Nekadašnji veliki prostor pod odraslim drvećem i značajan procenat otvorenog staništa zamenio je zemljišni pokrivač koji se uglavnom sastoji od žbunastog pokrova (S1.21). U nevedenom periodu od 44 godine, plantaže su u porastu za 19%, žbunovito stanište u porastu za 18% a stanište tipa WP2, sa dominirajućim otvorenim staništem, u porastu za svega 3% (S1.20).



Slika 20. Razlika u procentu vegetacijskog pokrivača tokom perioda od 44 godine (1969-2013) pod opadajućim stočnim fondom



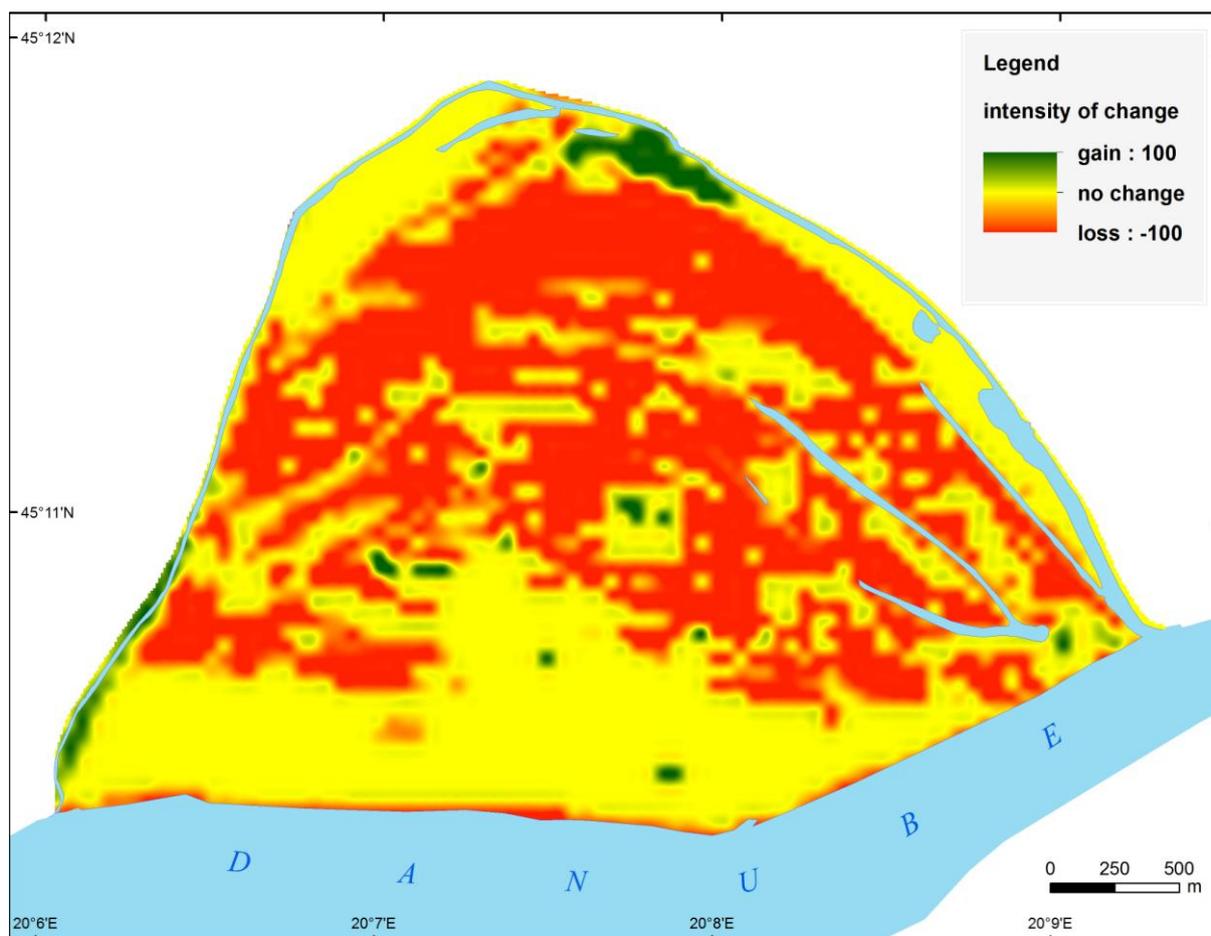
Slika 21. Područje istraživanja sa prikazom zemljišnog pokrivača iz (a) 1969. godine i (b) 2013. godine

Najveća razlika u procentu zastupljenosti vegetacijskog pokrivača u periodu od 1969 – 2013. godine ogleda se u zastupljenosti WP1 tipa vegetacije koja beleži gubitak od 44%. Iako je WP1 tip šumo pašnjaka sa manjim procentom otvorenog staništa u odnosu na tip šumo pašnjaka WP2, za njega je karakteristično kontinuirano prisustvo livadskih fragmenata dok je šumski fragmenat sačinjen od očuvanih starih stabala nativnih vrsta. Današnji WC i TR plotovi su na avio i satelitskim snimcima iz 1969-te godine identifikovani kao šumo pašnjak tip 1 (WP I) sa pokrovnošću drvenastih vrsta od $\approx 70\%$ i karakterističnom fizionomijom starih stabala, dominantno vrba (Sl.22a). Na snimcima iz 2013-te godine, WC a naročito TR plotove karakterišu fiziognomska obeležja degradiranih sastojina (šikare, šibljaci) (Sl.22b).



Slika 22. (a) Šumo pašnjak tip WPI sa starim stablima vrbe i značajnim procentom otvorenog staništa na avio snimku iz 1969-te godine, (b) isti lokalitet na satelitskom snimku iz 2019-te godine sa dominantno žbunastim pokrivačem

Potpuni gubitak (-100%) vegetacijskog pokrivača šumo pašnjak (I+II) u periodu od 1969-2013. godine je detektovan na površini od 475ha (Sl.23) dok je na svega 23ha proširenje ovog tipa vegetacijskog pokrivača. Na snimku prikaza intenziteta promena (Sl.23) se vidi da je jedan deo područja pod nekadašnjim WP1 danas pod plantažnim zasadam a da je preostali procenat nekadašnjeg WP1 danas dominantno pod šibljacima.

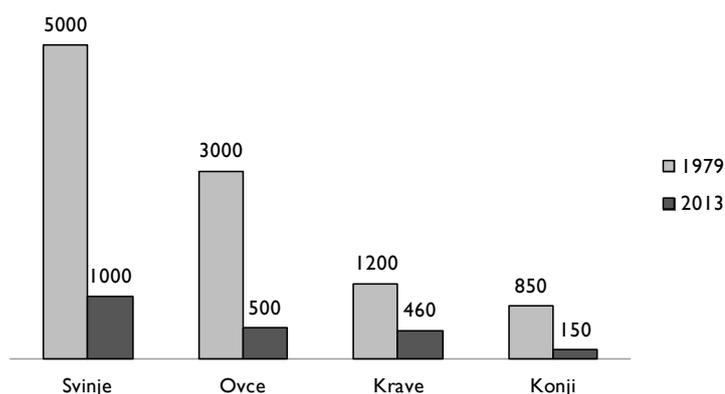


Slika 23. Područje istraživanja sa prikazom intenziteta promena staništa tipa šumo-pašnjak u periodu od 1969-2013. godine

4.2 Ispaša na Krčedinskoj adi

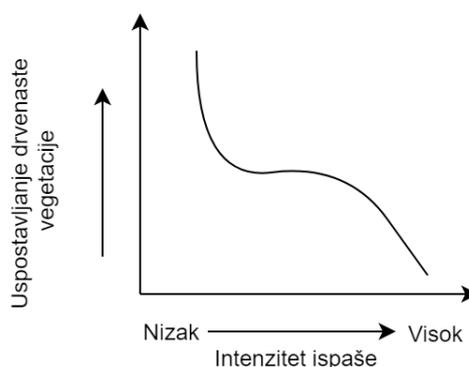
Napuštanje i smanjivanje stočarstva dovelo je do naglog smanjivanja ukupnog stočnog fonda na Krčedinskoj adi u periodu od 1979-2013-te godine (Sl. 24). Prema usmenom saopštenju stočara, ukupan stočni fond se smanjio od 10.050 na 2270 glava (podaci iz 2013-te godine) tj. 80%.

Značajno se smanjio broj ovaca, svinja, krava i konja. Od novih vrsta životinja, danas su na adi prisutni podolska goveda (oko 40 jedinki), magarci (oko 100 jedinki) i mangulice (oko 20 jedinki).



Slika 24. Smanjivanje ukupnog broja stočnog fonda na Krčedinskoj adi (1979-2013)

Kada je reč o uticaju ispaše na uspostavljanje drvenastih vrsta, ustanovljeno je da se na Krčedinskoj adi, smenjuje pozitivan i inhibitoran efekat ispaše pri varirajućem pritisku ispaše te rezultuje kompleksnim negativnim kurvilinearim trendom (Sl.25).



Slika 25. Kurvilinearan odnos između uspostavljanja drvenastih vrsta i intenziteta ispaše na Krčedinskoj adi

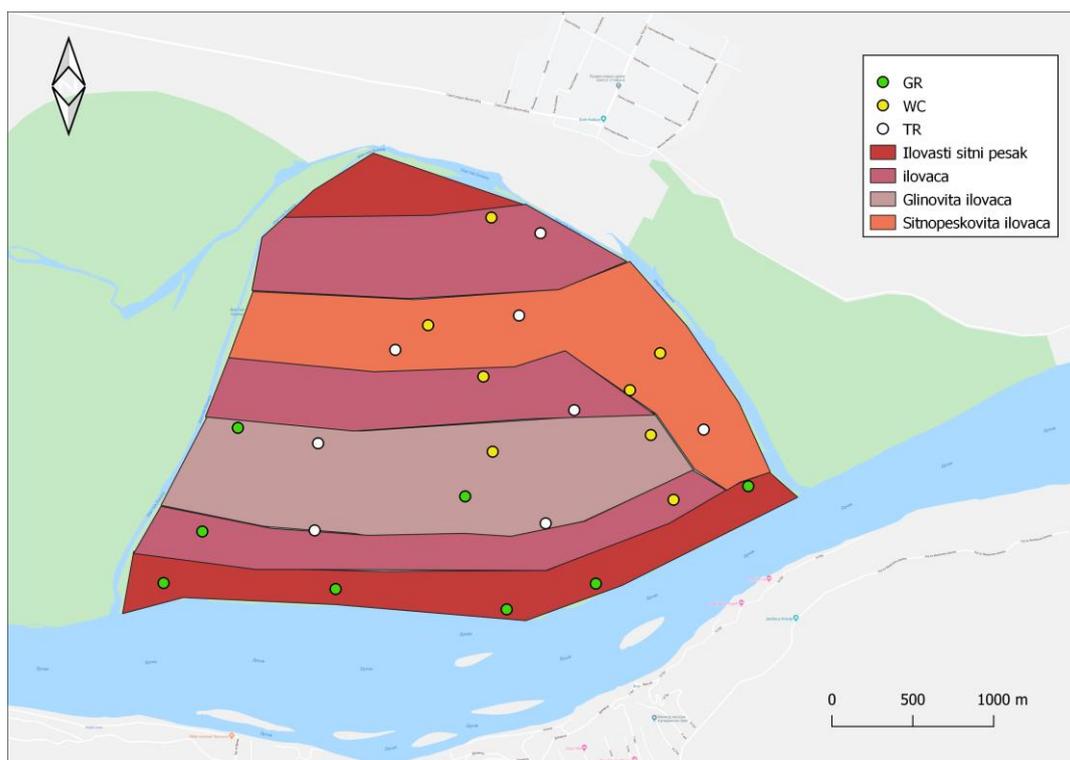
4.3 Uticaj sredinskih parametara na sastav biljnih vrsta

Unutar 24 plotova zabeleženo je 48 biljnih vrsta iz 26 familija, 4 invazivne biljne vrste i 11 korovskih vrsta. Najzastupljenija familija je Rosaceae sa vrstama *Potentilla reptans* L. i *Potentilla anserina* (L.) Rydb. Druga najzastupljenija familija je Poaceae, sa vrstama *Cynodon dactylon* (L.) Pers. i *Festuca pratensis* Huds. a potom familija Fabaceae sa vrstom *Trifolium repens* (L.) kao dominantnim vrstama GR plotova.

Tekstura zemljišta analizirana je na 15 uzoraka duž vertikalnog transekta od južne do severne tačke ade, s obzirom da se teksturne klase u pomenutom pravcu smenjuju sa malom varijabilnosti, idući od juga ka severu. Izdvojene su sledeće teksturne klase zemljišta: ilovasti sitni pesak, ilovača, glinovita ilovača i sitnopeskovita ilovača (Tabela 8). Na osnovu dobijenih analiza, napravljena je pedološka mapa u QGIS-u sa prikazom vegetacijskih plotova (Sl.26).

Tabela 8. Tekstura zemljišta, Krčedinska ada

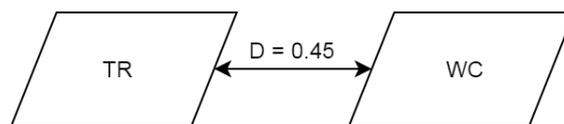
| Broj uzorka | Krupan pesak % | Sitan pesak % | Prah % | Glina % | Teksturna klasa (prema Tommerup-u) |
|-------------|----------------|---------------|--------|---------|------------------------------------|
| 1 | 1.60 | 90.88 | 5.16 | 2.36 | Ilovasti sitni pesak |
| 2 | 1.94 | 44.10 | 39.72 | 14.24 | Ilovača |
| 3 | 3.35 | 36.53 | 40.56 | 19.56 | Glinovita ilovača |
| 4 | 2.34 | 44.06 | 37.68 | 15.92 | Glinovita ilovača |
| 5 | 2.89 | 44.27 | 38.84 | 14.00 | Ilovača |
| 6 | 1.07 | 68.53 | 23.20 | 7.20 | Sitnopeskovita ilovača |
| 7 | 1.43 | 69.69 | 22.04 | 6.84 | Sitnopeskovita ilovača |
| 8 | 2.35 | 43.77 | 40.48 | 13.40 | Ilovača |
| 9 | 1.01 | 54.59 | 34.32 | 10.08 | Ilovača |
| 10 | 1.48 | 58.16 | 30.28 | 10.08 | Ilovača |
| 11 | 1.82 | 85.98 | 9.92 | 2.28 | Ilovasti sitni pesak |
| 12 | 2.87 | 52.41 | 34.32 | 10.40 | Ilovača |
| 13 | 3.16 | 68.24 | 20.72 | 7.88 | Sitnopeskovita ilovača |
| 14 | 3.63 | 70.17 | 21.00 | 5.20 | Sitnopeskovita ilovača |
| 15 | 2.11 | 45.25 | 38.56 | 14.08 | Ilovača |



Slika 26. Izdvojene teksturne klase zemljišta i položaj vegetacijskih plotova (WC = woody cover plots; plotovi šikarastog tipa sa dominacijom visokog žbunja i drvenastih vrsta čija visina premašuje 2 m; TR = transitional plots; prelazna forma između livadske i drvenaste vegetacije sa trnovitim žbunjem visine manje od 2 m; GR = grazing plots; plotovi pod ispašom, koji većinski obuhvataju šumo-pašnjak tip I a u manjem procentu i šumo pašnjak tip II)

Inspekcijom pedološke mape sa vegetacijskim plotovima, uviđa se da se GR plotovi većinski nalaze na fluvisol tipu zemljišta (pet plotova) dok se tri plota nalaze na močvarno glejnom tipu zemljišta. WC plotovi se većinski nalaze na močvarno glejnom tipu zemljišta (šest plotova) dok se dva plota nalaze na fluvisolu. TR plotovi se svi nalaze na močvarno glejnom tipu zemljišta.

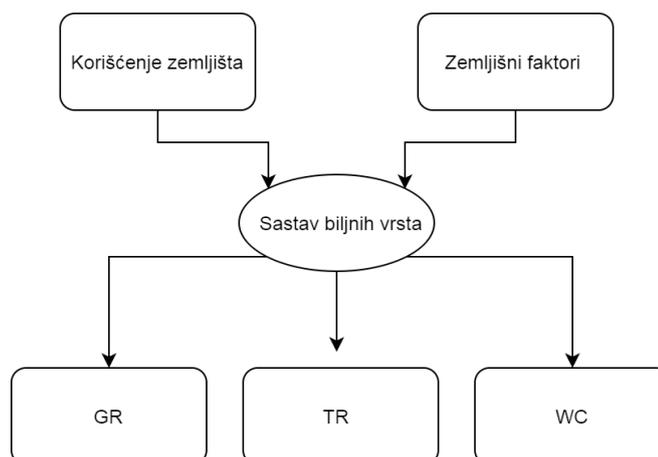
Iako se WC i TR po sastavu vrsta odlikuju dosta velikim koeficijentom sličnosti (S1.27) odnosno demonstriraju izvesno preklapanje u sastavu vrsta ($D = 0.45$), to je i razumljivo s obzirom na činjenicu da se fitocenoze ovih plotova prostorno uvek dodiruju (vrste šire ekološke valence prelaze iz jedne u drugu sastojinu). Uzimajući u obzir prelazni karakter TR i WC tipova vegetacije, jasno je da dolazi do homogenizacije u sastavu vrsta između sastojina ovih grupa plotova.



Slika 27. Razlika u sastavu vrsta između dva skupa plotova (WC i TR) izražena Bray Curtis-ovim koeficijentom

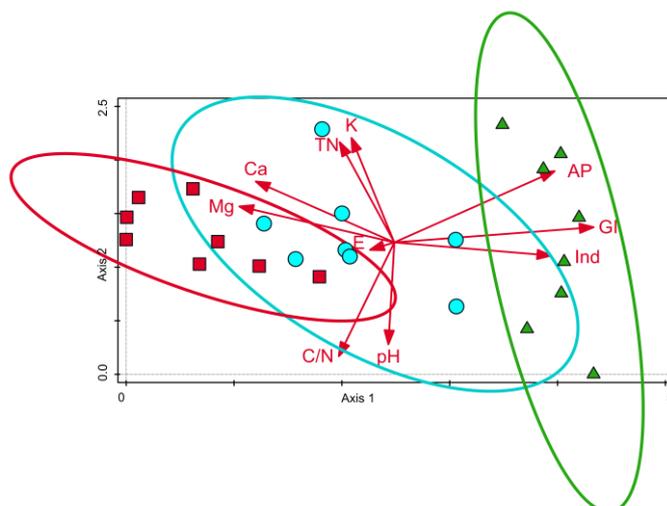
TR plotovi se ogledaju u većoj zastupljenosti vrsta *Crataegus nigra* i *Rubus caesius* te manjom zastupljenosti vrste *Salix alba* u poređenju sa WC plotovima. Takođe, WC plotove odlikuje mala zastupljenost ili odsustvo zeljastog pokrivača kao i odsustvo izražene vertikalne zonacije (krošnja, žbunje, zeljasta vegetacija).

Analiza uticaja sredinskih faktora na oblikovanje vegetacije različitih sukcesivnih stadijuma (GR, TR, WC) predstavljena je generalnim obrascem (Sl.28).



Slika 28. Generalni obrazac povezanosti ispitivanih uticaja na sastav vrsta izdvojenih vegetacijskih tipova

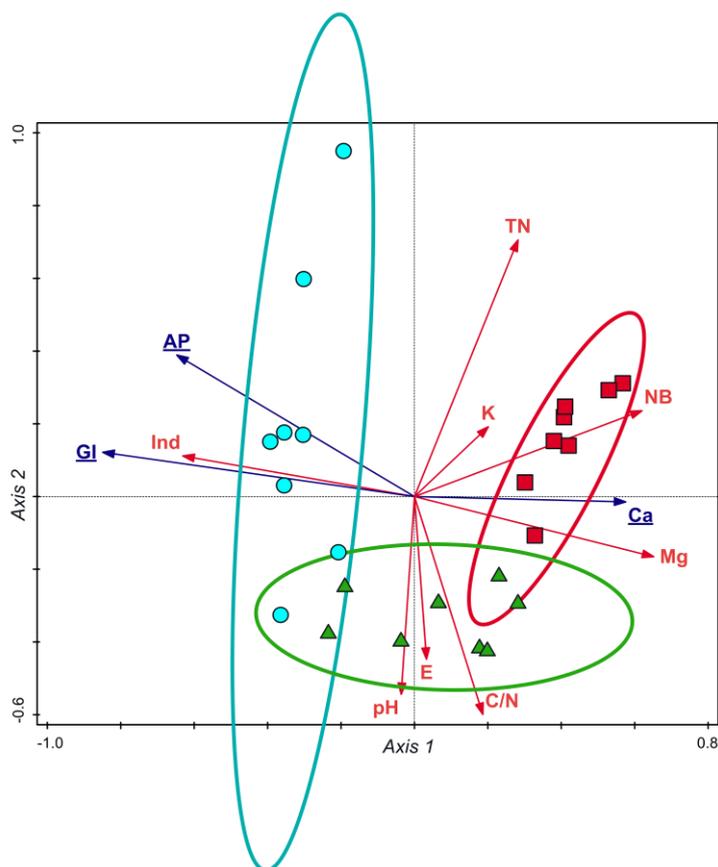
Kada je reč o statističkim analizama korišćenim da bi se detektovao uticaj sredinskih faktora na oblikovanje vegetacije, rezultati diskriminantne korespondentne analize (DCA) ukazali su na veliku heterogenost seta podataka (Sl. 29). DCA je produkovala Eigen vrednosti ($\lambda_1 - \lambda_4$) 0.707, 0.241, 0.167 i 0.109 sa dužinama gradijenta za prve četiri ordinate 4.335, 2.329, 2.026 i 1.813. DCA pokazuje jasnu segregaciju plotova što ukazuje na sličnost u strukturi vegetacije i sastavu vrsta unutar izdvojenih klastera. Blizina i delimično preklapanje klastera ukazuje na prelazni karakter sastojina odnosno činjenicu da žbunaste vrste postepeno osvajaju otvorena staništa i da se određeni deo prelaznih staništa sa žbunastim vrstama "zatvara" u gušći sklop.



