

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA

Gal FIDEJ

**NAČINI SANACIJ POSLEDIC UJM IN USPEŠNOST
OBNOVE SESTOJEV NA RASTIŠČIH BUKOVIH
GOZDOV**

DOKTORSKA DISERTACIJA

Ljubljana, 2016

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA

Gal FIDEJ

**NAČINI SANACIJ POSLEDIC UJM IN USPEŠNOST OBNOVE
SESTOJEV NA RASTIŠČIH BUKOVIH GOZDOV**

DOKTORSKA DISERTACIJA

**POST-DISTURBANCE TREATMENTS AND STAND
RESTORATION SUCCESS IN BEECH FOREST SITES**

DOCTORAL DISSERTATION

Ljubljana, 2016

Doktorska disertacija je zaključek podiplomskega doktorskega študijskega programa bioloških in biotehniških znanosti na znanstvenem področju gozdarstva in obnovljivih virov. Delo je bilo opravljeno na Katedri za gojenje Oddelka za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire Biotehniške fakultete.

Na podlagi Statuta Univerze v Ljubljani ter po sklepu Senata Biotehniške fakultete in sklepa Senata Univerze sklepa z dne 3. 7. 2013 je bilo potrjeno, da kandidat izpolnjuje pogoje za opravljanje doktorata znanosti na Interdisciplinarnem študijskem programu Bioznanosti, znanstveno področje Upravljanje gozdnih ekosistemov. Za mentorja je bil imenovan prof. dr. Jurij Diaci.

Komisija za oceno in zagovor:

Predsednik: prof. dr. Andrej BONČINA,
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire

Član: dr. Igor DAKSKOBLER, višji znanstveni sodelavec
Biološki inštitut Jovana Hadžija, Znanstvenoraziskovalni center Slovenske akademije in znanosti in
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire

Član: doc. dr. Dušan ROŽENBERGAR,
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire

Datum zagovora: 8.7.2016

Doktorsko delo je rezultat lastnega raziskovalnega dela. Podpisani se strinjam z objavo svoje naloge v polnem tekstu na spletni strani Digitalne knjižnice Biotehniške fakultete. Izjavljam, da je naloga, ki sem jo oddal v elektronski obliki, identična tiskani verziji.

Gal FIDEJ

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

ŠD	Dd
DK	GDK 231:42(043.3)=163.6
KG	bukova rastišča/ujme/vetrolom/sanacija ujm/pomlajevanje/naravna obnova/umetna obnova/saditev/uspeh obnove/sekundarna sukcesija/požar/Črnivec/Bohor/Trnovski gozd/
AV	FIDEJ, Gal
SA	DIACI, Jurij (mentor)
KZ	SI-1000 Ljubljana, Večna pot 83
ZA	Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Interdisciplinarni doktorski študij Bioznanosti, znanstveno področje Upravljanje gozdnih ekosistemov
LI	2016
IN	NAČINI SANACIJ POSLEDIC UJM IN USPEŠNOST OBNOVE SESTOJEV NA RASTIŠČIH BUKOVIH GOZDOV
TD	Doktorska disertacija
OP	X, 116 str., 14 pregl., 43 sl., 175 vir.
IJ	sl
JJ	sl/en
AI	Doktorska disertacija je sestavljena iz treh sklopov. V prvem sklopu smo proučili vplive tehnične sanacije (posek in spravilo) na obnovo vegetacije po ujmah manjših do srednjih jakosti v mešanih, pretežno bukovih sestojih na osmih raziskovalnih objektih po Sloveniji, kjer je bila na delu površine opravljena tehnična sanacija, medtem ko preostali del ni bil saniran. Raziskava je pokazala, da med načinoma dela ni bilo bistvenih razlik v gostotah, višinski strukturi in hitrosti rasti mladja. Majhne razlike nakazujejo, da je na predelih brez tehnične sanacije nekoliko več bolj razvitega oz. višjega mladja, ki se je verjetno ohranilo iz prejšnjega sestoja, medtem ko je na saniranih predelih nekoliko več manj razvitega oz. nižjega mladja svetloljubnih drevesnih vrst, ki je lahko vraščalo zaradi odstranjenih drevesnih ostankov in majhnih poškodb tal pri spravilu. Tehnična sanacija po ujmah majhnih do srednjih jakosti v mešanih, pretežno bukovih sestojih ni imela negativnih vplivov na obnovo vegetacije. V drugem sklopu smo proučili razlike med naravno in umetno obnovo na treh raziskovalnih območjih, ki jih je leta 2008 prizadel vetrolom. Osnovali smo ploskve na mestih naravne obnove, kjer smo popisovali dominantne osebkne naravnega mladja, na mestih umetne obnove pa sadike. Znotraj obeh tipov ploskev smo postavili ploskvice za analizo vegetacije, kjer smo popisali pokrovnost zeliščne vegetacije in gostote naravnega mladja. Rezultati kažejo, da je bila naravna obnova različno uspešna. Na območju Trnovski gozd je bila pomanjkljiva zaradi zaostrenih ekoloških razmer, na zgornjem delu Črnivca zaradi goste travne ruše vijugave masnice, na Bohorju pa je bila uspešna. Gostote naravnega pomladka so bile na ploskvah z umetno obnovo od tri- do štirikrat nižje kot na ploskvah naravne obnove, kar je verjetno posledica obžetev sadik, s čimer se verjetno odstrani samoniklo mladje. V tretjem sklopu smo proučili dolgotrajno drugotno sukcesijo po požaru na Mozirski Požganiji. Leta 2013 smo ponovili meritve stalnih vzorčnih ploskev, ki so bile prvič premerjene leta 1981. Izsledki kažejo, da so na preživetje dreves ključno vplivale drevesna vrsta, višina, drevesna plast in globina krošnje. Smreka je imela najvišjo stopnjo preživetja, sledijo breza, trepetlika in iva. Visok začetni delež smreke in povečevanje njenega deleža kažeta na pionirske lastnosti smreke, ki v začetnem obdobju brez težav tekmuje z drugimi pionirji, kasneje pa se uveljavi kot poznosukcesijska vrsta, ko se pionirji že umikajo iz sestojev.

KEY WORDS DOCUMENTATION

DN Dd
DC FDC 231:42(043.3)=163.6
CX Beech sites/disturbances/windthrow/forest restoration/natural regeneration/artificial regeneration/planting/regeneration success/secondary succession/forest fire/Črnivec/Bohor/Trnovski gozd
AU FIDEJ, Gal
AA DIACI, Jurij (supervisor)
PP SI-1000 Ljubljana, Večna pot 83
PB University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Interdisciplinary Doctoral Programme in Biosciences, Scientific field: Management of forest ecosystems
PY 2016
TI POST-DISTURBANCE TREATMENTS AND STAND RESTORATION SUCCESS IN BEECH FOREST SITES
DT Doctoral Dissertation
NO X, 116 p., 14 tab., 43 fig., 175 ref.
LA sl
AL sl/en
AB This dissertation comprises three studies. In the first study we examined the influence of salvage logging on forest regeneration following small to medium-scale moderate severity disturbances in eight mixed beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forest stands in Slovenia where part of the disturbed area was salvaged and the adjacent part was not salvaged. Results show that there were no significant differences in terms of densities, height structure and regeneration growth between treatments. Minor differences indicate that the non-salvaged sites tended to have a slightly more well-developed (taller) regeneration layer that remained from the previous stand and was not damaged during harvesting, while salvaged sites had a larger proportion of shade intolerant tree species due to the removal of damaged timber, which created minor soil disturbances and space for easier recruitment of regeneration. The results suggest that salvage logging following small-scale intermediate severity disturbances may not hinder forest recovery in mixed beech dominated forests. In the second study we analyzed the differences between planted and natural regeneration on three research areas disturbed by storms in 2008. We established sampling plots of natural regeneration where the dominant trees of the natural regeneration were measured and sampling plots with artificial regeneration where all planted seedlings were measured. Within both plot types, smaller vegetation subplots were established where the cover of each plant species was estimated and natural regeneration was counted. Results show that the success of the natural regeneration varied between research areas and study sites. Natural regeneration densities in Trnovski gozd were not sufficient due to the more extreme ecological conditions, while at the Bohor area the densities were high. On the upper slope of Črnivec, the natural regeneration was inhibited by thick grass of *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. Average densities of natural regeneration were 3-4 times higher on the plots with natural regeneration, which may be due to collateral damage to natural regeneration during ground vegetation removal on planted sites. In the third part of the dissertation, we studied secondary succession after forest fire at Mozirska Požganija. In 2013 we remeasured the plots established and inventoried in 1981. Results indicate that tree species, height, layer and crown depth positively influenced tree survival. Spruce showed the highest survival probability, followed by *Betula pendula* (Roth.), *Populus tremula* (L.) and *Salix caprea* (L.). The high initial proportion of spruce and its increasing share indicates the pioneer characteristics of a species that can easily compete with pioneers and later establish as a late

successional species after pioneers retreat from the stands.

