

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA
ODDELEK ZA GOZDARSTVO IN OBNOVLJIVE GOZDNE
VIRE

Domen KOZJAK

**EKOLOGIJA POMLAJEVANJA ROBINIJE (*Robinia
pseudoacacia* L.) V GOSPODARJENIH SESTOJIH NA
ROŽNIKU**

DIPLOMSKO DELO

Univerzitetni študij – 1. stopnja

Kranj, 2016

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA
ODDELEK ZA GOZDARSTVO IN OBNOVLJIVE GOZDNE VIRE

Domen KOZJAK

**EKOLOGIJA POMLAJEVANJA ROBINIJE (*Robinia pseudoacacia* L.) V
GOSPODARJENIH SESTOJIH NA ROŽNIKU**

DIPLOMSKO DELO
Univerzitetni študij – 1. stopnja

**REGENERATION ECOLOGY OF BLACK LOCUST (*Robinia
pseudoacacia* L.) IN MANAGED STANDS ON ROŽNIK**

B. Sc. Thesis
Academic Study Programmes

Kranj, 2016

Diplomsko delo je zaključek univerzitetnega študija gozdarstva. Opravljen je bil na katedri za gojenje gozdov na Oddelku za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire Biotehniške fakultete Univerze v Ljubljani.

Komisija za študijska in študentska vprašanja Oddelka za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire BF je dne 21.8.2015 sprejela temo in za mentorja diplomskega dela imenovala doc. dr. Thomasa A. Nagel-a, za recenzenta pa prof. dr. Jurija Diacija.

Komisija za oceno in zagovor:

Predsednik:

Član:

Član:

Datum zagovora:

Podpisani izjavljam, da je diplomsko delo rezultat lastnega raziskovalnega dela. Izjavljam, da je elektronski izvod identičen tiskanemu. Na univerzo neodplačno, neizključno, prostorsko in časovno neomejeno prenašam pravici shranitve avtorskega dela v elektronski obliki in reproduciranja ter pravico omogočanja javnega dostopa do avtorskega dela na svetovnem spletu preko Digitalne knjižnice Biotehniške fakultete

Domen Kozjak

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

ŠD	Du1
DK	GDK 228:267:176.1Robinia pseudoacacia L.)(497.4Rožnik)(043.2)=163.6
KG	neofiti/robinija/Rožnik/invazivnost/pomlajevanje/ <i>Robinia pseudoacacia</i>
KK	
AV	KOZJAK, Domen
SA	NAGEL, Thomas Andrew (mentor)
KZ	SI-1000 Ljubljana, Večna pot 83
ZA	Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire
LI	2016
IN	EKOLOGIJA POMLAJEVANJA ROBINIJE (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.) V GOSPODARJENIH SESTOJIH NA ROŽNIKU
TD	Diplomsko delo (Univerzitetni študij – 1. stopnja)
OP	IX, 46 str., 3 pregl., 14 sl., 0 pril., 61 vir.
IJ	sl
JI	sl/en
AI	

V diplomski nalogi smo ugotavljali zmožnost širjenja robinije (*Robinia pseudoacacia* L.) v notranjost gozda iz skupin matičnih dreves, ki rastejo na gozdnem robu. Poleg tega smo ugotavljali tudi poglobitveni način širjenja (semena, koreninski poganjki, panjevski poganjki) in ekološke razmere, ki omogočajo ter pospešujejo širjenje robinije. V ta namen smo iz izhodiščnih točk, ki so bile postavljene v bližini matičnih sestojev robinije, potegnili transekt v notranjost gozda. Skupno smo naredili tri transekte, na vsakem transektu pa smo postavili pet ploskev velikosti 5 x 5 m. Rezultati so potrdili uspešnost širjenja robinije v notranjost sestoja, saj ima pomembno vlogo v pomladku in je v vseh višinskih razredih druga najpomembnejša drevesna vrsta. Ugotovili smo, da širjenje robinije poteka predvsem prek koreninskih poganjkov, medtem ko je pomen semenskih poganjkov majhen. Zaradi tega ima velik vpliv na gostoto mladja robinije prav gostota matičnih dreves v bližini rastišča. Rezultati so pokazali, da je pomemben dejavnik pri pomlajevanju robinije tudi svetloba, čeprav je pomen le te manjši od pričakovanega. Na pomlajevanje robinije ima negativen učinek zastrtost rastišča z zeliščno plastjo, ki verjetno vpliva na manjši delež robinije na močno osvetljenih rastiščih. Močnejše širjenje robinije je možno preprečiti že z obstoječimi ali nekoliko prilagojenimi načini gospodarjenja, ki vključujejo malopovršinsko gospodarjenje in pomlajevanje pod zastorom matičnega sestoja, ter izvedbo negovalnih ukrepov, ki zagotavljajo čim večjo stabilnost in odpornost na naravne ujme, medtem ko je smiselnost bolj intenzivnega zatiranja vprašljiva. Vlogo robinije je potrebno ponovno pretehtati in se sprijazniti, da je postala del našega naravnega okolja.

KEY WORD DOCUMENTATION

DN Du1
 DC FDC 228:267:176.1Robinia pseudoacacia L.)(497.4Rožnik)(043.2)=163.6
 CX neophyte/black locust/Rožnik/invasiveness/regeneration/*Robinia pseudoacacia*
 CC
 AU KOZJAK, Domen
 AA NAGEL, Thomas Andrew (supervisor)
 PP SI-1000 Ljubljana, Večna pot 83
 PB University of Ljubljana, Biotechnical faculty, Department of Forestry and Renewable Forest Resources
 PY 2016
 TI REGENERATION ECOLOGY OF BLACK LOCUST (*Robinia pseudoacacia* L.)
 IN MANAGED STANDS ON ROŽNIK
 DT B. Sc. Thesis (Academic Study Programmes)
 NO IX, 46 p., 3 tab., 14 fig., 0 ann., 61 ref.
 LA sl
 AL sl/en
 AB

This thesis examines the invasion success of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in a mature forest stand on Rožnik. We also tried to determine the prevalent type of regeneration (seeds, root sprouts, stump sprouts) and the optimal ecological conditions that enable or encourage the growth and spread of black locust. For that purpose, we located adult black locust trees growing on the edge of the study area and placed transects toward the forest stand interior. All together, we made three such transects and placed five plots measuring 5x5 m on each of them. The results showed that black locust does spread successfully into the inner parts of the forest. It was abundant in all height classes. We found that black locust spread primarily by means of its underground shoots, while seed regeneration was rare. As such, the density of young black locust plants depends on the density of larger black locust trees. The results suggest that light conditions also play a role in the spread of black locust, but the importance of light was less than expected. A potential obstacle for invasion of black locust is the understory herbaceous layer which – especially in well lit areas – may prevent further spread. A more pronounced spread of black locust may be prevented with existing adapted management measures, including small-scale silviculture and adult-tree management. It can also be prevented by tending native tree growth, enabling a higher stability and resistance to natural disturbances. The sensibility of intensive and direct removal is, however, questionable. The role of black locust is yet to be determined but we must face the fact that it has become a part of our environment.

KAZALO VSEBINE

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA	III
KEY WORD DOCUMENTATION	IV
KAZALO VSEBINE.....	V
KAZALO SLIK.....	VIII
KAZALO PREGLEDNIC.....	IX
 1 UVOD	 1
2 PREGLED LITERATURE	2
2.1 PROBLEMATIKA INVAZIVNIH VRST	2
2.1.1 Tujerodne rastlinske vrste	2
2.1.2 Lastnosti in napovedovanje invazivnosti vrst	3
2.1.3 Občutljivost ekosistemov na invazijo	4
2.1.4 Vpliv invazivnih vrst na ekosisteme	6
2.2 PREDSTAVITEV ROBINIJE.....	7
2.2.1 Opis	7
2.2.2 Morfologija	8
2.2.3 Ekologija	9
2.2.4 Uporaba.....	10
2.3 RAZŠIRJENOST IN POMEN ROBINIJE V DOMOVINI IN PO SVETU	10
2.3.1 Robinija v domovini	10
2.3.2 Robinija po svetu	11
2.3.3 Robinija v Sloveniji	12
2.4 INVAZIVNOST IN UČINKI NA NARAVNE EKOSISTEME.....	14
2.5 ZATIRANJE IN NADZOR.....	15

2.5.1 Mehansko zatiranje	15
2.5.2 Kemično zatiranje	15
2.5.3 Mehansko/kemično zatiranje	15
2.5.4 Biološko zatiranje	15
3 MATERIALI IN METODE	17
3.1 OPIS LOKACIJE	17
3.2 GOSPODARJENJE Z GOZDOVI	18
3.3 METODE DELA	19
3.3.1 Izbor ploskev	19
3.3.2 Opis transektov	19
3.3.3 Analiza ploskev	20
3.3.4 Analiza podatkov	21
4 REZULTATI	23
4.1 DELEŽ DREVESNIH VRST V SESTOJU	23
4.2 DELEŽ MLADJA DREVESNIH VRST PO VIŠINSKIH RAZREDIH	23
4.3 NAČIN RAZMNOŽEVANJA	26
4.4 ODVISNOST POMLAJEVANJA ROBINIJE OD OKOLJSKIH DEJAVNIKOV	26
4.4.1 Odvisnost pomlajevanja robinije od bližine in številčnosti semenskih dreves	27
4.4.2 Odvisnost pomlajevanja robinije od svetlobnih razmer in primerjava z drugimi drevesnimi vrstami	28
4.4.3 Odvisnost pomlajevanja robinije od zastiranja zeliščne plasti in primerjava z drugimi drevesnimi vrstami	29
5 RAZPRAVA IN SKLEPI	32
5.1 RAZMNOŽEVANJE ROBINIJE	32
5.2 VPLIV OKOLJSKIH DEJAVNIKOV NA POMLAJEVANJE ROBINIJE	33
5.3 INVAZIVNOST ROBINIJE	35
6 POVZETEK	39

7 VIRI.....	42
-------------	----

KAZALO SLIK

Slika 1: Robinija v okolici Kranja (foto: Domen Kozjak).....	8
Slika 2: Listi in plodovi robinije (foto: Domen Kozjak)	9
Slika 3: Karta naravne razširjenosti robinije (Little 1971)	10
Slika 4: Globalna razširjenost robinije (Li in sod. 2014)	12
Slika 5: Karta razširjenosti robinije v Sloveniji (Pisek 2010)	13
Slika 6: Potencialni globalni habitat robinije (Li in sod. 2014).....	14
Slika 7: Lokacije transektov	17
Slika 8: Delež drevesnih vrst v temeljnici sestoja za vse tri transekte	23
Slika 9: Deleži mladja drevesnih vrst v posameznih višinskih razredih	24
Slika 10: Gostota pomembnejših drevesnih vrst v posameznih višinskih razredih v N/ha	25
Slika 11: Število poganjkov koreninskega in semenskega izvora v posameznih višinskih razredih v N/ha	26
Slika 12: Odvisnost pomlajevanja robinije in preostalih drevesnih vrst od števila semenskih dreves robinije v razdalji 30 m od ploskve v N/ha.....	27
Slika 13: Odvisnost pomlajevanja robinije in drugih pomembnejših drevesnih vrst od svetlobe v N/ha.....	28
Slika 14: Odvisnost pomlajevanja robinije in drugih pomembnejših drevesnih vrst od zastrtosti z zeliščno plastjo v N/ha	30

KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1: Deleži robinije in drugih drevesnih vrst v odvisnosti od gostote semenskih dreves s standardno napako v oklepaju, v %.....	27
Preglednica 2: Relativna gostota podmladka pomembnejših drevesnih vrst glede na različne stopnje osvetljenosti rastišča s standardno napako v oklepaju, v %	28
Preglednica 3: Relativna gostota podmladka pomembnejših drevesnih vrst glede na zastrtost rastišča z zeliščno plastjo s standardno napako v oklepaju, v %.....	30

1 UVOD

Kot invazivne rastlinske vrste označujemo vrste, ki prispejo v novo okolje in se v tem okolju po uspešni začetni naselitvi lahko tudi razmnožujejo ter širijo. Te vrste lahko močno vplivajo na medvrstne odnose in vrstno raznolikost ter režim kroženja hranil v svojem novem okolju, pri najhujših invazivnih vrstah pa pride do popolne preobrazbe ekosistema.

Kot potencialno invazivno vrsto obravnavamo tudi robinijo (*Robinia pseudoacacia* L.), ki je bila v 16. stoletju prenesena iz Severne Amerike v Francijo, od tam pa prek Italije in Furlanije k nam, kjer so jo širili tako za okrasne namene kot tudi zaradi kakovostnega lesa. Kjer robinija tvori čiste sestoje, pride do padca rastlinske raznolikosti in homogenizacije gozdnega rastišča, poleg tega pa robinija povečuje zaloge ter pospešuje kroženje dušika v ekosistemu. Medtem ko gozdarska stroka robinijo obravnava kot invazivno vrsto, jo nekateri avtorji obravnavajo kot gospodarsko zanimivo vrsto, prav tako je zanimiva za lastnike gozdov. Ker si glede prihodnosti gospodarjenja s robinjo nismo enotni, medtem ko lahko zaradi podnebnih sprememb in večje frekvence naravnih ujm v prihodnosti pričakujemo hitrejše širjenje te vrste, potrebujemo raziskave, ki bi nam povedale več o razvojni dinamiki robinije, kar bi omogočilo bolj primerno gospodarjenje z gozdovi, kjer se ta pojavlja.

Cilj naloge je bil ugotoviti način in intenziteto pomlajevanja ter širjenja robinije v normalno gospodarjenih gozdovih z relativno ohranjeno drevesno sestavo in sestojno strukturo. Poleg tega smo ugotavljali, kakšne ekološke razmere omogočajo in pospešujejo širjenje robinije v teh gozdovih.

Pri delu smo izhajali iz naslednjih hipotez:

1. Robinija se lahko širi le v sestojih, kjer so v zgornji drevesni plasti prisotna matična drevesa.
2. Pomlajevanje robinije je močnejše na ploskvah z boljšimi svetlobnimi razmerami.
3. Širjenje robinije poteka v glavnem prek vegetativnih poganjkov, v radiju, manjšem od 30 m do matičnega drevesa.

2 PREGLED LITERATURE

2.1 PROBLEMATIKA INVAZIVNIH VRST

2.1.1 Tujerodne rastlinske vrste

Tujerodna rastlinska vrsta je vrsta, katere prisotnost je posledica namerne ali nenamerne človekove aktivnosti. Vsaka vrsta, ki jo človek prenese na novo območje, mora za uspešno invazijo preiti serijo biotskih in abiotskih ovir. Prehodno invazivne vrste so vrste, ki jim uspe v novem okolju preživeti in se tudi občasno razmnoževati, vendar pa v novem okolju ne uspejo trajno obnavljati svoje populacije. V okolju lahko obstanejo le prek ponovnih naselitev. Naturalizirane vrste so vrste, ki se v novem okolju uspešno razmnožujejo in vzdržujejo svojo populacijo prek svojih številnih življenjskih ciklov. Te vrste redno proizvajajo podmladek, ponavadi v bližini odraslih rastlin in ni nujno, da so invazivne v naravnih, pol-naravnih ali močno spremenjenih ekosistemih. Invazivne rastline so tiste naturalizirane tujerodne rastline, ki proizvajajo podmladek v velikih količinah in se lahko širijo daleč od starševskih rastlin. Transformatorji so vrste znotraj kategorije invazivnih vrst, ki spremenijo karakter, stanje, obliko ali naravo ekosistema in to večjemu delu ekosistema, v katerega so prešle (Richardson in sod., 2000).

Tujerodne rastlinske vrste, ki so se v naših krajih znašle pred več kot 500 leti, imenujemo arheofiti, medtem ko vrste, ki so se naselile v zadnjih 500 letih, imenujemo neofiti. Arheofitske vrste lahko izvzamemo iz problematike tujerodnih rastlinskih vrst, saj so njihove populacije v glavnem stabilne in v ravnovesju z drugimi avtohtonimi vrstami (Jogan in sod., 2012).

Medtem ko nekatere invazivne vrste kažejo hitro rast in širjenje kmalu po prehodu v ekosistem, druge vrste kažejo večji ali manjši zamik med prihodom ter kasnejšo hitro rastjo primerkov. Za zamik sta lahko odgovorni počasna začetna rast primerkov in kasnejša hitrejša rast, ko rastlinske vrste dosežejo neko stopnjo številčnosti v okolju. Začetna faza rasti je težko zaznavna in takšne primerke lahko zamenjamo za naturalizirane, čeprav lahko v prihodnosti postanejo invazivne. Zamik lahko poleg tega povzročijo spremembe ekoloških razmer, ki so ljubše tuji vrsti. Dodaten razlog za zamik je naravna selekcija in nastanek novih genotipov, bolj prilagojenih novemu okolju, čeprav obstaja le malo dokazov za to razlago. Zaradi zamika je predhodno uspevanje neke vrste le slab kazalnik o njeni prihodnji invazivnosti (Crooks in Soule 1999).

Za Brandenburg so ugotovili, da je bila povprečna doba med vdorom in začetkom širjenja 147 let (Kowarik 1995).

Deset odstotkov prispelih tujerodnih vrst postane naturaliziranih, od teh pa jih deset odstotkov postane invazivnih. Številka deset odstotkov je le približna, realno število ima razpon od pet do dvajset odstotkov (Williamson 1993).