Slika 29. DCA ordinacijski biplot za izdvojene vegetacijske tipove prikazuje varijacije duž sredinskih gradijenata. Strelice predstavljaju sredinske varijable. GI = intenzitet ispaše, Ind = učestalost plavljenja, E = nadmorska visina. Zemljišne varijable: AP = dostupni fosfor, TN = ukupan azot, K = kalijum, NB = nitrificirajuće bakterije, Mg = magnezijum, Ca = kalcijum, pH = pH zemljišta, C/N = odnos ugljenika i azota

CCA analiza je pokazala značajnu korelaciju između vegetacije i ukupnog seta sredinskih parametara ($P = 0.002$), objašnjavajući 56.2% varijabilnosti (tj. pokazujući da je test na prvoj osi i na ostalim osama visoko značajan, $P = 0.002$ sa 499 permutacija). CCA dijagram (Sl. 30) pokazuje položaj 24 plotova i 10 objašnjavajućih varijabli. GR, WC i TR plotovi su jasno odvojeni sa malo preklapanja u karakteristikama demonstrirajući jasan uticaj posmatranih varijabli na segregaciju biljnih zajednica.

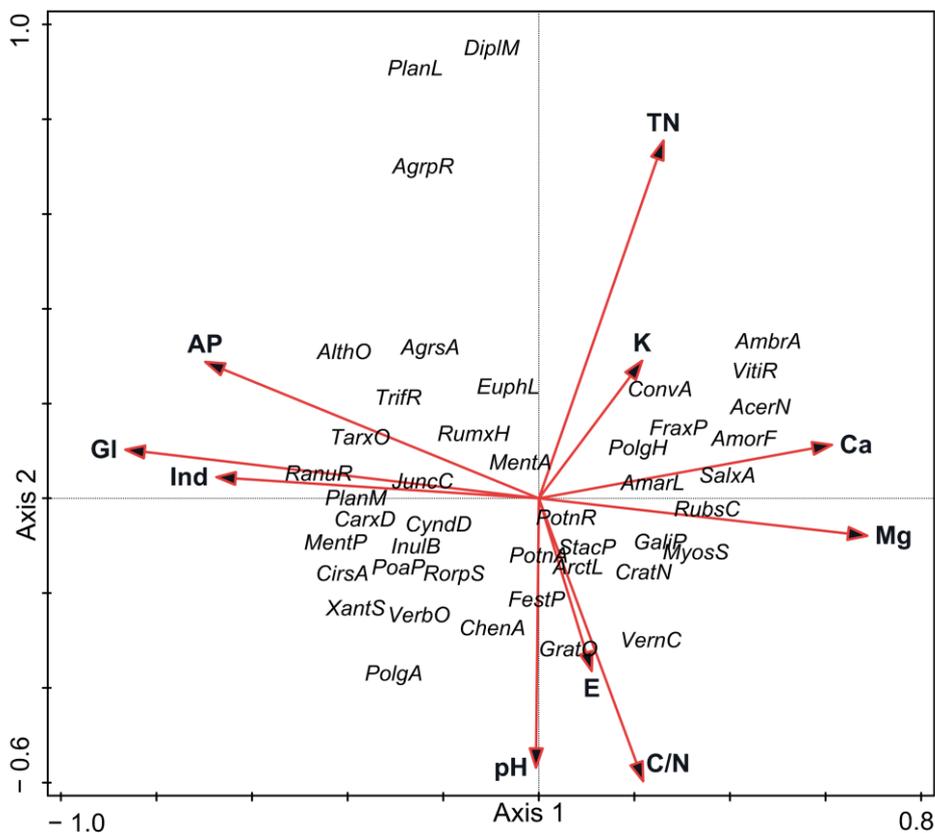
Kada je reč o segregaciji biljnih vrsta, invazivne drvenaste vrste se nalaze na mestima gde su odsutni ispaša i plavljenje, dok se zeljaste biljke nalaze na mestima čestog plavljenja sa visokim intenzitetom ispaše (Sl.31). Sastav biljnih vrsta je razdvojen prvom osom, koja predstavlja gradijent ispaše (intra-set korelacija, $R = -0.8654$) i gradijent plavljenja ($R = -0.6751$), dok druga osa predstavlja gradijent nadmorske visine ($R = -0.3641$).



Slika 30. CCA biplot dijagram koji prikazuje varijacije duž sredinskih gradijentata. GI = intenzitet ispaše, Ind = učestalost plavljenja, E = nadmorska visina. Zemljišne varijable: AP = dostupni fosfor, TN = ukupan azot, K = kalijum, NB = nitrificirajuće bakterije, Mg = magnezijum, Ca = kalcijum, pH = pH zemljišta, C/N = odnos ugljenika i azota. Podvučene varijable objašnjavaju najveću proporciju varijacije u setu podataka, dobijene forward selekcijom

Prema CCA analizi, 18% varijacije u sastavu vrsta objašnjeno je prvom osom (Tabela 8). CCA je generisala najduže strelice za intenzitet ispaše (GI), ukupni azot (TN), magnezijum (Mg), dostupni fosfor (AP) i učestalost plavljenja (Ind) (S1.30), koji, kako se pokazalo, najviše utiču na sastav biljnih vrsta duž CCA osa 1 i 2, što je predstavljeno i intraset korelacijama (Tabela 10). Ovaj procenat varijacije objašnjen posmatranim varijablama je velik uzevši u obzir broj vrsta u postojećem setu podataka. Prve dve ose zajedno objašnjavaju 27% varijabilnosti u setu podataka, što znači da su vrste uglavnom razdvojene duž prve ose. Varijacija duž druge ose je u vezi sa sledećim varijablama: pH, E, C/N, TN i K. Za TR plotove CCA je produkovala značajno drugačiju ordinaciju (vezu izdvojenih vegetacijskih tipova sa sredinskim gradijentima) od one koju je produkovala DCA što ukazuje na prisustvo drugih faktora, pored istraživanih, koji znatno utiču na njihovu sastav vrsta i distribuciju TR plotova. Forward analiza je pokazala da je intenzitet ispaše najuticajnija varijabla, rezultujući

sa 25.9% ukupne varijabilnosti. Pored GI, forward analiza je pokazala da su i sledeće varijable od statističkog značaja: ukupni azot (TN), dostupni fosfor (AP) sadržaj kalcijuma (Ca) (Sl.30).



Slika 31. CCA biplot dijagram koji prikazuje varijacije biljnih vrsta duž sredinskih gradijenata

Skraćenice za naziv biljnih vrsta:

| | |
|--|---|
| AcerN = <i>Acer negundo</i> ; | PotnA = <i>Potentilla anserina</i> ; |
| AgprR = <i>Agropyron repens</i> ; | PoaP = <i>Poa pratensis</i> ; |
| AgroA = <i>Agrostis alba</i> ; | PlanM = <i>Plantago media</i> ; |
| AlthO = <i>Althaea officinalis</i> ; | PlanL = <i>Plantago lanceolata</i> ; |
| AmbrA = <i>Ambrosia artemisiifolia</i> ; | PolgA = <i>Polygonum aviculare</i> ; |
| AmorF = <i>Amorpha fruticosa</i> ; | PolgH = <i>Polygonum hydrolapatum</i> ; |
| AmarL = <i>Amaranthus lividus</i> ; | PolgP = <i>Polygonum persicaria</i> ; |
| ArctL = <i>Arctium lappa</i> ; | PotnR = <i>Potentilla reptans</i> ; |
| CarxD = <i>Carex distans</i> ; | RanuR = <i>Ranunculus repens</i> ; |
| CratN = <i>Crataegus nigra</i> ; | RorpS = <i>Rorippa sylvestris</i> ; |
| ChenA = <i>Chenopodium album</i> ; | SalxA = <i>Salix alba</i> ; |
| ConA = <i>Convolvulus arvensis</i> ; | StacP = <i>Stachys palustris</i> ; |
| CyndD = <i>Cynodon dactylon</i> ; | JuncC = <i>Juncus compressus</i> ; |
| DiplM = <i>Diploaxis muralis</i> ; | TarxO = <i>Taraxacum officinalis</i> ; |
| EuphL = <i>Euphorbia lucida</i> ; | VernC = <i>Veronica catenata</i> ; |
| FestP = <i>Festuca pratensis</i> ; | VerbO = <i>Veronica officinalis</i> ; |
| FraxP = <i>Fraxinus pennsylvanica</i> ; | VitiSp = <i>Vitis sp. (riparia)</i> ; |
| GaliP = <i>Galium palustre</i> ; | RubsC = <i>Rubus caesius</i> ; |
| GratO = <i>Gratiola officinalis</i> ; | RumxH = <i>Rumex hydrolapatum</i> ; |
| LysmN = <i>Lysimachia nummularia</i> ; | TyphL = <i>Typha latifolia</i> ; |
| MentA = <i>Mentha aquatica</i> ; | XantS = <i>Xanthium spinosum</i> ; |
| MentP = <i>Mentha pulegium</i> ; | TrifR = <i>Trifolium repens</i> |
| MyosS = <i>Myosotis scorpioides</i> | |

Tabela 9. Vrednosti CCA ordinacijske analize

| Ordinate | 1 | 2 | 3 | 4 | Ukupna varijansa |
|---|--------|-------|-------|-------|------------------|
| Svojstvene vrednosti | 0.627 | 0.292 | 0.243 | 0.189 | 3.404 |
| Korelacija između nezavisnih i zavisnih varijabli | 0.950 | 0.969 | 0.925 | 0.931 | |
| Kumulativni postotak varijanse zavisnih varijabli | 18.4 | 27.0 | 34.1 | 39.7 | |
| Kumulativni postotak varijanse između zavisnih i nezavisnih varijabli | 32.7 | 48.0 | 60.7 | 70.5 | |
| Suma svih svojstvenih vrednosti | 3.4043 | | | | |
| Suma svih kanoničkih svojstvenih vrednosti | 1.9148 | | | | |

Tabela 10. Intraset korelacijski koeficijenti i kanonički koeficijenti za ordinate 1 i 2 za sredinske varijable, koje je produkovala CCA analiza

| Sredinska varijabla | Intra-set korelacija | | Kanonički koeficijenti | |
|-----------------------------|----------------------|------------|------------------------|------------|
| | Ordinata 1 | Ordinata 2 | Ordinata 1 | Ordinata 2 |
| Dostupni fosfor (AP) | -0.698 | -0.288 | -0.289 | 0.033 |
| Nadmorska visina (E) | 0.110 | -0.364 | -0.162 | -0.324 |
| Učestalost plavljenja (Ind) | -0.675 | 0.044 | -0.065 | -0.183 |
| Intenzitet ispaše (GI) | -0.865 | 0.102 | 0.762 | -0.067 |
| C/N | 0.218 | -0.596 | 0.197 | 0.536 |
| Kalcijum (Ca) | 0.612 | -0.113 | -0.028 | -0.743 |
| Magnezijum (Mg) | 0.687 | -0.078 | 0.038 | -0.842 |
| Kalijum (K) | 0.215 | 0.290 | 0.099 | -0.117 |
| pH | -0.006 | -0.567 | -0.046 | 0.285 |
| Ukupni azot (TN) | 0.260 | 0.755 | 0.214 | 0.819 |

Pregledanjem srednjih vrednosti za ispitivane sredinske varijable (Tabela 11) uočava se da je najveća koncentracija dostupnog fosfora unutar GR plotova, C/N odnos je najveći unutar TR plotova, najveće koncentracije kalcijuma, magnezijuma, kalijuma i ukupnog azota su nađene unutar WC plotova, dok je pH vrednost sa malim odstupanjima unutar ispitivanih plotova.

Tabela 11. Srednje vrednosti i standardna devijacija (SD) zemljišnih varijabli koje su statistički značajne za sveukupnu varijaciju vrsta unutar različitih vegetacijskih tipova

| Sredinske varijable | (WC) ± SD | (GR) ± SD | (TR) ± SD |
|--|----------------|----------------|----------------|
| Dostupni fosfor (mg 100g ⁻¹) | 10.11 (± 5.17) | 24.25 (± 7.72) | 8.07 (± 3.62) |
| Odnos C/N (%) | 23.97 (± 2.30) | 21.36 (± 6.76) | 25.67 (± 1.84) |
| Kalcijum (g kg ⁻¹) | 38.67 (± 1.43) | 34.23 (± 3.35) | 37.89 (± 2.15) |
| Magnezijum (g kg ⁻¹) | 15.60 (± 0.29) | 13.32 (± 1.84) | 15.47 (± 0.80) |
| Kalijum (g kg ⁻¹) | 4.06 (± 0.60) | 3.51 (± 1.81) | 4.05 (± 1.72) |
| pH | 8.13 (± 0.08) | 8.07 (± 0.23) | 8.19 (± 0.07) |
| Ukupni azot (%) | 0.19 (± 0.02) | 0.18 (± 0.07) | 0.15 (± 0.00) |

4.4 CSR kategorizacija biljnih vrsta unutar GR, TR i WC plotova

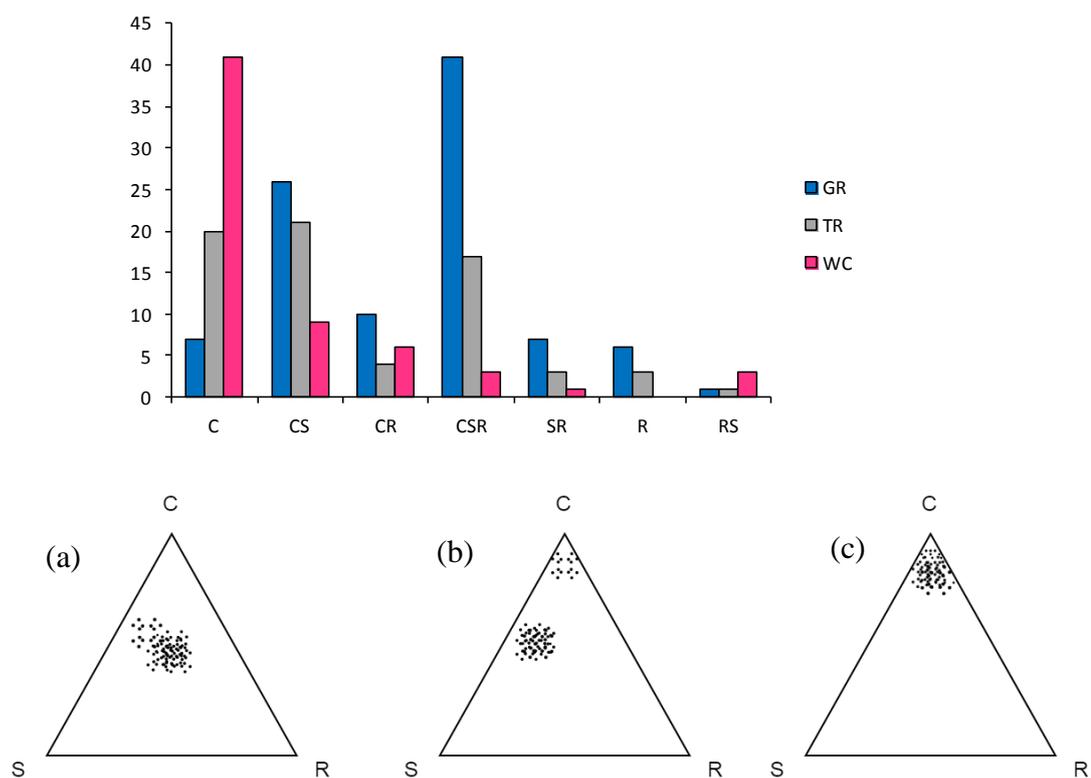
CSR kategorizacija biljnih vrsta unutar istraživanih plotova (Tabela 12) pokazala je da se GR plotovi odlikuju sa najvećim brojem biljaka CSR tipa a potom CS i CR tipa. Druga sukcesijska faza (TR plotovi) odlikuje se sa najvećim brojem biljaka CS i potom C tipa, dok se treća sukcesijska faza (WC plotovi) odlikuje sa najvećim biljaka brojem C tipa. (Sl. 31).

Tabela 12. CSR kategorizacija biljnih vrsta unutar GR, TR i WC plotova

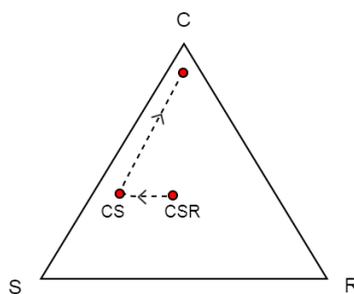
| Biljna vrsta | GR | TR | WC | Biljna vrsta | GR | TR | WC |
|-----------------------------|-----|-----|-----|-------------------------------|----|-----|-----|
| <i>Xanthium spinosum</i> | CR | | | <i>Galium palustre</i> | CS | CS | |
| <i>Cynodon dactylon</i> | CSR | CR | | <i>Festuca pratensis</i> | | C | C |
| <i>Mentha pulegium</i> | SR | | | <i>Amaranthus lividus</i> | | RS | RS |
| <i>Rorippa sylvestris</i> | CS | CS | CS | <i>Arctium lappa</i> | | | C |
| <i>Cirsium arvense</i> | C | | | <i>Stachys palustris</i> | | C | C |
| <i>Rumex hydrolapathum</i> | CS | CS | CS | <i>Rubus caesius</i> | | C | C |
| <i>Polygonum aviculare</i> | R | | | <i>Amorpha fruticosa</i> | | C | C |
| <i>Plantago media</i> | CSR | | | <i>Salix alba</i> | | C | C |
| <i>Trifolium repens</i> | CSR | | | <i>Acer negundo</i> | | | C |
| <i>Polygonum persicaria</i> | R | R | | <i>Myosotis scorpioides</i> | | CSR | CSR |
| <i>Verbena officinalis</i> | CR | | | <i>Vitis sp. (riparia)</i> | | | C |
| <i>Potentilla reptans</i> | RC | RC | RC | <i>Crataegus nigra</i> | | C | C |
| <i>Potentilla anserine</i> | CSR | CSR | CSR | <i>Fraxinus pennsylvanica</i> | | | C |
| <i>Ranunculus repens</i> | CSR | | | <i>Gratiola officinalis</i> | | CSR | |
| <i>Inula Britannica</i> | CSR | CSR | | <i>Typha latifolia</i> | | | CS |
| <i>Taraxacum officinale</i> | RC | | | <i>Galium aparine</i> | SR | SR | SR |
| <i>Mentha aquatica</i> | CS | CS | CS | <i>Chenopodium album</i> | | S | |
| <i>Agrostis alba</i> | CSR | CSR | | <i>Carex distans</i> | CS | | |

| | | | | | |
|------------------------------|-----|-----|-----|--------------------------------|-----|
| <i>Agropyron repens</i> | CR | | | <i>Althaea officinalis</i> | CS |
| <i>Juncus compressus</i> | CSR | | | <i>Poa pratensis</i> | C C |
| <i>Euphorbia lucida</i> | CS | CS | | <i>Convolvulus arvensis</i> | CR |
| <i>Lysimachia nummularia</i> | CSR | CSR | CSR | <i>Ambrosia artemisiifolia</i> | CR |
| <i>Veronica catenata</i> | | CS | | <i>Plantago lanceolata</i> | CSR |
| <i>Polygonum hydropiper</i> | CR | CR | CR | <i>Diploxaxis muralis</i> | RS |

U ukupnom broju ispitivanih plotova dominantan je broj CSR i C strategista idući od GR ka WC plotovima, od otvorenog staništa ka zatvorenom sklopu drvenastih i žbunastih sastojina (S1.32;33).



Slika 32. Zastupljenost funkcionalnih tipova biljaka unutar GR, TR i WC plotova; (a) dominacija CSR i CS tipa unutar GR plotova; (b) dominacija CS tipa unutar TR i (c) dominacija C tipa unutar WC plotova



Slika 33. Glavna sukcesijska trajektorija na Krčedinskoj adi (CSR – CS – C)

Rezultati jednofaktorske analize varijanse (ANOVA) su pokazali da je zastupljenost različitih funkcionalnih tipova biljaka u različitim stadijumima sukcesije odnosno unutar izdvojenih GR, TR i WC plotova statistički značajna (Tabela 13) sa tri različita nivoa statističke značajnosti $*P < 0,05$ (postojanje nižeg nivoa statističke značajnosti); $**P < 0,01$ (postojanje visokog nivoa statističke značajnosti) i $***P < 0,001$ (postojanje izuzetno visokog nivoa statističke značajnosti). Rezultati pokazuju da se izdvojene grupe plotova razlikuju po svim prisutnim funkcionalnim tipovima biljaka, izuzev CR tipa i RS tipa. Funkcionalni tipovi C strategisti i CSR strategisti odlikuju se sa najvećim nivoima statističke značajnosti odnosno najvećim delom utiču na diferencijaciju sukcesivnih stadijuma na Krčedinskoj adi (GR, TR i WC plotovi), što pored p vrednosti potvrđuju i veoma visoke F vrednosti.

Tabela 13. Rezultati ANOVA testa za ispitivane sukcesivne stadijume (GR, TR i WC plotovi)

| Funkcionalni tip biljke | F | p |
|-------------------------|--------|--------------------|
| C | 20.467 | < 0.0001*** |
| CS | 5.413 | 0.013* |
| CR | 2.722 | 0.089 |
| CSR | 41.037 | < 0.0001*** |
| SR | 4.356 | 0.026* |
| R | 6.200 | 0.008** |
| RS | 0.966 | 0.397 |

Nivoi statističke značajnosti: $*p < 0,05$; $**p < 0,01$; $***p < 0,001$

4.5 Uticaj invazivnih biljnih vrsta na zemljišne parametre

Jednofaktorska analiza varijanse (ANOVA) potvrdila je postojanje statistički značajnih razlika između izdvojenih grupa plotova. Analiza varijanse obuhvatila je merenje 14 kvantitativnih karaktera zemljišta u okviru 5 izdvojenih grupa sa tri različita nivoa statističke značajnosti *P< 0,05 (postojanje nižeg nivoa statističke značajnosti); **P< 0,01 (postojanje visokog nivoa statističke značajnosti) i ***P< 0,001 (postojanje izuzetno visokog nivoa statističke značajnosti). Rezultati ANOVA testa, posmatrani kroz nivoe statističke značajnosti (p<0.05), ukazuju da se izdvojene grupe plotova međusobno razlikuju u odnosu na sledeće zemljišne parametre: nitrificirajuće bakterije (NB), ugljenik (C), ukupni azot (N) i humus (Hm) (Tabela 14).