KAZALO VSEBINE

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA.....	III
KEY WORDS DOCUMENTATION	IV
KAZALO VSEBINE	V
KAZALO PREGLEDNIC.....	VIII
KAZALO SLIK	IX
1 UVOD	1
2 PREGLED OBJAV	4
2.1 PRIMERJAVA OBNOVE VEGETACIJE NA POVRŠINAH Z IZVEDENO TEHNIČNO SANACIJO IN POVRŠINAH BREZ SANACIJE	4
2.2 PRIMERJAVA NARAVNE IN UMETNE OBNOVE GOZDA PO VETROLOMU	6
2.3 ANALIZA DOLGOTRAJNE DRUGOTNE SUKCESIJE PO POŽARU	9
3 CILJI IN HIPOTEZE	12
4 METODE DELA.....	13
4.1 PRIMERJAVA OBNOVE VEGETACIJE NA POVRŠINAH Z IZVEDENO TEHNIČNO SANACIJO IN POVRŠINAH BREZ SANACIJE	13
4.1.1 Izbor in opis raziskovalnih objektov.....	13
4.1.2 Popisi raziskovalnih ploskev	15
4.1.3 Analiza podatkov	16
4.2 PRIMERJAVA NARAVNE IN UMETNE OBNOVE GOZDA PO VETROLOMU	17
4.2.1 Izbor in opis raziskovalnih območij in objektov.....	17
4.2.1.1 Trnovski gozd	19
4.2.1.2 Črnivec.....	21
4.2.1.3 Bohor in okolica.....	25
4.2.2 Popisi raziskovalnih ploskev	27
4.2.2.1 Meritve na vegetacijskih ploskvicah.....	28
4.2.2.2 Meritve na pomladitvenih ploskvah.....	29
4.2.3 Analiza podatkov	30
4.3 ANALIZA DOLGOTRAJNE DRUGOTNE SUKCESIJE PO POŽARU	32
4.3.1 Izbor in opis raziskovalnega objekta.....	32
4.3.2 Popisi raziskovalnih ploskev	33

4.2.4	Analiza podatkov	34
5	REZULTATI	37
5.1	PRIMERJAVA OBNOVE VEGETACIJE NA POVRŠINAH Z IZVEDENO TEHNIČNO SANACIJO IN POVRŠINAH BREZ SANACIJE	37
5.1.1	Pokrovnost vegetacije in drevesnega pomladka	37
5.1.2	Mešanost vegetacije in višinska struktura.....	39
5.2	PRIMERJAVA NARAVNE IN UMETNE OBNOVE GOZDA PO VETROLOMU	43
5.2.1	Ordinacija vegetacijskih popisov.....	43
5.2.2.1	Drevesna sestava naravnega mladja.....	46
5.2.2.2	Gostota naravnega mladja.....	46
5.2.3	Rezultati s pomladitvenih ploskev	54
5.2.3.1	Gostota sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja.....	54
5.2.3.2	Višine in višinski prirastki sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja	56
5.2.3.3	Premer koreninskega vratu ter sproščenost v rasti sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja	59
5.2.3.4	Objedenost sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja	61
5.2.3.5	Vitalnost sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja.....	62
5.2.3.6	Modeli preživetja sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja	64
5.3	ANALIZA DOLGOTRAJNE DRUGOTNE SUKCESIJE PO POŽARU	66
6	RAZPRAVA	72
6.1	PRIMERJAVA OBNOVE VEGETACIJE NA POVRŠINAH Z IZVEDENO TEHNIČNO SANACIJO IN POVRŠINAH BREZ SANACIJE	72
6.2	PRIMERJAVA NARAVNE IN UMETNE OBNOVE GOZDA PO VETROLOMU	76
6.2.1	Rezultati z vegetacijskih ploskvic.....	76
6.2.2	Rezultati s pomladitvenih ploskev.....	80
6.2.3	Sinteza.....	87
6.3	ANALIZA DOLGOTRAJNE DRUGOTNE SUKCESIJE PO POŽARU	90
7	SKLEPI	96
7.1	PRIMERJAVA OBNOVE VEGETACIJE NA POVRŠINAH Z IZVEDENO TEHNIČNO SANACIJO IN POVRŠINAH BREZ SANACIJE	96
7.2	PRIMERJAVA NARAVNE IN UMETNE OBNOVE GOZDA PO VETROLOMU	97
7.3	ANALIZA DOLGOTRAJNE DRUGOTNE SUKCESIJE PO POŽARU	98
8	POVZETEK (SUMMARY)	100

8.1	POVZETEK	100
8.2	SUMMARY	104
9	VIRI.....	108
	ZAHVALA	119

KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1: Pregled raziskovalnih objektov. Glavne drevesne vrste (DV) v okoliških sestojih: Bu = bukev, ČG = črni gaber, MJ = mali jesen, Mo = mokovec, GJ = gorski javor, VJ = veliki jesen, Gr = graden, Tr = trepetlika, BG = beli gaber, Sm = smreka, Je = jelka. Geološka podlaga: dol. = dolomit, apn. = apnenec, sil. = vložki silikata. Razredi poškodovanosti krošenj 1: 0–25 %, 2: 25–50 %, 3: 50–75 %, 4: 75–100 %.....	14
Preglednica 2: Osnovne značilnosti treh raziskovalnih območij in raziskovalnih objektov.	18
Preglednica 3: Drevesna sestava naravnega mladja (%) na vegetacijskih ploskvicah glede na raziskovalno območje in način obnove v letu 2014.	46
Preglednica 4: Rezultati GLMM analize gostot naravnega drevesnega mladja glede na skupine drevesnih vrst in dejavnike (n = 390). Kot slučajni dejavnik smo izbrali raziskovalno območje in ploskev. Oznake v oklepajih imen spremenljivk označujejo vrednost faktorja za primerjavo. Oklepaji ob vrednosti rezultatov pa označujejo standardno napako (SE).....	49
Preglednica 5: Pokrovnost (%) zeliščne in grmovne plasti ter mladja drevesnih vrst glede na način obnove in leto.	50
Preglednica 6: Pokrovnost (%) mladja sencozažrtih, svetloljubnih in pionirskih drevesnih vrst glede na način obnove in leto.	52
Preglednica 7: Rezultati LMM analize pokrovnosti drevesnega mladja glede na skupine drevesnih vrst in dejavnike (n = 390). Kot slučajni dejavnik smo izbrali raziskovalno območje in ploskev. Oznake v oklepajih imen spremenljivk označujejo vrednost faktorja za primerjavo. Oklepaji ob vrednosti rezultatov pa označujejo standardno napako (SE).....	53
Preglednica 8: Deleži drevesnih vrst (%) na ploskvah naravne in umetne obnove v letu 2012 glede na raziskovalno območje.	56
Preglednica 9: Parametri logističnega regresijskega modela odvisnosti preživetja sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja smreke in gorskega javorja od raziskovalnega območja, rastiščnih in rastnih značilnosti.	65
Preglednica 10: Povprečno število dreves in grmovnic na hektar glede na leto. Mort. – mortaliteta v celotnem obdobju.	68
Preglednica 11: Povprečna višina, standardni odklon in koeficient variacije višin dreves glede na leto.	69
Preglednica 12: Povprečne začetne višine dreves, ki so preživela obdobja 1981–1988, 1981–2013 in 1988–2013. 0 – odmrlo, 1 – živo.	69
Preglednica 13: Značilni dejavniki logističnega regresijskega modela preživetja dreves v treh proučevanih obdobjih.	70
Preglednica 14: Sinteza rezultatov naravne in umetne obnove.	89