2.1.2 Lastnosti in napovedovanje invazivnosti vrst

Kljub temu, da le majhno število predstavljenih vrst postane invazivnih in bi lahko pričakovali, da bo ta invazivni potencial možno napovedati, ni splošnega pravila. Invazivnost je najlažje napovedati v primeru, če se vrsta že širi v predelih s podobnim podnebjem (Jogan in sod. 2012).

Pri raziskovanju lastnosti invazivnih vrst je pomembno, da izločimo vpliv števila individuumov posamezne vrste, ki prispe v regijo, saj to število lahko predstavlja velik del variance razširjenosti invazivnih vrst (Williamson in Fitter 1996).

Raziskovalci so kljub temu našli povezave med lastnostmi vrste in verjetnostjo uspešne vzpostavitve ter kasnejše invazije. Pomemben dejavnik pri ugotavljanju invazivnosti vrste je bila regija, iz katere vrsta izvira. Poleg tega so imele invazivne rastline zgodovino invazivnosti (vrsta, rod in družina), razmnoževale so se vegetativno, imele so majhno variabilnost v proizvodnji semen in velik domači areal. Invazivne rastline so se od neinvazivnih razlikovale tudi v načinu širjenja in so bile filogenetsko neenakomerno razporejene (Kolar in Lodge 2001).

Na osnovi rodu *Pinus* so ugotovili, da imajo tudi majhna semena, kratko mladostno obdobje in kratko obdobje med velikimi semenskimi leti (Rejmanek in Richardson 1996).

Ugotovili so tudi, da semena invazivnih rastlin v glavnem niso potrebovala predhodne obdelave (Reichard in Hamilton 1997).

Družine z vrstami, ki se oprašujejo s pomočjo živali, so bile med invazivnimi vrstami slabše zastopane, manjši delež med invazivnimi vrstami pa so imele tudi družine z abiotskim širjenjem semen. Veliko število invazivnih vrst je bilo v družini trav (Daehler 1998).

Lesnate rastline so imele večjo verjetnost, da so invazivne, če so se širile s pomočjo živali, če so te bile prisotne, v celoti pa so prevladovala lesnate rastline z abiotskim širjenjem semen.

Večje število invazivnih vrst je bilo prisotnih tudi v družinah, ki so vsebovale plezalke, v akvatičnih in polakvatičnih družinah, družinah s sposobnostjo fiksiranja dušika ter drevesih, ki so sposobna vegetativne rasti, ki je bila ena najpomembnejših lastnosti invazivnih vrst (Rejmanek 1995).

Invazivne vrste so imele glede na neinvazivne višje vrednosti atributov, povezanih s fiziologijo, alokacijo listne površine, alokacijo poganjkov, hitrostjo rasti, velikostjo in vitalnostjo (Kleune in sod. 2010).

Na invazivnost ni vplivala dolžina cvetenja in podatek, ali je rastlina trajnica ali enoletnica. V eni izmed študij so ugotovili, tudi da raznolikost klimatskih razmer, ki jih v domačem okolju poseljuje invazivna vrsta, ni vplivala na invazivni potencial vrste (Kolar in Lodge 2001).

2.1.3 Občutljivost ekosistemov na invazijo

Pomemben dejavnik ranljivosti je število prispelih individuumov posamezne invazivne vrste v regijo, torej izpostavljenost področja prihodom invazivnih vrst. Pri tem je pomembno skupno število osebkov invazivne vrste v posamezni prispeli pošiljki in število ter frekvenca pošiljk. Nekatere vrste se uspejo vzpostaviti šele po več zaporednih prihodih v novo okolje. Tako je v primeru manjšega števila prihodov večja verjetnost, da vrsta izumre zaradi naključnih dogodkov, medtem ko je v primeru velikega števila prihodov to manj verjetno. Povečana je tudi genetska variabilnost invazivne vrste (Simberloff 2009). Večja pošiljka semen poveča tudi verjetnost, da bo seme prišlo na zanj primerno rastišče (Sax in Brown 2000).

V začetku so domnevali, da biotska pestrost negativno vpliva na invazijo, kar so kazali tudi matematični modeli. Študije konstruiranih združb, v katerih so manipulirali s pestrostjo ekosistema, so negativni učinek potrdile le včasih, kar pomeni, da pestrost vedno ne vpliva negativno na ranljivost ekosistemov. Večina študij s prostorskimi vzorci, ki so korelirale številčnost ene ali več invazivnih vrst s pestrostjo naravne vegetacije, so pokazale pozitiven vpliv pestrosti na občutljivost ekosistemov za invazijo. Če ima lokalna pestrost negativen vpliv na invazijo, je učinek šibek glede na druge dejavnike, ki vplivajo na ranljivost teh ekosistemov (Levine in D'Antonio 1999).

Ranljivost na invazijo rastlin je bolj kot s pestrostjo povezana z zgradbo rastlinske združbe, saj so bolj odporne večplastne združbe. Tako je veliko gozdnih združb odpornih na invazijo, dokler ohranijo zastrt sklep krošenj (Mack in sod. 2000).

Skoraj 70 odstotkov variacije v pestrosti invazivnih rastlin so raziskovalci lahko razložili s pestrostjo naravnih rastlin in s podatkom, ali je lokacija otok ali naravni rezervat. Razmerje med stopnjo invazije in pestrostjo avtohtonih rastlin je bilo pozitivno, saj sta bili obe pozitivno povezani s pestrostjo habitata. Število prispelih posameznikov neke vrste v regijo je povzročilo 56 odstotkov variance v bogastvu invazivnih vrst in 44 odstotkov variance v stopnji izumiranja, ki so bila posledica invazivnih vrst (Lonsdale 1999).

V splošnem so otoki in drugi majhni izolirani ekosistemi bolj občutljivi na invazijo, v glavnem zaradi vrst, ki so se razvile na celinah. Če predvidevamo, da imajo celine in otoki enak spekter habitatov ter virov in so naravne ter tujerodne vrste enako specializirane, potem lahko ob tem, da imajo otoki manjše skupno število vrst, domnevamo, da nekatere niše na otoških ekosistemih niso izkoriščene. Tako lahko invazivni specialisti zasedejo te niše. Če navedene predpostavke veljajo, naravne vrste pa izkoriščajo celoten spekter habitatov in virov, lahko domnevamo, da so te vrste bolj generalizirane, zaradi česar lahko bolj specializirane invazivne vrste bolj učinkovito izkoriščajo nekatere vire. Druga razlaga pravi, da so generalisti celinskega izvora superiorni specializiranim endemičnim vrstam. Iste lastnosti, ki tem vrstam omogočajo, da dominirajo večino habitatov, jim omogočajo, da najdejo okolja, kjer dominirajo kot kolonisti (Sax in Brown 2000). Na drugi strani invazivne vrste v teh ekosistemih nimajo opraševalcev ali drugih asociativnih vrst, kar do neke mere povečuje odpornost (Mack in sod. 2000).

Čeprav so celine manj ogrožene za invazijo, obstaja vedno verjetnost, da imajo tuje vrste kombinacijo lastnosti, ki je superiorna naravnim vrstam. Bolj občutljivi so tudi moteni habitati, še posebej habitati, ki so spremenjeni zaradi človekove aktivnosti. V teh habitatih se naselijo vrste, ki imajo dolgo zgodovinsko asociacijo z ljudmi in človeškimi ekosistemi (Sax in Brown 2000).

Invazivne vrste so v novem ekosistemu lahko sproščene biotskih interakcij, ki omejujejo njihovo rast v domačem ekosistemu. Zato so manj ogroženi, kompeticijsko močni ekosistemi, v katerih invazivna vrsta dobiva nove plenilce in parazite (Sax in Brown 2000; Mack in sod. 2000).

Hitro širjenje nekaterih invazivnih vrst je lahko posledica habitatnih sprememb, ki so v tem primeru glavni vzrok izgube domorodnih vrst. Invazivne vrste lahko delujejo sinergijsko ali aditivno s habitatnimi spremembami, pri tem se relativni pomen enega ali drugega dejavnika spreminja glede na vrsto invazivne vrste in lastnosti ekosistema (Didham in sod. 2005).

Možno je, da rastlinska skupnost postane bolj ranljiva za invazijo takrat, ko se poveča količina neuporabljenih virov, saj je uspeh invazivnih vrst večji v primeru manjše stopnje kompeticije avtohtonih vrst. Zaradi tega vsak dejavnik, ki poveča količino neuporabljenih virov, poveča tudi ranljivost ekosistema. Zaradi tega lahko domnevamo, da stanje večje ranljivosti nastopa periodično, v širokem razponu habitatov in vegetacijskih tipov (Davis in sod. 2000).

S poskusom so ugotovili tudi, da je kratkotrajno povečanje dostopnosti vira zmanjšalo kompeticijo avtohtone vegetacije ter posledično povečalo ranljivost ekosistema za invazijo. Vpliv majhne ali velike dostopnosti vira je bil na ploskvah v vegetacijski sestavi viden še leto po spremembi v dostopnosti vira. Pri invazijah so bili tako pomembni stohastični kratkotrajni dogodki, ki so zmanjšali kompeticijo (Davis in Pelsor 2001).

2.1.4 Vpliv invazivnih vrst na ekosisteme

Raziskovalci so ugotovili, da so invazivne vrste drugi najpomembnejši vzrok za izumiranje vrst v ZDA, takoj po uničenju/fragmentaciji habitata. Invazivne vrste v večji meri ogrožajo rastline kot živali, čeprav so pogost vzrok za izumiranje ptic in rib. Za sesalce je izkoriščanje pomembnejši vzrok za izumiranje, za plazilce pa je pomembnejše tako izkoriščanje kot onesnaževanje. Onesnaževanje je bil pogostejši vzrok za izumiranje vodnih vrst v primerjavi z invazivnimi vrstami (Wilcove in sod. 1998).

Medtem ko so številne vrste izumrle kot posledica invazivnih plenilcev ali patogenov, je znanih le malo primerov izumrtij, ki so bila posledica kompeticije invazivnih vrst. Možen razlog za to je, da izumrtja prek kompeticije z invazivnimi vrstami potekajo v daljšem obdobju in še ni minilo dovolj časa, da bi zaznali večje število izumrtij prek kompeticije. Daljše obdobje pa pomeni večjo možnost, da drugi dejavniki zmotijo tekmovalno asimetrijo in onemogočijo izumrtje, poleg tega pa dajejo avtohtonim vrstam čas za prilagoditev na kompeticijski pritisk ter omogoči sobivanje (Davis 2003).

V študiji invazivne vrste *Cinchona pubescens* so ugotovili močno zmanjšanje pokritosti naravnih, posebej endemičnih vrst, vendar v obdobju sedmih let ni izumrla nobena vrsta (Jager 2009).

Raziskovalci so ugotovili, da imajo invazivne rastline velik vpliv na številne ekološke neznanke, vendar je velikost in smer teh vplivov variirala glede na različne stopnje ekološke

kompleksnosti ekosistema. Vpliv na naravne rastlinske vrste in združbe je bil velik, medtem ko je bil vpliv na krogotok hranil manjši. Invazivne rastline so imele tudi vpliv na višje trofične stopnje, vendar je bil manjši kot na lasten trofični razred. Poleg tega so močno zmanjšale pestrost in številčnost rastlinskih vrst, medtem ko so povečale skupno produkcijo ekosistema. Zmanjšala se je tudi številčnost in pestrost živalskih vrst. Invazivne vrste so v ekosistemi povečale mikrobiološko aktivnost in količino razpoložljivega dušika ter zmanjšale pH (Vila in sod. 2011).

Tudi v meta-analizi vpliva invazivnih rastlin na pestrost v mediteranskih ekosistemi so ugotovili, da invazivne rastline povzročajo zmanjšanje pestrosti avtohtonih rastlin. Učinek invazivnih vrst je večji na manjših prostorskih enotah in je manjši z večanjem raziskovalne površine ter velikostjo ploskve. V predelih z daljšo zgodovino invazije je učinek invazivnih vrst večji. Najbolj so občutljiva grmišča, na katera so imela največji učinek invazivna drevesa. Invazivne vrste so imele manjši učinek na gozdne ekosisteme (Gaertner in sod. 2009).

Pomembno je tudi razumevanje dolgoročnih učinkov invazivnih vrst na združbe. Vrstna sestava v invaziranih združbah se lahko na dolgi rok obrne v prid vrst, ki so odporne na vpliv invazivnih vrst. Zaradi invazivnih vrst lahko pride do evlucijskih sprememb vrst v napadeni skupnosti, še posebej v primeru, ko ima invazivna vrsta velik učinek na skupnost. Invazivne vrste lahko spremenijo tudi abiotske karakteristike ekosistema, te spremembe pa so lahko počasne in dalj časa nevidne (Strayer in sod. 2006).

2.2 PREDSTAVITEV ROBINIJE

2.2.1 Opis

Prvotna domovina robinije je Severna Amerika, od koder so poslali prva semena leta 1601 Jeanu Robini, vrtnarju francoskega kralja. Robinov sin Vespasian, arborist kralja Ludvika XII, je leta 1635 v *Jardin des Plantesu* posadil prvo robinijo v Evropi (Torreli 2002). Od takrat so jo zaradi njene uporabnosti pri sanaciji motenih rastišč in drugih agrikulturnih ter komercialnih namenov razširili po Severni Ameriki, Evropi, Aziji, Avstraliji, Južni Ameriki in Afriki. Njeno ime – nepravna akacija nakazuje na podobnost in botanično sorodnost s praviimi akacijami (Keresztes 1980). Ob evkaliptih je najbolj pogosto gojena drevesna vrsta na svetu (Torreli 2002).

2.2.2 Morfologija

Robinija je do 30 m visoko listopadno drevo z redko, zračno, okroglasto do dežnikasto krošnjo (slika 1). Ima široko razrasel, gost in plitev koreninski sistem, ki je lahko na nekaterih tleh globlji, v mladosti pa razvije tudi močno glavno korenino. Na koreninah so majhni, do centimeter (cm) debeli gomoljčki, v katerih so bakterije iz rodu *Rhizobium*, ki presnavljajo zračni dušik in ga vežejo v tla. Skorja je v mladosti gladka in siva, pri starejših drevesih pa zelo globoko razpokana ter porjavela. Mladi poganjki so goli, rjavkasto-rdeči in vzdolžno rebrasti. Zelo drobni brsti so skriti pod nabrekli zalistjem med dvema prilistnima trnoma, ki sta trda in dolga do 2 cm. Mlade veje so cikcakasto skrivenčene. Listi so premenjalno nameščeni, lihopernato sestavljeni, dolgi 20 do 30 cm in so sestavljeni iz 9 do 21 lističev. Lističi so podolgovato eliptični, topi, dolgi 3 do 6 cm, celorobi, kratko pecljati, svetlo zeleni in večinoma goli. Dvospolni cvetovi so metuljasti, dišeči, beli, 2 do 3 cm dolgi in po 10 do 25 združeni v viseča, bujna 10 do 25 cm dolga grozdasta socvetja. Plodovi so 5 do 10 cm dolgi, gladki, rjavi stroki, vsak vsebuje 4 do 10 ozko ledvičastih, do 7 mm dolgih, temno rjavih trdih semen (slika 2). Je enodomna žužkocvetna vrsta, ki cveti konec maja in junija, skupaj z olistanjem, razmnožuje se s semenom ter vegetativno iz panja in korenin (Brus 2012).



Slika 1: Robinija v okolici Kranja (foto: Domen Kozjak)



Slika 2: Listi in plodovi robinije (foto: Domen Kozjak)

2.2.3 Ekologija

Robinija ima najraje rahla, globoka in rodovitna peščena tla. Prenaša tudi slana tla, slabo pa uspeva na kamnitih terenih in rastiščih z zastajajočo vodo ali visoko podtalnico, prav tako ne mara suše. Za uspevanje potrebuje veliko svetlobe, zasenčenosti ne prenaša dobro, najraje pa raste v čistih sestojih. Slabo prenaša veter, sneg in zelo nizke temperature, bolje pa prenaša onesnaženi zrak. Lahko se razrašča med avtohtono rastlinstvo in postaja nadležna, pri širjenju pa prevladujejo panjevski ter koreninski poganjki, ki ponekod poganjajo tako intenzivno, da jo je težko zatreti, ustavi pa jo le globoka senca. Poraba mineralov, kot so kalcij, kalij in fosfor, je pri robiniji največja med listavci, zaradi česar osiromaši tla, zato čisti robinijevi sestoji niso primerni. Pri njej je pogosto tudi pomanjkanje teh mineralov. Ker je njena skorja bogata z mineralnimi snovmi, je posekana debela priporočljivo olupiti že v gozdu in skorjo pustiti na gozdnih tleh (Brus 2012).

Je pionirska drevesna vrsta, ki ima v naravnem habitatu pomembno vlogo pri zaraščanju površin po večjih motnjah, medtem ko je njen delež v starejših sestojih majhen. Čeprav se redno razmnožuje s semeni, so poganjki iz korenin in panjev najpogostejši način regeneracije. Zgodnja rast poganjkov je hitra in poganjki lahko dosežejo 8 metrov v treh letih (Boring in Swank 1984). Listi robinije vsebujejo večje koncentracije dušika, kalija in fosforja v primerjavi z drugimi lesnatimi rastlinami v njenem naravnem habitatu (Boring in sod. 1981).