Tabela 14. Rezultati jednofaktorske analize varijanse (ANOVA) analiziranih kvantitativnih osobina

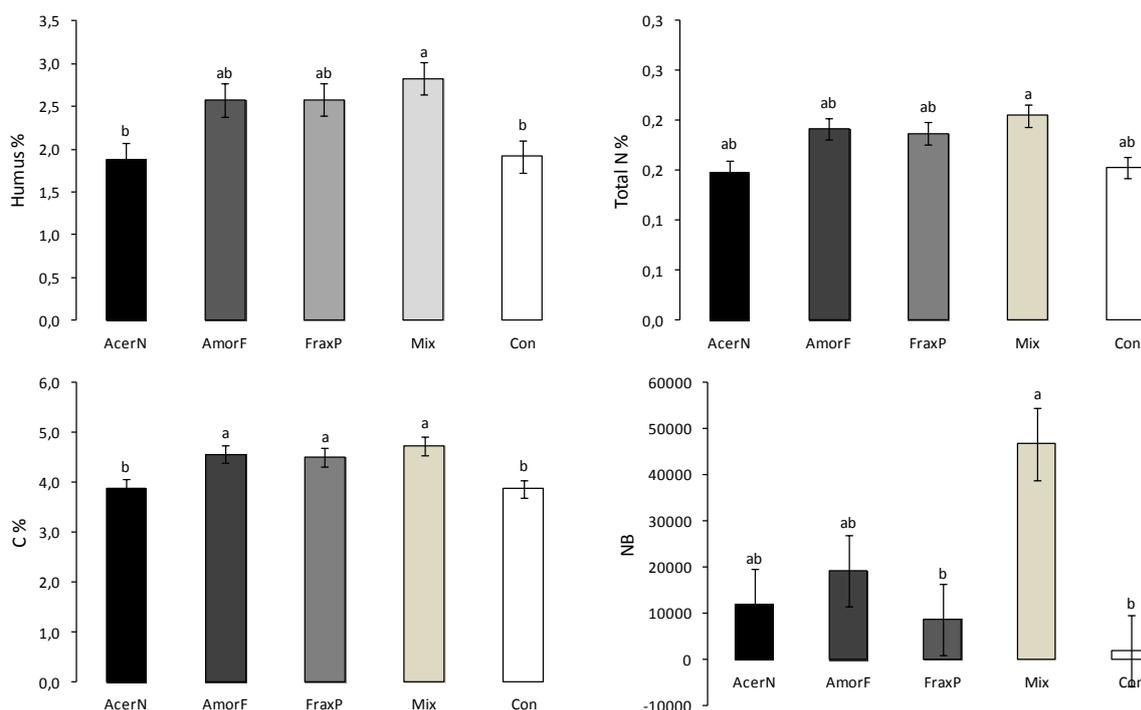
| Parametar | F | P |
|-----------|-------|----------------|
| NB | 4.739 | 0.011* |
| DB | 1.159 | 0.368 |
| pH | 2.253 | 0.112 |
| AL-P2O5 | 1.771 | 0.187 |
| K | 0.667 | 0.625 |
| C | 9.528 | 0.000** |
| S | 2.761 | 0.067 |
| Ca | 0.257 | 0.901 |
| Mg | 1.076 | 0.403 |
| AL-K2O | 1.520 | 0.246 |
| Total N | 4.375 | 0.015* |
| Hm | 4.514 | 0.014* |
| Al | 0.667 | 0.625 |
| Fe | 1.384 | 0.287 |

Nivoi statističke značajnosti: *p< 0,05; **p< 0,01; ***p< 0,001

Rezultati su izdvojili jedan zemljišni parametar sa visokom statističkom značajnosti (C) i tri parametra sa nižom statističkom značajnosti (NB, N i Hm) što ukazuje na postojanje statistički značajnih razlika između analiziranih grupa plotova. Ostalih sedam zemljišnih parametara nije pokazalo statističku značajnost u određivanju razlika između izdvojenih grupa plotova. Parametar C (sadržaj ugljenika) pored visoke statističke značajnosti odlikuje se i

visokom vrednosti parametra F što znači da ima veliki značaj u razlikovanju izdvojenih grupa. Pojedinačni plotovi sa vrstom *Acer negundo* (AcerN) nisu pokazali povećanje sadržaja ugljenika, azota i humusa u poređenju sa kontrolnom grupom dok su pojedinačni plotovi sa *Amorpha fruticosa* i *Fraxinus pennsylvanica* (AmorF, FraxP) pokazali statistički značajan uticaj na sadržaj ugljenika, humusa i ukupnog azota u zemljištu u poređenju sa kontrolnom grupom (Sl.34). Svi pojedinačni plotovi su demonstrirali statistički značajan uticaj na sadržaj nitrificirajućih bakterija u zemljištu (Sl.34). Mix plotovi su pokazali pet puta veći sadržaj nitrificirajućih bakterija u odnosu na FraxP, dva puta veći u odnosu na AmorF, četiri puta veći u odnosu na AcerN, i 25 puta veći sadržaj NB u odnosu na kontrolu.

Plotovi sa sve tri invazivne vrste *Fraxinus pennsylvanica*, *Amorpha fruticosa* i *Acer negundo* (Mix) demonstrirali su statistički značajan uticaj na sadržaj nitrificirajućih bakterija, ugljenika, humusa i ukupnog azota u zemljištu u poređenju sa pojedinačnim plotovima i kontrolnom grupom, pokazujući time da ispitivane invazivne vrste unutar istog staništa imaju aditivan efekat na pomenute zemljišne parametre.



Slika 34. Promene sadržaja humusa, ukupnog azota (Total N), ugljenika (C%) i nitrificirajućih bakterija (NB) u plotovima sa *Acer negundo* (AcerN), *Amorpha fruticosa* (AmorF), *Fraxinus pennsylvanica* (FraxP), plotovima sa sve tri invazivne vrste (Mix) i plotovima bez invazivnih vrsta (Con). Različitim slovima iznad svakog stubića su naznačene vrednosti koje se značajno razlikuju a određene su korišćenjem Tukey testa ($p < 0.05$) nakon jednofaktorske ANOVA.

5. DISKUSIJA

5.1. Interpretacija satelitskih snimaka

Uzroci dinamičnosti vegetacijskih tipova ne mogu biti u potpunosti sagledani bez adekvatnog razumevanja veličine, obrasca i brzine promena u prošlosti (Archer, 1996). Nepostojanje istorijske perspektive kratkoročna istraživanja može učiniti nedovoljnim a nepostojanje vremenske perspektive može dovesti do pogrešnih zaključaka (Magnuson, 1990). Istorijska perspektiva vegetacijske dinamike je neophodna da bi razlikovali kratkoročne (sezonske, godišnje) fluktuacije od dugoročnih (višedecenijskih) promena. Razumevanje dinamičnosti (pokretač i veličina promena) ekosistema pod ispašom je neophodno kako bi se umanjili nepoželjni efekti ispaše u budućnosti i realno procenio restauracijski potencijali područja.

Analiza avio snimka i satelitskih snimaka područja je pokazala da je zbog fiziognomske jednostavnosti šumo-pašnjaka moguće izvršiti istorijsku analizu promena vegetacijske strukture a potom, raspolažući sa podacima o broju biljojeda u analiziranom istorijskom periodu, može se sa velikom sigurnošću dati preporuka o poželjnom broju biljojeda neophodnom za održavanje strukture šumo pašnjaka. Ovo je potpuno nov konzervacioni pristup očuvanju šumo pašnjaka.

Analiza avio i satelitskih snimaka Krčedinske ade pokazala je da su granice između vegetacijskih tipova na Krčedinskoj adi dinamične a ne statične. Analizom najstarijeg avio snimka područja iz 1969. kao i satelitskog snimka iz iste godine, uviđa se značajno prisustvo parkovske strukture, što je u korelaciji sa podacima o većem broju stoke na ostrvu.

Iako su viši tereni (grede), sa manje plavljenja geomorfološki uslovljeni za razvoj drvenastih vrsta unutar plavnih staništa, interpretacija satelitskih i avio snimaka iz 1969-te godine pokazuje da su i TR i WC plotovi pripadali tipu staništa šumo-pašnjak tip I, odnosno imali su veći stepen otvorenosti i očuvanije šumske sastojine u poređenju sa sadašnjim scenarijom (Sl.21;23). Ovo ukazuje na progresivan tip sukcesije na području koje obuhvata 475 ha. Interesantno je da je ovaj tip progresivne sukcesije (od otvorenog staništa do žbunaste i drvenaste sastojine) jedan od najprisutnijih promena na pašnjacima širom sveta (Du Toit i sar., 2010) sa mogućim ireverzibilnim posledicama na koje ukazuju istraživanja Du i sar. (2016) kao i Ridolfi i sar. (2008) demonstrirajući da proces degradacije za posledicu može imati kontinuiranu statičnost prelaznih sukcesivnih faza.

S obzirom da se na snimcima iz 1969-te godine primećuje odsustvo vegetacije sa odlikama šikare unutar TR plotova (Sl.22a), seče vrbovih šuma i značajan pad ukupnog stočnog fonda tokom zadnjih decenija su najverovatnije inicirali tranziciju vegetacijskih tipova u pravcu veće zastupljenosti žbunastih i žbunasto-trnovitih vrsta. Poznato je da biljojedi upravljaju sukcesije ka promeni vegetacijske strukture i da promena broja biljojeda u ekosistemima značajno menja odnos drvenastih i zeljastih vrsta (Sinclair, 1979). Pri velikoj gustini populacije biljojeda, životinje redovno konzumiraju žbunaste vrste (Smit i sar., 2007), posebno mlade biljke sa nedovoljno razvijenim trnjem (Good i sar., 1990). Kada se ispaša znatno redukuje, žbunaste vrste se brzo šire i imaju tendenciju da dostignu stadijum zatvorene šume (Olf i sar., 1999; Gillet, 2008; Manning i sar., 2009). Dugi periodi bez ispaše rezultiraju obimnom regeneracijom drvenastih vrsta i prekidom ciklusa šumo-pašnjak, gde se otvorena staništa zatvaraju žbunastim vrstama koje deluju kao regenerativni centri za uspostavljanje drvenaste vegetacije (Manning i sar., 2009; Van Uytvanck i Verheyen, 2014). Značajno povećanje pokrovnosti žbunastih vrsta nakon redukovanoog broja biljojeda pokazali su i Yorks i sar., (1992, 1994). Kada dođe do agregacije žbunastih vrsta i njihova pokrovnost dostigne neku kritičnu vrednost, može se očekivati pad brojnosti drugih vrsta biljaka i redukcija bogatstva vrsta. Unutar šumo pašnjaka u Olandu (Švedska) došlo je do značajnog pada bogatstva vrsta kada je pokrovnost žbunastih vrsta dostigla 70-80% (Rejmanek i Rosen, 1992). Sličan obrazac može se primeniti u drugim ekosistemima širom Evrope sa povećanjem pokrovnosti žbunastih vrsta. S obzirom da su plantaže u porastu za 19% u navedenom periodu, žbunovito stanište u porastu za 18% a stanište tipa WP2 u porastu za svega 3%, možemo zaključiti da je stanište tipa WP 1 zamenjeno dominantno žbunastom vegetacijom i zasadima topola. Porast plantažnih zasada ukazuje na kontinuitet sukoba interesa šumarske prakse i zaštite prirode i na proširenje niša za invazivne biljne vrste prisutne na ostrvu.

Manji broj odraslih stabala vrbe koji je takođe evidentan na uporednim snimcima iz 1969-te i 2013-te godine, ukazuje na seču prirodnih šuma vrbe. Nekadašnje livadske fragmente i odrasla stabla vrba zamenio je degradacioni stadijum žbunaste vegetacije u formi šibljaka. Dominantna žbunasta životna forma unutar TR sastojina određuje strukturu ovih sastojina i pokazatelj je adaptacije biljnih vrsta na seče prirodnih šuma vrbe i naglu promenu režima ispaše (manji ukupan stočni fond).

Pored znatnog uticaja na strukturu predela, povećanje procenta žbunastih vrsta značajno menja prostornu distribuciju i koncentraciju zemljišnih nutrijenata prekidajući prirodan tok zemljišnog gradijenta uslovljen hidrološkim i geomorfološkim prilikama (Michaelidas i sar., 2012). Žbunaste i drvenaste vrste utiču na mikroklimatske uslove staništa,

zadržavaju veću količinu nanetog aluvijuma, povećavaju vlagu zemljišta i količinu lisnog otpada te tako vrše određeni uticaj i na koncentraciju zemljišnih nutrijenata (Zhao i sar., 2013) u njihovoj neposrednoj blizini.

Šumo pašnjaci koji su u dobrom stanju trebalo bi da imaju stabla različitih starosnih kategorija u cilju održavanja populacije drvenastih vrsta (Vera, 2000; Quelch, 2001). Upravljanje ovim staništima bi trebalo da podrazumeva kontinuiranu ispašu slabog do srednjeg intenziteta (<150 dana $ha^{-1}godina^{-1}$), sa različitim vrstama slobodno lutajućih životinja (Mountford i Peterken, 2003), s obzirom da takva ispaša ima visok kapacitet delimične supresije regeneracije drvenastih vrsta što ima za rezultat kontinuitet održavanja otvorenih staništa (Tubbs, 2001, Van Uytvanck, 2009). Visok intenzitet ispaše onemogućava diverzifikaciju vegetacijske strukture a imajući na umu da na Krčedinskoj adi postoji veliki broj različitih vrsta biljojeda što omogućava ispašu i na manje dostupnim staništima, prednost treba da ima ispaša slabog do srednjeg intenziteta. Ovakav režim bi trebalo da rezultuje sa balansiranjem otvorenog i zatvorenog tipa staništa visoke konzervacijske vrednosti unutar nekoliko decenija (Van Uytvanck i Verheyen, 2014).

Na Krčedinskoj adi, trenutna brojnost stoke može poslužiti kao kritična tačka broja biljojeda ispod koje je nemoguće održavanje otvorenih staništa. Za razvoj upravljačke strategije područja, trebalo bi uzeti u obzir i da kratki periodi bez ispaše imitiraju prirodne fluktuacije populacije biljojeda te tako omogućavaju razvoj i održavanje livadske vegetacije i rezultiraju razvojem gradijenata u vegetacijskoj strukturi.

5.2 Ispaša na Krčedinskoj adi

Pregledom vrsta životinja koje su bile na ispaši na Krčedinskoj adi pre 40 i više godina, uviđa se da su ovce, koje su nekada bile dobro zastupljene (≈ 3000), danas zastupljene sa oko 500 jedinki. Značajno se redukovao i broj svinja, krava i konja (Sl.24). Prema podacima sa terena iz 2013-te godine, danas je prisutno oko 100 magaraca, 40-tak podolskih goveda i 20-tak mangulica, dok u prošlosti ove vrste životinja nisu bile prisutne. Drastičan pad ukupnog stočnog fonda u iznosu od 80% u periodu od 1969-2013-te godine, nije doveo do potpunog obrastanja istraživanog područja u šumu tj. do zatvaranja otvorenih niša. Ovo je jasan indikator da trenutno brojno stanje prisutnih biljojeda predstavlja kritični broj biljojeda na adi koji uspeva održavati ciklus šumo pašnjaka, iako je evidentan trend progresivne sukcesije.

Negativan kurvilinearni trend uticaja ispaše na uspostavljanje drvenastih vrsta (Sl.25) podrazumeva da pri srednjem intenzitetu ispaše postoji određeni balans u procentu zastupljenosti drvenastih i zeljastih vrsta kojeg srećemo udaljavajući se od rečne obale u centralnom delu ostrva gde stoka povremeno boravi. Iz ovoga proizilazi da je ispaša slabog do srednjeg intenziteta idealna za održavanje ciklusa šumo pašnjaka na Krčedinskoj adi. U blizini rečne obale gde stoka odmara, pije vodu i provodi najveći deo vremena, intenzitet ispaše je najveći pa je i procenat drvenastih vrsta najmanji. Visok intenzitet ispaše na Krčedinskoj adi onemogućava uspostavljanje drvenastih vrsta jer brojno najzastupljeniji krupni biljojedi (krave i konji), i njihova preferencija ka travama sa listovima dovoljno bogatim nutrijentima uzrokuje nisku stopu preživljavanja mladica drveća putem mehanizma asocijativne palatabilnosti. Visok pritisak ispaše i niski selektivni kapaciteti koji se nalaze kod biljojeda sa velikim ustima, promovišu asocijativnu palatabilnost gde se mladice drveća jedu sa okolnom jestivom vegetacijom. Pri najmanjem intenzitetu ispaše (severni deo ostrva) procenat drvenastih i žbunastih vrsta je najveći. Nizak pritisak ispaše na Krčedinskoj adi promovise uspostavljanje drvenastih vrsta putem redukovane kompeticije za resurse sa susednim zeljastim vrstama. Potom, vrste kao što su divlja kupina (*Rubus caesius*) i crni glog (*Crataegus nigra*), pomažu uspostavljanje drvenastih vrsta putem asocijativne rezistencije. Biljojedi izbegavaju vegetacijske jedinice sa ovim trnovitim vrstama koje pružaju bezbedna mesta za preživljavanje mladica drvenastih vrsta te na ovim mestima dolazi do agregacije drvenastih vrsta i formiranja šumaraka.

5.3 Uticaj sredinskih parametara na sastav biljnih vrsta

Šumo-pašnjak kao prelazna faza između otvorenog pašnjaka i zatvorene šume, je stanište visoko zavisno od upravljanja. Praćenje strukturnih promena unutar šumo pašnjaka i povezivanje različitih stadijuma ciklusa šumo-pašnjaka sa najuticajnijim faktorima može biti koristan alat prilikom restauracije ovih staništa i preuzimanja konzervacijskih mera. Rezultati ovog rada demonstriraju kompleksnost veze između biljojeda, zemljišnih resursa i vegetacije unutar različitih stadijuma šumo-pašnjaka.

Dostupan fosfor je jedina zemljišna varijabla koja je visoko korelirala sa GR plotovima. Ovako visoke vrednosti dostupnog fosfora u zemljištu plotova pod ispašom odgovaraju uspostavljanju višegodišnjih trava i korovskih vrsta te se mogu objasniti učestalim plavljenjem (Mathews i sar., 1993; Mubyana i sar., 2003) i visokim intenzitetom ispaše

(Baron i sar., 2001; Wei i sar., 2011). Baron i sar. (2001) su demonstrirali da intenziviranje ispaše povećava koncentraciju dostupnog fosfora u zemljištu što objašnjavaju većom koncentracijom stočnog fecesa. Iste rezultate demonstrirali su i Haynes i Williams (1993), u čijem radu je prikazano da se koncentracija fosfora u zemljištu (naročito u površinskom sloju od 0-5cm) povećava sa povećanjem broja životinja na određenom staništu. Manje koncentracije zemljišnog fosfora unutar drvenastih plotova našli su i Chen i sar. (2000) poredeći zemljišne nutrijente unutar dva sukcesivna stadijuma, livadskih zajednica i šumske zajednice. Zemljište pod šumom je sadržavalo znatno manje dostupnog fosfora u poređenju sa livadskim zemljištem što objašnjavaju povećanjem mikrobiološke i fosfatazne aktivnosti tokom ranih faza uspostavljanja drvenaste sastojine.

Iako su dostupnost nutrijenata naročito azota i fosfora, potom reakcija i tekstura zemljišta važni faktori koji utiču na rast i kompoziciju biljnih vrsta vlažnih livada (Wassen i sar., 2003), rezultati ovog rada nisu pokazali da je azot značajna determinanta u ispoljavanju uticaja na sastav biljnih vrsta GR plotova koji obuhvataju veliku proporciju staništa vlažnih livada.

Najveći uticaj na distribuciju WC plotova ispoljavaju zemljišni nutrijenti kao što je ukupni azot, kalijum, kalcijum i magnezijum. Visok nivo ovih nutrijenata podržava zahteve za razvoj i rast drvenaste vegetacije. Visok sadržaj zemljišnog azota u okviru WC plotova je u slaganju sa nalazima Tilman-a (1987) koji je pokazao da postoji tendencija zeljastih biljnih vrsta da dominiraju na zemljištima sa niskim sadržajem azota za razliku od drvenastih biljaka koje preferiraju zemljišta sa visokim sadržajem azota. Veći sadržaj zemljišnih nutrijenata unutar WC plotova može se objasniti i teksturom zemljišta i dužim zadržavanjem plavne vode. Visoko plavljene zone obično sadrže najveći sadržaj nutrijenata unutar plavnih područja (Wassen i sar., 2003; Tsheboeng i sar., 2014). S obzirom na udaljenost WC plotova od rečne obale i njihovu poziciju u zoni slabog plavljenja, veći sadržaj nutrijenata može se objasniti teksturom zemljišta unutar WC plotova i dužim zadržavanjem plavne vode, uzevši u obzir topografiju terena. Ovi plotovi, s obzirom da su udaljeni od rečne obale, locirani su na glinovitom zemljištu koje ima tendenciju da akumulira više nutrijenata za razliku od peskovite podloge (Yajing i sar., 2017). Dobijeni rezultati u skladu su sa rezultatima Almeida i sar. (2018) koji su pokazali da progresivnu sukcesiju prati kompleksniji hemijski sastav zemljišta pa su detektovali drvenaste biljne vrste unutar lokaliteta sa više hranjivih materija u zemljištu za razliku od livadskih lokaliteta siromašnijeg sastava zemljišta (livade) gde su nađene zeljaste biljne vrste. Nalaz kompleksnijih životnih formi biljaka na zemljištu sa većim sadržajem nutrijenata indicira da je sredinska varijabilnost zemljišnih nutrijenata bitan faktor

u određivanju sastava biljnih vrsta. Takođe ovi nalazi potvrđuju da je mozaičnost staništa i vegetacijska heterogenost u bliskoj vezi sa varijacijom zemljišnih faktora. Značajan doprinos TN varijable u varijaciji sastava biljnih vrsta našli su i Bischoff i sar. (2009) istražujući sukcesivne stadijume plavnog straništa u Nemačkoj. Suprotan prostorni obrazac zemljišnih nutrijenata TN i P (Sl. 30) dokumentovan je od strane Heinscha i sar. (2004) i Xiaolong i sar. (2014).