KAZALO SLIK

Slika 1: Karta Slovenije, ki prikazuje osem raziskovalnih objektov. Številka raziskovalnega objekta se ujema z opisom v preglednici 1.	13
Slika 2: Skica postavitev vzorčnih ploskev na posameznem raziskovalnem območju.	16
Slika 3: Raziskovalna objekta Fuzbal (vzhodni del vrzeli) in Ruske barake (zahodni del vrzeli). Rumene pike prikazujejo lokacije raziskovalnih ploskev.	19
Slika 4: Raziskovalni objekt Cingolca. Rumene pike prikazujejo lokacije raziskovalnih ploskev..	20
Slika 5: Raziskovalni objekt Pod vratci, kjer je bila sajena bukev. Rumene pike prikazujejo lokacije raziskovalnih ploskev.	21
Slika 6: Raziskovalno območje Črnivec. Slika prikazuje večji, severni raziskovalni objekt in manjši objekt, ki je južno od prelaza Črnivec. Rumene pike prikazujejo lokacije raziskovalnih ploskev. .	22
Slika 7: Južni del Črnivca (junij 2015).	23
Slika 8: Severni del Črnivca (junij 2015).	24
Slika 9: Raziskovalno območje Bohor in okolica. Rumene pike prikazujejo lokacije raziskovalnih objektov.	26
Slika 10: Način popisa a) dominantnih osebkov naravnega mladja na ploskvi z naravno obnovo in b) sadik na ploskvah z umetno obnovo ter c) skica položaja vegetacijskih ploskvic znotraj pomladitvene ploskve.	28
Slika 11: Mozirska Požganija. Rdeča barva označuje območje požara, osenčen del območje gozdnega rezervata, rumene pike pa lokacije raziskovalnih ploskev.	33
Slika 12: Primer neenakomerne trikotne mreže, kjer vogale trikotnikov predstavljajo vrhovi dreves (povzeto po Zenner in Hibbs, 2010).	35
Slika 13: Ročaji z okvirji a) gostot pomladka drevesnih vrst (vsi višinski razredi), b) pokrovnosti zelišč, c) pokrovnosti drevesnih in grmovnih vrst v zeliščni plasti, d) pokrovnosti dreves in grmovnic, e) raznolikosti drevesnega pomladka ter f) raznolikosti zeliščnih vrst na saniranih površinah in površinah brez sanacije na osmih raziskovalnih objektih. Mediana je označena z vodoravno črto v pravokotniku, ki označuje interkvartilni razmik, črte z ročaji označujejo ekstremne vrednosti (minimum in maksimum). Znaki in črtkane črte označujejo posamezna območja raziskave.	38
Slika 14: Gostota drevesnega pomladka glede na višinski razred in sanacijo. Za vsak raziskovalni objekt je prikazanih le šest najbolj zastopanih drevesnih vrst, ki so predstavljale več kot 90 % pomladka. NSAN = brez sanacije, SAN = sanirano.	40
Slika 15: Okviri z ročaji prikazujejo delež (%) a) sencozdržnih, b) polsencozdržnih in c) svetloljubnih drevesnih vrst v pomladku glede na način dela. Mediana je označena z vodoravno črto v pravokotniku, ki označuje interkvartilni razmik, črte z ročaji označujejo ekstremne vrednosti (minimum in maksimum). Znaki in črtkane črte označujejo posamezne raziskovalne objekte.	41
Slika 16: Slika ordinacije popisov na vegetacijskih ploskvicah glede na raziskovalno območje v prvih dveh razsežnostih (osi DCA 1 in DCA 2), ki pojasnita največ variabilnosti. Na sliki so dodani ekološki dejavniki (kamnitost, nadmorska višina, razdalja do gozdnega roba (dist_edge) in najbližjega semenskega drevesa (dist_tree)) ter pokrovnost (z_shade) in gostote sencozdržnih	

(g_shade), svetloljubnih (z_light in g_light) in pionirskih (z_pi in g_pi) drevesnih vrst. Križci prikazujejo vegetacijske ploskve, velikost kroga pa gostoto naravnega mladja.	44
Slika 17: Slika ordinacije popisov na vegetacijskih ploskvah glede na način obnove v prvih dveh razsežnostih (osi DCA 1 in DCA 2), ki pojasnita največ variabilnosti. Na sliki so dodani ekološki dejavniki (kamnitost, nadmorska višina, razdalja do gozdnega roba (dist_edge) in najbližjega semenskega drevesa (dist_tree)) ter pokrovnost (z_shade) in gostote sencozažnih (g_shade), svetloljubnih (z_light in g_light) in pionirskih (z_pi in g_pi) drevesnih vrst. Križci prikazujejo vegetacijske ploskve, velikost kroga pa gostoto naravnega mladja.	45
Slika 18: Povprečna gostota naravnega mladja (ha^{-1}) na vegetacijskih ploskvah po skupinah drevesnih vrst (sencozažne, svetloljubne in pionirji) na ploskvah z umetno in naravno obnovo v letih 2012 in 2014.....	47
Slika 19: Povprečna gostota naravnega mladja (ha^{-1}) z vegetacijskih ploskev naravne in umetne obnove (brez sadik) v letih 2012 in 2014 po raziskovalnih območjih.	48
Slika 20: Delež (%) vegetacijskih ploskev brez naravnega pomladka glede na način obnove, leto in raziskovalno območje.....	48
Slika 21: Pokrovnost zeliščne in grmovne plasti na vegetacijskih ploskvah glede na način obnove, leto in raziskovalno območje.....	51
Slika 22: Pokrovnost (%) drevesnega mladja glede na raziskovalno območje, način obnove in leto.. ..	52
Slika 23: Gostota dominantnih dreves naravnega mladja na ploskvah naravne obnove in sadik na ploskvah umetne obnove po raziskovalnih območjih in letih.	55
Slika 24: Delež zasedenosti kvadrantov (%) z dominantnimi osebki naravnega mladja na ploskvah glede na raziskovalno območje in leto.	55
Slika 25: Povprečne višine (cm) dominantnih osebkov naravnega mladja in sadik glede na leto... ..	57
Slika 26: Povprečne višine (cm) drevesc smrek in gorskega javorja glede na leto in način obnove.	57
Slika 27: Povprečni relativni višinski prirastki dominantnih osebkov naravnega mladja ter sadik smreke in gorskega javorja glede na leto.	58
Slika 28: Povprečni absolutni višinski prirastki (cm) dominantnih osebkov naravnega mladja in sadik smreke in gorskega javorja v letih 2010–2014.	59
Slika 29: Povprečni premer koreninskega vratu (mm) sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja gorskega javorja.	60
Slika 30: Povprečne vrednosti kvadrantov proste rasti sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja glede na raziskovalno območje in leto.	60
Slika 31: Povprečne vrednosti objedenosti sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja glede na raziskovalno območje in leto.	61
Slika 32: Deleži razredov objedanja (%) dominantnih osebkov naravne obnove gorskega javorja glede na leto in raziskovalno območje.	62
Slika 33: Vitalnost dominantnih osebkov naravnega mladja in sadik smreke glede na leto in raziskovalno območje.....	63

Slika 34: Vitalnost dominantnih osebkov naravnega mladja in sadik gorskega javorja glede na leto in raziskovalno območje.....	64
Slika 35: Gostote dreves glede na leto meritev. Gostote iz leta 1994 so ekstrapolirane iz podatkov polovične inventure.	66
Slika 36: Relativna frekvenčna porazdelitev dreves po višinskih razredih in letih.....	68
Slika 37: Primerjava predela brez (desno) in z izvedeno tehnično sanacijo poškodovane površine (levo) na raziskovalnem objektu Otuška v letu 2012.	72
Slika 38: Gosta travna ruša vijugave masnice (<i>Deschampsia flexuosa</i> ; sin.: <i>Avenella flexuosa</i>) preprečuje naravno pomlajevanje na zgornjem delu pobočja severnega dela Črnivca.	77
Slika 39: Skupine naravnega smrekovega mladja na raziskovalnem območju Črnivec.	82
Slika 40: Vitalnost sadik gorskega javorja na raziskovalnem območju Črnivec v letu 2015.	83
Slika 41: Objedanje je bilo močno prisotno pri gorskem javorju in zgodnjesukcesijskih vrstah (npr. vrbe, trepetlika, jerebika).	85
Slika 42: Drugotna sukcesija na Mozirski Požganiji poteka v odvisnosti od ekoloških razmer. Prevladujejo sklenjeni sestoji (zgoraj), mestoma pa se še pojavljajo neporasle vrzeli na pobočnih gruščih brez ali z malo tlemi (spodaj in levo).	93
Slika 43: Kronologija drugotne sukcesije na Mozirski Požganiji v letih 1957 (Rajner, 1957), 1981 (Kranjc, 1981) in 2006 (Lekše, 2007).	94