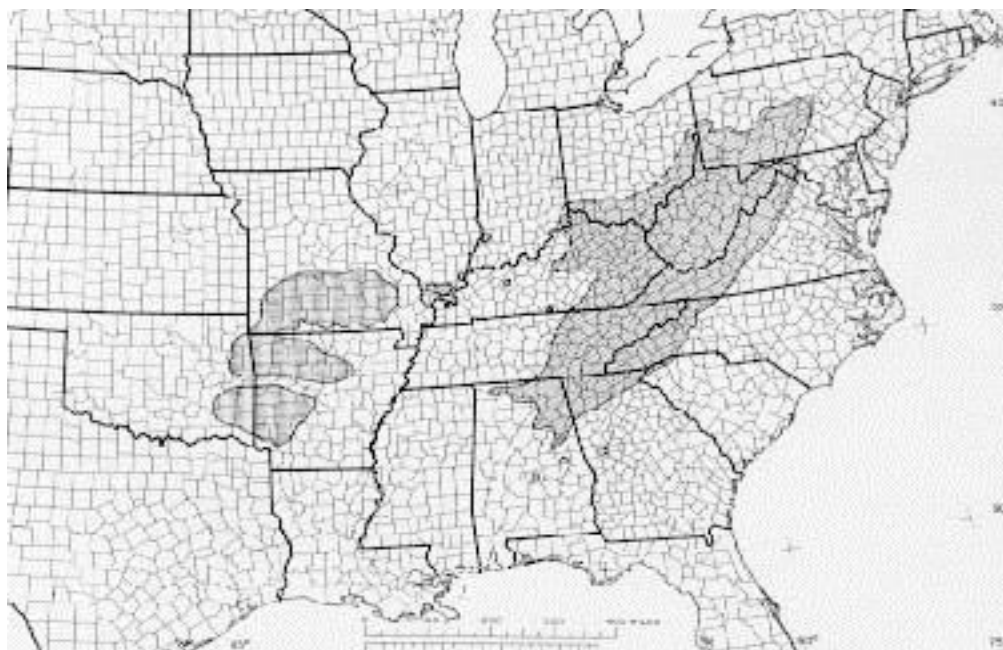
2.2.4 Uporaba

Robinija ima kakovosten les, ki je težek, trden, elastičen, lep in trajen. Uporablja se v kolarstvu, za železniške pragove ter kot gradbeni in jamski les, saj pri obremenitvah glasno poka. Primeren je tudi za ročaje orodij, gradnjo mostov, ladij in sodov, uporabljamo ga lahko tudi za kurjavo ter pridobivanje oglja. Ker močno poganja iz panja jo uporabljajo tudi za pridelovanje vinogradniških kolov, pogozdovanje in zaščito огоlelih tal, utrjevanje hudournikov, žive meje ter drevorede. Je med najbolj medonosnimi drevesnimi vrstami in ponuja pomembno čebeljo pašo, dnevni donos lahko daje 7 kg medu na panj (Brus 2012). Za ustrezno medenje je pomembno primerno vreme pozno jeseni in spomladi. Pozne pozebe lahko povzročijo slabo cvetenje, pomembna pa je tudi količina toplote med medenjem, donos se začne pri 16 °C in je optimalen med 26 °C in 30 °C, pri višjih temperaturah pa robinija medi le, če je v zraku dovolj vlage (Brus 2008).

2.3 RAZŠIRJENOST IN POMEN ROBINIJE V DOMOVINI IN PO SVETU

2.3.1 Robinija v domovini

Robinija je severnoameriška drevesna vrsta in njen naravni areal obsega dva dela,. Prvi, večji, je v Apalačih med Pensilvanijo, Ohiom, Alabamo in Severno Georgio, drugi, manjši, del pa v južnem Misuriju, Arkansasu ter Oklahomi (slika 3) (Brus 2012).



Slika 3: Karta naravne razširjenosti robinije (Little 1971)

Robinija je pionirska drevesna vrsta in je pomembna pri zgodnji regeneraciji gozdov v južnih Apalačih. Najpogostejša je na golosekih, opuščenih pašnikih in motenih obcestnih rastiščih. Prisotna je tudi v starejših sestojuh, vendar je njen delež majhen, medtem ko je na golosekih dominantna drevesna vrsta in tvori čiste sestoje, vendar se njena gostota, zaradi robinijevega zavrtača sčasoma zmanjša in jo nadomestijo bolj senco-zdržne drevesne vrste. Z odmiranjem posameznih dreves v zgornji plasti se sprostijo kodominantne drevesne vrste, ki nadomestijo robinijo (Boring in Swank 1984).

V njeni domovini les robinije ni cenjen, saj proizvodnjo visoko kakovostnega lesa otežuje robinijev zavrtač in ga zaradi trajnosti uporabljajo le za ograje (Boring in Swank 1984). Poleg tega les robinije zaradi svojega pionirskega značaja pogosto uporabljajo za sanacijo nekdanjih površinskih rudnikov in nadzor erozije. Za to je primerna, ker s fiksacijo dušika in s hranili obogati opad, izboljša razvoj prsti, omogoča hitro varstvo pred erozijo ter izboljša kakovost vode, omogoča sukcesijski razvoj visoko kakovostnih gozdnih sestojev in je pomemben vir hrane ter zavetja za divjad (Ashby in sod. 1985).

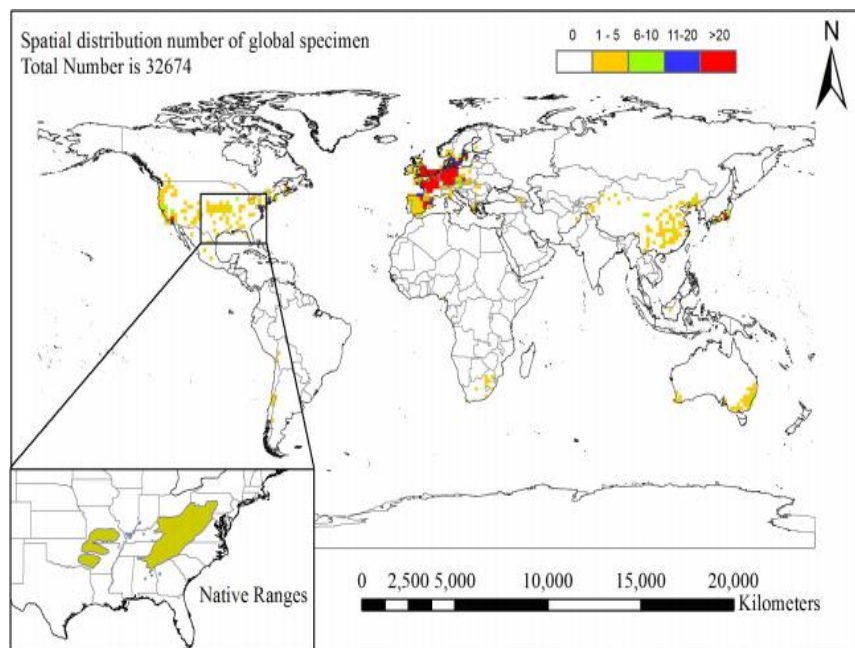
Robinijo najdemo naturalizirano po vseh celinskih zveznih državah, vendar je najbolj škodljiva v borovih sestojuh, na slabih rastiščih, v peščeni savani in hrastovi savani (Stone 2009).

2.3.2 Robinija po svetu

Iz naravnega teritorija je bila razširjena v druge predele Severne Amerike, v Evropo, Azijo, Afriko, Južno Ameriko in Oceanijo (slika 4). Še vedno je najpogostejše sajena invazivna drevesna vrta v Evropi (Basnou 2006).

Po svetu je bilo leta 1980 skupno milijon hektarjev robinijevih nasadov. Nasadi robinije so bili pomembni na Madžarskem (271.000 ha), nekdanji Sovjetski zvezi (144.000 ha), Južni Koreji (nad 100.000 ha), Romuniji (100.000 ha), Franciji (100.000 ha), Bolgariji (73.000 ha), Jugoslaviji (50.000 ha), Češki in Slovaški (28.000 ha) ter na Kitajskem (Keresztes 1980).

Na Kitajskem robinijo uporabljajo za pogozdovanje naravnih travnatih površin zaradi preprečevanja erozije in njenih pozitivnih lastnosti na razvoj prsti (Qui in sod. 2010).



Slika 4: Globalna razširjenost robinije (Li in sod. 2014)

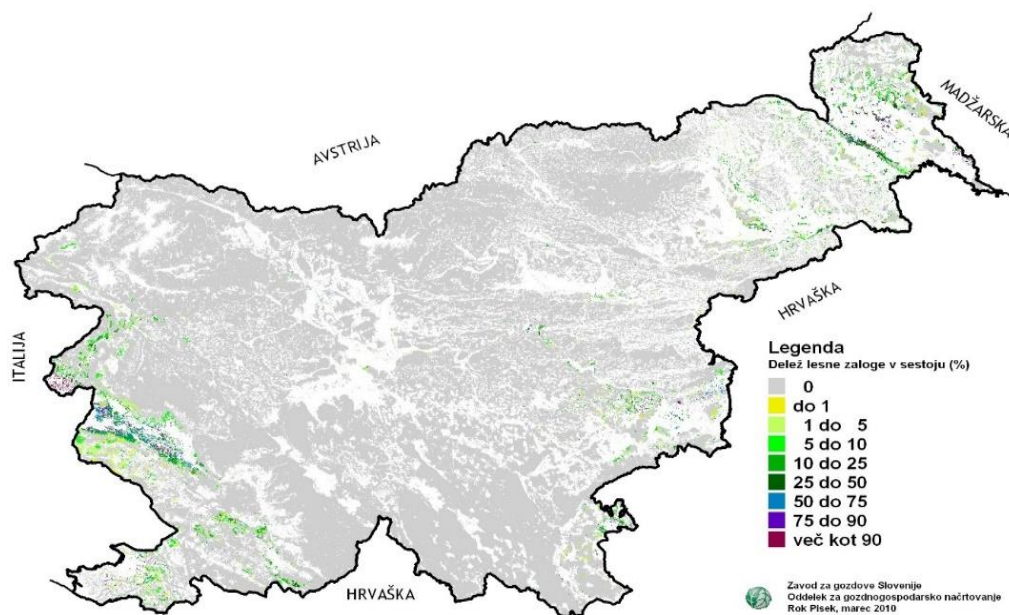
V Južni Koreji so robinijo uporabljali v šestdesetih letih za pogozdovanje огоlelih gora po ekstenzivnem krčenju gozdov med japonsko okupacijo in korejsko vojno. Kolonije robinije danes v glavnem nadomeščajo avtohtoni hrasti (*Quercus spp.*), razen, ko prehod k avtohtoni vegetaciji zavrejo redne antropogene motnje (Lee in sod. 2004).

Na Madžarskem je robinija ena najpomembnejših drevesnih vrst in pokriva 415.000 hektarjev, kar je 23 % skupne površine gozdov. Na dveh tretjinah površine z robinijo gospodarijo panjevske. Sestoji so na rastiščih dobre in tudi srednje ter slabe kakovosti. Za proizvodnjo visoko kakovostnega lesa so potrebna dobro prezračena rastišča z zadostno vlago, bogata s hranili in humusom. Na slabših rastiščih se robinija uporablja za proizvodnjo lesa za kurjavo, krmo za živali, drogeve in tudi proizvodnjo medu, varovanje prsti ter okolja (Redei 2008). Robinija je na Madžarskem osnova za komercialno proizvodnjo medu in robinijev med predstavlja dve tretjini letne proizvodnje medu. Proizvodnja medu je največja v 10- do 20-letnih sestojih (Keresztes 1980).

2.3.3 Robinija v Sloveniji

Medtem ko je stališče gozdarske stroke, da je robinija invazivna tujerodna in s tem v konceptu naravnega gospodarjenja neustrezna vrsta, jo del stroke obravnava kot gospodarsko, pa tudi sicer zanimivo drevesno vrsto (Kutnar in Kobler 2013).

Ugotovili so, da je robinija z 61 % lesne zaloge tujerodnih vrst najpogostejša drevesna vrsta pri nas, v večji meri pa je prisotna v severovzhodnem, vzhodnem in jugozahodnem delu Slovenije (Slika 5). Njen delež v lesni zalogi je bil največji v Gozdno-gospodarskem območju (GGO) Murska Sobota (6,7 %), relativno velik delež je imela še v GGO Sežana (2,2 %), GGO Brežice (1,26 %), GGO Tolmin (1,21 %), GGO Maribor (0,59 %) in GGO Novo mesto (0,48 %). V GGO Ljubljana je bil njen delež v lesni zalogi 0,06-odstoten (Kutnar in Pisek 2013).



Slika 5: Karta razširjenosti robinije v Sloveniji (Pisek 2010)

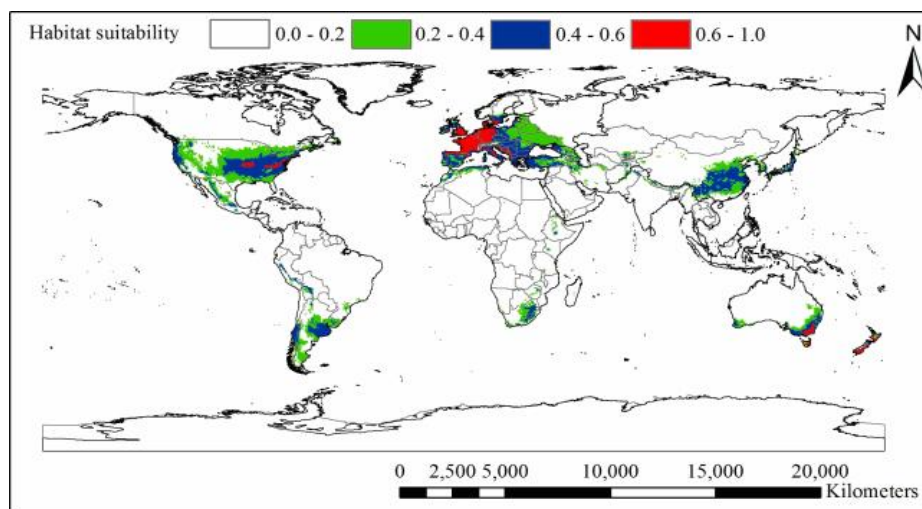
Z modelom so pokazali, da lahko v prihodnosti pričakujemo povečanje areala in lesne zaloge robinije v severovzhodnem, vzhodnem in jugovzhodnem delu Slovenije, pa tudi v gričevnatem ter nižinskem osrednjem delu Slovenije. Glede na model se bo lesna zaloga robinije najmanj podvojila. Za preprečevanje njenega širjenja so priporočili nadaljevanje s strategijo sonaravnega gospodarjenja in ustreznim izvajanjem gozdno-gojitvenih ukrepov, ki bi vsaj deloma preprečili njeno širitev. Vendar bo potrebno, tako danes kot v prihodnosti, usklajevati med zelo različnimi vidiki te vrste, pri tem pa bo gozdarska stroka še pred večjimi izzivi, kako uskladiti strokovna načela z interesi lastnikov in drugimi deležniki do te vrste (Kutnar in Kobler 2013).

V GGO Murska Sobota je agresivno pomlajevanje robinije posledica nižanja podtalnice in velike presvetljenosti sestojev, kar ustvarja idealne pogoje za njen razvoj. Za preprečevanje nadaljnega širjenja robinije je treba ohranjati čim večjo zastrtost ali pa ukrepati s saditvijo ustreznih vrst ali premenami (Rudolf in Brus 2006).

2.4 INVAZIVNOST IN UČINKI NA NARAVNE EKOSISTEME

Robinija je invazivna zaradi svoje hitre mladostne rasti in zaradi močne vegetativne rasti prek koreninskih poganjkov ter panjev. Na dobrih rastiščih povprečna višinska rast doseže 1,2 m letno. Čeprav robinija proizvede veliko količino semen, so poganjki iz semen redki, saj jih zaradi debele ovojnice le malo vzkali. Poleg tega lahko raste na širokem razponu talnih tipov, razen na zelo suhih ali zbitih tleh (Converse 1984).

Največji potencial za širjenje robinije v prihodnosti je na vzhodu ZDA, v Evropi, Avstraliji in Novi Zelandiji, medtem ko je na Kitajskem, Japonskem, v Južni Afriki, Argentini in Čilu je verjetnost širjenja nekoliko manjša (Slika 6). Najpomembnejši klimatski dejavniki, ki so navzoči pri širjenju robinije, so indeks mraza, povprečna letna temperatura in indeks toplote (Li in sod. 2014).



Slika 6: Potencialni globalni habitat robinije (Li in sod. 2014)

V primerih, kjer so čisti robinijevi sestoji nadomestili naravne gozdne sestoje se je zmanjšala vrstna pestrost in je prišlo do sprememb v vrstni kompoziciji (Benesperi in sod. 2012). V različnih starostnih razredih sestojev robinije ni prišlo do prave rastlinske sukcesije in robinijevi sestoji v starosti niso pridobili vrstne pestrosti naravnega gozda. Robinija je v sestoji povečala zaloge in pospešila kroženje dušika, tako da so v čistih sestojuh robinije prevladovala nitrofilne rastlinske vrste s široko distribucijo, medtem ko so oligotrofične in acidofilne vrste iz sestojev v glavnem izginile. To povečanje je bilo v korelaciji z gostoto robinije v sestoji in s starostjo sestojev robinije (Rice in sod. 2004). V starejših sestojuh je prišlo do progresivnega padca v zalogah dušika kar je omogočilo vzpostavitev oligotrofične flore v podrastju, vključno z novo generacijo avtohtonih dreves (Benesperi in sod. 2012).