Reakcija zemljišta varirala je u opsegu 7.74–8.29, sa najvećom vrednosti unutar TR plotova i najnižom unutar GR plotova. Nepobitno uzajaman uticaj zemljišta i vegetacije često onemogućava da se identifikuje da li je promena fizičko-hemijskih svojstava zemljišta indukovala promene u sastavu biljnih vrsta ili se desilo obrnuto. Varijacije pH vrednosti zemljišta jesu često indukovane sastavom biljnih zajednica što je demonstrirao Isermann (2005), međutim u literaturi je poznat i suprotan efekat. Varijacije pH zemljišta mogu uticati na distribuciju biljnih vrsta menjajući dostupnost makro i mikronutrijenata u zemljištu (Sims, 1986; Robert i sar., 2007). Samim tim, pH je dovedena u vezu sa stvaranjem vegetacijskih obrazaca unutar plavnih staništa (Li i sar., 2008). Eksperimentalna studija Tilman i Olff, (1991) sprovedena na livadama demonstrirala je da pH zemljišta ima značajan efekat na sastav biljnih vrsta. U studiji o vegetacijskim sukcesijama, Prach i sar. (2007) testirali su 13 abiotičkih sredinskih faktora, uključujući zemljišne parametre, sa ciljem da izdvoje najvažnije faktore koji utiču na vegetacijsku sukcesiju Evropskih antropogenih staništa. Rezultati studije pokazuju pH zemljišta i makroklimu kao faktore od najvećeg značaja. Rezultati ovog rada pokazuju da je varijacija pH zemljišta, iako ne velika, mogla biti od značaja za distribuciju vegetacijskih tipova i sastav biljnih vrsta na Krčedinskoj adi.

Visok C/N odnos unutar TR plotova (Tabela 11) ukazuje da ovaj faktor može biti važna odrednica u uspostavljanju prelazne žbunaste vegetacije. Varijacije ovog zemljišnog parametra, uzrokovane antropogenom N depozicijom, mogu indukovati promene u sastavu biljnih vrsta kako je i predstavljeno od strane Bowman i sar. (2006). Međutim, rezultati ovog rada se razlikuju od rezultata opisanih u Christine i McCarthy (2005) koji su pokazali da je odnos C/N dominantan faktor u uspostavljanju zeljaste vegetacije. S obzirom da postoje brojne studije o tranziciji livadske vegetacije u žbunovitu vegetaciju koja za rezultat ima povećanje sadržaja azota u zemljištu (Hagos i sar., 2005; Blaser i sar., 2014; Zeng i sar., 2017; Urbina i sar., 2018) a uzevši u obzir da su TR plotovi pre 50-tak godina bili dominantno otvoreno stanište, ne možemo isključiti mogućnost da se sličan proces odvijao i na Krčedinskoj adi. Žbunaste vrste imaju tendenciju da koncentrišu nutrijente u zemljištu ispod svojih krošnji formirajući tzv. “ostrva plodnosti” što je naročito zapaženo na staništima koja

su pod uticajem progresivne sukcesije odnosno smene livadske vegetacije žbunastim vrstama (Schlesinger i sar., 1998; Rong i sar., 2016; Turpin-Jelfs i sar., 2019). Ono što je značajno jeste da je ovaj efekat izraženiji u slučaju većih i starijih žbunastih sastojina, velike pokrovnosti (Blaser i sar., 2014; Qu i sar., 2018). Ovakvi nalazi potvrđuju da vegetacijske sukcesije imaju značajan uticaj na sadržaj zemljišnih nutrijenata i potvrđuju kompleksnost uzajamnog uticaja vegetacije i zemljišta. Dodatno, različiti obrasci distribucije ispaše i preferencija stoke ka određenim lokalitetima može dovesti do stvaranja gradijenta zemljišnih nutrijenata (Borrow, 1967; West i sar., 1989; Mathews i sar., 1994; Bardgett i Wardle, 2003). Stoga, ne treba isključiti efekat ispaše, koji je pokazao i najveću statističku značajnost u ispoljavanju uticaja na sastav biljnih vrsta na ostrvu, na prostornu heterogenost zemljišnih nutrijenata na Krčedinskoj adi.

Kod plavnih staništa, očekuje se da je dužina plavljenja kao funkcija nadmorske visine dominantan faktor u određivanju sastava biljnih vrsta, međutim visoka statistička značajnost varijable - intenzitet ispaše, u određivanju sastava vrsta ukazuje na stogodišnju istoriju intenzivne ispaše na ostrvu. Rezultati ukazuju da prvenstveno biljojedi a potom i heterogenost zemljišnih nutrijenata deluju na strukturiranje i promene sastava biljnih vrsta uzrokujući smenu između različitih stadijuma šumo-pašnjaka. Ovakvi nalazi su od velikog značaja jer ukazuju na referentan ukupan stočni fond potreban za održavanje otvorenih staništa područja. Ukoliko ukupan stočni fond na ostrvu nastavi da opada očekuje se da uloga topografije preuzme dominantan uticaj u određivanju ili definisanju statusa zemljišnih nutrijenata i sastava biljnih vrsta kao i dominaciju žbunaste pa potom drvenaste vegetacije na ostrvu odnosno zatvaranje ciklusa šumo pašnjaka.

5.4 CSR kategorizacija biljnih vrsta unutar GR, TR i WC plotova

GR plotovi beleže najveći broj CSR-strategista, reč je o uglavnom o višegodišnjim zeljastim biljkama koje imaju kombinaciju kompetitivnih osobina, stres tolerancije i sposobnosti preživljavanja disturbance odnosno raspolažu sa sve tri strategije. Mogu da kolonizuju otvoreno stanište i da se ponašaju kao ruderalne biljke, da prežive stres i disturbancu (npr. plavljenje i ispašu) i da ispolje kompetitivnu superiornost u odnosu na druge ruderalne i stres tolerantne biljke. Međutim, kod ovih biljaka tip staništa i sredinski faktori uslovljavaju ispoljavanje jedne, dominirajuće osobine (kompetitivnost, stres toleranciju ili preživljavanje disturbance). Dakle, unutar CSR trougla biljke menjaju strategije u zavisnosti od sredinskih

uslova; osobina staništa, dostupnosti nutrijenata, osvetljenosti staništa kao i intenziteta disturbance (Hunt i sar., 2004; Cakir i sar., 2010). Pa tako ispaša i plavljenje kod ovih vrsta favorizuje osobine adaptacije na disturbancu i fiziološke tolerancije stresa a potiskuje kompetitivne osobine (Hurford i Schneider, 2006) koje se ili u potpunosti potiskuju ili su vrlo malo izražene (Grime, 1974). Značajan broj CSR strategista unutar pašnjaka evidentirali su i Wolfe i Dear (2001). Dominantna biljka unutar GR plotova je *Cynodon dactylon* a potom bela detelina, *Trifolium repens*. Obe vrste su CSR-strategisti sa razvijenim kompetitivnim i ruderalnim osobinama koje su razvile zbog velike palatabilnosti i sposobnosti tolerancije stresa (plavljenje i suša). Kod vrste *Cynodon dactylon* nizak prizeman rast, vegetativno razmnožavanje pomoću rizoma i stolona i generativno semenom, omogućava da se biljka dobro uspostavi i oporavi od ispaše i gaženja. Izražene kompetitivne osobine bele deteline ogledaju se u mogućnosti brzog širenja stolonima koje gde god da dodirnu zemljište puste adventivni koren. U uslovima suše bela detelina ispoljava C strategiju preuzimajući dominaciju na pašnjacima, što se na Krčedinskoj adi dešava u odsustvu plavljenja za vreme leta. Puzajući stoloni nisko priljubljeni uz površinu zemlje su odlična mera preživljavanja i dobrog podnošenja ispaše s obzirom da stoka ne zahvata ove vegetativne delove. Za vreme trajanja disturbance (za vreme boravka stoke na ostrvu) *C. dactylon* dominantno ispoljava R strategiju.

Značajan broj CS-strategista (stres tolerantni kompetitori) unutar GR plotova ukazuje na prisustvo plavljenja i male količine dostupnih nutrijenata kao stresa srednjeg intenziteta a odsustvo disturbance. S obzirom da su GR plotovi pod intenzivnom disturbancom (ispaša) ovo ukazuje na činjenicu da je većina CS biljaka unutar GR plotova nejestiva (*Rumex hydrolapathum*, *Euphorbia lucida*, *Rorippa sylvestris*, *Althae officinalis*) odnosno reč je o biljnim vrstama koje su vremenom razvile adaptivne strategije usmerene protiv biljojeda. S obzirom da ne podležu prisutnoj disturbanci a okružene su vrstama koje disturbanca pogađa, u odnosu na susedne vrste one su u kompetitivnoj prednosti. Sa druge strane, za vreme plavljenja ispoljavaju osobine tolerancije stresa. Tako npr. *Rorippa sylvestris* može vršiti fotosintezu pod vodom što je odlična adaptacija vrste na plavljenje a dodatno se odlikuje i hiponastijom (intenzivniji rast donje strane lista zbog čega se listovi savijaju ka gore) koja je od velikog funkcionalnog značaja za podnošenje plavljenja (Stift i sar., 2008).

Mentha aquatica je takođe sposobna vršiti fotosintezu pod vodom a u plavnim uslovima u odsustvu transpiracije održava stopu rasta i snabdevanje nutrijentima (Pedersen, 2008). *Rumex hydrolapathum* formira aerenhimska tkiva u adventivnim korenovima sa velikim

intercelularima koji olakšavaju difuziju gasova između korena (potopljenog dela) i izdanka (aerobnih delova biljke).

Prisustvo jestivih CS strategista unutar GR plotova, kao što je *Mentha aquatica* i *Galium palustre*, se može objasniti tzv. *consumer pressure-abiotic stress model* modelom, prema kojem nejestive biljke imaju funkciju refugijuma za susedne jestive biljke (Bertness i Calaway, 1994). Naučne studije potvrđuju da je ovaj zaštitni efekat nejestivih biljaka na jestive vrste maksimalan pri srednjem intenzitetu ispaše (Bossuyt i sar., 2005; Smit i sar., 2009).

Funkcionalni tip biljaka CR unutar GR plotova javlja se pod uticajem dva selektivna pritiska, kompeticije i visoke disturbance. CR vrste su adaptirane na uslove niskog stresa i kompeticije koju kontroliše/ograničava umerena disturbanca pa su to često vrste pašnjaka (Grime, 1977). Unutar GR plotova ovo su *Xanthium spinosum*, *Verbena officinalis*, *Agropyron repens* i *Polygonum hydropiper*. Sve vrste izuzev *Agropyron repens* su nejestive što zbog nazubljenih oštih delova kao što je kod *X.spinosum* što zbog gorkih materija kao što je kod *V.officinalis* i *P. hydropiper*. Zbog otpornosti na disturbancu vrste su u kompetitivnoj prednosti u odnosu na susedne vrste a odsustvo S strategije se može objasniti njihovom pozicijom odnosno udaljenijim položajem od glavnog toka Dunava, za razliku od CS biljaka koje su uzorkovane u GR plotovima bliže rečnoj obali. Dominirajući broj CS biljaka unutar TR plotova predstavljen je zeljastim vrstama koje su prisutne i unutar GR plotova (*Rorippa sylvestris*, *Rumex hydrolapathum*, *Mentha aquatica*, *Euphorbia lucida*, *Galium palustre*) te ukazuje na poreklo TR stadijuma vegetacije. Prisustvo S komponente kod ovih biljaka ukazuje na adaptaciju vrsta na uslove plavljenja. C dominirajuće vrste, među kojima su i *Crataegus nigra*, *Amorpha fruticosa*, *Rubus caesius*, unutar TR plotova ukazuju na ožbunjavanje nekadašnjeg livadskog staništa, a poznavajući ekologiju ovih vrsta, i tendenciju daljeg širenja.

Velik broj biljnih vrsta C-strategista unutar WC plotova (plotovi bez ili sa minimalnom ispašom) ukazuje na progresivnu fazu sukcesije gde tipično dominiraju kompetitivne biljke (Smith i sar., 2010) koje odlikuje visok rast, ekološka plastičnost i u nekim slučajevima i alelopatiski potencijal (Vidal i sar., 2000) kao što je to kod invazivnih vrsta *Amorpha fruticosa*, *Fraxinus pennsylvanica* i *Acer negundo*. C-dominirajuće biljke koriste uslove niskog stresa i niske disturbance za ispoljavanje svojih kompetitivnih strategija. Kuiters i sar. (2009) kao i Prevosto i sar. (2011) su takođe našli da se zastupljenost C strategista povećava sa odmicanjem sukcesije dok se zastupljenost R strategista i S strategista smanjuje. Dominantan udeo C biljaka u WC plotovima (pored invazivnih vrsta) delom je i

zbog nedostajuće ili niske disturbance (ispaše). C strategisti nastanjuju staništa dobro snabdevena potrebnim resursima te poseduju određene selektivne prednosti koje im omogućavaju da dominiraju unutar fitocenoza, kao što je bujan i brz rast sa puno lisne mase i lateralnog grananja te korenov sistem dobrog kapaciteta apsorpcije. Shodno tome, u C kategoriji je veliki broj drvenastih vrsta kao i višegodišnje trave i žbunovi.

Dominacija C biljaka unutar WC plotova odgovara generalnoj sukcesivnoj šemi prema kojoj sukcesije počinju sa pionirskim ruderalnim vrstama sa progresivnom tendencijom ka stadijumu sa dominirajućim kompetitivnim vrstama na koji se potom nadovezuje stadijum progresivnog usporavanja brzine promena sve do postizanja određene stabilnosti ili zrele faze (Clements, 1916). Stabilna faza je u ravnotežnom odnosu sa sredinskim faktorima a menja se samo kada se promene sredinski uslovi ili kada se pojavi disturbanca. Na Krčedinskoj adi, ova faza žbunja i drveća C-strategista, neće ući u regresivnu sukcesiju ukoliko se ne intenzivira ispaša na području odnosno ukoliko se broj biljojeda ne približi broju biljojeda na ostrvu od pre 50-tak godina. U tom periodu, prema analizi satelitskih snimaka, na ostrvu je dominiralo stanište tipa WP I odnosno TR i WC plotovi su pripadali tipu staništa WP I sa zeljastim pokrivačem kao sekundarnim i gustom pokrivenosti drvenastih vrsta >10%. Određivanje referentne restauracijske tačke područja koja je od najvećeg konzervacionog značaja je ključno za krojenje režima ispaše koji će održavati ili izmeniti izgled predela na ostrvu.

Sve ispitivane invazivne biljke na Krčedinskoj adi (*Fraxinus pennsylvanica*, *Amorpha fruticosa*, *Acer negundo*) su C strategisti i čine 40% od ukupnog broja C strategista WC plotova. Prema Grime-u (1974), invazivnost je u pozitivnoj korelaciji sa visokom disturbancom što potvrđuju i nalazi Hobbs i Huenneke (1992), koji su ustanovili da su staništa pod jakom disturbancom na udaru invazivnih vrsta iz čega proizilazi činjenica da su invazivne vrste pretežno ruderalisti (R-strategisti) (Jose i sar., 2002). Međutim velik broj invazivnih biljaka koje su C strategisti sa jakim kompetitivnim sposobnostima koje su ispoljenije u poređenju sa ruderalnim osobinama, opovrgava ovaj obrazac. Rezultati ovog rada su u skladu sa Vuković i sar. (2014) koji su C strategije identifikovali kod svih ispitivanih invazivnih biljnih vrsta u Hrvatskoj. Takođe, Bakker i Wilson (2001) u svom radu održanje populacija invazivnih vrsta kao i kolonizaciju novih staništa dovode u vezu sa razlikama u kompetitivnoj sposobnosti biljaka. Brewer i Cralle (2003) u svom radu demonstriraju kompetitivne sposobnosti vrste *Imperata cylindrica*, koja maksimalno koristi dostupne resurse i tako potiskuje native biljke. *Fraxinus pennsylvanica*, *Amorpha fruticosa* i *Acer negundo* ne samo da efikasnije koriste resurse u poređenju sa nativnim biljkama nego se odlikuju i drugim

kompetitivnim strategijama kao što je brz rast, alelopatski potencijal i velik reproduktivni potencijal.

CSR klasifikacija biljnih vrsta unutar tri sukcesivna stadijuma istraživanih vegetacijskih plotova pokazuje da disturbanca i kompeticija predstavljaju dominirajuće sile delovanja na Krčedinskoj adi. Prvi i drugi sukcesijski stadijum karakteriše prisustvo prelaznih CSR tipova biljaka, CSR i CS tip, dok treći sukcesijski stadijum (WC plotovi) karakteriše dominacija C tipa ukazujući na vegetacijski pomeraj od CSR/CS ka C selekciji i to je, prema rezultatima ovog rada, glavna sukcesijska trajektorija na ostrvu (Sl. 33).

5.5 Uticaj invazivnih biljnih vrsta na zemljišne parametre

Pojedinačni uticaj vrsta *Amorpha fruticosa*, *Fraxinus pennsylvanica* i *Acer negundo* na hemijske osobine zemljišta je nedovoljno istražen što se uviđa pregledom literature. S obzirom da je *A.fruticosa* funkcionalno različita vrsta od njenih suseda, *F. pennsylvanica* i *A.negundo*, očekuje se da je njihov kombinovani uticaj na zemljišne parameter ne-aditivan (Vitousek i Walker, 1989).

U ovom radu invazivne biljne vrste *Fraxinus pennsylvanica*, *Amorpha fruticosa* i *Acer negundo*, unutar istog staništa demonstrirale su neutralan i aditivan efekat na različite osobine zemljišta. Aditivan efekat na ekosistem predstavlja sumu njihovih pojedinačnih efekata. Iako funkcionalno različite vrste (*A.fruticosa* - azotofiksator žbunasta vrsta i *F.pennsylvanica* - drvenasta vrsta neazotofiksator) ispitivane invazivne biljke demonstrirale su zbiran efekat na sadržaj ukupnog azota (N), ugljenika (C), humusa (Hm) i azotofiksirajućih bakterija (NB).

Brojne studije pokazale su da su invazivne biljne vrste odgovorne za promene sadržaja određenih parametara zemljišta (Li i sar., 2006; Dassonville i sar., 2008; Elgersma i sar., 2011; Lee i sar., 2012; Stark i Norton, 2014), konkretno organske materije i zemljišnih nutrijenata (D'Antonio i Corbin, 2003; Ehrenfeld, 2004; Levine i sar., 2004). Ovaj proces nije trenutno nego je vremenski zahtevan što dokazuju studije koje su istraživale promene u hemijskim osobinama zemljišta tokom četiri (Belnap i sar., 2005) i sedam (Hawkes i sar., 2005) godina. Direktni uticaj invazivnih biljnih vrsta na funkcije zemljišta kao što je povećanje enzimskih aktivnosti u zemljištu, dovodi do povećanja koncentracije određenih elemenata u zemljištu (Aragon i sar., 2004; Hawkes i sar., 2005; Caldwell, 2006).

Najizraženiji aditivan efekat vrsta *A. negundo*, *F. pennsylvanica* i *A. fruticosa* ispoljava se u pogledu sadržaja nitrificirajućih bakterija u zemljištu. Plotovi sa pojedinačnim

vrstama pokazuju povećanje sadržaja nitrificirajućih bakterija u zemljištu, dok Mix plotovi demonstriraju značajno povećanje u iznosu od 25 puta u odnosu na kontrolu (Sl.34). Iako je unutar invazivnih plotova detektovan veći sadržaj nitrificirajućih bakterija u zemljištu dva su razloga za sumnju da je varijacija NB u zemljištu, demonstrirana analizom jednofaktorske varijanse, uzrokovana kombinovanim efektom koegzistirajućih invazivnih vrsta. Severni položaj plantažnih zasada na ostrvu koji se nalaze na višim terenima sa manjom dinamikom plavljenja, čini zemljišne uslove povoljnijim za nitrificirajuće bakterije. Sa udaljavanjem od rečne obale povećava se sadržaj gline u zemljištu koja pogoduje razvoju nitrificirajućih bakterija zbog veće površine čestica gline i većeg broja mikropora za naseljavanje i razvoj bakterija (Vieira i sar., 2001). Međutim, s obzirom da se svi ispitivani plotovi nalaze na istom tipu zemljišta sa većim sadržajem gline i istom dinamikom plavljenja, isključuje se dominantan uticaj ovih faktora na ovako povećan broj NB u zemljištu pod Mix plotovima.

Brojni su radovi koji demonstriraju značajan uticaj invazivnih biljnih vrsta na sastav i metaboličke aktivnosti zemljišnih mikroorganizama koji doprinose kruženju azota u zemljištu (Hawkes i sar., 2005; Liao i sar., 2008; Dassonville i sar., 2011; McLeod i sar., 2016) te dodatno potvrđuju mogućnost realnog uticaja i/ili doprinosa *F. pennsylvanica*, *A. fruticosa* i *A. negundo* na sadržaj nitrificirajućih bakterija u zemljištu. U ekseprimentalnoj studiji Hawkes i sar., (2005) nalaze da plotovi sa sađenim invazivnim biljnim vrstama sadrže i veći broj nitrificirajućih bakterija u zemljištu. Ispitivajući pojedinačan uticaj invazivnih biljnih vrsta *Bromus tectorum*, *Centaurea stoebe*, *Euphorbia esula* i *Potentilla recta* na sadržaj azota i nitrificirajućih bakterija u zemljištu, McLeod i sar. (2016) takođe nalaze veću brojnost nitrificirajućih bakterija na svim lokalitetima pod uticajem invazivnih biljaka u poređenju sa lokalitetima bez invazivnih vrsta. Rezultati ovog rada takođe pokazuju pojedinačan uticaj invazivnih biljaka na brojnost nitrificirajućih bakterija i znatno veći kombinovani uticaj odnosno značajno veću brojnost NB unutar Mix plotova. Veći broj i veća aktivnost nitrificirajućih bakterija sa većom nadzemnom produktivnosti biljke, povećava dostupnost azota te samim tim doprinosi jačanju kompetitivnih osobina invazivnih vrsta.