1 UVOD

Naravna ujma v gozdnih ekosistemih je dogodek, ki povzroči nepričakovane poškodbe gozdnih sestojev, ali dogodek, ki zmanjša potencialno vrednost lesa ali gozdnega sestoja (Schelhaas in sod., 2003). Ujme večjih ali manjših razsežnosti so sestavni del številnih ekosistemov po vsem svetu. Motnje v obliki požara, vetra ali gradacij podlubnikov lahko gozdove le poškodujejo ali popolnoma uničijo (Fischer in sod., 2002). Največji delež naravnih motenj v zmernem pasu povzroča veter (Panferov in sod., 2009). Najpogostejše so motnje manjših jakosti, ki so omejene le na nekaj dreves, medtem ko se motnje večjih jakosti pojavljajo z daljšo povratno dobo in prizadenejo večje površine gozdov. Podnebne spremembe in še posebej vremenske skrajnosti vplivajo na slabšo vitalnost in s tem na slabšo splošno odpornost gozdnih sestojev, hkrati pa postajajo skrajnostni dogodki, kot so naravne ujme in škodljivo delovanje organizmov, vse pogostejši (Schelhaas in sod., 2003; Kajfež - Bogataj, 2007; European Commission, 2009;). V obdobju 1950–2000 je bila povprečna letna količina lesa, poškodovanega zaradi abiotских dejavnikov, 35 milijonov m³; 53 % od tega povzročijo ujme (Schelhaas in sod., 2003). Samo v zadnjih dveh desetletjih se je v Evropi (npr. ujmi Vivian in Wiebke leta 1990, ujma Lothar leta 1999; glej Bründl in Rickli, 2002; Dobbertin, 2002; Schütz in sod., 2006, Usbeck in sod., 2012) in Sloveniji (vetrolom Jelovica leta 2006, vetrolomi Črnivec, Gornji Grad, Kozjansko-Brežice in Trnovski gozd leta 2008; glej Papler - Lampe, 2009; Ščap, 2010; Ščap in sod., 2013; Pahovnik, 2011) zgodilo več vetrolomov večjih razsežnosti. V prihodnosti lahko zaradi opuščanja gospodarjenja in podnebnih sprememb pričakujemo povečan obseg poškodb večjih jakosti, zato bo pravilno ukrepanje po ujmah še toliko pomembnejše.

Funkcije od ujm prizadetih gozdov so lahko močno okrnjene, zato jih je v nekaterih primerih treba sanirati oz. obnoviti. Izraz sanacija obsega sanitarno sečnjo poškodovanega drevja in naknadno biološko sanacijo, ki vključuje umetno in/ali naravno obnovo poškodovane površine. Tehnični del sanacije obsega posek in spravilo, biološka sanacija pa vsebuje vsa dela, ki sledijo tehničnemu delu sanacije, torej prepustitev naravni obnovi, umetna obnova (setev, saditev) in kombinacija obeh načinov. V Sloveniji skoraj brez izjeme ujmi sledita sanitarni posek in spravilo, ki ju prepogosto razumemo kot edini možen

pristop po ujmi. S prodajo lesa pokrijemo stroške spravila in zmanjšamo nevarnost namnožitve nevarnih škodljivcev (Lindenmayer in sod., 2004). Številne raziskave pa kažejo na izrazite negativne ekološke vplive tehnične sanacije (Franklin in sod., 2000; Lindenmayer 2006; Saint-Germain in Green, 2009; Waldron in sod., 2013). V prvi vrsti se poraja vprašanje smiselnosti sanacije v primeru nedostopnosti, nizke vrednosti sortimentov in manjše velikosti poškodovanega sestoja (Lindenmayer, 2006). Pogosto se med saniranimi in nesaniranimi deli poškodovanih gozdov kažejo razlike v vrstni sestavi, objedanju, višinski strukturi in višinskem priraščanju mladja. Več študij ekoloških vplivov sečnje in spravila po ujmah je bilo izvedenih v tujini (Severna Amerika, Avstralija), večina evropskih raziskav pa je bila opravljena v iglastih gozdovih (Schönenberger, 2002; Fisher in sod., 2002; Angst in sod., 2004). Zelo malo je bilo raziskav v listnatih in mešanih gozdovih, kjer prevladuje bukev. Ti so razširjeni v večjem delu Evrope, tudi pri nas. Namen prvega sklopa disertacije je bil izpeljati primerjalno analizo naravne sukcesije v ujmah poškodovanih mešanih, pretežno bukovih sestojih, kjer je bila na delu poškodovanega gozda izvedena tehnična sanacija, preostali del pa je bil prepuščen naravnemu razvoju. Cilj prvega sklopa je bil ugotoviti morebitne razlike v obnovi zeliščne in drevesne vegetacije ter razlike v priraščanju mladja in rastiščnih razmerah.

Po tehnični sanaciji poškodovanih sestojev se odločamo o načinu biološke sanacije, kjer lahko sestoje obnavljamo naravno ali umetno. Globalno prevladuje umetna obnova, saj omogoča hitrejšo vzpostavitev funkcij gozdov, medtem ko številne druge raziskave kažejo, da pogosto tudi naravna obnova daje zadovoljive rezultate. V Sloveniji se pri uporabi umetne obnove s saditvijo v primerjavi s tujino soočamo z zelo visokimi izdatki. Stroški umetne obnove v tujini so tudi v zelo razvitih državah z drago delovno silo bistveno nižji kot pri nas. Nemalokrat stroške obnove gozda s saditvijo povečuje potrebna zaščita pred rastlinojedo parkljasto divjadjo, to je zlasti pri uporabi sadik (plemenitih) listavcev. Poleg tega v Sloveniji primanjkuje proizvodnih sposobnosti (drevesnic) za vzgojo primerne gozdnega reprodukcijskega materiala (z vidika provenience in kakovosti), še zlasti ob večjih ujmah. Po ujmi smo prav tako soočeni z odločitvijo, kdaj umetno obnoviti poškodovane sestoje, pred evtrofikacijo rastišč in bujnim razvojem zeliščne plasti ali kasneje, ko se pokažejo mesta z nezadovoljivo gostoto naravnega mladja. Biološki del sanacij po ujmah je v Sloveniji pomanjkljivo raziskan. Pomanjkanje izkušenj pri biološki

sanaciji lahko verjetno pripišemo tudi prevladujoči usmerjenosti k naravni obnovi. Še zlasti je pomanjkljivo znanje o alternativnih načinih sanacije, ki vključujejo puščanje poškodovanih dreves, upoštevanje naravne sukcesije, setev na izbrana mesta in kombinacije različnih ukrepov. V sklopu drugega dela disertacije smo raziskali naravno in umetno obnovo po ujmah. Namen raziskave je bil ugotavljanje razlik med obema načinoma obnove, na podlagi katerih bi podali usmeritve za biološko sanacijo po ujmah. Uspešnost obnove smo ocenili glede na gostote in rastne značilnosti naravnega pomladka, mortaliteto sadik in primerjavo hitrosti rasti naravnega mladja in sadik.

Požari v Alpah so bili v preteklosti močno odvisni od človekove dejavnosti, zdaj pa so vzroki zanje večinoma naravnega izvora (strela, samovžig). Gorski gozdovi Alp so že tisočletja pod močnim človekovim vplivom zaradi izsekovanja in krčenja gozdov s požiganjem za pripravo pašnih površin, zato sta marsikje zdajšnja struktura in mešanost teh gozdov posledici človekove rabe v preteklosti. V zadnjem času požari v Srednji Evropi niso pogosti, z izjemo južnih Alp Italije (kjer so naravna nahajališča črnega bora). Iz tega razloga je le malo znanega o dolgotrajni drugotni sukcesiji po požarih v Alpah. V tretjem sklopu disertacije smo opravili analizo drugotne (t.j. sekundarne) sukcesije po požaru na Mozirski Požganiji, ki ga je človek povzročil leta 1950. Po nizu meritev, ki so jih opravili v letih 1981, 1988, 1994 in 2006 smo ponovili meritve v letu 2013 in analizirali strukturo sestojev na teh rastiščih.

2 PREGLED OBJAV

2.1 PRIMERJAVA OBNOVE VEGETACIJE NA POVRŠINAH Z IZVEDENO TEHNIČNO SANACIJO IN POVRŠINAH BREZ SANACIJE

Sanitarna sečnja in spravilo poškodovanega lesa (to je tehnična sanacija) po ujmah je ustaljen postopek v Sloveniji in po svetu. V zadnjih dveh desetletjih je bilo izvedenih več raziskav, v katerih so ugotavljali vplive okoljskih dejavnikov in sukcesijske procese po sečnji in spravilu v ujmah poškodovanih sestojev. Potencialni negativni vplivi teh praks so med ekologi vzbudili številne polemike. Velik del raziskav namreč nakazuje, da ima tehnična sanacija številne negativne posledice na obnovo gozda, funkcioniranje ekosistema in vrstno pestrost (Lindenmayer in Noss, 2006; Saint-Germain in Greene, 2009; Waldron in sod., 2013). Lindenmayer (2006) ugotavlja, da tehnični del sanacije 1) zmanjšuje gnezditvene in prehranske habitate za vretenčarje, 2) spreminja populacijsko dinamiko prostoživečih živali, 3) vpliva na zmanjšano naravno obnovo rastlinskih vrst in spremenjeno sestavo rastlinskih združb, 4) spreminja vodni režim, 5) povečuje odtok materiala v vodozbirnih območjih, 6) spreminja sestavo talnih hranil, 7) spreminja talni profil in nastajanje tal ter 8) spreminja vzorce krajinske raznolikosti (Lindenmayer, 2006). Mnoge raziskave, ki so se osredotočale na vpliv tehnične sanacije, so bile izvedene po ujmah velikih jakosti (Donato in sod., 2006; Lindenmayer in Ough, 2006; Jonašova in Prach, 2008; Jonašova in sod., 2010) v območjih, ki so močno dovzetna za požare, ali v območjih s prevladujočim deležem iglavcev, ki so dovzetni za gradacije podlubnikov. Sanitarna sečnja in spravilo na celotni površini poškodovanega gozda imata znaten vpliv na gozdni ekosistem, saj gre za vzajemni učinek velikopovršinskih ujm in tehnične sanacije (Peterson in Leach, 2008b; Peterson in Leach, 2008a). V mešanih gozdovih zmerne pasu so motnje, ki povzročijo uničenje gozda na velikih površinah, redke (Seymour in sod., 2002), še zlasti po požarih in namnožitvah insektov. V zmernem pasu Evrope, kjer pogosto prevladuje bukev, gozdove najpogosteje prizadenejo ujme srednjih in manjših jakosti v obliki vetrolomov, snegolomov in žledolomov, ki so lokalne narave (Nagel in sod., 2013; Nagel in sod., 2014b). Takšni dogodki lahko poškodujejo 20–30 % zgornje plasti dreves in ustvarijo heterogene vzorce poškodb znotraj sestojev. Te obsegajo površine, velikosti od manjših razpršenih vrzeli do zaplat velikih nekaj tisoč m² (Woods,