Ta proces je zavrl golosečni sistem gospodarjenja s kratkimi proizvodnimi dobami ali večje okoljske motnje. Daljše proizvodne dobe in malopovršinsko gospodarjenje je omogočilo rastlinsko sukcesijo in vzpostavitev avtohtonih drevesnih vrst (Motta in sod. 2009).

2.5 ZATIRANJE IN NADZOR

2.5.1 Mehansko zatiranje

Mehansko zatiranje robinije ponavadi ne deluje in je potrebna uporaba herbicidov, čeprav lahko poveča učinkovitost drugih metod zatiranja. Ročno puljenje samo po sebi ni koristno, saj poškodbe korenin pospešujejo rast poganjkov. Tudi košnja/posek brez uporabe herbicida ni priporočljiva in pospešuje rast poganjkov. Robinijo lahko uspešno zatremo s pašo koz in goveda, vendar so listi lahko za govedo toksični (Michigan DNR 2012).

2.5.2 Kemično zatiranje

Učinkovit nadzor robinije ponavadi zahteva uporabo herbicida. Pri tem je treba upoštevati bližino vodnih virov, prisotnost/odsotnost avtohtone vegetacije, erozijski potencial območja in učinkovitost uporabljenega herbicida na robinijo. Na predelih z ekstenzivnimi nasadi robinije in malo zaželenimi avtohtonimi vrstami je možna uporaba foliarne aplikacije herbicida. Herbicid lahko nanesemo tudi na skorjo ob temeljih debla, do 60 cm višine (Michigan DNR 2012).

2.5.3 Mehansko/kemično zatiranje

Druga možnost je kombinacija mehničnega in kemičnega zatiranja, pri kateri na posekane panje nanesemo koncentrirani herbicid. Tanjša debla odrežemo malo nad površjem in tretiramo tako odrezano površino ter stranski del debla, medtem ko pri debelejših deblih tretiramo le kambij. Večja drevesa lahko najprej obročkamo in takoj zatem nanesemo herbicid na obročkani del debla (Michigan DNR 2012).

2.5.4 Biološko zatiranje

Najpomembnejši robinijev škodljivec je robinijev zavrtáč (*Megacyllene robiniae*). Njegove ličinke prezimijo v kambialni plasti in spomladi znotraj debel izdolbejo predore. Posamezni napadi naredijo le malo škode, vendar pa redni napadi skozi leta oslabijo drevo in ga naredijo

občutljivega na veter, napaden les pa tudi ni primeren za komercialno rabo (DeGomez in Wagner 2001). Najbolj so ogrožena počasi rastoča drevesa, medtem ko hitro rastoča drevesa nad desetimi leti starosti ponavadi niso napadena. Škoda je manjša tudi na rastiščih dobre kakovosti in v primeru sprostitev najvitalnejših dreves. Učinki zavrtača so manjši v primeru močne zasenčenosti debel in sajenja robinije v kombinaciji z drugimi drevesnimi vrstami (Converse 1984). Pomembna robinijeva škodljivca sta še robinijev listni miner (*Odontota dorsalis*) in robinijev vejni zavrtač (*Ecdytolopha insticiana*) (DeGomez in Wagner 2001).

3 MATERIALI IN METODE

3.1 OPIS LOKACIJE

Raziskovalni objekti ležijo na Rožniku, v Gozdno-gospodarskem območju Ljubljana, znotraj tega pa v Gozdno-gospodarski enoti Ljubljana. Na sliki 7 je prikazan raziskovalni objekt z lokacijami vseh treh transektov.



Slika 7: Lokacije transektov

Vse ploskve se nahajajo na območju Rožnika. Kompleks Rožnik sestavlja razgiban, gričevnat svet z globoko vrezanimi kotlinami in sploščenimi hrbti, izoblikovane pa ima štiri izrazitejše vrhove: južno Cankarjev vrh (394 m n. v.), jugovzhodno Tivolski vrh (387 m n. v.), severovzhodno Šišenski hrib (429 m n. v.) in severno Debeli hrib (374 m n. v.). Površje je preprejeno s številnimi izviri in potoki. Vznóžje je pokrito s precej debelo humusno plastjo, ki v višjih legah postaja tanjša. Tam je na površini pogosto debela plast peščene ilovice, višje pa najdemo sklade glinastih skrilavcev in peščenjakov. Tla so srednje globoka do globoka, ilovnata do ilovnato glinasta, večinoma rumena in rdeča. V vrhnjih plasteh so zračna, prepustna in globoko prekoreninjena, globlje pa so slabša zaradi večje primesi gline. Po kemičnih lastnostih so kislá in revna s hranili, kot sta fosfor in kalcij. Podnebje je zmerno celinsko, posledica medgorske kotlinske lege pa so neugodne klimatske razmere. Zmanjšana vetrovnost in povečane temperaturne inverzije povečuje onesnaženost zraka, kar pomeni tudi veliko število dni z meglo, ki jih je v Ljubljani povprečno 150 na leto.

Na Rožniku najdemo združbi kisloljubnega-gradnovega-belogabrovja in kislojubnega-bukovja z rebrenjačo (Gozdnogospodarski načrt GGE Rast, 1997).

3.2 GOSPODARJENJE Z GOZDOVI

Na Rožniku so poudarjene predvsem ekološke in sociološke funkcije gozda, medtem ko lesno-proizvodna funkcija vse bolj izgublja na pomenu. Zaradi lege in funkcij, ki jih opravlja Rožnik, ga štejemo med urbane gozdove (Verlič 2006).

Območje leži v Krajinskem parku Rožnik, Tivoli in Šišenski hrib. V krajinskem parku velja varstveni režim, ki določa prepovedi izvajanja in razvoja tistih dejavnosti, ki negativno vplivajo na ekologijo krajine ter njeno podobo in na tiste privlačnosti, ki so pogoj za razvoj rekreacije. Tovrstne dejavnosti je treba usklajevati z razpoložljivimi naravnimi možnostmi in z načeli oblikovanja naravne ter kulturne dediščine (Ur. 1. RS 21–28, VI, 1984). Na območju je prepovedano:

- graditi na oblikovani zeleni površini;
- uničevati, odstranjevati ali premeščati objekte, ki so sestavni del oblikovne zasnove;
- spreminjati obstoječo konfiguracijo terena;
- izvajati melioracijska ali regulacijska dela;
- onesnaževati zrak s prahom, aerosoli in z drugimi strupenimi plini;
- uničevati ali poškodovati drevje in grmovje;
- uničevati podrast;
- odlagati odpadke.

Gozdove GGE Rast so začeli vključevati v območje Ljubljana po letu 1990, pred tem pa je s temi gozdovi, ne glede na lastništvo, gospodarilo podjetje KPL Rast. GGE Rast je bil do leta 1997 brez gozdnogospodarskega (GG) načrta. Po sprejetju Zakona o gozdovih (1993) se je stanje spremenilo in so morali za dela poskrbeti lastniki gozdov. Zaradi tega so nastale težave, saj je veliko lastnikov ostarelih, meščanov, nevajenih, nezmožnih dela v gozdu, najemanje velikih podjetij za opravljanje del pa je neekonomično, saj so gozdna posestva majhna, veliko je solastniških posestev, nekateri lastniki pa za svoje posesti ne vedo ali pa ne poznajo mej. Poleg tega poudarjenost splošno koristnih funkcij omejuje ekonomsko gospodarjenje z

gozdom. Ker so dela opravljali le lastniki večjih posestev, polkmetje s svojimi stroji in KPL Rast (kot koncesionar v občinskih gozdovih) je bila realizacija del zelo nizka, tako pri negi kot pri sečnji. Glavnino poseka je predstavljala sanitarna sečnja, predvsem po ujmah (žledolom in snegolom) v letih 1995/96 in 1996/97 ter po namnožitvi smrekovega lubadarja leta 2003. Zaradi tega je se lesna zaloga precej povečala, v povprečju za 70 m³/ha, kar pa je bila poleg omejitev oz. načrtnega dela tudi posledica drugačne metode zajemanja podatkov. Razmerje drevesnih vrst se je spremenilo v smeri naravnega stanja, tako da se je povečal delež listavcev, in sicer bukve, hrasta, plemenitih ter drugih trdih in mehkih listavcev na račun smreke ter bora. Tudi razmerje razvojnih faz se je približalo ciljnemu stanju, pozitiven pa je bil tudi razvoj v smislu krepitve vseh funkcij gozdov (Ohnjec 2007).

3.3 METODE DELA

3.3.1 Izbor ploskev

V začetku smo naredili pregled območja in našli odrasla drevesa ali skupine dreves robinije na robu sestoja, ki lahko predstavljajo semensko bazo za invazijo in iz katerih se ta lahko širi v notranjost sestoja. Pri tem nismo analizirali sestojev, ki so nastali kot posledica sukcesijskega razvoja ali predhodne negozdne rabe tal, analizirali pa smo le sestoje z razmeroma ohranjeno drevesno sestavo. Za raziskavo smo našli tri tovrstne kolonije, v bližini vsake pa smo določili izhodiščno točko. Iz te smo izobrazeno določili azimut, v smeri katerega smo potegnili transekt v notranjost gozda. Prva ploskev je bila oddaljena 5 m od izhodiščne točke, med vsemi naslednjimi ploskvami pa je bilo 10 m razdalje. Tako je bila razdalja od začetka ene do začetka druge ploskve 15 m. Ploskve so bile postavljene na desni strani transekta in so bile velike 5 x 5 m. Na vsakem transektu smo postavili 5 ploskev, tako je bilo skupaj analiziranih 15 ploskev. V primeru, da je bila ploskev na poti smo jo premaknili naprej, za tolikšno razdaljo, da smo jo lahko v celoti postavili izven poti.

3.3.2 Opis transektov

Na prvem transektu je bila na drugi, tretji in peti ploskvi visoka pokritost ploskev z robido, na peti ploskvi tudi praprotnjo, na četrti ploskvi pa je bil podrt panj smreke. Četrta ploskev je bila na robu sestoja, tako da je bil kljub visoki izmerjeni zastrtosti del ploskve močno presvetljen. Druga ploskev je bila zaradi poti premaknjena za 5 m.

Na drugem transektu sta bili prva in druga ploskev pod vplivom motnje, na obeh pa je bil tudi velik delež gole zemlje, ki jo robinijeva semena potrebujejo za kalitev. Druga ploskev je bila postavljena na poti, ki že dalj časa ni bila uporabljena in je bil na njej prisoten podmladek. Tretja ploskev se je nahajala na robu sestoja in je bila močno pokrita z zeliščno plastjo, v kateri sta prevladovali praprot in robinija. Na peti ploskvi je bilo tudi veliko zeliščne plasti, vendar je tu prevladovala praprot, ploskev pa je bila premaknjena za 7 m.

Na tretjem transektu sta bili prvi ploskvi v vrzeli in popolnoma pokriti z robido. Tretja ploskev je bila delno pod zastorom, delno v vrzeli. Na drugi ploskvi je ležala podrta smreka, na tretji ploskvi pa je bilo podrto drevo in veliko vejevja. Četrta ploskev je bila pod zastorom smreke. Na peti ploskvi je bila manjša pokritost z zeliščno plastjo, zaradi poti pa je bila prestavljena za 9 m.

3.3.3 Analiza ploskev

Robove vsake ploskve smo najprej zakoličili in okoli ploskve napeljali trak. Na vsaki ploskvi smo izmerili naslednje podatke:

- nagib terena, ki smo ga izmerili s pomočjo višinomera;
- ekspozicijo ploskve, ki smo jo izmerili z busolo na 5 stopinj natančno;
- svetlobne razmere na ploskvi, ki smo jih ocenili z optično napravo (ang. canopy scope) (Brown in sod. 2000);
- razdaljo do vseh semenskih dreves v razdalji 30 m od središča ploskve. Razdaljo smo vizualno ocenili na 5 m natančno;
- delež posameznih vrst v temeljnici sestoja smo izmerili z Bitterlichovo metodo;
- delež zeliščne plasti na vsaki ploskvi smo določili vizualno na 5 % natančno.

Na vsaki ploskvi smo opravili popis vsega mladja. Za vse drevesne vrste, razen robinije, smo popisali vse primerke nad 20 cm in jih razdelili po višinskih razredih od 20 do 50 cm, od 50 do 250 cm ter od 250 cm višine do premera drevesa 2,5 cm. Za vsa drevesa nad 5 cm premera smo izmerili prsni premer. Pri robiniji smo izmerili tudi poganjke pod 20 cm višine. Prav tako smo vse poganjke robinije izkopali in jim določili izvor. Ugotavljali smo torej, ali izvirajo iz korenine, semen ali panja.

3.3.4 Analiza podatkov

Rezultate smo pripravili in obdelali v programu Excel. Uvodoma smo izdelali graf, ki prikazuje delež posameznih drevesnih vrst v temeljnici sestoja iz podatkov, ki smo jih pridobili z Bitterlichovo metodo.

Za tem smo izdelali še grafe, ki prikazujejo deleže drevesnih vrst v pomladku za posamezne višinske razrede.

Izdelali smo tudi graf, ki prikazuje preraščanje pogostejše pojavljajočih se drevesnih vrst iz nižjih v višje višinske razrede. Za vsako drevesno vrsto smo v posameznem stolpcu prikazali število primerkov na hektar v višinskem razredu, iz česar smo domnevali, kolikšno število dreves preraste iz nižjega v višji višinski razred.

Za prikaz načina razmnoževanja smo izdelali graf, ki prikazuje število semenskih in koreninskih poganjkov robinije na hektar v posameznih višinskih razredih.

Za prikaz odvisnosti pomlajevanja robinije od gostote semenskih dreves v bližine ploskve smo gostoto semenskih dreves združili v tri stratumе. V prvi stratum smo vključili ploskve, ki v radiju 30 m nimajo semenskih dreves, v drugi stratumu ploskve, ki imajo v radiju 30 m do 10 semenskih dreves, v tretji stratum pa ploskve, ki imajo v radiju 30 m več kot 10 semenskih dreves robinije. V stolpičastem grafu (podatki smo izračunali s pomočjo vrtilne tabele) je za vsak stratum prikazano število dreves na hektar v dveh stolpcih, v prvem stolpcu za robinijo in v drugem za preostale drevesne vrste. Izdelali smo tudi preglednico, ki prikazuje delež mladja drevesnih vrst v posameznih stratumih. Za te deleže smo izračunali tudi standardno napako.

Svetlobne razmere na ploskvi smo ocenili z optično napravo (ang. canopy scope), pridobljene vrednosti pa smo razdeli v tri stratumе. V prvi stratum smo vključili šibko osvetljene ploskve z vrednostmi od 0 do 10, v drugi stratum srednje osvetljene ploskve z vrednostmi od 10 do 20, v zadnji stratumu pa močno osvetljene ploskve z vrednostmi višjimi od 20. Graf, ki smo ga izdelali s pomočjo vrtilne tabele, prikazuje število dreves na hektar po stratumih za robinijo in druge pogostejše pojavljajoče se drevesne vrste.

Pokritost z zeliščno plastjo smo razporedili v štiri kategorije. V prvi stratum smo vključili ploskve z nizko zastrtostjo zeliščne plasti (do 25 %), v drugi stratum srednje zastrte ploskve (25 do 50 %), v tretji stratum močno zastrte ploskve (50 do 75 %), v zadnjem stratum pa smo dali zelo močno zastrte ploskve (75 do 100 %). Na podlagi podatkov smo nato izdelali graf,

prav tako s pomočjo vrtilne tabele, ki prikazuje število dreves na hektar v posameznih stratumih za robinijo in druge pogostejše pojavljajoče se drevesne vrste.