Veći sadržaj ugljenika u zemljištu detektovan je unutar plotova sa *A. fruticosa*, *F. pennsylvanica* i Mix. Veći sadržaj ugljenika u zemljištu pod invazivnim vrstama našli su i Liao i sar. (2008), demonstrirajući povećanje ugljenika i azota u zemljištu pod invazivnim vrstama unutar šumskog, livadskog i plavnog staništa, što ukazuje na radikalne modifikacije ekosistemskih procesa od strane invazivnih biljaka. Veći sadržaj ugljenika u zemljištu pod invazivnim vrstama može se objasniti većom količinom lisnog otpada od strane invazivnih vrsta kao i potencijalno bržom rizodepozicijom (Bradford i sar., 2012). S obzirom da je

maksimalna visina biljke u pozitivnoj korelaciji sa nadzemnom biomasom i količinom lisne mase, razlika u maksimalnoj visini između nativnih i invazivnih biljaka može poslužiti za efikasno predviđanje modifikacije zemljišnih rezervi ugljenika nakon invazije, što su i ustanovili Martin i sar. (2017).

Uzevši u obzir da su C i N ključni makroelementi, uticaj invazivnih biljnih vrsta na ciklus kruženja ugljenika i azota potencijalno se odražava i na biogeochemijske cikluse drugih elemenata u invadiranim ekosistemima a očekuje se da je ovaj indirektan uticaj vidljiviji s dužim periodom invazije. S obzirom da globalno otopljanje indukuje i ubrzanu oksidaciju zemljišnog ugljenika, širenje invazivnih biljnih vrsta važno je posmatrati i sa aspekta njihovog odgovora na klimatske promene. Kako invazivne biljne vrste depozituju disproporcionalno veće količine lisnog otpada koja je hemijski znatno različita od lisne mase nativnog porekla, dolazi do narušavanja prirodnih zemljišnih C rezervi, sa dalekosežnim posledicama po ekosistemske procese.

Analize sadržaja ukupnog azota u zemljištu pokazuju najveće povećanje sadržaja azota unutar Mix plotova koje je za 1.3 puta veće u odnosu na kontrolu. Plotovi sa azotofiksirajućom vrstom *A. fruticosa* pokazuju povećanje sadržaja azota za 1.25 puta u odnosu na kontrolu. Plotovi sa vrstom *A. negundo* nisu demonstrirali povećanje sadržaja azota u zemljištu.

Veliki broj studija potvrđuje da invazivne biljne vrste utiču na povećanje koncentracije azota u zemljištu (Ehrenfeld i sar., 2001; Kourtev i sar., 2002; Sanon i sar., 2012) što se objašnjava većom lisnom masom, većom količinom lisnog otpada kao i većom brzinom degradacije lisnog otpada. Poznato je da azotofiksirajuće invazivne vrste dovode do postepenog povećanja sadržaja azota u zemljišta. Tako je analiza ukupnog azota u šumskom zemljištu na lokalitetima sa i bez invazivne vrste *Myrica faya*, pokazala da invadirani lokaliteti imaju 631 ± 305 g više azota nego lokaliteti bez ove vrste (Vitousek i Walker, 1989). Azotofiksirajuće invazivne vrste zbog svoje sposobnosti da značajno povećaju sadržaj i dostupnost azota u zemljištu predstavljaju veliki izazov za restauraciju invadiranih ekosistema. Bagremac (*Amorpha fruticosa*) je azotofiksirajuća vrsta i verovatno daje najveći doprinos povećanju azota u zemljištu unutar Mix plotova. Efikasnost korišćenja i snabdevanja azotom od strane invazivnih vrsta pospešuje njihovu invazivnost, naorčito u N-limitiranim ekosistemima (Laungani i Knops, 2009; Heberling i Fridley, 2013). U svakom slučaju, povećana dostupnost N u zemljištu omogućava invazivnim biljkama da razviju kompetitivnu prednost u odnosu na native vrste.

S obzirom da invazivne biljne vrste imaju veću produktivnost te samim tim doprinose većem prilivu ugljenika (Liao i sar., 2008), povećan sadržaj azota u zemljištu na lokalitetima pod invazivnim vrstama može biti i posledica većeg priliva ugljenika s obzirom da obezbeđuje više ugljenih hidrata za azotofiksirajuće bakterije (Knops i sar., 2002).

Invazivne biljne vrste odlikuju se većom produkcijom biljne mase sa posledično većom količinom hrane za dekompozitore - biljnog detritusa i organske materije i većom stopom dekompozicije (de Groot i sar., 2007). U skladu sa tim očekuje se i veća količina humusa u zemljištu pod invazivnim vrstama. Rezultati ovog rada potvrđuju ovaj obrazac s tim da plotovi sa *A.negundo* i ovde ne pokazuju značajno povećanje sadržaja humusa u zemljištu u odnosu na kontrolu, dok plotovi sa *F.pennsylvanica* i *A.fruticosa* pokazuju povećanje od 1.34 puta u odnosu na kontrolu. Mix plotovi pokazuju povećanje sadržaja humusa u iznosu od 1.47 puta. Plotovi sa *A.negundo* nisu pokazali povećanje sadržaja ugljenika, azota i humusa u zemljištu što se može objasniti veoma mladim jedinkama ove vrste u svim istraživanim plotovima (prosečna visina 5 m).

Koegzistencija različitih invazivnih biljnih vrsta demonstrira njihovu plastičnost u pogledu ekoloških niša i zemljišnih uslova a njihov aditivan efekat na sadržaj zemljišnih nutrijenata ukazuje na modifikaciju zemljišnih uslova u pravcu stabilizacije i/ili ubrzanja invazije kao i otežavanja ponovnog uspostavljanja native vegetacije. Dodatno, aditivan efekat ispitivanih invazivnih vrsta ukazuje na mogućnost ekološkog nasleđa koje invazivne vrste ostavljaju za sobom i nakon potencijalnog uklanjanja. Ovakvi rezultati su od velikog značaja i za kreiranje upravljačkih strategija jer ukazuju na to da se slučaju kohabitacije ovih vrsta, mogu razmatrati njihovi pojedinačni efekti koje imaju na osobine zemljišta i na osnovu njih predvideti kombinovani efekti.

Činjenica da je zajednički efekat ispitivanih invazivnih vrsta nepoznat u drugim ekosistemima, ostavlja veliki prostor za dalja istraživanja gde bi od značaja bilo ispitati i njihov zajednički efekat na brojnost zeljastih invazivnih vrsta, dok je aditivan efekat ispitivanih vrsta na zemljišne nutrijente poželjno potvrditi i eksperimentalnim istraživanjem.

6. ZAKLJUČAK

- Analizom promena zemljišnog pokrivača pomoću satelitskih snimaka uviđa se da su u prošlosti biljne zajednice na Krčedinskoj adi bile bez većeg prisustva degradiranih sastojina, sa većom populacijom zeljastih vrsta i očuvanih šuma vrbe. Ove zajednice velikim delom su zamenjene dominantno žbunastim pokrovom što ukazuje na progresivan tip sukcesije na ostrvu, a može se dovesti u vezu sa (1) sečom vrbovih šuma i (2) znatno većim brojem stoke u prošlosti. Rezultati analize satelitskih snimaka u skladu su sa rezultatima terenskog istraživanja koji takođe ukazuju na progresivan tip sukcesije s obzirom da je, prema CSR kategorizaciji biljnih vrsta, glavna sukcesijska trajektorija na ostrvu CSR/CS – C selekcija.
- Analiza avio snimka i satelitskih snimaka područja je pokazala da je zbog fiziognomske jednostavnosti šumo-pašnjaka, moguće izvršiti istorijsku analizu promena vegetacijske strukture a potom, ukoliko je poznat broj biljojeda u analiziranom istorijskom periodu, može se sa velikom sigurnošću dati preporuka o poželjnom broju biljojeda neophodnom za održavanje strukture šumo pašnjaka.
- Gubitak područja pod šumo-pašnjakom (tip I i tip II) u periodu od 1969-2013. godine iznosi 54% na površini od 475ha od čega najveći procenat (44%) otpada na šumo pašnjak WP1 koji je uključivao >10% stabala vrbe.
- Porast plantažnih zasada u iznosu od 19% za period od 44 godine (1969-2013) podrazumeva umnožavanje niša za širenje prisutnih invazivnih biljnih vrsta te ukazuje na kontinuitet sukoba interesa šumarske prakse i zaštite prirode.
- Na Krčedinskoj adi je prisutan negativan kurvilinearan trend uticaja ispaše na uspostavljanje drvenastih vrsta koji indicira održavanje ispaše slabog do srednjeg intenziteta na ostrvu kako bi se održao balans u zastupljenosti otvorenih staništa i drvenastih vrsta.
- Distribucija biljnih zajednica na Krčedinskoj adi u bliskoj je vezi sa lokalnim abiotičkim faktorima čija varijabilnost može da se dovede u vezu sa smenom u vegetacijskoj fiziognomiji (livada – žbunje - drveće). CCA analiza rađena u svrhu identifikacije uticaja sredinskih parametara na distribuciju i sastav biljnih vrsta je produkovala sledeće varijable sa najvećom statističkom značajnosti: intenzitet ispaše (GI), ukupni azot (TN), magnezijum (Mg), dostupni fosfor (AP) i učestalost plavljenja (Ind). Prema forward analizi, intenzitet ispaše je najuticajnije varijabla, sa 25.9% ukupne varijabilnosti a potom

ukupni azot (TN), dostupni fosfor (AP) i sadržaj kalcijuma (Ca). Dominantan uticaj varijable GI na distribuciju i sastav biljnih vrsta Krčedinske ade i pored znatno redukovano ukupnog stočnog fonda u periodu od 1969-2013-te godine, potvrđuje ekološko nasleđe vekovne praksa pašarenja na ovom području i ukazuje na referentan ukupan stočni fond potreban za održavanje otvorenih staništa područja. Ukoliko ukupan stočni fond na ostrvu nastavi da opada, očekuje se da uloga topografije i plavnog gradijenta preuzme dominantan uticaj u određivanju ili definisanju statusa zemljišnih nutrijenata i sastava biljnih vrsta kao i potpuna dominacija žbunaste pa potom drvenaste vegetacije na ostrvu, odnosno očekuje se zatvaranje ciklusa šumo pašnjaka.

- U cilju održavanja otvorenih staništa na adi, upravljački režim treba razvijati u pravcu održavanja kontinuirane ispaše slabog do srednjeg intenziteta (<150 dana $ha^{-1}godina^{-1}$) bez daljeg smanjivanja ukupnog stočnog fonda na ostrvu.
- Analizirajući uticaj invazivnih biljnih vrsta na zemljišne parametre, rezultati ANOVA testa ukazuju da se izdvojene grupe plotova (FraxP, AcerN, AmorF, Mix i Control) međusobno značajno razlikuju u odnosu na zemljišne parametre: Hm, N, C i NB te ukazuju na aditivan efekat invazivnih vrsta na pomenute parametre. Aditivan efekat koji ispitivane invazivne vrste pokazuju na sadržaj zemljišnih nutrijenata ukazuje na modifikaciju zemljišnih uslova u pravcu stabilizacije i/ili ubrzanja invazije kao i otežavanja ponovnog uspostavljanja native vegetacije. Dodatno, aditivan efekat ispitivanih invazivnih vrsta ukazuje na mogućnost ekološkog nasleđa koje invazivne vrste ostavljaju za sobom i nakon potencijalnog uklanjanja. Ovakvi rezultati su od velikog značaja i za kreiranje upravljačkih strategija jer ukazuju na to da se u slučaju kohabitacije ovih vrsta mogu razmatrati njihovi pojedinačni efekti koje ispoljavaju na osobine zemljišta te na osnovu njih projektovati kombinovani efekti. Ovaj nalaz, zbog korisnih implikacija u rezervatima pod udarom istraživanih invazivnih vrsta, zahteva dodatna istraživanja.

7. PRILOG

7.1 Zemljišne analize

Tabela 15. Vrednosti zemljišnih parametara za TR, GR i WC plotove, Krčedinska ada

| Plot | C [%] | AL-K ₂ O mg/100g | pH in H ₂ O | Total N [%] | C/N | Hm [%] | AL-P ₂ O ₅ mg/100g |
|------|-------|-----------------------------|------------------------|-------------|-------|--------|--|
| GR | 3.099 | 1252 | 8.4 | 0.095 | 32.62 | 0.9 | 14.8 |
| GR | 2.904 | 3765 | 8.27 | 0.151 | 19.23 | 1.76 | 13 |
| GR | 3.688 | 4510 | 8.2 | 0.157 | 23.49 | 2.11 | 32.8 |
| GR | 2.964 | 1542 | 8.21 | 0.113 | 12.44 | 1.31 | 29.6 |
| GR | 3.333 | 2111 | 8.04 | 0.156 | 29.42 | 2.11 | 23.8 |
| GR | 4.883 | 5930 | 7.87 | 0.268 | 17.78 | 4.18 | 29.7 |
| GR | 4.624 | 3225 | 7.89 | 0.26 | 16.57 | 3.79 | 19.3 |
| GR | 5.622 | 5769 | 7.74 | 0.29 | 19.38 | 4.53 | 31 |
| TR | 4.154 | 6503 | 8.12 | 0.156 | 26.63 | 2.1 | 6.7 |
| TR | 4.064 | 2144 | 8.19 | 0.17 | 23.9 | 2.28 | 3.4 |
| TR | 4.251 | 3332 | 8.29 | 0.155 | 27.43 | 2.09 | 4.3 |
| TR | 3.719 | 2076 | 8.27 | 0.158 | 23.54 | 1.84 | 14.6 |
| TR | 3.938 | 3274 | 8.27 | 0.145 | 27.16 | 1.68 | 7.1 |
| TR | 4.134 | 5028 | 8.17 | 0.151 | 27.37 | 2.03 | 7.8 |
| TR | 3.744 | 6297 | 8.17 | 0.162 | 23.11 | 1.88 | 10.2 |
| TR | 3.919 | 3802 | 8.11 | 0.165 | 26.23 | 2.22 | 10.5 |
| WC | 4.42 | 4245 | 8.28 | 0.172 | 25.69 | 2.32 | 3.9 |
| WC | 4.876 | 4058 | 8.16 | 0.213 | 22.89 | 3.11 | 4.6 |
| WC | 4.898 | 3395 | 8.04 | 0.198 | 20.24 | 3.54 | 6.2 |
| WC | 4.988 | 4881 | 8.15 | 0.242 | 25.19 | 2.67 | 11.5 |
| WC | 4.716 | 3901 | 8.18 | 0.202 | 23.35 | 2.73 | 7.7 |
| WC | 4.554 | 3355 | 8.14 | 0.2 | 22.77 | 2.69 | 14.4 |
| WC | 4.61 | 3759 | 8.02 | 0.21 | 27.92 | 2.83 | 16.6 |
| WC | 4.216 | 4950 | 8.09 | 0.151 | 23.75 | 2.03 | 16 |

Tabela 16. Sadržaj mikro i makroelemenata u zemljištu za GR, TR i WC plotove, Krčedinska ada

| Plot | Ca (mg/kg) | Al (mg/kg) | Mg (mg/kg) | Fe (mg/kg) |
|-------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| GR | 31970 | 6559 | 11810 | 12330 |
| GR | 27860 | 16960 | 10240 | 17140 |
| GR | 34370 | 20950 | 13490 | 20140 |
| GR | 34010 | 9632 | 13500 | 17660 |
| GR | 33240 | 10370 | 13230 | 17250 |
| GR | 37960 | 28660 | 14580 | 23470 |
| GR | 37530 | 19950 | 13230 | 23340 |
| GR | 36950 | 26540 | 16530 | 23430 |
| TR | 37290 | 28270 | 15140 | 21840 |
| TR | 36130 | 14460 | 16420 | 19830 |
| TR | 37930 | 20510 | 16000 | 22460 |
| TR | 34800 | 11430 | 14110 | 17640 |
| TR | 39710 | 19090 | 15710 | 22070 |
| TR | 41860 | 24350 | 16210 | 22350 |
| TR | 38100 | 28750 | 15630 | 23100 |
| TR | 37330 | 18790 | 14580 | 20540 |
| WC | 40540 | 22650 | 15960 | 21250 |
| WC | 36330 | 21360 | 15790 | 21340 |
| WC | 37330 | 19580 | 15560 | 22080 |
| WC | 38310 | 23770 | 15400 | 22430 |
| WC | 39900 | 20400 | 15970 | 21820 |
| WC | 39900 | 19790 | 15650 | 22790 |
| WC | 39010 | 20570 | 15270 | 22480 |
| WC | 38050 | 22800 | 15200 | 21300 |

Tabela 17. Sadržaj nitrificirajućih i denitrificirajućih bakterija na 1 g zemljišta unutar uzoraka GR, TR i WC plotova na Krčedinskoj adi

| Plot | Denitrificirajuće bakterije na 1g zemljišta | Nitrificirajuće bakterije na 1g zemljišta |
|------|---|---|
| GR | 0.247×10^3 | 20.58×10^4 |
| GR | 0 | 84.863×10^4 |
| GR | 1.392×10^3 | 208.817×10^4 |
| GR | 0.512×10^3 | 96.092×10^4 |
| GR | 1.294×10^3 | 215.587×10^4 |
| GR | 10.39×10^4 | 29.30×10^3 |
| GR | 45.59×10^3 | 15.96×10^3 |
| GR | 46.02×10^3 | 25.51×10^3 |
| TR | 0.162×10^3 | 134.971×10^4 |
| TR | 5.149×10^3 | 50.2×10^4 |
| TR | 1.325×10^3 | 86.15×10^4 |
| TR | 0.311×10^3 | 31.084×10^4 |
| TR | $0.776 \times 10^{3+}$ | 43.979×10^4 |
| TR | 4.897×10^3 | 367.242×10^4 |
| TR | 28.068×10^3 | 255.167×10^4 |
| TR | 0.519×10^3 | 33.766×10^4 |
| WC | 0.510×10^3 | 204.03×10^4 |
| WC | 0.511×10^3 | 63.8331×10^4 |
| WC | 33.184×10^3 | 204.212×10^4 |
| WC | 42.05×10^3 | 21.025×10^4 |
| WC | 32.974×10^3 | 88.776×10^4 |
| WC | 34.464×10^3 | 33.139×10^4 |
| WC | 5.381×10^3 | 69.958×10^4 |
| WC | 9.251×10^3 | 118.937×10^4 |

8. LITERATURA

1. Adams WM, Perrow M (1999) Scientific and institutional constraints on the restoration of European floodplains. In: Marriott SB, Alexander J (ed) *Floodplains: Interdisciplinary Approaches*. Geological Society, London, Special Publications (163): 89-97.
2. Adler PB, Raff DA, Lauenroth WK (2001) The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* (128): 465-479.
3. Alexander KNA (1998) The links between forest history and biodiversity: the invertebrate fauna of ancient pasture-woodlands in Britain and its conservation.' In: Kirby, K.J & Watkins, C. (eds) *The Ecological History of European Forests*, pp73-80. (Wallingford: CAB International, 1998).
4. Allison SD, Vitousek P (2004) Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawai'i. *Oecologia* (141):612–619.
5. Aragon R, Sardans J, Peñuelas J (2014) Soil enzymes associated with carbon and nitrogen cycling in invaded and native secondary forests of northwestern Argentina. *Plant and Soil* (384):169-183.
6. Archer S (1996) Assessing and interpreting grass wood plant dynamics. In: J. Hodgson and AW Illius (eds) *The Ecology and Management of Grazing Systems*, CAB International, Wallingford UK.
7. Augustine DJ, McNaughton SJ (1998) Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *The Journal of Wildlife Management* (62):1165-1183.
8. Babić N (1971) Močvarna i livadska vegetacija Koviljskog rita. Matica Srpska, Zbornik za prirodne nauke 41:19-87, Novi Sad.
9. Bakker JP (1989) *Nature Management by grazing and cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
10. Bakker J, Wilson S (2001) Competitive abilities of introduced and native grasses. *Plant Ecology* 157(2): 119–127.
11. Barbour MG, Burk JH, Pitts WD (1987) *Terrestrial Plant Ecology*. Chapter 9: Method of sampling the plant community. Menlo Park, CA: Benjamin/Cummings Publishing Co.

12. Bardgett RD, Wardle DA (2003) Herbivore-mediated linkages between aboveground and belowground communities. *Ecology* (84):2258–2268.
13. Baron VS, Dick AC, Mapfumo E, Malhi SS, Naeth MA, Chanasyuk DS (2001) Grazing impacts on soil nitrogen and phosphorus under Parkland pastures. *Journal of Range Management* (54):704–710.
14. Belnap J, Phillips SL, Sherrod SK, Moldenke A (2005) Soil biota can change after exotic plant invasion: does this affect ecosystem processes? *Ecology* (86):3007–3017.
15. Beltman B, Willems JH, Gusewell S (2007) Flood events overrule fertiliser effects on biomass production and species richness in riverine grasslands. *Journal of Vegetation Science* (18): 625–634.
16. Bergmeier E, Petermann J, Schröder E (2010) Geobotanical survey of woodpasture habitats in Europe: diversity, threats and conservation. *Biodiversity and Conservation* (19): 2995–3014.
17. Bergmeier E, Rollig M (2014) Diversity, threats and conservation of European wood pastures. In: Hartel T, Plieninger T (eds.) *European Wood pastures in Transition: A social-ecological approach*. London and New York:Routledge 19-38 p.
18. Bertness MD, Callaway R (1994) Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9 (5):191-193.
19. Betekhtina AA, Vaselkin DV (2018) Absorbing Roots of Invasive Woody Plants Apparently Have a Thicker Cortex Parenchyma Compared to Native Species. *Ecology and Geography of Plants and Plant Communities. KnE Life Sciences*, 4(7): 34–42.
20. Bias HP, Vepachedu R, Gilroy S, Callaway RM, Vivanco JM (2003) Allelopathy and exotic plant invasions: From molecules and genes to species interactions. *Science* (301): 1377-1380.
21. Birks HJB (2005) Mind the gap: how open were European primeval forests? *Trends in Ecology and Evolution*. 20(4):154-6.
22. Bischoff A, Warthemann G, Klotz S (2009) Succession of floodplain grasslands following reduction in land use intensity: the importance of environmental conditions, management and dispersal. *Journal of Applied Ecology* 46(1):241 – 249.