2004; Nagel in Diaci, 2006). Zelo malo je študij, ki bi pojasnile vplive tehnične sanacije na obnovo gozda po ujmah srednjih jakosti v zmernem pasu. Prav tako nam niso znane raziskave o vplivu sanitarnih sečenj v mešanih bukovih (*Fagus sylvatica* L.) gozdovih, ki so prevladujoč gozdni tip Srednje in Jugovzhodne Evrope. Ob dejstvu, da so motnje srednjih jakosti najpogostejše in da sta sanitarna sečnja in spravilo v Evropi množično zastopana v državnih in zasebnih gozdovih, je razumevanje učinka in posledic te prakse nujno potrebno. Peterson in Leach (2008a, 2008b) sta primerjala obnovo vegetacije na delih, kjer je bila opravljena tehnična sanacija, in delih brez ukrepa po ujmi srednje jakosti v mešanem gozdu Tennesseeja (ZDA). Med pestrostjo mikrorastišč in njihovo številčnostjo nista odkrila bistvenih razlik, prav tako ni bilo razlik v gostoti in raznolikosti zeliščnih in drevesnih vrst. Lang in sod. (2009) so spremljali sukcesijo vegetacije med deli, ki so jih sanirali, in deli, kjer sanacije niso izvedli, v mešanem gozdu Wisconsin (ZDA), ki ga je prizadel močan veter. Ugotovili so, da sta stanje glede strukture in mešanost drevesnih vrst po petindvajsetih letih, kljub močnim poškodbam starega mladja pri sanaciji, pri obeh načinih dela zelo podobna. Kramer in sod. (2014) so v obsežni raziskavi, ki je zajela večji del Švice, raziskovali dolgoročni odziv pomlajevanja v večjih vrzelih, kjer je bila opravljena sanacija, in tistih, kjer ni bilo ukrepanja. Ugotovili so, da se gostota in raznolikost drevesnega pomladka nista razlikovali, verjetno zato, ker sečnja in spravilo nista poškodovala poznosukcesijskih vrst, ki so v pomladku prevladovali.

V prvem sklopu disertacije smo se osredotočili na vpliv sanitarne sečnje in spravila na obnovo gozda po ujmah majhnih do srednjih jakosti v mešanih bukovih gozdovih v Sloveniji. Čeprav so bukovi gozdovi razširjeni v precejšnjem delu Evrope, je bilo kumulativnemu učinku ujme in sanacije na teh rastiščih posvečene le malo pozornosti. Primerjali smo strukturo in zmes pomladka na mestih, kjer je bila opravljena tehnična sanacija, in na mestih, kjer sanacije ni bilo, na osmih raziskovalnih objektih v Sloveniji. Številne raziskave, ki so proučevale pomlajevanje v evropskih bukovih gozdovih, kažejo, da bukev kot izjemno sencozadržna vrsta pod zastorom pogosto tvori trajno banko semen in mladovja, ki obdrži vodilno vlogo tudi po ujmah relativno visokih jakosti (Collet in sod., 2008; Nagel in sod., 2006; Nagel in sod., 2014b; Kramer in sod., 2014). Prevladovanje bukve v fazi pomlajevanja lahko omeji možnosti vraščanja drugih, bolj svetloljubnih vrst, kot so gorski javor, ostrolistni javor, veliki in mali jesen ter gorski brest.

2.2 PRIMERJAVA NARAVNE IN UMETNE OBNOVE GOZDA PO VETROLOMU

Tehnični sanaciji poškodovanega gozda sledi biološka sanacija, kjer se pogosto sprašujemo, ali uporabiti umetno ali naravno obnovo ali pa kombinacijo obeh (Brang in sod., 2004; Nitschke in Innes, 2008). Prevladuje mnenje, da je umetna obnova nujna, saj tako hitreje vzpostavimo različne funkcije gozdov. Po drugi strani pa veliko raziskav nakazuje, da lahko tudi drugotna sukcesija pripomore k obnovi funkcij gozda (Geldenhuys, 1997; Feldmann in sod., 2009; Schönenberger, 2002; Moreira, 2009). Umetna obnova sestojev s saditvijo je lahko ekonomsko in fizično zahtevna (Johansson in Naumburg, 2006). Umetna obnova s saditvijo na primer gorskega javorja pri gostoti 2.000 sadik/ha z zaščito in vzdrževanjem lahko preseže 10.000 €/ha (Šelb, 2008), medtem ko Willoughby in sod. (2004) za saditev in sadike pri gostoti 2.500 sadik/ha poročajo le o £900 (približno 1.300 €). Po saditvi je treba nekaj let pregledovati nasad in popraviti morebitne zaradi snega poležene sadike in tulce. Pri smrekovem nasadu sta pogosto potrebna ukrepa premazovanje poganjkov proti objedanju in obžetev pritalne vegetacije, kar povečuje vložke za umetno obnovo. Nadalje smo pogosto pred dilemo, ali je smiselno površino zasaditi, preden se razvije bujna zeliščna plast, ali je bolje počakati, da postanejo vidna mesta, kjer naravna obnova ni uspela (Nitschke in Innes, 2008; Papler - Lampe, 2009). Prav tako se poraja vprašanje o izbiri drevesnih vrst (Nitschke in Innes, 2008).

V srednjeevropskem prostoru so izpeljali več primerjalnih analiz med različnimi načini obnove po ujmah. Schönenberger (2002) in Wohlgemuth s sod. (2002) so na območju Švice proučevali pomlajevanje po obsežnem neurju Vivian leta 1990. Ugotovili so, da so gostote naravnega mladja med objekti zelo variabilne in da ni jasnih razlik med gostoto naravnega mladja na umetno in naravno obnovljenih objektih. Deleži površine brez pomladka so bili med 14 % (Ščap, 2010) in 30 % (Schönenberger, 2002). Isti avtor je za sadike ugotovil do 30-odstotno mortaliteto, naravno mladje pa je deset let po vetrolomu že dosegalo gostote sadik. Mortaliteta naravnega mladja je bila 4–8-odstotna. Mnogi raziskovalci opozarjajo na vpliv razdalje do semenskih dreves na naravno nasemenitev (Schönenberger, 2002; Hanssen, 2003; Rammig in sod., 2006; Rozman, 2007; Ščap, 2010; Roženbergar, 2012a). Po ujmah v smrekovih gozdovih se v naravnem mladju najpogosteje

pojavlja smreka (Schönenberger, 2002; Wohlgemuth, 2002; Ščap, 2010; Ščap in sod., 2013). Ilisson in sod. (2007) so proučevali pomlajevanje na mikrorastiščih 4–5 let po vetrolomu v Estoniji. Ugotovili so, da so najmanjše gostote na koreninskih krožnikih, največje pa v priležnih vdolbinah. Smreka se zlasti rada pomlajuje na poškodovanih tleh, predvsem na koreninskih krožnikih in plitvih priležnih vdolbinah (Ulanova, 2000; Vodde in sod., 2011). Raziskave vegetacijske dinamike po vetrolomu ugotavljajo, da se je na mestih, kjer je bila izvedena tehnična sanacija, pojavila obilnejša zmes zeliščnih ter grmovnih (npr. robida) in drevesnih (npr. breza in trepetlika) vrst, značilnih za začetne faze sukcesije, medtem ko so se na predelih, kjer tehnična sanacija ni bila izvedena, uveljavile vrste, kot je smreka (Fischer in sod., 2002; Wohlgemuth in sod., 2002; Ilisson in sod., 2007; Jonašova in Prach, 2004; 2008). Poleg smreke se množično pojavljata tudi gorski javor in jerebika (Wohlgemuth in sod., 2002), od grmovnic in zelišč pa poleg vrst iz rodu robid razne vrste trav (*Calamagrostis* spp., *Deschampsia flexuosa*) (Wohlgemuth in sod., 2002; Jonašova in sod., 2010; Novakova in Jonašova, 2015). Jacobs in sod. (2004) so ugotavljali preživetje sadik pri različnih načinih dela pri osnovanju nasadov s saditvijo. Največ sadik je preživel na površinah, ki so bile predhodno poškopljene s herbicidi, nakar je sledila strojna saditev sadik.