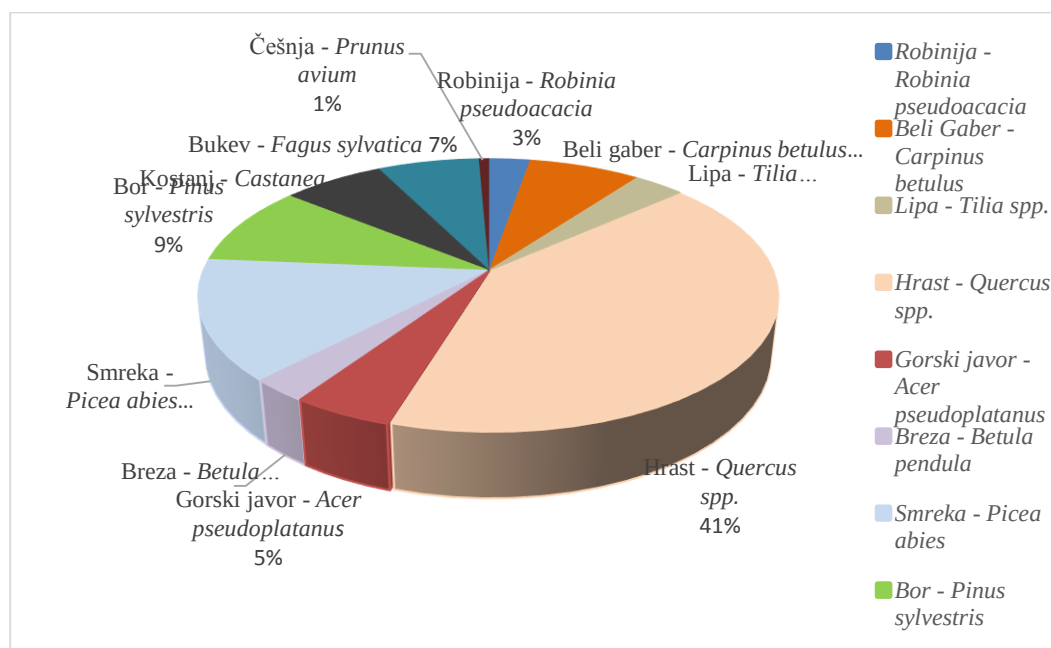
Za bližino semenskih dreves, svetlobo in zastrtost z zeliščno plastjo smo izdelali tudi preglednice, ki prikazujejo delež mladja drevesnih vrst v posameznih stratumih. Za vse deleže smo izračunali tudi standardno napako.

Odvisnost pomlajevanja robinije od posameznih ekoloških dejavnikov smo tudi statistično ovrednotili s pomočjo Kruskal–Wallisovega testa (Kruskal in Wallis 1952). Spearmanovega koeficienta korelacije (Artusi in sod. 2002). Statistično analizo smo opravili v programu SPSS.

4 REZULTATI

4.1 DELEŽ DREVESNIH VRST V SESTOJU

Na sliki 8 smo prikazali delež drevesnih vrst v temeljnici sestoja, iz katerega lahko dobimo okvirno predstavbo o ohranjenosti drevesne sestave in dozdašnji razširjenosti robinije v sestoju.

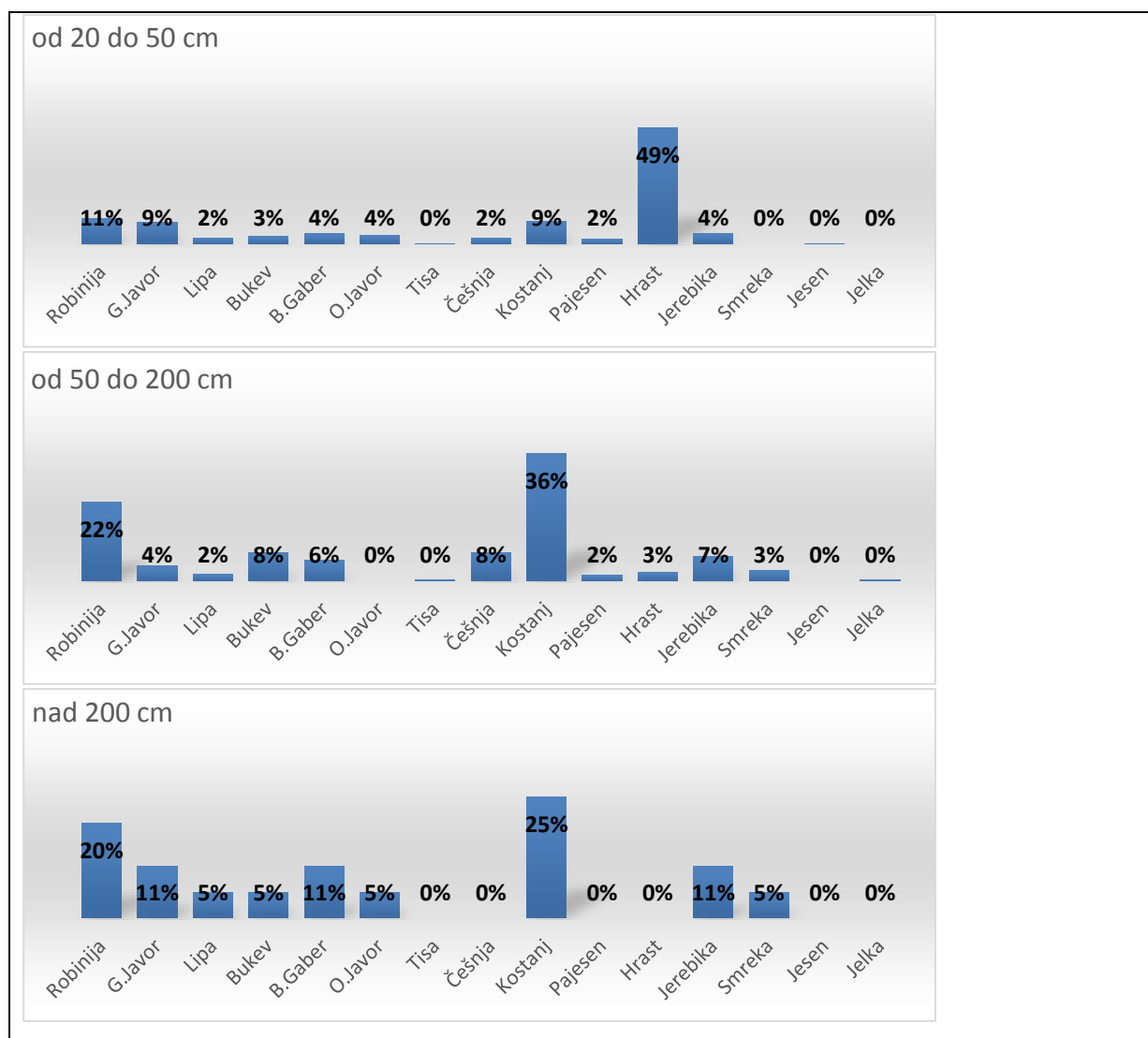


Slika 8: Delež drevesnih vrst v temeljnici sestoja za vse tri transekte

V temeljnici sestoja smo skupno našli 11 drevesnih vrst. Delež robinije v sestoju je bil majhen in predstavlja 3 % temeljnice sestoja. Z 41 % je v sestoju prevladoval hrast, večji delež sta imela še smreka, 14 %, in bor, 9 %. Poleg tega so imeli pomemben delež še beli gaber, kostanj in bukev, s 7 %. Manjši delež so imeli še gorski javor, 5 %, lipa, 3 %, in breza, 3 %. Najmanjši delež je imela češnja, 1 %.

4.2 DELEŽ MLADJA DREVESNIH VRST PO VIŠINSKIH RAZREDIH

Izdelali smo grafe, ki prikazujejo delež drevesnih vrst v posameznih višinskih razredih, saj je ta podatek lahko dober pokazatelj prihodnjega razvoja sestoja (slika 9). Mladje smo uvrstili v tri višinske razrede, kjer je prvi razred od 20 do 50 cm, drugi razred je od 50 do 200 cm, tretji razred pa je mladje nad 200 cm, do 5 cm premera v prsni višini drevesa.



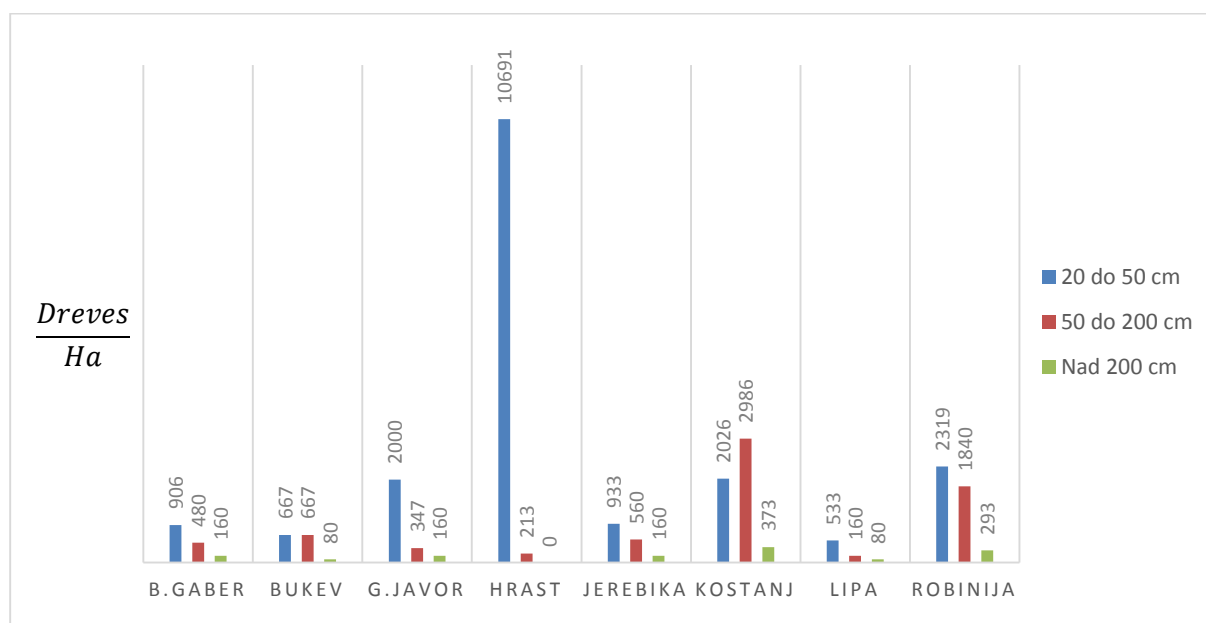
Slika 9: Deleži mladja drevesnih vrst v posameznih višinskih razredih

V višinskem razredu od 20 do 50 cm je pri pomlajevanju z 49 % prevladoval hrast, na drugem mestu je sledila robinija z 11 %. Pomembnejši delež v tem razredu sta imela še gorski javor in kostanj, z 9 %, medtem ko je bil delež bukve, belega gabra, ostrolistnega javorja, jerebike in lipe v razredu manjši in se je gibal od 3 do 4 %. Našli smo še češnjo in pajesen, ki imata 2-odstotni delež.

V višinskem razredu do 200 cm je delež hrasta padel na 2 %, v razredu skupaj prevladujeta kostanj s 36 % in robinija z 22 %. Povečal se je delež belega gabra, bukve, jerebike in češnje, ki so nihali od 6 do 8 %. Delež gorskega javorja se je izrazito zmanjšal na 4 %, prav tako je padel delež lipe na 2 %. Pajesen je ohranil z 2 % enak delež kot v prvem razredu. V razredu nismo našli ostrolistnega javorja, ki ima v prejšnjem 4-odstotni delež, pojavila pa se je smreka, s 3 %.

V višinskem razredu nad 200 cm je prevladoval kostanj, s 25 %, vendar se je njegov delež v primerjavi z drugimi vrstami zmanjšal, na drugem mestu je bila še vedno robinija, njen delež je padel na 20 %. Povečal se je delež gorskega javorja (11 %), lipe (6 %), belega gabra (11 %), smreke (5 %) in jerebika (11 %). Delež bukve se je zmanjšal in je bil 6-odstoten. V višinskem razredu, glede na prejšnjega, nismo našli hrasta, češnje in pajesena, ponovno se je pojavil ostrolistni javor, s 5 %.

Na sliki 10 smo prikazali gostoto pogostejših drevesnih vrst v posameznih višinskih razredih iz katere lahko do neke mere sklepamo o preraščanju teh vrst.



Slika 10: Gostota pomembnejših drevesnih vrst v posameznih višinskih razredih v N/ha

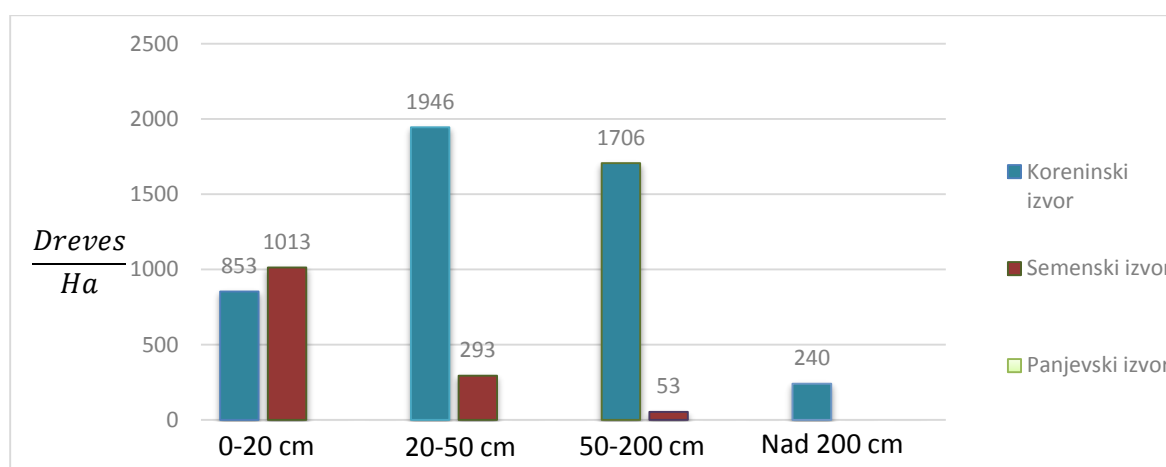
Iz podatkov je razvidno, da so vrste, kot so lipa, beli gaber, bukev in jerebika, relativno močno preraščale med razredi, zato je kljub nizkemu deležu v razredu do 50 cm velik delež mlajša prešel v razred nad 200 cm. Za razliko od teh vrst sta imela kostanj in robinija velik delež v prvem ter drugem višinskem razredu, vendar sta v manjši meri preraščala v tretji višinski razred, v katerem sta še vedno prevladovala, vendar z manjšim deležem. V prvem višinskem razredu je bil pogost še gorski javor, ki pa je slabše preraščal v drugi višinski razred. Vrast gorskega javorja iz drugega v tretji razred je bila visoka in v tem razredu se je njegov delež povečal.

Robinija je bila v vseh treh višinskih razredih druga najbolj pogosta vrsta. V prvem razredu je bila poleg najpogostejšega hrasta, skupaj s kostanjem in gorskim javorjem, ena glavnih vrst, v drugem razredu pa je imela, poleg kostanja, prav tako pomemben delež, vrast v tretji razred

pa je bila nizka in v primerjavi z robinijo so postali bolj pogosti beli gaber, bukev ter lipa. Prav tako se je ponovno povečal pomen gorskega javorja, katerega delež v drugem razredu je padel. Pomen kostanja v primerjavi z robinijo in ostalimi vrstami v tretjem razredu je padel, saj je imel velik izpad iz drugega v tretji razred.

4.3 NAČIN RAZMNOŽEVANJA

Robinija se lahko širi prek semen, vegetativno prek poganjanja iz korenin ali poganja iz panjev, gostoto poganjkov v višinskih razredih glede na izvor (slika 11).



Slika 11: Število poganjkov koreninskega in semenskega izvora v posameznih višinskih razredih v N/ha

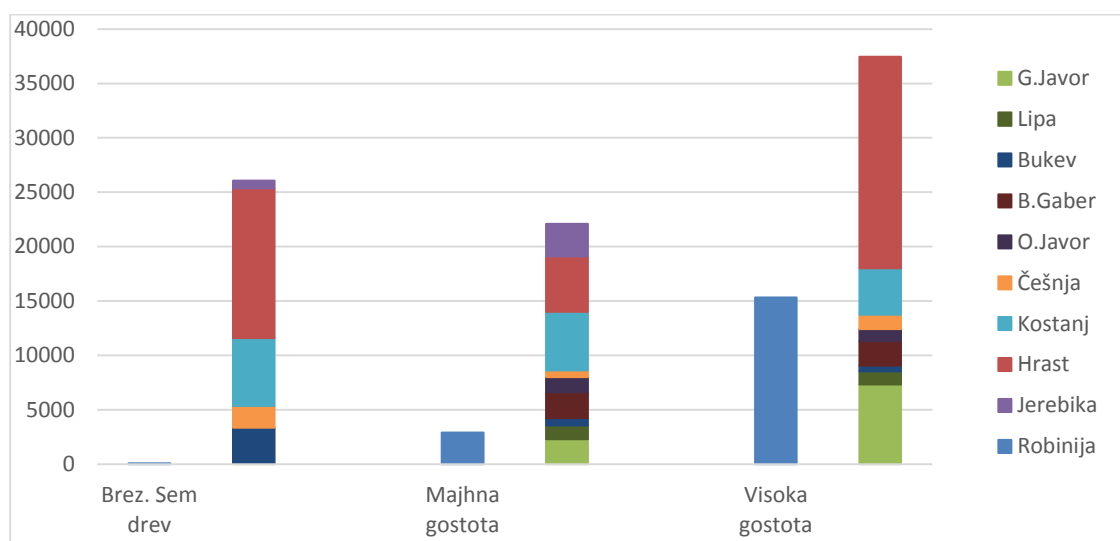
Na vzorčnih ploskvah ni bilo poganjkov panjevskega izvora. V kategoriji do 20 cm so prevladovali poganjki semenskega izvora, ki so predstavljali 54 % vseh poganjkov. V vseh drugih višinskih razredih so izrazito prevladovali poganjki koreninskega izvora in so predstavljali v višinskem razredu od 20 do 50 cm 87 % poganjkov, v razredu od 50 do 200 cm 97 % poganjkov in v razredu nad 200 cm 100 % vseh poganjkov. Skupno je bilo 78 % poganjkov koreninskega izvora in 22 % poganjkov semenskega izvora.