23. Blaser WJ, Shanungu, GK, Edwards PJ, Olde Venterink H (2014) Woody encroachment reduces nutrient limitation and promotes soil carbon sequestration. *Ecology and Evolution* (4): 1423–1438.
24. Blossey B, Notzold R (1995) Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: A hypothesis. *Journal of Ecology* (83): 887-889.
25. Bogdanović Ž, Bugarski D (2007) Krčedinska ada, Šidina. *Šid* (9): 146-152.
26. Bossuyt B, De Fre B, Hoffmann M (2005) Abundance and flowering success patterns in a short-term grazed grassland: early evidence of facilitation. *Journal of Ecology* (93): 1104–1114.
27. Borrow NJ (1967) Some aspects on the effects of grazing on the nutrition of pastures. *The Journal of Australian Institute of Agricultural Science* (33):254–262.
28. Bowie AJ (1982) Investigations of vegetation for stabilizing eroding streambanks. *Transactions of the ASAE* (25):1601–1606.
29. Bowman WD, Gartner JR, Holland K, Wiedermann M (2006) Nitrogen critical loads for alpine vegetation and terrestrial ecosystem response: are we there yet? *Ecological Applications* (16):1183–1193.
30. Box EO (1995) Factors determining distributions of tree species and plant functional types. *Vegetatio* (121): 101–116.
31. Braakhekke WG, Hooftman DAP (1999) The resource balance hypothesis of plant species diversity in grassland. *Journal of Vegetation Science* (10): 187–200.
32. Braun-Blanquet J (1964) *Pflanzensoziologie: Grundzuge der Vegetationskunde*. Springer, Wien-New York.
33. Bradford MA, Strickland MS, DeVore JL, Maerz JC (2012) Root carbon flow from invasive plant to belowground food webs. *Plant Soil* (1-2): 359:233.
34. Bradshaw R, Mitchell F (1999) The palaeological approach to reconstructing former grazing vegetation interactions. *Forest Ecology and Management* (120):3-12.
35. Brewer JS, Cralle SP (2003) Phosphorus addition reduces invasion of a longleaf pine savanna (Southeastern USA) by a nonindigenous grass (*Imperata cylindrica*). *Plant Ecology* 167(2): 237–245.
36. Brigić A, Vujčić-Karlo S, Kepćija RM, Stančić Z, Alegro A, Ternjej I (2014) Taxon specific response of carabids (Coleoptera, Carabidae) and other soil invertebrate taxa on invasive plant *Amorpha fruticosa* in wetlands. *Biological Invasions* (16): 1497-1514.

37. Brown AG, Harper D, Peterken GF (1997) European floodplain forests: structure, functioning and management. *Journal of Biogeography* 6(3):169-178.
38. Buis J (1985) *Historia Forestis: Nederlandse bosgeschiedenis*. Deel 1 en 2. H & S Uitgevers, Utrecht.
39. Buttler A, Kohler F, Gillet F (2009) The Swiss mountain wooded pastures: patterns and processes. In: Rigueiro-Rodríguez A, McAdam J, Mosquera-Losada MR (eds) *Agroforestry in Europe, current status and future prospects*. Springer, pp 377–396.
40. Cakır YB, Ozbucak T, Kutbay HG, Kılıc DD, Bilgin A, Huseyinova R (2010) Nitrogen and phosphorus resorption in a salt marsh in northern Turkey. *Turkish Journal of Botany* (34): 311–322.
41. Caldwell BA (2006) Effects of invasive scotch broom on soil properties in a Pacific coastal prairie soil. *Applied Soil Ecology* (32):149-152.
42. CBD Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2006) *Guidance for Promoting Synergy Among Activities Addressing Biological Diversity, Desertification, Land Degradation and Climate Change*. Montreal, Technical Series No 25. p. 43.
43. Chen CR, Condrón LM, Davis MR, Sherlock RR (2000) Effects of afforestation on phosphorus dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil. *Plant and Soil* (220):151-163.
44. Christine JS, McCarthy BC (2005) Relationship of understory diversity to soil nitrogen, topographic variation and stand age in an eastern Oak forest, USA. *Forest Ecology and Management* (217):229–243.
45. Chytrý M, Otypková, Zdenka. (2003). Plot sizes for phytosociological sampling of European vegetation. *Journal of Vegetation Science* (14): 563-570.
46. Clements FE (1916) *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institute, Washington DC, p515.
47. Connor KJ, Gabor S (2006) Breeding waterbird wetland habitat availability and response to water-level management in Saint John River floodplain wetlands, New Brunswick. *Hydrobiologia* (567):169-181.
48. Cronk JK, Fennessy MS (2001) *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Boca Raton, FL

49. Costanza R, Folke C (1997) Valuing ecosystem services with efficiency, fairness and sustainability as goals. In: Daily, G. (Ed.), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC, pp. 49–70.
50. Cox G (1990) *Laboratory manual. of general ecology 6th Ed.* Dubuque, Iowa: William C. Brown.
51. Csergo AM, Demeter L (2012) Ecosystem services of mown, grazed and abandoned grasslands in the Csik Mountains, Eastern Carpathian Mountains, Romania. *European Forum on Nature Conservation and Pastoralism (EFNCP)*.
52. Csiszar A (2009) Allelopathic Effects of Invasive Woody Plant Species in Hungary. *Acta Silvatica and Lignaria Hungarica* (5): 9-17.
53. Ćurčić S (2007) *Naselja Bačke: geografske karakteristike*. Novi Sad, Matica Srpska 456 str
54. D'Antonio CM, Corbin JD (2003) Effects of plant invaders on nutrient cycling: using models to explore the link between invasion and development of species effects. In CD Canham, JJ Cole, WK Laurenroth (eds.) *Models in Ecosystem Science*. Princeton, NJ: Princeton University Press. Pp. 363-384.
55. DAISIE (2009). *Handbook of Alien Species in Europe*. Dordrecht: Springer.
56. Dassonville N, Vanderhoeven S, Vanparys V, Hayez M, Gruber W, Meerts P (2008) Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. *Oecologia* (157):131-40.
57. Dassonville N, Guillaumaud N, Piola F, Meerts P, Poly F (2011) Niche Construction by the Invasive Asian Knotweeds (Species Complex *Fallopia*): Impact on Activity, Abundance and Community Structure of Denitrifiers and Nitrifiers. *Biological Invasions* (13):1115-1133.
58. Davis MA, Grime JP, Thompson K (2000) Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invisibility. *Journal of Ecology* (88): 528-534.
59. De Groot M, Kleijn D, Jogan N (2007) Species groups occupying different trophic levels respond differently to the invasion of semi-natural vegetation by *Solidago Canadensis*. *Biological Conservation* (136): 612-617.
60. DeHaan LR, Ehlke NJ, Sheaffer CC, Wyse DL, DeHaan RL (2006). Evaluation of diversity among North American accessions of false indigo (*Amorpha fruticosa* L.) for forage and biomass. *Genetic Resources and Crop Evolution* (53):1463–1476.

61. Dirr MA (1997). Dirr's Hardy Trees and Shrubs: An Illustrated Encyclopedia. Portland: Timber Press.
62. Drake JA, Mooney HA, di Castri F, Groves RH, Kruger FJ, Williamson M (1989) Biological Invasions: A Global Perspective. Wiley, New York.
63. Drescher A, Fraissl C, Magnes M (2005) Neobiota in Österreichs Nationalparks, Kap. 8.2. Nationalpark Donauauen. In: Wallner, R.M., (Red.), *Aliens. Neobiota in Österreich*, Grüne Reihe (15) 222-254.
64. Drescher A, Prots B (2016) *Fraxinus pennsylvanica* – an invasive tree species in middle Europe: case studies from the Danube Basin. *Contribuții Botanice LI*: 55-69.
65. Drenovsky RE, Batten KM (2007) Invasion by *Aegilops triuncialis* (Barb Goatgrass) slows carbon and nutrient cycling in a serpentine grassland. *Biological Invasions* (9): 107-116.
66. Du BM, Ji HW, Peng C, Liu XJ, Liu CJ (2016) Altitudinal patterns of leaf stoichiometry and nutrient resorption in *Quercus variabilis* in the Baotianman Mountains, China. *Plant Soil* (413): 193–202.
67. Du Toit J, Kock R, Deutsch J (2010) *Wild Rangelands: Conserving Wildlife While Maintaining Livestock in Semi-Arid Ecosystems*; Blackwell Publishing Ltd.: Oxford, UK.
68. Eaton WD, Shebitz D, Niemera K, Looby C (2012) The effects of the N-Fixing tree *Pentaclethra macroloba* on the above and below ground communities within a primary forest in the Northern Zone of Costa Rica. In: Ali M (ed) *The Functioning of Ecosystems*, pp. 57–78.
69. Ecke F, Rydin H (2000) Succession on a land uplift coast in relation to plant strategy theory. *Annales Botanici Fennici* (37): 163-171.
70. Ehrenfeld JG, Kourtev P, Huang W (2001) Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests. *Ecological Applications* (11): 1287e1300.
71. Ehrenfeld JG (2004) Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* (6):503-523.
72. Ellenberg H (1982) *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. Ulmer, Stuttgart.
73. Elgersma KJ, Ehrenfeld JG, Yu S, Vor T (2011) Legacy effects overwhelm the short-term effects of exotic plant invasion and restoration on soil microbial

- community structure, enzyme activities, and nitrogen cycling. *Oecologia* (167):733–745.
74. Elton CS (1958) *The Ecology of Invasion by Animals and Plants*. London: T Metheun and Co.
 75. Estrelles E, Ibars AM, Iranzo J, Morales F (2001) Recuperation and reintroduction of *Marsilea quadrifolia* in the rice fields of Ebro's Delta (Tarragona, Spain), *Botanica Complutensis* (25):251-259.
 76. European Commission (1995) *Wise use and conservation of wetlands*. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. COM (95) 189 final.
 77. Everson DA, Boucher DH (1998) Tree species–richness and topographic complexity along the riparian edge of the Potomac River. *Forest Ecology and Management* (109): 305–314.
 78. Follner K, Hofacker A, Gläser J, Dziöck F, Gerisch M, Foeckler F, Ilg C, Schanowski A, Scholz M, Henle K (2009) Accurate environmental bioindication in floodplains in spite of an extreme flood event. *River Research and Application* 26 (7): 877–886.
 79. Freeman CC, Schofield EK (1991) *Roadside Wildflowers of the Southern Great Plains*. Lawrence, KS: University Press of Kansas.
 80. Friedman JM, Auble GT (1999) Mortality of riparian box elder from sediment mobilization and extended inundation. *Regulated rivers—research and Management*, 15.
 81. Gillet F (2008) Modelling vegetation dynamics in heterogeneous pasture-woodland landscapes. *Ecological Modelling* (217):1–18.
 82. Gren IM, Groth KH, Sylvén M (1995) Economic values of Danube floodplains. *Journal of Environmental Management* (45): 333-345.
 83. Green PT, O' Dowd DJ, Abbot KL, Jeffery M, Retallick K, Mac Nally R (2011) Invasional meltdown: invader-invader mutualism facilitates a secondary invasion. *Ecology*, 92(9):1758-68.
 84. Green T (2013) Ancient trees and wood-pastures. Observations on recent progress. In ID Rotherham (ed.), *Trees, Forested Landscapes and Grazing Animals. A European Perspective on Woodlands and Grazed Treescapes*.
 85. Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA, Cummins KW (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* (41):540-551.

86. Grime JP (1974) Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* (250): 26-31.
87. Grime JP (1977) Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* (111): 1169-1194.
88. Grime JP (1987) Dominant and subordinate components of plant communities: implications for succession, stability and diversity. In: Gray AJ, Crawley MJ, Edwards PJ (eds.) *Colonization, Succession, and Stability*, pp. 413–428. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
89. Grime JP (1998) Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter, and founder effects. *Journal of Ecology* (86): 902–910.
90. Grime JP (2001) *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons; 2001.
91. Gucker CL (2005) *Fraxinus pennsylvanica*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Dostupno na <http://www.fs.fed.us/database/feis/>
92. Gumiero B, Mant J, Hein T, Elso J, Boz B (2013) Linking the restoration of rivers and riparian zones/wetlands in Europe: sharing knowledge through case studies. *Ecological Engineering* (56):36–50.
93. Gusmeroli F, Della Marianna G, Fava F, Monteiro A, Bocchi S, Parolo G (2012) Effects of ecological, landscape and management factors on plant species composition, biodiversity and forage value in Alpine meadows. *Grass and Forage Science* 68(3):437-447.
94. Güsewell S, Koerselman W, Verhoeven JTA (2003) Biomass N:P ratios as indicators of nutrient limitation for plant populations in wetlands. *Ecological Applications* (13): 372–384.
95. Hagos MG, Smit GN (2005) Soil enrichment by *Acacia mellifera* subsp. *detinens* on nutrient poor sandy soil in a semi-arid southern African savanna. *Journal of Arid Environment* (61): 47–59.
96. Haines-Young R, Potschin M (2013) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.

97. Hampicke U (2006) Efficient conservation in Europe's agricultural countryside rationale, methods and policy reorientation. *Outlook on Agriculture* 35(2): 97-105.
98. Harper JL (1977) *Population Biology of Plants*. Academic Press, New York–London– San Francisco.
99. Hartel T, Plieninger T (2014) *European Wood pastures in Transition: A social-ecological approach*. Earthscan Publications Ltd, 322 p.
100. Haynes RJ, Williams PH (1993) Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy* (49):119–199.
101. Hawkes CV, Wren IF, Herman DJ, Firestone MK (2005) Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecology Letters* (8): 976-985.
102. Heberling JM, Fridley JD (2013) Resource-Use Strategies of Native and Invasive Plants in Eastern North American Forests. *New Phytologist* (200):523-533.
103. Heiler G, Hein T, Schiemer F (1995) Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. *Regulated Rivers* (11):351–361.
104. Heinscha FA, Heilman JL, McInnesb BK, Cobosc DR, Zubererb DA, Roelked DL (2004) Carbon dioxide exchange in a high marsh on the Texas Gulf Coast: effects of freshwater availability. *Agricultural and Forest Meteorology* (125):159–172.
105. Hendricks HH, Bond WJ, Midgley JJ, Novellie PA (2005) Plant species richness and composition along livestock grazing intensity gradients in a Namaqualand (South Africa) protected area. *Plant Ecology* (176):19-33.
106. Hierro JL, Maron JL, Callaway RM (2005) A biogeographical approach to plant invasions: The importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology* (93): 5-15.
107. Hobbs RJ, Huenneke LF (1992) Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* (6):324–337.
108. Hodder KH, Bullock JM, Buckland PC, Kirby KJ (2005) *Large Herbivores in the Wildwood and in Modern Naturalistic Grazing Systems*. Technical Report. Peterborough, England: English Nature.
109. Hodgson J, Illius AW (eds.) (1996) *The Ecology and Management of Grazing Systems*, CAB International, Guilford, 3-36.

110. Holtmeier F (2015) *Animals' Influence on the Landscape and Ecological Importance*: Springer.
111. Houlihan JE, Findlay CS (2004) Estimating the critical distance at which adjacent land use degrades wetland water and sediment quality. *Landscape Ecology* 19(6): 677-690.
112. Hunt R, Hodgson JG, Thompson K, Bungener P, Dunnett NP, Askew AP (2004) A new practical tool for deriving a functional signature for herbaceous vegetation. *Applied Vegetation Science* (7): 163–170.
113. Hurford C, Schneider M (2006) *Monitoring nature conservation in cultural habitats: A practical guide and case studies*. 10.1007/1-4020-3757-0.
114. Huxley A (1992) *The New RHS Dictionary of Gardening*. New York, NY: MacMillian Press.
115. Isbell FI, Wilsey BJ (2011) Rapid biodiversity declines in both ungrazed and intensely grazed exotic grasslands. *Plant Ecology* 212(10):1663-1674.
116. Isermann M (2005) Soil pH and species diversity in coastal dunes. *Plant Ecology* (178):111–120.
117. Jablonski B, Koltowski Z (2001). Nectar secretion and honey potential of honey-plants growing under Poland's conditions—Part XV. *The Journal of Apicultural Science* (45): 29–35.
118. Jaeger H, Alencastro MJ, Kaupenjohann M, Kowarik I (2013) Ecosystem changes in Galapagos highlands by the invasive tree *Cinchona pubescens*. *Plant Soil* (371): 629–640.
119. Janušauskaite D, Straigyte L (2011). Leaf litter decomposition differences between alien and native maple species. *Baltic Forestry* 17(2):189–196.
120. Johnson WC (1971) *The forest understory vegetation on the Missouri River floodplain in North Dakota*. Fargo, North Dakota. North Dakota State University. 185. Dissertation.
121. Jongman RHG, Kuřlvik M, Kristiansen I (2004) European ecological networks and greenways. *Landscape Urban Plan* (68):305–319.
122. Jose S, Cox J, Miller DL, Shilling DG, Merritt S (2002) Alien plant invasions: The story of cogongrass in southeastern Florida. *Journal of Forestry* (100): 41-44.
123. Jose S, Harminder PS, Batish DR, Kohli RK (eds.) (2013) *Invasive Plant Ecology*. Boca Raton: Taylor and Francis Group LLC, ISBN 978-1-7398-8127-9.

124. Kalusova V, Le Duc MG, Gilbert JC, Lawson CS, Gowing DJG, Marris RH (2009) Determining the important environmental variables controlling plant species community composition in mesotrophic grasslands in Great Britain. *Applied Vegetation Science* (12):459-471.
125. Kaim D, Kozak J, Kolecka N, Ziółkowska E, Ostafin K, Ostapowicz K, Gimmi U, Munteanu C, Radeloff VC (2016) Broad scale forest cover reconstruction from historical topographic maps. *Applied Geography* (67): 39-48.
126. Kalliola R, Salo J, Puhakka M, Rajasilta M, Hame T, Neller RJ, Rasanen ME, Arias WAD (1992) Upper Amazon channel migration: Implications for vegetation perturbation and succession using bitemporal Landsat MSS Images. *Naturwissenschaften* (79):75-79.
127. Kaspers H (1957) *Comitatus nemoris. Die Waldgrafschaft zwischen Maas und Rhein. Beiträge zur Geschichte des Diirener Landes, Band 7, Duren und Aachen.*
128. Kirby KJ (2003) What might a British forest landscape driven by large herbivores look like? Peterborough, English Nature (Research Report 530).
129. Kirby KJ, Robertson HJ, Isted R (2004) Fresh woods and pastures new: from site-gardening to hands-off landscapes. *ECOS* (25): 26–33.
130. Kirby KJ, Baker A (2013) The dynamics of pre-Neolithic European landscapes and their relevance to modern conservation. In ID Rotherham (ed.), *Trees, Forested Landscapes and Grazing Animals. A European Perspective on Woodlands and Grazed Treescapes* (pp. 87-98): Routledge.
131. Kolb A, Diekmann M (2004) Effects of environment, habitat configuration and forest continuity on the distribution of forest plant species. *Journal of Vegetation Science* (15): 199–208.
132. Kourtev PS, Ehrenfeld JG, Häggblom M (2002) Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil. *Ecology* 83 (11):3152-3166.
133. Kourtev PS, Ehrenfeld JG, Huang WZ (2003) Experimental analysis of the effect of exotic and native plant species on the structure and function of soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry* (35):895-905.
134. Kuebbing SE, Classen AT, Simberloff D (2014) Two co-occurring invasive woody shrubs alter soil properties and promote subdominant invasive species. *Journal of Applied Ecology* (51): 124–133.

135. Künstler P (1999) The role of *Acer negundo* L. in the structure of floodplain forests in the middle course of the Vistula river. Proceedings of the 5th International Conference on the Ecology of the Invasive Alien Plants 13–16 October 1999. La Maddalena, Sardinia, Italy.
136. Kuiters AT, Kramer K, van der Hagen HGJM, Schaminee JHJ (2009) Plant diversity, species turnover, and shifts in functional traits in coastal dune vegetation: results from permanent plots over a 52-year period. *Journal of Vegetation Science* (20): 1053–1063.
137. Lambers H, Raven JA, Shaver GR, Smith SE (2008) Plant nutrient acquisition strategies change with soil age. *Trends in Ecology and Evolution* (23): 95–103.
138. Laungani R, Knops JMH (2009) Species-Driven Changes in Nitrogen Cycling Can Provide a Mechanism for Plant Invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* (106):12400–12405.
139. Lavorel S, Garnier E (2002) Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* (16): 545–556.
140. Lee MR, Flory SL, Phillips RP (2012) Positive feedbacks to growth of an invasive grass through alteration of nitrogen cycling. *Oecologia* (170): 457–465.
141. Lepš J, Šmilauer P (2003) *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
142. Levine JM, Villa M, D'Antonio CM, Dukes JS, Grigulis K, Lavorel S (2003) Mechanisms underlying the impacts of invasive species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B Biological Sciences* (270):775–781.
143. Li WH, Zhang CB, Jiang HB, Xin GR, Yang ZY (2006) Changes in soil microbial community associated with invasion of the exotic weed, *Mikania micrantha* HBK. *Plant and Soil* (281): 309–324.
144. Li W, Xiao-Jing L, Khan MA, Gul B (2008) Relationship between soil characteristics and halophytic vegetation in coastal region of North China. *Pakistan Journal of Botany* (40):1081–1090.
145. Liao C, Peng R, Luo Y, Zhou X, Wu X, Fang C, Chen J, LI B (2008) Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist* (177):706–714.