Tudi v Sloveniji je bilo izpeljanih nekaj raziskav vetrolomov in pomlajevanja po ujmah. Na območju Črnavca je Pahovnik (2008) proučeval rastiščne in sestojne dejavnike, ki vplivajo na obseg in stopnjo poškodovanosti po vetrolomu. Podobne analize na slovenskem ozemlju so izvedli tudi Klopčič in sod. (2009, 2013). Izvedene so bile številne analize pomlajevanja v vrzelih gospodarskih gozdov (Diaci in sod., 2000; Diaci, 2002; Diaci in sod., 2005; Rozman, 2007; 2015; Klopčič in Diaci, 2007/2008; Rozman in sod., 2015) in pragozdov ter gozdnih rezervatov (Diaci in Marinšek, 2004; Nagel in sod., 2006; Nagel in Diaci, 2006). Analiz pomlajevanja po ujmah večjih jakosti (Ščap 2010; Ščap in sod., 2013) ter primerjalnih analiz naravne in umetne obnove (Klemen, 2012; Medja, 2014; Mencinger, 2014; Jerele, 2014) pa je bilo pri nas izvedenih bistveno manj.

Izkušenj in znanja o tehnični sanaciji prizadetih sestojev in saditvi je precej (npr. Robek in sod., 2011), manj pa je vedenja o poteku naravnih obnov prizadetih površin (Papler - Lampe, 2009) in možnostih alternativnih načinov sanacije, kot so puščanje poškodovanih

dreves, upoštevanje naravne sukcesije, setev na izbrana mesta in kombinacije različnih ukrepov. Biološki del sanacij po ujmah v Sloveniji je pomanjkljivo raziskan. Da bi izboljšali sanacije po ujmah, sta potrebna primerjava različnih načinov obnove in vrednotenje njihove uporabe v različnih razmerah, da bi dosegli čim bolj ekonomično in biološko sprejemljivo rešitev. V sklopu drugega dela disertacije smo raziskali naravno in umetno obnovo po ujmah na treh raziskovalnih območjih po Sloveniji, kjer so neurja poleti 2008 povzročila poškodbe sestojev.

2.3 ANALIZA DOLGOTRAJNE DRUGOTNE SUKCESIJE PO POŽARU

Gorski gozdovi Alp so bili stoletja pod močnim človekovim vplivom zaradi izsekavanja za potrebe lesa in krčenja za pripravo pašnih površin, ki so jih vzdrževali s požiganjem (Firm in sod., 2009). Paleoekološke raziskave v švicarskih Alpah kažejo, da se je požarna aktivnost, najverjetneje človeškega izvora, močno povečala že v dobi neolitika (5400 p. n. št.; Tinner in sod., 2005). Današnja struktura in mešanost teh gozdov sta v veliki meri posledici človeške rabe v preteklosti (Carcaillet in Brun, 2000; Motta in Edouard, 2005). Požar je poleg vetroloma ena izmed najbolj razširjenih naravnih motenj v številnih ekosistemih v vseh delih sveta (Donato in sod., 2006; Hu in sod., 2013). Požari vplivajo na vrstno raznolikost in zmes ter razvoj rastlinskih združb (Liu in sod., 2009; Hu in sod., 2013). Požarna aktivnost v osrednjem delu Evrope (Kipfer in sod., 2011; Moser in sod., 2010) in v alpskih gozdovih je razmeroma nizka (Lonati in sod., 2013). Izjema so predeli južnih Alp, saj požari v italijanskem delu predstavljajo kar 75 % vseh požarov v Alpah (Tinner in sod., 2005; ALP FFIRS, 2012), kjer sicer prevladujejo požari v sušnih dolinah centralnih Alp (Kipfer in sod., 2011). Najpogostejša vzroka nastanka požarov sta udar strele (20–40 %) in človeška aktivnost (Conedera in sod., 2005). Tinner in sod. (2005) navajajo, da je v Srednji Evropi le 1 % požarov naravnega izvora. Valese (2009) pa za italijanske Alpe poroča, da je 3,7 % požarov naravnega izvora in da jih 70 % nastane kot posledica človekovih dejavnosti, medtem ko za Avstrijo pri teh dveh dejavnikih navaja 1,3 % in 35 %.

Zdajšnja ekološka skupnost prepoznava spremembe kot neločljivo značilnost vseh ekosistemov. Ugotavljanje dejavnikov prostorskih in časovnih sprememb oz. sukcesijskega razvoja ekosistemov je zato pomemben cilj ekoloških raziskav. Splošni konceptualni model opisuje štiri zaporedne strukturne faze razvoja gozda (Oliver in Larson, 1996; Krumm in sod., 2012): 1) pomlajevanje oz. vznik (angl. *establishment*), večinoma kot posledica velikopovršinskih motenj; 2) odmiranje zaradi tekmovanja (angl. *stem exclusion*, *self thinning*) – intenzivno tekmovanje in odmiranje mladih dreves zaradi absolutnega povečanja gostote; 3) ponovna vzpostavitev pomlajevanja pod zastorom (angl. *understory reinitiation*) – malo- ali velikopovršinsko odmiranje odraslih dreves in možno ponovno pomlajevanje; 4) starorasli gozd (angl. *old-growth forest*) – odmiranje v zgornjih plasteh

sestoja in zapolnitev z vegetacijo spodnjih plasti. V fazi mortalitete drevesa odmirajo zaradi t. i. endogenega tekmovanja, kjer tekmujejo za svetlobo, vodo in hranila. Posledično drevesne vrste, ki so tekmovalno šibkejše, upočasnijo rast ali odmrejo in tako prihaja do zamenjave drevesnih vrst, ki pa je praviloma na skrajnostnih rastiščih počasnejša. V gozdnih ekosistemih sta sukcesijski razvoj in njegovo trajanje odvisna od številnih dejavnikov, kot so temperatura, količina padavin, topografske (naklon, nadmorska višina, ekspozicija) in mikrorastiščne značilnosti (grebeni, jarki), ki vplivajo na dolžino snežne odeje, temperaturo tal, vetrovne razmere in biokemične lastnosti tal (Krumm in sod., 2012). Pri napovedovanju sukcesij je treba upoštevati še medvrstne razlike v dolgoživosti, odpornosti proti motnjah ter druge abiotske in biotske dejavnike. Strukturne spremembe sestojev in trajanje sukcesijskih faz so lahko zato na istem rastišču zelo spremenljive.

V Srednji Evropi požarov ne štejejo za pomembno naravno motnjo, saj se pojavljajo razmeroma redko. Posledično ekologi redko proučujejo vplive požarov na vegetacijo v teh okoljih (Moser in sod., 2010). Poleg tega je ta del Evrope močno poseljen in so človeški vplivi izraziti, zato je težko oceniti naravno pogostost požarov. Večina dosedanjih raziskav ekologije požarov se je osredotočala na vegetacijsko dinamiko (npr. Liu in sod., 2009; Lonati in sod., 2013; Matossian in sod., 2013), stanje populacij in dinamiko različnih organizmov po požarih (Kipfer in sod., 2011; Hu in sod., 2013) ali učinek različnih priprav tal na obnovo vegetacije po požaru (npr. Hibsher in sod., 2013). V literaturi se pojavljajo tudi sukcesijski modeli (Mouillot in sod., 2002; Pueyo in Begueria, 2007) ter študije sukcesije po opuščanju rabe (Tasser in sod., 2007; Tzanopoulos in sod. 2007). Večina evropskih raziskav sukcesij po požarih je omejena na Sredozemlje, medtem ko manjka dolgotrajnih raziskav sukcesije po požarih (Lecomte in sod., 2006; Gauthier in sod., 2010) v Alpah. V zadnjih letih so se močno povečale raziskave zgodovinske požarne aktivnosti in posledičnih sprememb vegetacije, ki temeljijo na paleoekoloških (na podlagi peloda) in antrakotomskih (na podlagi oglja v tleh) pristopih (npr. Tinner in sod., 1998; 1999; 2005; Robin in sod., 2014).