4.4 ODVISNOST POMLAJEVANJA ROBINIJE OD OKOLJSKIH DEJAVNIKOV

Ugotavljali smo tudi ekološko vlogo robinije pri regeneraciji gozda. V grafih je podana povezava med gostoto robinije in osvetljenostjo ploskve, številom semenskih dreves v bližini ploskve ter pokritostjo ploskve z zeliščno plastjo.

4.4.1 Odvisnost pomlajevanja robinije od bližine in številčnosti semenskih dreves

Na sliki 12 je prikazana gostota mladja robinije in drugih drevesnih vrst glede na prisotnost semenskih dreves robinije v razdalji 30 m od drevesa. Iz grafa je razvidno, da je gostota robinije narasla z večjim številom semenskih dreves v bližini ploskve. Iz grafa je razvidno, da je gostota robinije narasla z večjim številom semenskih dreves v bližini ploskve (Slika 12), razlike med posameznimi stratumi pa so bile statistično značilne (Kruskal–Wallisov test: $p = 0,027$).



Slika 12: Odvisnost pomlajevanja robinije in preostalih drevesnih vrst od števila semenskih dreves robinije v razdalji 30 m od ploskve v N/ha

Preglednica 1: Deleži robinije in drugih drevesnih vrst v odvisnosti od gostote semenskih dreves s standardno napako v oklepaju, v %

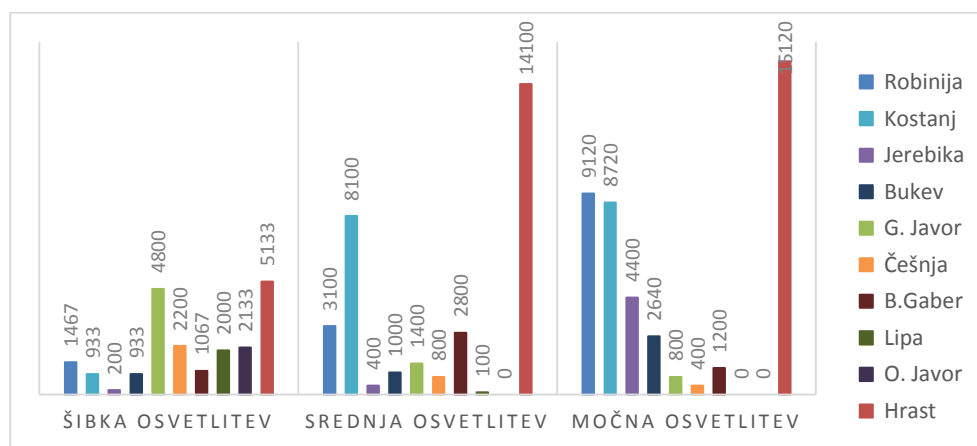
Sem. drevesa	Robinija	G. javor	Lipa	Bukev	B. gaber	O. javor	Češnja	Kostanj	Hrast	Jerebika	Skupno (N/ha):
Brez sem. drev. (n = 5)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	12 (4)	0 (0)	0 (0)	8 (8)	24 (14)	53 (23)	3 (1)	26160 (13375)
Majhna gostota (n = 7)	12 (4)	9 (3)	5 (3)	3 (2)	10 (6)	6 (3)	2 (1)	21 (9)	20 (11)	12 (11)	25028 (13711)
Visoka gostota (n = 3)	29 (25)	14 (10)	2 (2)	1 (1)	4 (3)	2 (2)	2 (1)	8 (7)	38 (32)	0 (0)	52800 (44588)

V preglednici 1 so prikazani deleži drevesnih vrst v mladju, glede na gostoto semenskih robinije dreves, s standardno napako v oklepaju. Na rastiščih, kjer v bližini ni bilo semenskih dreves, v mladju robinije skoraj nismo našli. V primeru manjšega števila semenskih dreves v bližini ploskve je delež robinije narastel na 12 %, v primeru visokega števila semenskih dreves v bližini ploskve pa je delež robinije v mladju izrazito narastel in je znašal 29 %. Bližina semenskih dreves je vplivala tudi na delež kostanja, ki je imel v primeru majhnega ali

srednjega števila semenskih dreves robinije izrazito večji delež od robinije, medtem ko je njegov delež v primeru velikega števila semenskih dreves padel.

4.4.2 Odvisnost pomlajevanja robinije od svetlobnih razmer in primerjava z drugimi drevesnimi vrstami

Na sliki 13 smo prikazali graf, ki prikazuje odvisnost gostote mladja robinije in drugih pomembnejših vrst od svetlobe. Svetlobne razmere na ploskvah smo razporedili v tri razrede: šibka osvetljenost (0–10), srednja osvetljenost (10–20) in močna osvetljenost (20 +). Iz podatkov je razvidno, da se je tako delež kot absolutno število primerkov robinije povečalo s povečano osvetljenostjo ploskve (Slika 13), vendar pa razlike med razredi svetlobnih razmer niso bile statistično značilne (Kruskal–Wallisov test: $p = 0,884$). Ker je pomlajevanje robinije na ploskvah, ki v bližini nimajo semenskih dreves, manj verjetno, smo naredili analizo vpliva svetlobe na pomlajevanje le za ploskve, ki imajo v bližini vsaj eno semensko drevo. Tudi na teh ploskvah nismo ugotovili statistično značilnega vpliva svetlobe na pomlajevanje robinije, vendar pa je bil na teh ploskvah ugotovljen nižji p (Kruskal–Wallisov test: $N = 10$; $p = 0,261$).



Slika 13: Odvisnost pomlajevanja robinije in drugih pomembnejših drevesnih vrst od svetlobe v N/ha

Preglednica 2: Relativna gostota podmladka pomembnejših drevesnih vrst glede na različne stopnje osvetljenosti rastišča s standardno napako v oklepaju, v %

Svetloba	Robinija	G. javor	Lipa	Bukev	B. gaber	O. javor	Češnja	Kostanj	Hrast	Jerebika	Skupno (N/ha):
Šibka osvetlitev (n = 6)	7 (3)	23 (13)	9 (4)	4 (2)	5 (2)	10 (4)	10 (7)	5 (3)	25 (18)	1 (1)	20866 (12026)
Srednja osvetlitev (n = 4)	10 (6)	4 (3)	0 (0)	2 (1)	9 (9)	0 (0)	3 (3)	25 (14)	45 (24)	1 (1)	31800 (19260)
Močna osvetlitev (n = 5)	21 (19)	2 (2)	0 (0)	6 (3)	3 (3)	0 (0)	1 (1)	20 (7)	36 (23)	10 (9)	42400 (28076)

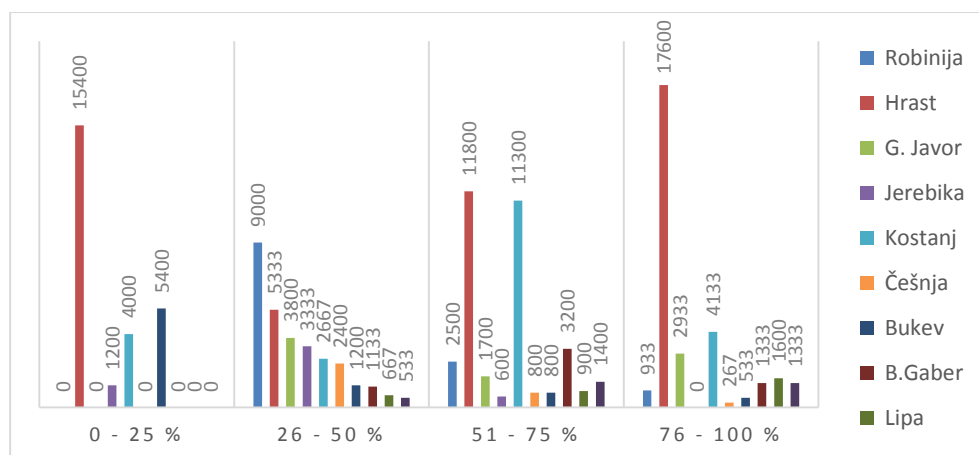
V preglednici 2 so prikazani deleži drevesnih vrst v mladju glede na osvetljenost ploskve, s standardno napako v oklepaju. Na ploskvah s šibko svetlobo je bila robinija pri pomlajevanju manj pogosta vrsta, s 7-odstotnim deležem. Pri tej svetlobi so bile pogostejše vrste gorski javor (23 %), ostrolistni javor (10 %), lipa (9 %) in češnja (10 %), njihov delež ter skupno število pa sta bila pri močni svetlobi manjša. Visok je bil tudi delež hrasta, čeprav je njegov delež v tem razredu najmanjši. Bukev (4 %), beli gaber (9 %), kostanj in jerebika so imele, podobno kot robinija, pri šibki svetlobi le majhen delež.

Pri srednji svetlobi je ostal delež robinije z 10 % razmeroma majhen, močno pa se je povečal delež kostanja, ki je v tej kategoriji predstavljal 25 % podmladka in je bil konkurenčnejši od robinije. Močnejše je bilo tudi pomlajevanje belega gabra, ki je imel pri tej zastrtosti svoj maksimum, ki je znašal 9 %. Povečalo se je tudi skupno število in delež hrastovega podmladka, medtem ko je bilo pomlajevanje gorskega javorja, ostrolistnega javorja, lipe in češnje neznatno.

V primeru močne osvetljenosti ploskve se je delež robinije povečal in je znašal 21 %, s čimer je bila v tej kategoriji, za hrastom, druga najpogostejša vrsta. Kostanj je ostal z 20 % za pomlajevanje pomembna vrsta, vendar pa je bila robinija bolj pogosta. Pomembna vrsta je postala tudi jerebika, z 10 %. Skupno število hrasta je ostalo približno enako, čeprav se je delež, zaradi močnejšega skupnega pomlajevanja, nekoliko zmanjšal. Pomen belega gabra se je pri močni svetlobi zmanjšal.

4.4.3 Odvisnost pomlajevanja robinije od zastiranja zeliščne plasti in primerjava z drugimi drevesnimi vrstami

Na sliki 14 smo prikazali graf, ki prikazuje odvisnost gostote mladja robinije in drugih pomembnejših vrst od zastiranja zeliščne plasti. Pokritost z zeliščno plastjo smo razporedili v štiri kategorije: nizka (do 25 %), srednja (26–50 %), visoka (51–75 %) in zelo visoka (76–100 %). Iz grafa je razvidno, da je delež robinije dosegel maksimum na srednje zastrtih ploskvah in se je znižal na močno ter zelo močno zastrtih ploskvah (Slika 14), vendar pa razlike med kategorijami niso statistično značilne (Kruskal–Wallisov test: $p = 0,265$). Tudi odvisnost pomlajevanja robinije od zeliščne plasti smo ugotavljali le za ploskve, ki imajo v bližini vsaj eno semensko drevo. V analizi teh ploskev smo ugotovili negativno statistično značilno odvisnost gostote robinije od zastrtosti z zeliščno plastjo (Spearmanov koeficient korelacije = - 0,695, $p < 0,05$).



Slika 14: Odvisnost pomlajevanja robinije in drugih pomembnejših drevesnih vrst od zastrtosti z zeliščno plastjo v N/ha

Preglednica 3: Relativna gostota podmladka pomembnejših drevesnih vrst glede na zastrtost rastišča z zeliščno plastjo s standardno napako v oklepaju, v %

Zel. plast	Robinija	G. javor	Lipa	Bukev	B. gaber	O. javor	Češnja	Kostanj	Hrast	Jerebika	Skupno (N/ha):
Do 25 % (n = 2)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	20 (10)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	16 (3)	60 (29)	4 (1)	26000 (11200)
26–50 % (n = 6)	30 (22)	13 (10)	2 (2)	4 (2)	4 (3)	2 (2)	8 (5)	9 (5)	18 (9)	11 (11)	30066 (21145)
51–75 % (n = 4)	7 (3)	5 (3)	3 (3)	2 (1)	9 (7)	4 (4)	2 (2)	32 (13)	34 (21)	2 (1)	35000 (20653)
76–100 % (n = 3)	2 (1)	9 (4)	5 (5)	2 (1)	4 (2)	4 (2)	1 (1)	13 (13)	59 (59)	0 (0)	30666 (27417)

Na preglednici 3 smo prikazali delež drevesnih vrst v mladju glede na pokritost ploskev z zeliščno plastjo, s standardno napako v oklepaju. Na ploskvah z malo zeliščne plasti nismo našli nobenega primerka robinije, tudi nasploh je bilo na teh ploskvah z 26000 primerki/ha manj podmladka, kot na ploskvah z več zeliščne plasti. Kljub temu so se na teh ploskvah dobro pomlajevali hrast, kostanj in bukev. Bukev je bila ravno na teh rastiščih najbolj številčna in njen delež je pri večji pokritosti padel.

Na ploskvah s srednjo stopnjo pokritosti je bila gostota mladja 30066 primerkov/ha. Na teh ploskvah je robinija s 30 % prevladovala, nato so sledili hrast (18 %), gorski javor (13 %), jerebika (11 %), kostanj (9 %) in češnja (8 %). Jerebika in češnja sta bili, tako kot robinija, najbolj številčni v tej kategoriji, ob močnejši zeliščni plasti pa je njun delež upadel. Enako smo ugotovili za gorski javor, pri katerem pa je bil padec manj izrazit. Lipa, beli gaber, ostrolistni javor in bukev so imeli le manjši delež.

V primeru visoke pokritosti z zeliščno plastjo se je delež robinije zmanjšal in je padel na 7 %, ob tem, da je gostota mladja narasla na 35000 primerkov na hektar. Pri takšni pokritosti zeliščne plasti se je povečal pomen kostanja, ki je imel v teh pogojih svoj maksimum številčnosti in je bil z 32 % v mladju pogostejši od robinije, večji delež pa je imel s 34 % le hrast. Tudi beli gaber je imel z 9 % maksimum pri močni zeliščni plasti. Delež gorskega javorja je bil s 5 % pri tej pokritosti primerljiv z robinijo. Deleža lipe in ostrolistnega javorja, sta kljub temu, da sta ostala majhna, z močnejšo zeliščno plastjo narasla in sta znašala za lipo 3 % ter ostrolistni javor 4 %.

Na ploskvah s pokritostjo, višjo od 75 %, se je gostota mladja v primerjavi s prejšnjo kategorijo nekoliko zmanjšala, na 30666 primerkov/ha, delež robinije pa je padel na 2 %. S 60 % se je pod zeliščno plastjo najbolj intenzivno pomlajeval hrast, ki sta mu sledila kostanj (13 %) in gorski javor (9 %). Na četrtem mestu je bila s 5 % lipa, ki je pri tej pokritosti dosegla največjo številčnost in delež v mladju. Na petem mestu sta sledila beli gaber in gorski javor, vsak s 4 %. Nižji delež od robinije so imele le jerebika, češnja in bukev.

5 RAZPRAVA IN SKLEPI

5.1 RAZMNOŽEVANJE ROBINIJE

V naravnem habitatu robinije v Apalačih, pri pomlajevanju robinije prevladuje vegetativni poganjki iz korenin in iz panjev, čeprav se robinija redno razmnožuje tudi s semeni (Boring in Swank 1984).

Prevladujoči način razmnoževanja in širjenja robinije je pomemben kazalnik za odločitev pri gospodarjenju s sestoji, kjer se ta pojavlja. Če vrsta močno poganja iz korenin, mehansko uničenje nadzemnih delov rastline ni smiselno, saj pride do močne rasti korenских poganjkov ali poganjkov iz panja (Michigan DNR 2012).

Na analiziranem rastišču se robinija uspešno pomlajuje znotraj sestoja, pri čemer močno prevladuje razmnoževanje prek koreninskih poganjkov, ki je prevladovalo v vseh višinskih razredih nad 20 cm, le v višinskem razredu do 20 cm je bil delež semenskih poganjkov višji. Ker je le manjši delež semenskih poganjkov prerastel v večje višinske razrede, lahko sklepamo, da je konkurenčna moč teh poganjkov na danem rastišču majhna, tako da je razmnoževanje s semeni oteženo, kljub temu, da redno prihaja do kaljenja.

V primeru, da so semenski in koreninski poganjki rastli na enakih rastiščih, je možno, da so semenski poganjki podlegli konkurenci hitreje rastočih koreninskih poganjkov in ne konkurenci avtohtonih drevesnih vrst, kar pomeni, da bi bila na rastiščih, kjer je omejena rast korenin, večja verjetnost preživetja in preraščanja semenskih poganjkov.

Pomemben dejavnik, ki daje koreninskim poganjkom pomembno tekmovalno prednost, je lahko močna povezava med materinskimi in hčerinski rastlinami, prek katere materinske rastline oskrbujejo hčerinske z dušikom in fosforjem, kar pospeši višinsko rast ter zmanjša potrebe po svetlobi. To vpliva tudi na zgradbo hčerinskih rastlin, ki manj proizvedenih virov investirajo v rast korenin in tako lahko te vire investirajo v rast nadzemnih delov (Zhang in sod. 2006).