146. Lohmeyer W, Sukopp H (1992) Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Schriftenreihe für Vegetationskunde 25. Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg.
147. Lorenzo M, Michelea S, Sebastian K, Johannes I, Angelod P (2007) Effects of local factors on plant species richness and composition of Alpine meadows. *Agriculture Ecosystems and Environment* (119): 281–288.
148. Lorenzo P, Rodríguez-Echeverría S, González L, Freitas H (2010) Effect of Invasive *Acacia dealbata* Link on Soil Microorganisms as Determined by PCR-DGGE. *Applied Soil Ecology* (44): 245-251.
149. Lynch JP, Chimungu JG, Brown KM (2014). Root anatomical phenes associated with water acquisition from drying soil: Targets for crop improvement. *Journal of Experimental Botany*, 65(21): 6155–6166.
150. MacArthur RH (1970) Species packing and competitive equilibrium for many species. *Theoretical Population Biology* (1): 1-11.
151. MacKenzie RA, Cormier N, Kinslow F, Wiegner TN, Strauch AM. 2013. Leaf-litter inputs from an invasive nitrogen-fixing tree influence organic-matter dynamics and nitrogen inputs in a Hawaiian river. *Freshwater Science* (32):1036–1052.
152. Magnuson JJ (1990) Long term ecological research and the invisible present. *Bioscience* (40): 495-501.
153. Manly BFJ (1986) *Multivariate Statistical Methodes: A primer*. Champman and Hall, London.
154. Manusadžianas L, Darginavičiene J, Gylytė B, et al. 2014. Ecotoxicity effects triggered in aquatic organisms by invasive *Acer negundo* and native *Alnus glutinosa* leaf leachates obtained in the process of aerobic decomposition. *Science of the Total Environment* (496): 35–44.
155. Marriott SB, Alexander J (1999) *Floodplains: Interdisciplinary Approaches*. Geological Society, London. Special Publications, 163.
156. Marini L, Scotton M, Klimek S, Isselstein J, Angelo P (2007) Effects of local factors on plant species richness and composition of Alpine meadows. *Agriculture Ecosystems and Environment* (119): 281-288.
157. Martin PA, Newton AC, Bullock JM (2017) Impact of invasive plants on carbon pools depends on both species traits and local climate. *Ecology* 98 (4):1026-1035.

158. Mathews BW, Sollenberger LE, Nair VD, Staples CR (1993) Impact of grazing management on soil nitrogen, phosphorus, potassium, and sulfur distribution. *Journal of Environmental Quality* (23):1006–1013.
159. Mathews BW, Sollenberger LE, Nkedi-Kizza P, Gaston LA, Hornsby HD (1994) Soil sampling procedures for monitoring potassium distribution in grazed pastures. *Agronomy Journal* (86):121–126.
160. McLeod ML, Cleveland CC, Lekberg Y, Maron JL, Philippot L, Bru D, Callaway RM (2016) Exotic invasive plants increase productivity, abundance of ammonia-oxidizing bacteria and nitrogen availability in intermountain grasslands (ed R Aerts). *Journal of Ecology* (104): 994–1002.
161. McNaughton SJ, Banyikwa FF, McNaughton MM (1997) Promotion of the cycling of diet-enhancing nutrients by African grazers. *Science* (278):1798–1800.
162. Medović P (2001) Praistorija na tlu Vojvodine, *Prometej* pp136.
163. Mountford EP, Peterken GF (2003) Long term change and implications for the management of wood pasture: Experience over 40 years from Denny Wood New Forest. *Forestry* (76):19-43.
164. Michaelides K, Lister D, Wainwright J, Parsons AJ (2012) Linking runoff and erosion dynamics to nutrient fluxes in a degrading dryland landscape, *Journal of Geophysical Research Biogeosciences* (117): G00N15.
165. Middleton B (2000) Hydrochory, seed banks, and regeneration dynamics along the landscape boundaries of a forested wetland. *Plant Ecology* (146): 169–184.
166. Milchunas DG, Lauenroth WK, Chapman PL (1992) Plant competition, abiotic, and long-and short-term effects of large herbivores on demography of opportunistic species in a semiarid grassland. *Oecologia* (92):520–531.
167. Milchunas DG, Noy-Meir I (2002) Grazing refuges, external avoidance of herbivory and plant diversity. *Oikos* (99): 113-130.
168. Milchunas DG, Vandever MW (2014) Grazing effects on plant community succession of early- and mid-seral seeded grassland compared to shortgrass steppe. *Journal of Vegetation Science* (25): 22–35.
169. Miller KR (1996) Conserving biodiversity in managed landscapes. In Szaro RC and Johnston DW (eds.) *Biodiversity in managed landscapes: theory and practice*. Oxford University Press, Oxford, UK, pages 425-441.

170. Milić S, Vasin J, Ninkov J, Zeremski T, Brunet B, Sekulić P (2011) Fertility of Privately Owned Plowland Used for Crop Production in Vojvodina, Serbia. *Field and Vegetable Crop Research* (48): 359-368.
171. Milić D, Luković J, Ninkov J, Zeremski-Škorić T, Zorić L, Vasin J, Milić S (2012) Heavy metal content in halophytic plants from inland and maritime saline areas. *Central European Journal of Biology* 7(2): 307-317.
172. Milutinović Đ (1982) Koviljski rit prostor posebne prirodne vrednosti. *Priroda Vojvodine*, Novi Sad, VIII:11-20.
173. Miloradović, M (2002): Vodoprivredna problematika Bačke i Banata pre izgradnje Hidrosistema Dunav-Tisa-Dunav. U: *Hidrosistem Dunav-Tisa-Dunav - 25 godina kasnije*, JVP „Vode Vojvodine“, Novi Sad, 23-39.
174. Milošev Ž (2002): Hidrotehnički radovi u Banatu i Bačkoj pre izgradnje hidrosistema Dunav-Tisa-Dunav. U: *Hidrosistem Dunav-Tisa-Dunav - 25 godina kasnije*, JVP „Vode Vojvodine“, Novi Sad, 1-21.
175. Mitchell JD, Lockaby BG, Brantley EF (2011) Influence of Chinese privet (*Ligustrum sinense*) on decomposition and nutrient availability in riparian forests. *Invasive Plant Science and Management* (4): 437–447.
176. Montgomery DC, Peck EA, Vining GG (2001) *Introduction to linear regression analysis*, 3rd edition, Wiley, New York.
177. Moretti MS, Goncalves JF, Callisto M (2007) Leaf breakdown in two tropical streams: differences between single and mixed species packs. *Limnologica* (37): 250–258.
178. Mulamootil G, Warner BG, McBean EA, University of Waterloo (1996) *Wetlands: Environmental gradients, boundaries, and buffers*. New York.
179. Muller F, Renkema EH (1995) *Beknopt Latijns-Nederlands Woordenboek*. 12th. edn. Wolters-Noordhoff, Groningen.
180. Mubyana T, Krah M, Totolo O, Bonyongo M (2003) Influence of seasonal flooding on soil total nitrogen, organic phosphorus and microbial populations in the Okavango Delta, Botswana. *Journal of Arid Environment* (54):359–369
181. Myster RW (2012) *Ecotones between forest and grassland*. Springer New York Heidelberg Dordrecht London ISBN 978-1-4614-3796-3.
182. Ogden RW, Thoms MC, Levings PL (2002) Nutrient limitation of plant growth on the floodplain of the Narran River Australia: growth experiments and a pilot survey. *Hydrobiologia* (489):277-285.

183. Olde Venterink HGM, van der Vliet RE, Wassen MJ (2001) Nutrient limitation along a productivity gradient in wet meadows. *Plant Soil* (234): 171–179.
184. Olf H, Vera FWM, Bokdam J, Bakker ES, Gleichman JM, DeMaeyer K, Smit R (1999) Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biology* (1):127–37.
185. Otýpková Z, Chytrý M (2006) Effect of plot size on the ordination of vegetation samples. *Journal of Vegetation Science* (17): 465–472.
186. Overballe-Petersen MV, Raulund-Rasmussen K, Buttenschøn RM, Bradshaw RHW (2014) The forest Gribskov, Denmark: lessons from the past qualify contemporary conservation, restoration and forest management. *Biodiversity and Conservation*, 23(1): 23-37.
187. Pan DY, Bouchard A, Legendre P, Domon G (1998) Influence of edaphic factors on the spatial structure of inland halophytic communities: A case study in China. *Journal of Vegetation Science* (9): 797-804.
188. Panjković B, Szabados K (2012) Stanje i perspektive zaštite prirode u AP Vojvodini u procesu evropskih integracija. Naučno-stručni skup Zasavica 2012, novembra 2012, Sremska Mitrovica. Zbornik radova pp 6-16.
189. Parabućki S (1973) Antropogene šumske zajednice Koviljskog rita. Zbornik Matice srpske za prirodne nauke (45): 48-92.
190. Parabućki S (1972) Šumska vegetacija Koviljskog rita. Zbornik 42, Novi Sad.
191. Pedersen O (2008) Transpiration does not control growth and nutrient supply in the amphibious plant *Mentha aquatica*. *Plant Cell and Environment* 20(1):117 – 123.
192. Peterken GF, Hughes FMR (1998) Limitations and opportunities for restoring floodplain forest in Britain. In: Bailey RG, Jose PV, Sherwood BR (ed). *United Kingdom Floodplains*. Westbury. Otley, pp 428-436.
193. Petz K, Alkemade R, Bakkenes M, Schulp CJE, van der Velde M, Leemans R (2014) Mapping and modelling trade-offs and synergies between grazing intensity and ecosystem services in rangelands using global-scale datasets and models. *Global Environmental Change* (29): 223-234.
194. Pickett STA, White PS (1985) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*, Academic Press, Orlando.
195. Plieninger T, Hartel T, Martin-Lopez B, Beaufoy G, Bergmeier E, Kirby K, Jesus Montero M, Moreno G, Oteros-Rozas E, Van Uytvanck J (2015) Wood-pastures

- of Europe: Geographic coverage, social–ecological values, conservation management, and policy implications. *Biological Conservation* (190):70–79.
196. Platvoet D, van der Velde G, Dick JTA, Li S (2009). Flexible omnivory in *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Amphipoda) – Amphipod pilot species project (AMPIS). *Crustaceana* 82 (6):703–720.
197. Pollock MM, Naiman RJ, Hanley TA (1998) Plant species richness in riparian wetlands: A test of biodiversity theory. *Ecology* (79): 94-105.
198. Porté AJ, Lamarque LJ, Lortie CJ, Michalet R, Delzon S (2011) Invasive *Acer negundo* outperforms native species in non-limiting resource environments due to its higher phenotypic plasticity. *BMC Ecology* 11:28.
199. Pott R (2000) Palaeoclimate and vegetation — long-term vegetation dynamics in central Europe. *Phytocoenologia*. 30(3–4):285-333.
200. Poulette MM, Arthur MA (2012) The impact of the invasive shrub *Lonicera maackii* on the decomposition dynamics of a native plant community. *Ecological Applications* (22):412–424.
201. Prach K, Pyšek P, Jarošík V (2007) Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central-European humanmade habitats. *Journal of Vegetation Science* (18):701–710.
202. Prevosto B, Kuiters L, Bernhardt-Romermann M, Dolle M, Schmidt W, Hoffmann M, Van Uytvanck J, Bohner A, Kreier D, Stadler J, Klotz S (2011) Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats. *Folia Geobotanica* (46): 303–325.
203. Program zaštite životne sredine Autonomne Pokrajine Vojvodine za period 2016-2025. godine. Sl. list AP Vojvodine, br. 10/2016.
204. Prots B, Drescher A, Vykhov B (2011) Invasion ecology of green ash *Fraxinus pennsylvanica* Marsh. in the Transcarpathia (Ukraine). *Journal of Biological Systems*. (3):269-276.
205. Puzović S, Sekulić G, Grubač B, Tucakov M (2009) Značajna područja za ptice u Srbiji. Ministarstvo zaštite životne sredine i prostornog planiranja, zavod za zaštitu prirode Srbije i Pokrajinski Sekretarijat za zaštitu životne sredine i održivi razvoj, Beograd i Novi Sad.
206. Puzović S (2003) Nova kolonija velikog kormorana *Phalacrocorax carbo* uz Krčedinsku adu kod Gardinovaca. *Ciconia* 13:185.

207. Pyšek P, Prach K (1993) Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* (20): 413–420.
208. Pyšek P, Richardson DM (2010) Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* (35):25–55.
209. Qu L, Wang Z, Huang Y, Zhang Y, Song C, Ma K (2018) Effects of plant coverage on shrub fertile islands in the upper minjiang river valley *Sci. China Life Sciences* (61): 340–347.
210. Quelch PR (2001) *Ancient Wood Pasture in Scotland*. Forestry Commission Scotland. Dostupno na [http://www.forestry.gov.uk/pdf/ancient.pdf/\\$FILE/ancient.pdf](http://www.forestry.gov.uk/pdf/ancient.pdf/$FILE/ancient.pdf).
211. Quelch PR (2002) *An illustrated guide to ancient wood-pasture in Scotland*. Glasgow. Dostupno na http://frontpage.woodland-trust.org.uk/ancient-treeforum/atfresources/images/guide28_54pp.pdf
212. Rackham O (2004) *The history of the countryside, the classic history of Britains landscape flora and fauna*. Phoenix Press, London.
213. Rackham O (2013) Woodland and wood-pasture. In ID Rotherham (ed.), *Trees, Forested Landscapes and Grazing Animals. A European Perspective on Woodlands and Grazed Treescapes* (pp. 11-22): Routledge.
214. Radulović S, Skočajić D, Bjedov I, Đunisijević-Bojović D (2008) *Amorpha fruticosa* L. on wet sites in Belgrade. *Bulletin of the Faculty of Forestry* (97): 221-234.
215. Read H (2000) *Veteran Trees: A guide to good management*. Natural England. Dostupno na <http://naturalengland.etraderstores.com/NaturalEnglandShop/IN13>.
216. Rejmanek M, Rosen E (1992) Influence of colonizing shrubs on species-area relationships in alvar plant communities. *Journal of Vegetation Sciences* (3): 625-630.
217. Rejmanek M (2000) Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology* (25): 497-506.
218. Rejmanek M, Richardson DM, Pyšek P (2005) Plant invasions and invisibility of plant communities. In Van der Maarel E, (ed) *Vegetation Ecology*, Oxford: Blackwell, pp 332-355.

219. Richardson DM, Pyšek P (2006) Plant invasions: Merging the concepts of species invasiveness and community invisibility. *Progress in Physical Geography* 30(3):409-431.
220. Ridolfi L, Laio F, D'Odorico P (2008) Fertility Island Formation and Evolution in Dryland Ecosystems. *Ecology and Society* 13, 5.
221. Rinaldi M, Piégay H, Surian N (2011) Geomorphological approaches for river management and restoration in Italian and French rivers. In: Simon A, Bennett SE, Castro JM (eds.), *Stream Restoration in Dynamic Fluvial Systems: Scientific Approaches, Analyses and Tools*. Geophysical Monograph Series 194. American Geophysical Union, Washington, DC, USA, pp. 95–113.
222. Robert J, Dalling JW, Harms KE, Yavitt JB, Stallard RF, Mirabello M, Hubbell SP, Valencia R, Navarrete H, Vallejo M, Foster RB (2007) Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences, Biological Sciences* (104):864–869.
223. Rosario LC (1988) *Acer negundo*. In: *Fire Effects Information System*, [Online]. U.S.
224. Rose F (1992) Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. In: Bates, J.W and Farman, A.M (eds) *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. Clarendon Press, Oxford, pp 211-233.
225. Roos L, Kuijpers L, Peters Roy CJH, Lamers Leon PM, Roelofs Jan GM (2009) Nutrient limitation along eutrophic rivers? Roles of N, P and K input in a species-rich floodplain hay meadow. *Applied Vegetation Science* (12):362-379.
226. Rong Q, Liu J, Cai Y, Lu Z, Zhao Z, YueW, Xia J (2016) “Fertile island” effects of *Tamarix chinensis* Lour. on soil N and P stoichiometry in the coastal wetland of Laizhou Bay, China. *Journal of Soils Sediments* (16): 864–877.
227. Rydin H, Borgegard SO (1991) Plant characteristics over a century of primary succession on islands: Lake Hjälmaren. *Ecology* (72): 1089-1101.
228. Sachse U (1991) Die Populationsbiologie von *Acer negundo* L., einem aggressivem Neophyten in Eurasien. Postdoktorandenstipendium SA 445/1–1. DFG, Berlin.
229. Saccone P, Brun JJ, Michalet R (2010) Challenging growth-survival trade-off: a key for *Acer negundo* invasion in European floodplains? *Canadian Journal of Forest Research*. (40):1879–1886.
230. Sanon A, Beguiristain T, Cebron A, Berthelin J, Ndoeye I, Leyval C, Sylla S, Duponnois R (2009) Changes in soil diversity and global activities following

- invasions of the exotic invasive plant, *Amaranthus viridis* L., decrease the growth of native sahelian *Acacia* species. *FEMS Microbiology Ecology* (70):118–131.
231. Sanon A, Beguiristain T, Cebren A, Berthelin J, Sylla SN, Duponnois R (2012) Differences in nutrient availability and mycorrhizal infectivity in soils invaded by an exotic plant negatively influence the development of indigenous *Acacia* species. *Journal of Environmental Management* (95): S275-S279.
232. Sandom CJ, Hughes J, Macdonald DW (2013) Rooting for rewilding. Quantifying wild boar's *Sus scrofa* rooting rate in the Scottish Highlands, *Restoration Ecology* (21): 329–35.
233. Schaffrath J (2001) Vorkommen und spontane Ausbreitung der Rotesche (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall) in Ost-Brandenburg. *Nat.schutz Landsch.pfl. Brandenbg.* 10, 134–139.
234. Schmiedel D, Schmidt PA (2010) *Fraxinus pennsylvanica*. Artensteckbrief für NeoFlora, Dostupno na <http://www.floraweb.de/neoflora/handbuch/fraxinuspennsylvanica.html>.
235. Schmiedel D, Tackenberg O (2013) Hydrochory and water induced germination enhance invasion of *Fraxinus pennsylvanica*. *Forest ecology and management.* (304):437-443.
236. Semmartin M, Di Bella C, de Salamone IG (2010) Grazing-induced changes in plant species composition affect plant and soil properties of grassland mesocosms. *Plant Soil* (328): 471-481.
237. Sheaffer JR, Mullan JD, Hinch NB (2002) Encouraging the wise use of floodplains with market-based incentives. *Environment* (44):33-43.
238. Solon J, Degorski M, Roo-Zielinska E (2007) Vegetation response to a topographical-soil gradient. *Catena* (71): 309-320.
239. Si CC, Liu XY, Wang CY, Wang L, Dai ZC, Qi SS, Du DL (2013) Different Degrees of Plant Invasion Significantly Affect the Richness of the Soil Fungal Community. *PLoS ONE* 8 (12): e85490.
240. Silva JP, Phillips L, Jones W (2007) LIFE and Europes wetlands:restoring a vital ecosystem. Public office European Union, Luxemburg.
241. Simberloff D, von Holle B (1999) Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* (1):21–32.
242. Simberloff D (2006) Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? *Ecological Letters* (9): 912–919.

-
243. Simberloff D, Martin JL, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, Garcia-Berthou E, Pascal M, Pyšek P, Sousa R, Tabacchi E, Villa M (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, (28): 58–66.
244. Sims JT (1986) Soil pH effects on the distribution and plant availability of manganese, copper, and zinc. *Soil Science Society of American Journal* (50):367–373.
245. Sinclair ARE (1979) The eruption of the ruminants, in: *Serengeti: Dynamics of an Ecosystem* (eds.) Sinclair M, Northon-Griffiths), University of Chicago press, Chicago, pp 82-103.
246. Schlesinger WH, Pilmanis AM (1998) Plant-Soil Interactions in Deserts. *Biogeochemistry* (42):16
247. Smith H, Feber RE, Morecroft MD, Taylor ME, Macdonald DW (2010) Short-term successional change does not predict longterm conservation value of managed arable field margins. *Biological Conservation* (143): 813-822.
248. Smit C, Rietkerk M, Wassen MJ (2009) Inclusion of biotic stress (consumer pressure) alters predictions from the stress gradient hypothesis. *Journal of Ecology* (97): 1215–1219.
249. Specijalni Rezervat Prirode Koviljsko-petrovaradinski rit, Predlog za stavljanje pod zaštitu kao zaštićenog područja I kategorije, Studija Zaštite (2010). Pokrajinski Zavod za zaštitu prirode, Novi Sad.
250. Stinson KA, Campbell SA, Powell JR, Wolfe BE, Callaway RM, Thelen GC, Hallett SG, Prati D, Klironomos JN (2006) Invasive plant suppresses the growth of native tree seedlings by disrupting below-ground mutualisms. *Plos Biology* (4): 727–731.
251. Sümegi P (2011) Az Alföld élővilágának fejlődése a jégkor végétől napjainkig. In: Rakonczai J (ed) *Környezeti változások és az Alföld. A Nagyalföld Alapítvány kötetei 7*. Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba, pp 35–44.
252. Surian N, Ziliani L, Comiti F, Lenzi MA, Mao L (2009) Channel adjustments and alteration of sediment fluxes in gravel bed rivers of north-eastern Italy: potentials and limitations for channel recovery. *River Research and Applications* (25): 551–567.

253. Suding KN, Harpole WS, Fukami T, Kulmatiski A, Macdougall AS, Stein C, van der Putten WH (2013) Consequences of plant-soil feedbacks in invasion. *Journal of Ecology* (101): 298–308.
254. Sutton RF, Johnson CW (1974) Landscape plants from Utah's mountains. EC–368. Logan, UT. 135 str.
255. Svensson JR, Nylund GM, Cervin G, Toth GB, Pavia H (2013) Novel chemical weapon of an exotic macroalga inhibits recruitment of native competitors in the invaded range. *Journal of Ecology* (101):140–148.
256. Stark JM, Norton JM (2014) The invasive annual cheatgrass increases nitrogen availability in 24 year old replicated field plots. *Oecologia* (177):799–809.
257. Stewart HA, Krajicek JE (1973) Ash, an American wood. American Woods Series FS216. USDA Forest Service. Washington, DC. 7p.
258. Stift M, Luttikhuisen P, Vasser E, van Tienderen P (2008) Different flooding responses in *Rorippa amphibia* and *Rorippa sylvestris*, and their modes of expression in F1 hybrids. *New Phytologist* 180(1):229-39.
259. Studija Zaštite (2010) Specijalni rezervat prirode Koviljsko-petrovaradinski rit. Predlog za stavljanje pod zaštitu kao zaštićenog područja I kategorije. Pokrajinski Zavod za zaštitu prirode, Novi Sad.
260. Tackenberg O (2003) Modeling long-distance dispersal of plant diaspores by wind. *Ecological Monographs* (73): 173–189.
261. Takagi K, Hioki Y (2013) Autecology, distributional expansion and negative effects of *Amorpha fruticosa* L. on a river ecosystem: a case study in the Sendaigawa River, Tottori Prefecture. *Landscape Ecological Engineering* (9): 175-188.
262. Tallowin J, Krikham F, Smith R, Mountford O (1998) Residual effect of phosphorus fertilisation on the restoration of floristic diversity to wet grassland. In: Joyce CB, Wade PM (eds.) *European wet grasslands, biodiversity, management and restoration*, pp 249-263. John Wiley and Sons, London UK
263. Tallowin JRB, Rook AJ, Rutter SM (2005) Impact of grazing management of biodiversity of grasslands. *Animal Science* (81):193-198.
264. Teague WR, Dowhower SL, Baker SA, Haile N, DeLaune PB, Conover DM (2011) Grazing management impacts on vegetation, soil biota and soil chemical, physical and hydrological properties in tall grass prairie. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (141): 310-322.