Gozdni požari v slovenskih Alpah so redki in le malo je znanega o drugotni sukcesiji po požarih. Za območje Slovenije so bile izvedene nekatere raziskave zgradbe gozdnih sestojev v različnih sukcesijskih stadijih, medtem ko manjka raziskav sukcesijske dinamike in še zlasti sukcesije po požarih (npr. Stritih, 2013; Urbančič in Dakschöbler, 2001).

Primerljivih študij, ki bi proučevale daljša časovna obdobja razvoja sukcesije po požaru v Alpah, ne poznamo.

V tem sklopu disertacije smo proučili drugotno sukcesijo po požaru, ki se je leta 1950 zgodil v Mozirskih planinah na območju, ki je zdaj znano kot Mozirska Požganija. Sukcesija je zanimala raziskovalce in tako je že leta 1957 Rajner posnel dragocene fotografije. Puncer (1962) je nadaljeval s prvim opisom posledic požara in obnove vegetacije. Leta 1980 je bil izločen gozdni rezervat na območju, kjer predhodno ni bilo saditve. Pionirski sukcesijski gozd je bil prvič analiziran leta 1981 (Kranjc), čemur so sledile meritve v letih 1988 (Diaci, 1989), 1994 (Muteč, 1995) in 2006 (Lekše, 2007). Leta 2013 smo meritve ponovili.

3 CILJI IN HIPOTEZE

Sklop 1: Primerjava obnove vegetacije na površinah z izvedeno tehnično sanacijo in površinah brez sanacije

Namen tega dela raziskave je ovrednotiti abiotske in biotske značilnosti na površinah, kjer sta bila izvedena posek in spravilo, ter jih primerjati s površinami, kjer posek in spravilo nista bila izvedena na območju iste naravne ujme. Cilji tega dela raziskave so:

- ugotoviti razlike v sestavi drevesnih vrst, gostotah in priraščanju naravnega mladja med načinoma ukrepanja,
- ugotoviti morebitne razlike v rastiščih znotraj objekta raziskave,
- ugotoviti, v katerih primerih tehnična sanacija ujme ni priporočljiva.

Hipoteza (H1): Na površinah, kjer je bila opravljena tehnična sanacija, je naravna obnova uspešnejša.

Sklop 2: Primerjava naravne in umetne obnove gozda po vetrolomu

Namen drugega dela raziskave je ugotoviti razlike med saditvijo in naravno obnovo po vetrolomu. Cilji tega dela raziskave so ugotoviti:

- značilnosti rasti sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja v podobnih rastiščnih razmerah,
- razlike v gostotah naravnega pomladka na ploskvah z umetno in naravno obnovo,
- spreminjanje rastiščnih (ekoloških) razmer znotraj objekta raziskave in med objekti raziskave,
- vpliv pritalne vegetacije na nasemenitev ter rast sadik in naravnega mladja,
- vpliv razdalje do semenskih dreves (oz. velikosti razgaljene površine po vetrolomu) na gostote naravnega mladja.

Hipoteza (H2): Na večini rastišč je naravna obnova po ujmah zadovoljiva, zato umetna obnova ni potrebna.

Sklop 3: Analiza dolgotrajne drugotne sukcesije po požaru

Namen je ugotoviti pot drugotne sukcesije po požaru, kjer ni bilo ukrepanja. Cilj tega sklopa je ugotoviti:

- spremembe v vrstni sestavi,
- spremembe v prostorski razporeditvi dreves,
- spremembe v gostoti in priraščanju dreves v obdobju 1981–2013.

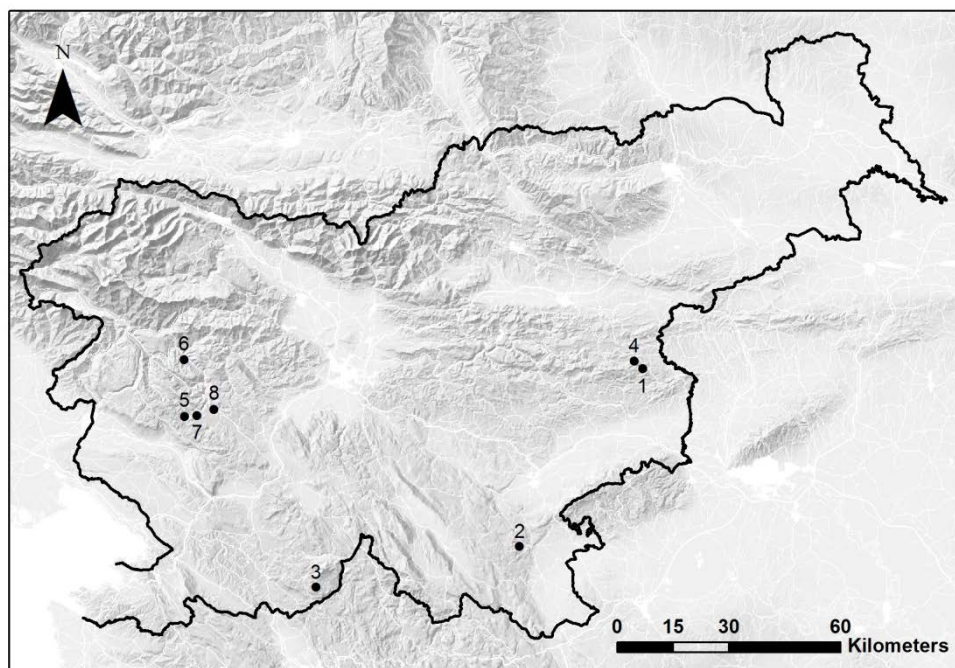
Hipoteza (H3): Na preživetje drevesa ključno vplivata drevesna vrsta in višina.

4 METODE DELA

4.1 PRIMERJAVA OBNOVE VEGETACIJE NA POVRŠINAH Z IZVEDENO TEHNIČNO SANACIJO IN POVRŠINAH BREZ SANACIJE

4.1.1 Izbor in opis raziskovalnih objektov

Raziskavo tega sklopa smo opravili na osmih raziskovalnih objektih v Sloveniji. Na vsakem raziskovalnem objektu (v nadaljevanju objektu) smo primerjali dva načina sanacije: izpeljana tehnična sanacija in kontrola brez sanacije (ni ukrepanja).



Slika 1: Karta Slovenije, ki prikazuje osem raziskovalnih objektov. Številka raziskovalnega objekta se ujema z opisom v preglednici 1.

Figure 1: Map of Slovenia showing the eight study sites. The number of each study site corresponds with those listed in Table 1.

Preglednica 1: Pregled raziskovalnih objektov. Glavne drevesne vrste (DV) v okoliških sestojih: Bu = bukev, ČG = črni gaber, MJ = mali jesen, Mo = mokovec, GJ = gorski javor, VJ = veliki jesen, Gr = graden, Tr = trepetlika, BG = beli gaber, Sm = smreka, Je = jelka. Geološka podlaga: dol. = dolomit, apn. = apnenec, sil. = vložki silikata. Razredi poškodovanosti krošenj 1: 0–25 %, 2: 25–50 %, 3: 50–75 %, 4: 75–100 %.

Table 1. Site characteristics of study sites. Species listed according to their abundance in surrounding stands; Bu = *Fagus sylvatica*, ČG = *Ostrya carpinifolia*, MJ = *Fraxinus ornus*, Mo = *Sorbus aria*, GJ = *Acer pseudoplatanus*, VJ = *Fraxinus excelsior*, Gr = *Quercus petraea*, Tr = *Populus tremula*, BG = *Carpinus betulus*, Sm = *Picea abies*, Je = *Abies alba*. Parent material: apn. = limestone, dol. = dolomites, sil. = intrusions of silicates. Raz. poš. = % of disturbed canopy: 1: 0–25 %, 2: 25–50 %, 3: 50–75 %, 4: 75–100 %.