Čeprav se robinija verjetno v manjši meri razmnožuje tudi s poganjanjem iz panja, zaradi premajhnega vzorca takšnih poganjkov nismo našli, v vsakem primeru pa bi bil njihov delež v primerjavi s koreninskimi poganjki majhen in prostorsko omejen.

5.2 VPLIV OKOLJSKIH DEJAVNIKOV NA POMLAJEVANJE ROBINIJE

Robinija je pionirska drevesna vrsta in je pomembna pri zgodnji regeneraciji gozdov v južnih Apalačih. Najpogostejša je na golosekih, opuščenih pašnikih in motenih obcestnih rastiščih. Najdemo jo tudi v starejših sestojih, vendar je njen delež majhen. Pri pomlajevanju prevladujejo vegetativni poganjki, čeprav se robinija razmnožuje tudi s semeni (Boring in Swank 1984).

Ker smo že ugotovili, da tudi na Rožniku večina poganjkov robinije izvira iz koreninskih poganjkov, smo pričakovali, da je število poganjkov večje na rastiščih, kjer v bližini rastejo semenska drevesa. Domnevo smo tudi potrdili, v primeru visoke gostote semenskih dreves je bila tudi gostota mladja veliko večja kot pri nizki gostoti, medtem ko na ploskvah, ki v bližini nimajo semenskih dreves, mladja robinije skoraj ni bilo.

Ker koreninske poganjke s hranili v večji meri oskrbujejo matična drevesa, je razumljivo, da lahko večje število matičnih dreves, ki hitreje črpajo hranila, oskrbuje večje število koreninskih poganjkov in s tem omogoča dominanco pri pomlajevanju.

Sklepamo lahko, da se robinija le počasi širi v notranjost sestoja, tudi v primeru, da ima za to primerne pogoje, saj je hitrost širjenja odvisna od prisotnosti odraslih dreves, ki se v glavnem nahajajo na robu sestoja. Bolj občutljivi so močnejše fragmentirani gozdni ekosistemi z večjim deležem gozdnega roba, medtem ko je verjetnost širjenja v večje gozdne komplekse manjša.

Po pričakovanju je bil delež robinije v pomladku večji na bolj osvetljenih ploskvah, vendar pa odvisnost ni bila statistično značilna. Pomemben dejavnik pri tem je bilo tudi pomanjkanje semenskih dreves, saj je na ploskvah brez semenskih dreves pomlajevanje malo verjetno tudi na močno osvetljenih ploskvah. Tako je bilo smiselno narediti analizo ploskev, ki imajo v bližini semenska drevesa. Ko smo v analizo vključili le te ploskve, je vrednost p padla, čeprav tudi v tem primeru ni bila statistično značilna. To je bila deloma lahko posledica majhnega vzorca in nenatančnih meritev svetlobe. Možno je tudi, da je bil vpliv svetlobe na danem rastišču manjši, ker je pomlajevanje robinije na močno osvetljenih ploskvah omejevala močna zastrtost z zeliščno plastjo in drugi, nam neznani ekološki dejavniki.

Na slabo osvetljenih rastiščih je bila robinija manj pomembna drevesna vrsta, pri pomlajevanju pa so imele večji pomen lipa, javor in češnja, saj lahko v mladosti prenašajo več sence. Na srednje zastrtih rastiščih je delež robinije ostal nizek, na račun plemenitih listavcev pa je izrazito narastel delež hrasta in kostanja. V primeru močne osvetljenosti sta delež in

gostota robinije bolj izrazito narasla, s čimer je postala, takoj za hrastom, druga najpogostejša drevesna vrsta in je bila le pod močno svetlobo konkurenčna kostanju.

V primeru majhnih ali srednje velikih sestojnih vrzeli je širjenje robinije verjetno oteženo, ob tem pa je oteženo tudi pomlajevanje kostanja in v manjši meri hrasta, vrstna sestava pa postane bolj pestra ter se obrne v prid plemenitih listavcev, medtem ko se v primeru srednje velikosti sestojnih vrzeli ohrani večji delež hrasta in kostanja v sestoji, kljub temu, da robinija ostane manj pogosta vrsta.

Tudi v raziskavah robinije v rezervatu Siro Negro so prišli do zaključka, da se z malo-površinskim gospodarjenjem, poleg deleža robinije, zmanjša tudi delež hrasta in drugih svetloлюбnih vrst, kar vodi k bolj mešani vrstni sestavi (Motta in sod. 2009).

Poleg vpliva svetlobe na pomlajevanje robinije smo ugotavljali tudi to, kako na pomlajevanje vpliva zeliščna plast, ki je bila na danih rastiščih v glavnem iz robide in v manjši meri praproti. Zeliščna plast je bila visoka, saj je ponavadi presegla 50 cm. Močnejša zeliščna plast ni vplivala negativno na številčnost pomladka, vplivala pa je negativno na pomlajevanje robinije, ki je imela največji delež na ploskvah s srednjo stopnjo zeliščne plasti, na rastiščih z močno ali zelo močno zeliščno plastjo pa je njen delež padel. Na ploskvah z malo zeliščne plasti robinije nismo našli, vendar sta bili v vzorec vzeti le dve takšni ploskvi, ki v bližini nista imeli semenskih dreves. Odvisnost pomlajevanja robinije od zeliščne plasti ni bila statistično značilna, vendar pa je bilo to tako kot v primeru svetlobe povezano s pomanjkanjem semenskih dreves na ploskvah. Ko smo iz analize izločili ploskve brez semenskih dreves, smo ugotovili statistično značilno negativno odvisnost gostote robinije od zastrtosti z zeliščno plastjo.

Na podlagi tega lahko sklepamo, da se robinija na Rožniku bolje pomlajuje na ploskvah, kjer so naravne in antropogene motnje ter drugi ekološki dejavniki otežili razvoj zeliščne plasti, medtem ko so avtohtone vrste bolje prilagojene na pomlajevanje pod gostejšo zeliščno plastjo. Ker zeliščna plast v glavnem sestoji iz robide, lahko domnevamo, da je robida dejavnik pri omejevanju širjenja robinije, posebej na močno osvetljenih rastiščih. Naravne ujme tako lahko, zaradi prevrnjenih dreves in uporabe mehanizacije pri sanaciji, povečajo delež izpostavljenih mineralnih tal, kar lahko poleg večje presvetljenosti še poveča invazivni potencial robinije.

Raziskovalci robinije v Apalačih so pokazali hitrejšo rast robinije na rastiščih, iz katerih so odstranili zeliščno plast, hitrejša rast pa je bila prav tako posledica sprostitev od kompeticijskega pritiska robide, ki je tako tudi na rastiščih, kjer je robinja avtohtona, pomemben dejavnik pri omejevanju njene hitre začetne rasti (Wilson in Shure 1993).

Omeniti je potrebno še pomanjkljivosti majhnega vzorca in veliko variabilnost pomlajevanja robinije, zaradi česar bi bilo za boljše razumevanje vpliva okoljskih dejavnikov na pomlajevanje potrebno narediti dodatne raziskave z večjim vzorcem.

Za boljše razumevanje vpliva zeliščne plasti na pomlajevanje robinije bi bilo smiselno narediti primerjavo nemotenih ploskev in ploskev iz katerih bi odstranili zeliščno plast.

5.3 INVAZIVNOST ROBINIJE

Robinija je invazivna zaradi svoje hitre mladostne rasti in zaradi močne vegetativne rasti prek koreninskih poganjkov ter panjev. Na dobrih rastiščih povprečna višinska rast doseže 1,2 m letno. Poleg tega lahko raste na širokem razponu talnih tipov, razen na zelo suhih ali zbitih tleh (Converse 1984).

Glede na delež v mladju je bila robinija na obravnavanih rastiščih pomembna drevesna vrsta in je bila po deležu na drugem mestu v vseh višinskih razredih. V višinskem razredu od 20 do 50 cm je bil delež robinije 11-odstoten, medtem ko je bil v razredu od 50 do 200 cm njen delež 22-odstoten, v razredu nad 200 cm pa je bil njen delež 20-odstoten. Manjši delež robinije v prvem višinskem razredu je bila posledica velikega deleža hrasta v tem višinskem razredu, ki pa je v razredu do 200 cm močno upadel, v razredu nad 200 cm pa ni bil več prisoten. Tako je bil delež robinije glede na ostale drevesne vrste, če izvajamo hrast, v vseh višinskih razredih podoben.

Domnevamo lahko, da se robinija uspešno pomlajuje v notranjosti gozda in posebej kot pionirska vrsta, sodeluje pri obnovi sestojev na Rožniku, vendar pa se uspešno pomlajuje le znotraj določene ekološke niše, kar omejuje njeno širjenje. Tako velika heterogenost rastiščnih razmer znotraj sestoja omogoča pomlajevanje številnih drevesnih vrst, ki z robinijo ne pridejo v neposredno kompeticijo. Robinija je verjetno prevzela del ekološke niše hrasta in kostanja, od katerih je konkurenčnejša le pod določenimi pogoji.

Ob predpostavki, da so pred prihodom robinije avtohtone vrste izkoriščale vse ekološke niše, je možen razlog za prevlado robinije znotraj te ekološke niše, manjša pestrost drevesnih vrst

na Rožniku v primerjavi z naravnim habitatom robinije, zaradi česar so te vrste bolj generalizirane in lahko bolj specializirana vrsta kot je robinija bolj učinkovito izkorišča nekatere vire (Mack in sod. 2000). Tudi v splošnem obstaja vedno verjetnost, da imajo tuje vrste kombinacijo lastnosti, ki je superiorna naravnim vrstam (Sax in Brown 2000).

Če označimo naturalizirane rastlinske vrste, kot vrste ki se v novem okolju uspešno razmnožujejo in vzdržujejo svojo populacijo, polega tega pa proizvajajo pomladek, ponavadi v bližini odraslih rastlin in ni nujno da so v ekosistemih invazivne, medtem ko so invazivne vrste tiste, ki proizvajajo pomladek v velikih količinah in se lahko širijo daleč od starševskih rastlin (Richardson in sod., 2000), je robinija na Rožniku le naturalizirana ali šibko invazivna drevesna vrsta. Medtem ko se uspešno razmnožuje in vzdržuje svojo populacijo ter tudi proizvaja pomladek v razmeroma velikih količinah, pa se v glavnem pomlajuje v bližini semenskih dreves in se slabo širi na daljše razdalje. Upoštevati je treba tudi, da je v naravnem habitatu robinija le v mladosti prevladujoča in najhitreje rastoča drevesna vrsta, kasneje pa izgubi rastno moč. Poleg tega zmanjševanje gostote sestoja in odmiranje manj vitalnih dreves v strehi sestoja omogoča sprostitev kodominantnih vrst in ustvarja vrzeli v sestoju, znotraj katerih se pomlajujejo bolj dolgožive vrste (Boring in Swank 1984). Tako je možno, da kljub številčnemu pomladku in hitri začetni rasti robinije na nekaterih rastiščih v kasnejših razvojnih fazah podleže konkurenci avtohtonih drevesnih vrst.

Ob tem pa je potrebno upoštevati zamik med prihodom in kasnejšim hitrejšim širjenjem vrste, zaradi katerega je lahko predhodno uspevanje vrste le slab kazalec o njeni prihodnji invazivnosti (Crooks in Soule 1999). Raziskave v Brandenburg so pokazale, da je povprečna doba med prihodom vrste in kasnejšo invazijo 147 let, pri drevesnih vrstah pa je znašala 170 let (Kowarik 1995). Možno je, da robinija na danem rastiču še ni dosegla kritične gostote populacije, ki bi ji omogočila hitrejše širjenje znotraj sestoja, poleg tega pa lahko k hitrejšemu širjenju robinije v prihodnosti pripomorejo tudi klimatske spremembe.

V severovzhodni, vzhodni in jugozahodni Sloveniji, je invazivni potencial robinije večji (Kutnar in Pisek 2013), kar je lahko posledica močnejših antropogenih motenj, ki povečajo količino dostopnih virov v ekosistemu in zmanjšajo kompeticijo avtohtonih drevesnih vrst (Davis in sod. 2000; Davis in Pelsor 2001; Didham in sod. 2005). Poleg tega je močnejše širjenje robinije v teh regijah lahko posledica večjega števila prispelih osebkov v regijo (Simberloff 2009). Tudi večja prisotnost robinije na Rožniku, v primerjavi s celotno GGO

Ljubljana (Kutnar in Pisek 2013), je lahko posledica bližine Ljubljane, kar omogoča prihod večjega števila osebkov robinije.

Močnejše širjenje robinije znotraj gozdnih sestojev je možno preprečiti že z obstoječimi ali nekoliko prilagojenimi načini gospodarjenja, ki vključujejo malo-površinsko gospodarjenje in pomlajevanje pod zastorom matičnega sestoja ter izvedbo negovalnih ukrepov, kar zagotavlja čim večjo stabilnost in odpornost na naravne ujme. Slednje so lahko pomemben dejavnik pri ustvarjanju pogojev, primernih za pomlajevanje robinije. Ker so v mladju na lokacijah, kjer se pojavlja robinija, navzoče tudi avtohtone pionirske drevesne vrste, lahko te uporabljamo za zaviranje njenega širjenja.

Podobno razvojno dinamiko robinije so zabeležili tudi zunaj njenega naravnega habitata, v gozdnem rezervatu Siro Nigri v Italiji. Tudi tam se je robinija po večji motnji vzpostavila v zgornjih in srednjih plasteh sestoja, vendar ni prišlo do močnejšega pomlajevanja, kar je privedlo do zmanjšanja populacije robinije skozi naslednja desetletja (Motta in sod. 2009).

Ugotovili so tudi, da panjevsko gospodarjenje s kratkimi proizvodnimi časi omogoča širjenje robinije v gozdne ekosisteme, saj ponavljajoči se goloseki ustvarjajo za robinijo primerne svetlobne razmere in onemogočijo zasenčenje s strani avtohtone vegetacije. Tako so ugotovili, da bi širjenje robinije omejili z ukinitvijo panjevskega gospodarjenja in golosečenj ter uvedbo daljših proizvodnih časov (Radtke in sod. 2013).

V Južni Koreji so ugotovili pozitiven učinek robinije na rehabilitacijo avtohtonih hrastovih gozdov, vendar pa so močne antropogene motnje, kot so odstranjevanje bolnih dreves in podrasti, ter pridobivanje lesa za kurjavo ta proces ustavile, ter ustvarile pogoje, ki so omogočili ponovno vzpostavitev robinije, pri tem pa je imela velik vpliv velikost nastalih vrzeli (Lee in sod. 2004).

V GGO Murska Sobota so ugotovili, da na močno pomlajevanje robinije vpliva velika presvetljenost sestojev, ki ustvarja idealne razmere za njen razvoj in so kot rešitev predlagali gospodarjenje v smeri čim večje zastrtosti gozdov. Poleg tega pa so bili za visok delež robinije odgovorni zasebni lastniki gozdov, ki robinijo pospešujejo zaradi njene vsestranske uporabe in hitre rasti (Rudolf in Brus 2006).

Smiselno bolj intenzivnega, dragega in časovno zahtevnega zatiranja je vprašljiva. Na lokacijah, kjer začne tvoriti čiste sestoje, ki imajo večji negativni učinek na rastišče ter biodiverzitet (Vila in sod. 2011; Gaertner in sod. 2009; Benesperi in sod. 2012; Rice in sod.

2004), je njeno odstranjevanje mestoma lahko smiselno, zatiranje robinije zgolj zato, ker je tujerodna rastlina, pa verjetno ni smiselno in ne racionalno. Ob tem je treba upoštevati tudi številne pozitivne učinke robinije, kot sta medonosnost in zmožnost fiksacije dušika, zaradi česar ima kot manjšinska vrsta lahko pozitivne učinke na gozdni ekosistem (Ashby in sod. 1985). Poleg tega ima lahko, zaradi svoje prilagodljivosti, pomembno vlogo v spremenjenih podnebnih razmerah v prihodnosti. Zaradi tega je treba njeno vlogo pretehtati in se sprijazniti, da je sestavni del našega naravnega okolja.

Raziskovalci so napovedali povečanje areala in lesne zaloge robinije v severovzhodnem, vzhodnem in jugozahodnem delu Slovenije, v manjši meri pa tudi v nižinskem ter gričevnatem osrednjem delu Slovenije. Z modelom so napovedali vsaj podvojitev lesne zaloge. Za ublažitev tega procesa so prav tako priporočili nadaljevanje strategije sonaravnega gospodarjenja in ustrezno izvajanje gozdno-gojitvenih ukrepov. Kot protiutež robiniji so omenili tudi pomen širšega nabora drevesnih in drugih vrst, kar je lahko vsaj delno zagotovilo za razmeroma nemoten razvoj gozdov tudi po drugačnih razvojnih poteh. Posvarili so tudi pred slepim zavračanjem te vrste, saj je treba upoštevati in izkoristiti tudi njene številne koristi ter potencial (Kutnar in Kobler 2013).

V dolgem roku zaradi tega lahko pride tudi do sprememb v vrstni sestavi združbe v prid vrst ki so bolj konkurenčne robiniji in tudi do evlucijskih sprememb robinije in avtohtonih rastlinskih vrst. Poleg tega lahko pride do sprememb abiotskih karakteristik ekosistema, ki so počasne in dalj časa neopazne (Strayer in sod. 2006).