265. Ter Braak CJF, Šmilauer P (2002) CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.
266. Thun R, Hermann R, Knickmann F (1955) Die Untersuchung von Böden. Band I, Methodenbuches des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs und Forschungsanstalten. 3. Aufl., Neumann Verlag, Radebeul und Berlin.
267. Tilman D (1987) Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. *Ecological Monographs* (57):189–214.
268. Tilman D (1990) Constraints and tradeoffs: toward a predictive theory of competition and succession. *Oikos* (58): 3-15.
269. Tilman D, Olff H (1991) An experimental study of the effects of pH and nitrogen on grassland vegetation. *Acta Oecologica* (12):427–441.
270. Tockner K, Stanford JA (2002) Riverine floodplains: present state and future trends. *Environmental Conservation* (29):308–330.
271. Tockner K, Bunn SE, Quinn G, Naimann RJ, Stanford JA, Gordon C (2006) Floodplains: critically threatened ecosystems. In: Polunin NC (ed.) *The State of the Worlds waters*, Cambridge University press, Cambridge.
272. Tockner K, Pusch M, Borchardt D, Lorang M (2010) Multiple stressors in coupled river–floodplain ecosystems. *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1):131–135.
273. Tošić I, Hrnjak I, Gavrilov MB, Unkašević M, Marković S, Lukić T (2014) Annual and Seasonal Variability of Precipitation in Vojvodina, Serbia, *Theoretical and Applied Climatology* (117) 1-2, pp. 331-341.
274. Tommerup EC (1934) *The Field Description of the Physical Properties of Soils*, First Commission of Commission I–Soil Physics–Of the International Society of Soil Science, pp.155–158. International Society of Soil Science, Versailles, France.
275. Trammell TLE, Ralston HA, Scroggins SA, Carreiro MM. (2012) Foliar production and decomposition rates in urban forests invaded by the exotic invasive shrub, *Lonicera maackii*. *Biological Invasions* (14):529–545.
276. Tsheboeng G, Bonyongo M, Murray-Hudson M (2014) Flood variation and soil nutrient content in floodplain vegetation communities in the Okavango Delta. *South African Journal of Science* (110):3–4.
277. Tubbs CR (2001). *The New Forest. History, ecology and conservation*. New Forest Ninth Centenary Trust, Lyndhurst.

-
278. Turpin-Jelfs T, Michaelidas K, Biederman JA, Anesio AM (2019) Soil nitrogen response to shrub encroachment in a degrading semi-arid grassland. *Biogeosciences* (16):369-381.
279. UK Biodiversity Action Plan; Priority Habitat Descriptions. BRIG (ed. Ant Maddock) 2008.
280. Urbina I, Grau O, Sardans J, Ninot J, Penuelas J (2018) Plant-soil stoichiometric changes along the succession from subalpine grasslands to shrublands in the Pyrenees. *Geophysical Research Abstracts* (20): 19126.
281. Van der Heijden MGA, Bardgett RD, Van Straalen NM (2008) The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecological Letters* (11): 296-310.
282. Van Dersal WR., Mulford FL, Thornthwaite CW (1938). *Native Woody Plants of the United States: Their Erosion-Control and Wildlife Values*. Washington, DC: U.S. Government Printing Office; 10.5962/bhl.title.65853.
283. Van Uytvanck J (2009) The role of large herbivores in woodland regeneration patterns, mechanisms and processes, PhD Thesis, Ghent University, Research Institute for Nature and Forest (INBO.T.2009.3), Brussels.
284. Van Uytvanck J, Verheyen K (2014) Grazing as a tool for wood pasture restoration and management. In: Hartel T, Plieninger T (eds.) *European wood-pastures in transition - A social-ecological approach*, Routledge London, New York.
285. Veen GF, Blair J, Smith M, Collins S (2008) Influence of grazing and fire frequency on small scale plant community structure and resource variability in native tallgrass prairie. *Oikos* (117):859-866.
286. Vera FWM (2000) *Grazing Ecology and Forest History*, Wallingford, UK: CABI Publishing.
287. Vera FWM (2002) The Dynamic European forest. *Arboricultural Journal* (26): 179-211.
288. Vera FWM, Bakker ES, Olf H (2006) Large herbivores: missing partners of western European light-demanding tree and shrub species? In Denell K, Duncan P, Bergstrom R, Pastor J (eds.) *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, pp.203-231.

-
289. Vidal E, Médail F, Tatoni T, Bonnet V (2000) Seabirds drive plant species turnover on small Mediterranean islands at the expense of native taxa. *Oecologia* (122): 427-434.
290. Vieira MJ, Pacheco AP, Pinho IA, Melo LF (2001) The Effect of Clay Particles on the activity of suspended autotrophic nitrifying bacteria and on the performance of an air-lift reactor. *Environmental Technology* (22):123-35.
291. Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E (2007) Let the concept of trait be functional! *Oikos* (116): 882-892.
292. Vines G (2002) Gladerunners. *New Scientist*. 7 September, 35–37.
293. Vila M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošik V, Maron JL, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* (14):702–708.
294. Vitousek PM, Walker LP (1989) Biological invasions by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation and ecosystem effects. *Ecological Monographs* (59): 247–265.
295. Vitousek PM, DAntonio CM, Loope LL, Westbrooks R (1996) Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* (84): 468.
296. Vos W, Meekes H (1999) Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future. *Landscape Urban Plan.* (46): 3–14.
297. Vukićević E (1992): Odeljak Pteridiophyta - papratnjače; In: Flora SR Srbije 1. (Ur. Sarić M) str.71-160 (*Dryopteris Adans. Pro parte*). Srpska akademija nauka i umetnosti. Beograd.
298. Vuković N, Miletić M, Milović M, Jelaska SD (2014) Grime's CSR strategies of the invasive plants in Croatia. *Periodicum Biologorum* 116 (3): 323–329.
299. Wang J, Li X, Liu X, Wang F, Liu Y (2011) Root structure of slope protection plants in a high-grade highway. *Journal of Forestry Research*. 22 (2): 311-313.
300. Wardle DA, Bardgett RD, Klironomos JN, Setälä H, van der Putten WH, Wall DH. (2004) Ecological linkages between above-ground and below-ground biota. *Science* (304): 1629– 1633.
301. Ward JV, Tockner K, Schiemer F (1999) Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers Research and Management* (15):125-139.

302. Wassen MJ, Peeters WHM, Olde Venterink H (2003). Patterns in vegetation, hydrology, and nutrient availability in an undisturbed river floodplain in Poland. *Plant Ecology* (165): 27–43.
303. Wei L, Hai-Zhou H, Zhi-Nan Z, Gao-Lin W (2011) Effects of grazing on the soil properties and C and N storage in relation to biomass allocation in an alpine meadow. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* (11):27–39.
304. West CP, Mallarino AP, Wedin WF, Marx DB (1989) Spatial variability of soil chemical properties in grazed pastures. *Soil Science Society of America Journal* (53):784–789.
305. Westoby M (1989) Selective forces exerted by vertebrate herbivores on plants. *Trends in Ecology and Evolution* (4): 115–117.
306. Westoby M, Falster DS, Moles AT, Vesk PA, Wright IJ (2002) Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics* (33):125–159.
307. Wilbur RL (1975). A revision of the North American genus *Amorpha* (Leguminosae-Psoraleae). *Rhodora* (77): 337–409.
308. Wildi O (2010) Patterns in Vegetation Ecology u Data Analysis in Vegetation Ecology. Wiley/Blackwell, Oxford. 5-15.
309. Williamson M, Brown KC (1986) The analysis and modelling of British invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B* (314):505-521.
310. Wissmar RC, Swanson FJ (1990) Landscape disturbances and lotie ecotones. Pp. 65-89. In: Naiman, R. J. & Dcamps, H. (eds), *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. UNESCO, Paris and The Parthenon Publishing Group, Carnforth, UK.
311. Wolfe EC, Dear BS (2001) The population dynamics of pastures, with particular reference to southern Australia. In PG Tow and A Lazenby, eds. *Competition and succession in pastures*, pp. 119–148. CABI Publishing, Wallingford, Oxon.
312. Xiaolong W, Jingyi H, Ligang X, Rongrong W, Yuwei C (2014) Soil characteristics in relation to vegetation communities in the Wetlands of Poyang Lake, China. *Wetlands* 34:829.
313. Yajing W, Fangqing C, Miao Z, Shaohua C, Xiangqian T, Meng L, Zhihua H (2017) The effects of the reverse seasonal flooding on soil texture within the

- hydro-fluctuation belt in the Three Gorges reservoir. *Journal of Soils and Sediments* 18(1): 109-115.
314. Yalden DW (1999) *The History of British Mammals*, T. and A.D. Poyser, London.
315. Yorks TP, West NE, Capels KM (1992) Vegetation differences in desert shrublands of western Utah's Pine Valley between 1933 and 1989. *Journal of Range Management* (45):569-578.
316. Yorks TP, West NE, Capels KM (1994) Changes in pinyon-juniper woodlands in western Utah's Pine Valley between 1933 and 1989. *Journal of Range Management* (47):359-364.
317. Zhao HL, Liu RT (2013) The “bug island” effect of shrubs and its formation mechanism in Horqin Sand Land, Inner Mongolia. *Catena* (105): 69–74.
318. Zeng Q, Liu Y, Fang Y, Ma R, Lal R, An S, Huang Y (2017) Impact of vegetation restoration on plants and soil C:N:P stoichiometry on the Yunwu Mountain Reserve of China. *Ecological Engineering* (109): 92–100.

Internet stranice:

<https://www.try-db.org/TryWeb/Home.php>

UNIVERZITET U NOVOM SADU
PRIRODNO- MATEMATIČKI FAKULTET
DEPARTMAN ZA BIOLOGIJU I EKOLOGIJU
KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

| | |
|---|---|
| Redni broj: RBR | |
| Identifikacioni broj: IBR | |
| Tip dokumentacije: TD | Monografska dokumentacija |
| Tip zapisa: TZ | Tekstualni štampani materijal |
| Vrsta rada (dipl., mag., dokt.): VR | Doktorska disertacija |
| Ime i prezime autora: AU | MSc Dušanka Vujanović (rođ. Krašić) |
| Mentor (titula, ime, prezime, zvanje): MN | Prof. dr Dubravka Milić, vanredni profesor Dr Zoran Galić, naučni savetnik |
| Naslov rada: NR | Interakcija i funkcionalna dinamika antropogeno uslovljenih i edafskih faktora na vegetaciju rečnog ostrva Krčedinska ada (Dunav, Srbija) |
| Jezik publikacije: JP | Srpski (latinica) |
| Jezik izvoda: JI | Srpski/ Engleski |
| Zemlja publikovanja: ZP | Srbija |
| Uže geografsko područje: UGP | AP Vojvodina |
| Godina: GO | 2019 |
| Izdavač: IZ | Autorski reprint |
| Mesto i adresa: MA | Novi Sad, Departman za Biologiju i Ekologiju, PMF, Trg Dositeja Obradovića 2 |
| Fizički opis rada: FO | Poglavlja (8), strana (127), literaturnih citata (318), tabela (18), slika (34), priloga (3) |
| Naučna oblast: NO | Ekologija |
| Naučna disciplina: ND | Ekologija biljaka |
| Predmetna odrednica, ključne reči: | Vegetacijska kompozicija, šumo-pašnjak, biljne sukcesije, invazivne biljne vrste, zemljišni faktori, satelitski snimci |

| | |
|-----------------------|--|
| PO | |
| UDK | |
| Čuva se: ČU | Biblioteka Departmana za biologiju i ekologiju, PMF Novi Sad, Trg Dositeja Obradovića 2, 21000 Novi Sad |
| Važna napomena: VN | Nema. |
| Izvod: IZ | <p>Nedovoljno je informacija o strukturnim promenama vegetacije šumo pašnjaka, uključujući i njihovu vezu sa abiotičkim faktorima. U ovom radu stavljen je akcenat na vezu između različitih stadijuma ciklusa šumo pašnjaka i važnih sredinskih varijabli sa ciljem razumevanja dinamičnosti ovog odnosa i procesa koji dovode do degradacije šumo pašnjaka. Istorijske promene vegetacijske strukture na Krčedinskoj adi u protekle 44 godine identifikovane su pomoću analize avio i satelitskih snimaka. Stvarni podaci sa terena (24 vegetacijska plota) i CCA analiza korišteni su kako bi se analizirala veza između biljnih zajednica i prisutnih sredinskih faktora. Odabrana su tri dominantna strukturna tipa vegetacije: GR (grazing) - plotovi pod ispašom; WC (woody cover) - plotovi šikarastog tipa sa dominacijom visokog žbunja i drvenastih vrsta čija visina premašuje 2 m; TR (transitional) - prelazna forma između livadske i drvenaste vegetacije sa trnovitim žbunjem visine manje od 2 m. Odabran je sledeći set sredinskih parametara: GI (intenzitet ispaše), Ind (učestalost plavljenja), E (nadmorska visina), i zemljišni parametri: TN (ukupni azot), AP (dostupni fosfor), K (kalijum), Mg (magnezijum), Ca (kalcijum), pH, C/N (odnos ugljenika i azota) i NB (nitrificirajuće bakterije).</p> <p>Klasifikacija biljnih vrsta iz različitih sukcesivnih stadijuma prema CSR Grime-ovom modelu dodatno je doprinela razumevanju dinamičnosti vegetacijskih sukcesija a analiza uticaja invazivnih biljnih vrsta na zemljišne parametre doprinela je razumevanju fluktuacija zemljišnih parametara i usmeravanju restauracijskih mera.</p> <p>Analiza promena zemljišnog pokrivača pomoću satelitskih snimaka</p> |

| | |
|--|---|
| | <p>pokazala je da su u prošlosti biljne zajednice na Krčedinskoj adi bile sa većom populacijom zeljastih vrsta i očuvanih šuma vrbe bez prisustva degradiranih sastojina. Ove zajednice velikim delom su zamenjene dominantno žbunastim pokrovom što ukazuje na progresivan tip sukcesije na ostrvu a može se dovesti u vezu sa (1) sećom vrbovih šuma i (2) znantno većim brojem stoke u prošlosti. Rezultati analize satelitskih snimaka u skladu su sa rezultatima terenskog istraživanja koji takođe ukazuju na progresivan tip sukcesije s obzirom da je, prema CSR kategorizaciji biljnih vrsta, glavna sukcesijska trajektorija na ostrvu CSR/CS – C selekcija.</p> <p>CCA analiza rađena u svrhu identifikacije uticaja sredinskih parametara na distribuciju i sastav biljnih vrsta, pokazala je da intenzitet ispaše (GI) ima najveći uticaj na oblikovanje biljnih zajednica.</p> <p>Analiza uticaja invazivnih biljnih vrsta na zemljišne parametre, pokazala je da se izdvojene grupe plotova (FraxP, AcerN, AmorF, Mix i Control) međusobno značajno razlikuju u odnosu na zemljišne parametre: Hm, N, C i NB te ukazuju na aditivan efekat invazivnih vrsta na pomenute parametre. Aditivan efekat koji ispitivane invazivne vrste pokazuju na sadržaj zemljišnih nutrijenata ukazuje na modifikaciju zemljišnih uslova u pravcu stabilizacije i/ili ubrzanja invazije kao i otežavanja ponovnog uspostavljanja native vegetacije. Dodatno, aditivan efekat ispitivanih invazivnih vrsta ukazuje na mogućnost ekološkog nasleđa koje invazivne vrste ostavljaju za sobom i nakon potencijalnog uklanjanja.</p> |
| Datum prihvatanja teme od strane Senata: DP | |
| Datum odbrane: DO | |
| Članovi komisije: (ime i prezime / titula / zvanje / naziv organizacije / status) KO | <p>Dr Snežana Radulović, vanredni profesor, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu - predsednik komisije;</p> <p>Dr Dubravka Milić, vanredni profesor, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu - mentor;</p> <p>Dr Zoran Galić, naučni savetnik, Institut za nizijsko šumarstvo i životnu sredinu, Univerzitet u Novom Sadu - mentor;</p> <p>Dr Ante Vujić, redovni profesor, Prirodno-matematički fakultet,</p> |

| | |
|--|---|
| | Univerzitet u Novom Sadu - član; Dr Dejana DŽigurski, redovni profesor, Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Novom Sadu - član. |
|--|---|

**UNIVERSITY OF NOVI SAD
FACULTY OF SCIENCE
DEPARTMENT OF BIOLOGY AND ECOLOGY
KEY WORD DOCUMENTATION**

| | |
|--------------------------------|---|
| Accession number: ANO | |
| Identification number: INO | |
| Document type: DT | Monograph documentation |
| Type of record: TR | Textual printed material |
| Contents code: CC | PhD thesis |
| Author: AU | Dužanka Vujanović (born Krašić) MSc |
| Mentor: MN | Prof. dr Dubravka Milić Dr Zoran Galić |
| Title: TI | Interaction and functional dynamics of anthropogenic and soil factors on the vegetation of river island Krčedinska ada (Danube, Serbia) |
| Language of text: LT | Serbian (Latin) |
| Language of abstract: LA | English |
| Country of publication: CP | Republic of Serbia |
| Locality of publication: LP | Vojvodina |
| Publication year: PY | 2019 |
| Publisher: PU | Author's reprint |
| Publication place: PP | Novi Sad, Faculty of Sciences, Department of Biology and Ecology, Trg Dositeja Obradovica 2 |
| Physical description: PD | Chapters (8), pages (127), references (318), tables (18), figures (34), additional lists (3) |
| Scientific field SF | Ecology |
| Scientific discipline SD | Plant ecology |
| Subject, Key words SKW | Vegetation composition, wood-pasture, plant succession, invasive plant species, soil |

| | |
|---|---|
| | properties, satellite images |
| Universal decimal classification UDC | |
| Holding data: HD | The Library of Department of Biology and Ecology, Faculty of Sciences, University of Novi Sad, Trg Dositeja Obradovica 2, 21000 Novi Sad, Serbia |
| Note: N | None |
| Abstract: AB | <p>There is insufficient information on structural changes within wood-pasture, including their relationship with abiotic influences. This thesis addresses the links between important environmental variables and different stages of the wood-pasture cycle, with the aim of understanding fluctuations in this relationship and processes that follow wood-pasture degradation. Satellite and aerial image interpretation was used to identify structural vegetation shifts over 44 years under significantly declining livestock numbers and ground truthing data of 24 plots to assess the current field scenario. Canonical correspondence analysis (CCA) was employed to evaluate the relationship between plant communities and environmental influences. Three dominant structural vegetation types – grazing plots (GR), transitional habitats with thorny shrubs (TR) and woody encroachment (WC) - were surveyed and the following set of variables was chosen: grazing intensity (GI), inundation frequency (Ind), elevation (E), soil total nitrogen (TN), soil available phosphorus (AP), soil potassium (K), soil magnesium (Mg), soil calcium (Ca), soil pH (pH), soil carbon to nitrogen ratio (C/N) and soil nitrifying bacteria (NB). Classification of plants from different succession stages according to Grimes CSR model, gave its contribution to understand vegetation dynamics while the analysis of invasive plant species influence on soil variables helped to understand the fluctuations of soil variables and to advice on restoration measures.</p> |

| | |
|--------------------------------------|---|
| | <p>Interpretation of satellite images revealed dominance of wood-pasture habitats in the past, which alternated structurally between more open and more closed physiognomies i.e. indicates progressive succession pathway which is in accordance with CSR plant species categorization which revealed that the main succession trajectory on the island is CSR/CS – C selection. CCA with ground truth data and forward selection revealed grazing intensity as the predominant ecological driver modifying vegetation structure and the soil nutrient pool, as well as transitioning vegetation between open herbaceous and closed woody cover. One of the interesting findings is also the additive effect invasive species <i>Fraxinus pennsylvanica</i>, <i>Acer negundo</i> and <i>Amorpha fruticosa</i> have on soil variables Hm, N, C and NB. Additive effect these species demonstrate on soil factors indicates that soil modification is directed towards stabilization and/or acceleration of invasion and inhibition of native species re-establishment. Additionally, additive effect of invasive species implies the possibility of ecological legacy even after potential removal. This finding, due to its practical implications in nature reserves across Europe, demands further research.</p> |
| <p>Accepted on Senate on: AS</p> | |
| <p>Defended: DE</p> | |
| <p>Thesis Defend Board: DB</p> | |

BIOGRAFIJA



Dušanka Vujanović (rođ. Krašić) rođena je u Vukovaru (Hrvatska) 26.04.1983. godine gde završava osnovnu i srednju školu. Prirodno-matematički fakultet, Departman za biologiju i ekologiju, smer: diplomirani ekolog - zaštita životne sredine, završava 2009. godine sa prosečnom ocenom 9.10. Iste godine upisuje master studije, modul: zaštita prirode i održiv razvoj, koje završava 2011. godine sa prosečnom ocenom 9.82. U zvanje istraživača saradnika prvi put izabrana je 2011. godine. Učestvovala je u realizaciji većeg broja nacionalnih i internacionalnih projekata. Autor je jednog i koautor 7 radova u časopisima međunarodnog značaja. Od 2008-2015. godine radila je na Prirodno-matematičkom fakultetu, na Departmanu za biologiju i ekologiju, a od jula 2015-te godine radi na Institutu Biosens u Novom Sadu.

Dušanka Vujanović