6 POVZETEK

Robinija je najpogostejša tujerodna drevesna vrsta pri nas in čeprav je njen delež v lesni zalogi GGO Ljubljana majhen, lahko pričakujemo, da se bo v prihodnosti povečal, zaradi česar je pomembno, da poznamo intenziteto ter način širjenja robinije in ekološke pogoje, v katerih je najbolj konkurenčna. Temu lahko prilagodimo ukrepe in gospodarjenje v sestoji, da v čim večji meri omejimo njeno širjenje ter ohranimo njen delež v sestojuh na sprejemljivem nivoju.

Glavni cilj je bil ugotoviti, ali se robinija iz kolonij na robu gozda širi v notranjost sestoja. Zato smo iz izbranih izhodiščnih točk v bližini treh kolonij robinije potegnili transekte v notranjost sestoja. Prva ploskev je bila oddaljena 5 m od začetne točke, med vsemi naslednjimi ploskvami pa je bilo 10 m razdalje. Na vsakem transektu smo postavili 5 ploskev in skupno analizirali 15 ploskev.

Na vsaki ploskvi smo izmerili svetlobne razmere, nagib, ekspozicijo, pokritost z zeliščno plastjo, temeljnico in razdaljo ploskve do semenskih dreves robinije ter izvedli popis mladja. Za vse drevesne robinije smo popisali vse osebke nad 20 cm in jih razdelili po višinskih razredih od 20 do 50 cm, od 50 do 250 cm in 250 cm do premera drevesa 2,5 cm, za robinijo pa smo izmerili tudi primerke pod 20 cm višine. Za vsa drevesa nad 5 cm premera smo izmerili prsni premer.

Na analiziranem rastišču se robinija uspešno pomlajuje znotraj sestoja, pri čemer močno prevladuje razmnoževanje prek koreninskih poganjkov, ki je prevladovalo v vseh višinskih razredih nad 20 cm, le v višinskem razredu do 20 cm je bil delež semenskih poganjkov višji. Ker je le manjši delež semenskih poganjkov prerastel v večje višinske razrede, lahko sklepamo, da je konkurenčna moč teh poganjkov na danem rastišču majhna, tako da je razmnoževanje s semeni oteženo, kljub temu, da redno prihaja do kaljenja.

Sklepamo lahko, da se robinija le počasi širi v notranjost sestoja, tudi v primeru, ko ima za to primerne pogoje, saj je hitrost širjenja odvisna od navzočnosti odraslih dreves, ki se v glavnem nahajajo na robu sestoja. Bolj občutljivi so tako močnejše fragmentirani gozdni ekosistemi, z večjim deležem gozdnega roba, medtem ko je verjetnost širjenja v večje gozdne komplekse manjša.

Skladno s pričakovanjem je bil delež robinije v podmladku večji na bolj osvetljenih ploskvah, vendar pa odvisnost ni bila statistično značilna. Pomemben dejavnik pri tem je bilo tudi

pomanjkanje semenskih dreves, saj je na ploskvah brez semenskih dreves pomlajevanje malo verjetno tudi na močno osvetljenih ploskvah. Tako smo naredili analizo ploskev, ki imajo v bližini semenska drevesa. Če smo v analizo vključili zgolj te ploskve, je vrednost p padla, čeprav tudi v tem primeru ni bila statistično značilna. To je deloma lahko posledica majhnega vzorca in nenatančnih meritev svetlobe. Možno je tudi, da je vpliv svetlobe na danem rastišču manjši, ker pomlajevanje robinije na močno osvetljenih ploskvah omejujejo močna zastrtost z zeliščno plastjo in drugi, nam neznani ekološki dejavniki.

Na slabo osvetljenih rastiščih je bila robinija manj pomembna drevesna vrsta, pri pomlajevanju pa so imeli večji pomen lipa, javor in češnja, saj lahko v mladosti prenašajo več sence. Na srednje zastrtih rastiščih je delež robinije ostal nizek, na račun plemenitih listavcev pa je narasel delež hrasta in kostanja. V primeru močne osvetljenosti sta delež in gostota robinije narasla, s čimer je postala, takoj za hrastom, druga najpogostejša drevesna vrsta in le pod močno svetlobo je bila konkurenčna kostanju.

Poleg vpliva svetlobe na pomlajevanje robinije smo ugotavljali tudi, kako na pomlajevanje vpliva zeliščna plast, ki na danih rastiščih v glavnem sestoji iz robide in v manjši meri praproti. Zeliščna plast je bila visoka, in je ponavadi presegala 50 cm. Močnejša zeliščna plast ni vplivala negativno na številčnost podmladka, vplivala pa je negativno na pomlajevanje robinije, ki je imela največji delež na ploskvah s srednjo stopnjo zeliščne plasti, na rastiščih z močno ali zelo močno zeliščno plastjo pa je njen delež močno padel. Na ploskvah z malo zeliščne plasti robinije nismo našli, vendar sta bili v vzorec vzeti le dve takšni ploskvi, ki pa v bližini nista imeli semenskih dreves. Odvisnost pomlajevanja robinije od zeliščne plasti ni bila statistično značilna, vendar pa je to tako kot v primeru svetlobe povezano s pomanjkanjem semenskih dreves na ploskvah. Če smo iz analize izločili ploskve brez semenskih dreves, smo ugotovili statistično značilno negativno odvisnost gostote robinije od zastrtosti z zeliščno plastjo.

Domnevamo lahko, da se robinija uspešno pomlajuje v notranjosti gozda in posebej kot pionirska vrsta, sodeluje pri obnovi sestojev na Rožniku, vendar pa se uspešno pomlajuje le znotraj določene ekološke niše, kar omejuje njeno širjenje. Tako velika heterogenost rastiščnih razmer znotraj sestoja omogoča pomlajevanje številnih drevesnih vrst, ki z robinijo ne pridejo v neposredno kompeticijo. Robinija je verjetno prevzela del ekološke niše hrasta in kostanja, od katerih je konkurenčnejša le pod določenimi pogoji.

Močnejše širjenje robinije znotraj gozdnih sestojev je možno preprečiti že z obstoječimi ali nekoliko prilagojenimi načini gospodarjenja, ki vključujejo malo-površinsko gospodarjenje in pomlajevanje pod zastorom matičnega sestoja ter izvedbo negovalnih ukrepov, kar zagotavlja čim večjo stabilnost in odpornost na naravne ujme. Slednje so lahko pomemben dejavnik pri ustvarjanju pogojev, primernih za pomlajevanje robinije. Ker so v mladju na lokacijah, kjer se pojavlja robinija, navzoče tudi avtohtone pionirske drevesne vrste, lahko te uporabljamo za zaviranje njenega širjenja.

Smiselnost bolj intenzivnega, dragega in časovno zahtevnega zatiranja je vprašljiva. Na lokacijah, kjer začne tvoriti čiste sestoje, ki imajo večji negativni učinek na rastišče ter biodiverzitetu, je njeno odstranjevanje mestoma lahko smiselno, zatiranje robinije zgolj zato, ker je tujerodna rastlina, pa verjetno ni smiselno in ne racionalno. Ob tem je treba upoštevati tudi številne pozitivne učinke robinije, kot sta medonosnost in zmožnost fiksacije dušika, zaradi česar ima kot manjšinska vrsta lahko pozitivne učinke na gozdni ekosistem. Poleg tega ima lahko, zaradi svoje prilagodljivosti, pomembno vlogo v spremenjenih podnebnih razmerah v prihodnosti. Zaradi tega je treba njeno vlogo pretehtati in se sprijazniti, da je sestavni del našega naravnega okolja.

7 VIRI

Ashby W. C., Vogel W. G., Rogers N. F. 1985. Black locust in reclamation equation. (Gen. Tech. Rep. NE-105). Broomall, PA, U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Experiment Station: 12 str.

Artusi R., Verderio P., Marubini E. 2002. Bravais–Pearson and Spearman correlation coefficients: meaning, test of hypothesis and confidence interval. The International Journal of Biological Markers, 17, 2: 148–151.

Basnou C. 2006. *Robinia pseudoacacia*. Record in DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) database: 3 str.

http://www.europe-aliens.org/pdf/Robinia_pseudoacacia.pdf (6. avg. 2015)

Benesperi R., Giuliani C., Zanetti S., Gennai M., Lippi M. M., Guidi T., Nascimbene J., Foggi B. 2012. Forest plant diversity is treated by *Robinia pseudoacacia* (black-locust) invasion. Biodiversity and Conservation, 21: 3555–3568.

Black locust (*Robinia pseudoacacia*). 2012. Michigan Department of Natural Resources, Michigan Natural Features Directory: 7 str.

<https://mnfi.anr.msu.edu/invasive-species/BlackLocustBCP.pdf> (6. avg. 2015)

Boring L. R., Monk C. D., Swank W. T. 1981. Early regeneration of a clear-cut southern appalachian forest. Ecology, 62: 1244–1253.

Boring L. R., Swank W. T. 1984. The role of black locust (*Robinia pseudoacacia*) in forest succession. Journal of Ecology, 72: 749–766.

Brown N., Jennings S., Wheeler P., Nabe-Nielsen J. 2000. An improved method for the rapid assessment of forest understorey light environments. Journal of Applied Ecology, 37, 6: 1044–1053.

Brus R. 2008. Robinija. Slovenski čebelar, 6: 205–206.

Brus R. Robinija. 2012. V: Brus R. Drevesne vrste na Slovenskem. Ljubljana, samozaložba: 268–269.

Converse C. K. 1984. "The nature conservancy element stewardship for *Robinia pseudoacacia*". The Nature Conservancy: 13 str.

<http://www.invasive.org/weedcd/pdfs/tncweeds/robipse.pdf> (6. avg. 2015)

Crooks J. A., Soule M. 1999. Lag times in population explosions of invasive species: Causes and implications. V: Invasive species and biodiversity management. Sandlund O. T., Schei P.J., Viken A. (ur.). Dordrecht, Kluwe Academic Publishers: 103–125.

Daehler C. C. 1998. The taxonomic distribution of invasive angiosperm plants: ecological insights and comparison to agricultural weeds. *Biological Conservation*, 84: 167–180.

Davis M. A. 2003. Biotic globalization: Does competition from introduced species threaten biodiversity? *BioScience*, 53, 5: 481–489.

Davis M. A., Grime J. P., Thompson K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88: 528–534.

Davis M. A., Pelsor M. 2001. Experimental support for a resource-based mechanistic model of invasibility. *Ecology Letters*, 4: 421–428.

DeGomez T., Wagner M. R. 2001. Culture and use of black locust. *HortTechnology*, 11: 279–288.

Didham R. K., Tyloianakis J. M., Hutchison M.A., Ewers R. M., Gemmell N. J. 2005. Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 9: 470–474.

Gaertner M., Breeyen A. D., Hui C., Richardson D. M. 2009. Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. *Progress in Physical Geography*, 33, 3: 319–338.

Gozdnogospodarski načrt, 1997 - 2006. *GE Rast*, 56, 4: 35.

Jager H., Kowarik I., Tye A. 2009. Destruction without extinction: long-term impacts of an invasive tree species on Galapagos highland vegetation. *Journal of Ecology*, 97: 1252–1263.

Jogan N., Bačič M., Krajšek S. S. 2012. Tujerodne in invazivne rastline v Sloveniji. V: *Neobiota Slovenije*. Jogan N., Bačič M., Krajšek S. S. (ur.). Ljubljana, Univerza v Ljubljani (Biotehniška fakulteta): 161–190.

Keresztes B. 1980. The black locust. *Unasylva*, 32, 127: 23–33.

Kleune M. V., Weber E., Fischer M. 2010. A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters*, 13: 235–245.

Kruskal W. H., Wallis W. A. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47, 260: 583–621.

Kolar C. S., Lodge D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution*, 16, 4: 199–204.

Kowarik I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. V: *Plant invasions – General aspects and special problems*. Pyšek P., Prack K., Rajmanek M., Wade M. (ur.). Amsterdam, SPB Academic Publishing: 15–38.

Kutnar L., Kobler A. 2013. Sedanje stanje razširjenosti robinije (*Robinia pseudoacacia* L.) v Sloveniji in napovedi za prihodnost. *Acta Silvae et Ligni*, 102: 21–30.

Kutnar L., Pisek R. 2013. Tujerodne in invazivne drevesne vrste v gozdovih Slovenije. *Gozdarski vestnik*, 71, 9: 402–417.

Lee C. S., Cho H. J., Yi H. 2004. Stand dynamics of introduced black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) plantation under different disturbance regimes in Korea. *Forest Ecology and Management*, 189: 281–293.

Li G., Xu G., Guo K., Du S. 2014. Mapping the global potential geographical distribution of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) using herbarium data and a maximum entropy model. *Forests*, 5: 2773–2792.

Levine J. M., D'Antonio C. M. 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*, 87: 15–26.

Little E. L. 1971. *Atlas of United States trees*, vol. 1. Conifers and important hardwoods. Misc. Publication 1146. U.S. Department of Agriculture, Forest service: 9.

Lonsdale W. M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80, 5: 1522–1536.

Odlok o razglasitvi Tivolija, Rožnika in Šišenskega hriba za naravno znamenitost. 1984. Ur. 1. SRS št. 21/84.

Ohnjec Ž. 2007. Analiza razmer za spravilo in transport lesa v krajinske parku Tivoli, Rožnik in Šišenski hrib: diplomsko delo. (Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta). Ljubljana, samozal: 56 str.

Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale W. M., Evans H., Clout M., Bazzaz F. A. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications*, 10: 689–710.

Motta R., Nola P., Berretti R. 2009. The rise and fall of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the "Siro Negri" forest reserve (Lobardy, Italy). Lessons learned and future uncertainties. *Annals of Forest Science*, 66: 410.

Pisek R. 2010. Karta razširjenosti robinije v Sloveniji. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije, Oddelek za gozdnogospodarsko načrtovanje.

Qiu L., Zhang X., Cheng J., Yin X. 2010. Effects of black locust (*Robinia pseudoacacia*) on soil properties in the loessial gully region of the Loess plateau, China. *Plant Soil*, 332: 207–217.

Radtke A., Ambrass S., Zerbe S., Tonon G., Fontana V., Ammer C. 2013. Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. *Forest Ecology and Management*, 291: 308–317.

Redei K. 2008. Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) improvment in Hungary: a Review. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 4: 127–132.

Reichard S. H., Hamilton C. W. 1997. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology*, 11, 1: 193–203.

Rejmanek M. 1995. What makes a species invasive. V: Plant invasions. Pyšek P., Prack K., Rejmanek M., Wade P.M. (ur.). The Hague, SPB Academic publishing: 1–11.

Rejmanek M., Richardson D. M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77, 6: 1655–1661.

Rice S.K., Westerman B., Federici R. 2004. Impacts of exotic, nitrogen-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia*) on nitrogen-cycling in a pine-oak ecosystem. *Plant Ecology* 174: 97–107.

Richardson D. M., Pyšek P., Rejmanek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93–107.

Rudolf S., Brus R. 2006. Razširjenost in invazivnost robinije (*Robinia pseudoacacia* L.) v severovzhodni Sloveniji. *Gozdarski vestnik*, 64, 3: 134–159.

Sax D.F., Brown J.H. 2000. The paradox of invasion. *Global Ecology & Biogeography*, 9: 363–371.

Simberloff D. 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 40: 81–102.

Stone K. R. 2009. *Robinia pseudoacacia*. V: Fire effects information system, [Online]. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer).

<http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/robpse/all.html#273> (6. avg. 2015)

Strayer D. L., Eviner V. T., Jeschke J. M., Pace M. L. 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 11: 645–651.

Vila M., Espinar J. L., Hejda M., Hulme P. E., Jarošík V., Maron J. L., Pergl J., 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.

Torelli N. 2002. Robinija (*Robinia pseudoacacia* L.) in njen les. *Les*, 54: 6–10.

Verlič A. 2006. Rekreativna vloga gozda v katastrski občini Zgornja Šiška: diplomsko delo. (Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta). Ljubljana, samozal: 67 str.

Wilcove D. S., Rothstein D., Dubow J., Phillips A., Losos E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48, 8: 607–615.

Williamson M. H., Fitter A. 1996. The characters of successful invaders. *Biological Conservation*, 78: 163–170.

Williamson M. 1993. Invaders, weeds and risk from genetically manipulated organisms. *Experientia*, 49, 3: 219–224.

Wilson A. D., Shure D. J. 1993. Plant competition and nutrient limitation during early succession in the southern Appalachian mountains. *American Midland Naturalist*, 129: 1–9.

Zakon o gozdovih. 1993. Ur. l. RS, št. 30/93.

Zhang X. Q., Liu J., Welham C. V. J., Liu C. C., Li D. N., Chen L., Wang R. Q. 2006. The effects of clonal integration on morphological plasticity and placement of daughter ramets in black locust (*Robinia pseudoacacia*). *Flora*, 201: 547–554.

ZAHVALA

Za pomoč in usmeritve pri pisanju diplomske naloge se zahvaljujem dr. Dušanu Roženbergarju in mentorju doc. dr. Tomasu A. Naglu. Prav tako se zahvaljujem prof. dr. Juriju Diaciju za hitro recenzijo diplomske naloge.

Za hiter tehnični pregled diplomske naloge se zahvaljujem mag. Maji Peteh.

Za omogočen študij in vso podporo v času študija se zahvaljujem staršem.