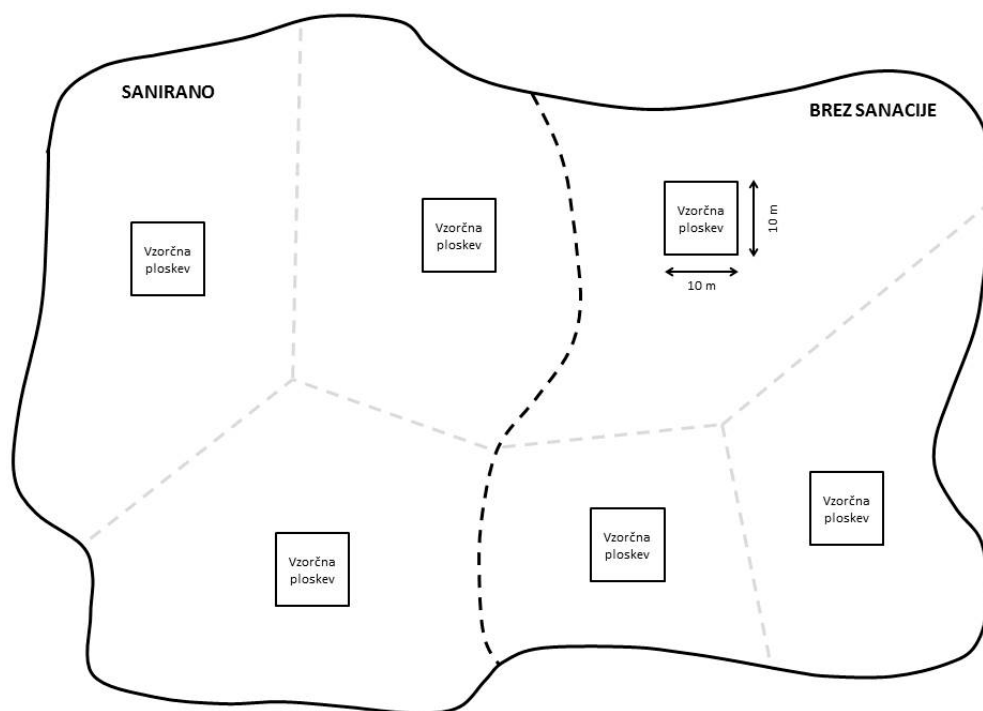
Št.	Ime objekta	GGE	Oddelek	X	Y	Glavne DV	Mat. podlaga	Leto ujme	Vzrok	Naklon (°)	NMV (m)	Eksp.	Velikost (ha)	Raz. poš.	Način spravila
1	Bohor	Bohor	12077	542560	103236	Bu, ČG, MJ, Mo, GJ	dol. in apn. + sil.	2008	veter	34	300–460	J	5,5	2	traktor
2	Črmošnjice	Črmošnjice	12083, 12128	509320	55659	Bu, GJ, Gr, Tr, BG	dol.	2006	sneg	32	700–830	SV	1,3	2	žičnica
3	Kosmate doline	Okrogline	21028C	454715	44684	Bu, Sm, GJ, Je	dol.	1993	veter	25	1250–1300	SZ–S	0,7	3	traktor
4	Lesično	Bohor	12057A, D, F	540164	105346	Bu, ČG, GJ, Sm, MJ	dol. in apn. + sil	2008	veter	29	400–500	SZ	1,1	2	žičnica
5	Nemškarica	Črni vrh	11044B	419427	90482	Bu, Je, Sm, GJ, VJ	dol.	2006	veter	36	610–750	S–SV	1,5	3	žičnica
6	Otuška	Kanomlja	08153	419210	105698	Bu, ČG, VJ, Sm, BG	dol. + sil.	2007	sneg	38	270–380	V–SV	1,5	3	traktor
7	Zadlog	Idrija II	11049B	422727	90765	Bu, Sm, GJ, ČG, VJ	dol.	2006	veter	36	700–750	S	1,1	2	žičnica
8	Zala	Idrija I	10040B, E	427373	913761	Bu, Sm, Je, GJ, VJ	dol. in apn.	2005	veter	36	400–500	S–SV	1,0	2	žičnica

Objekte smo poiskali v mešanih gozdovih, kjer prevladuje bukev. Na vsakem objektu (slika 1) smo ploskve razmejili na del, kjer so izpeljali tehnično sanacijo, in del, kjer sanacija ni bila izvedena. Razloga, da je del površin ostal brez sanacije, sta bila zahtevne terenske razmere in nedostopnost dela poškodovanih gozdov. Prizadeta površina zaradi ujm na objektih je bila v razponu 0,7–5,5 ha. Večina ujm na objektih se je zgodila med letoma 2005 in 2008, razen objekta Kosmate doline, kjer je bil sestoj prvič poškodovan že leta 1993 (preglednica 1).

Sečnja je bila opravljena z motorno žago, spravilo pa zaradi težkih razmer na petih objektih z žičnico, na treh pa s traktorjem. Gradnja nove vlake je bila opravljena le na enem objektu (Otuška), medtem ko so na ostalih uporabili obstoječe gozdne prometnice.

4.1.2 Popisi raziskovalnih ploskev

Na širšem območju ujm, ki so povzročile poškodbe gozdov v obliki razpršenih vrzeli, smo se omejili na vrzeli, kjer je bila na delu vrzeli opravljena tehnična sanacija, na delu pa ne. Vsako izmed vrzeli smo nato razdelili na tri enakomerno velike dele in znotraj vsakega naključno zakoličili ploskev. Na vsakem objektu raziskave smo tako postavili šest ploskev, tri na del vrzeli z opravljeno tehnično sanacijo in tri na del, kjer ta ni bila izvedena (slika 2). Lokacijo ploskve smo določili z metom palice prek ramena. Ploskve so bile kvadratne, velikosti 10 m x 10 m. Na njih smo poleti 2012 popisali pomladek, višji od 20 cm, glede na štiri razvojne stopnje: 20–50 cm in 51–130 cm višine ter 131 cm višine–5 cm prsnega premera in nad 5 cm premera. Pokrovnost vegetacije smo ocenili po Braun-Blanquetovi (1964) metodi v odstotkih vegetacije v zeliščni (<0,5 m višine) in grmovni plasti (0,5–6 m višine; Mucina in sod., 2000). Po tristopenjski lestvici smo ocenili poškodbe zaradi objedanja vsakega osebka pomladka (Roženbergar, 2012b): 1) brez poškodb ali do 10 % stranskih poganjkov; 2) objeden vršni (terminalni) in/ali 10–50 % stranskih (lateralnih) poganjkov; 3) objeden vršni in večina stranskih poganjkov. Na ploskvah smo ocenili pokrovnost lesnih ostankov (večji kupi vej, debelejšje veje, debla), erozije, skal in vlak ter ostale splošne razmere (naklon, ekspozicija). Vsakemu objektu raziskave smo določili razred poškodovanosti, kjer smo iz digitalnih ortofoto posnetkov ugotovili delež poškodovanih dreves v vrzeli, ki jo je povzročila ujma (preglednica 1).



Slika 2: Skica postavitve vzorčnih ploskev na posameznem raziskovalnem območju.

Figure 2: Research plot sampling design within the study site.

4.1.3 Analiza podatkov

Vplive tehnične sanacije in rastišča (nadmorska višina, naklon, lesni ostanki in skalovitost) na pokrovnost vegetacije, gostote pomladka, raznolikost rastlinskih vrst in višine pomladka smo analizirali z mešanimi modeli. Ti modeli omogočajo upoštevanje nepravilnih ponovitev, saj so bile poskusne enote vgnezdene v objektih raziskave. Za modeliranje gostot drevesnega pomladka smo uporabili generalizirane mešane modele (angl. *generalized mixed-effect models* – GLMM; Fournier in sod., 2012), ki uporabljajo negativno binomsko porazdelitev, medtem ko smo za pokrovnost vegetacije in raznolikost uporabili linearne mešane modele (angl. *linear mixed-effect models* – LMM; Pinheiro in sod., 2013). Da smo zadostili predpostavki o normalnosti in linearnosti, smo spremenljivke po potrebi transformirali. Za diagnostiko modela smo uporabili modelne intervale zaupanja parametrov in sete grafičnih povzetkov, ki jih predlagajo Robinson in Hamann (2011) ter Zuur s sod. (2009). Podatke smo obdelali s programoma Excel 2010 in R – verzija 3.0.2. (R Development Core Team 2013).

4.2 PRIMERJAVA NARAVNE IN UMETNE OBNOVE GOZDA PO VETROLOMU

4.2.1 Izbor in opis raziskovalnih območij in objektov

Objekti raziskave so območja vetrolomov iz leta 2008. Poleti 2008 so se zgodili trije večji zaporedni vetrolomi (7. in 13. julija ter 15. avgusta), ki so poškodovali večje površine gozdov (20.000 ha) s skupnim volumenom približno 500.000 m³ (Kolšek, 2008).

V raziskavo smo zajeli območja, kjer so bile poškodbe skoncentrirane na večji površini (preglednica 2). Tako smo izbrali območje vetroloma v Trnovskem gozdu in na Črničcu ter širše območje Bohorja, kjer so bile poškodbe razpršene na več manjših površinah. Znotraj raziskovalnih območij smo izbrali posamezne raziskovalne objekte. Tehnična sanacija na raziskovalnih območjih je bila izvedena v letih 2008 in 2009. Saditev je bila večinoma izvedena v letih 2009 in 2010, deloma tudi v 2011. Raziskovalne ploskve smo zakoličili in premerili v letu 2012 ter meritve ponovili leta 2014. Ploskve smo zakoličili na površini, ki je bila posajena, in površini, prepuščeni naravni obnovi. Pri zakoličevanju smo se izogibali skupinam starega mladja, gozdnim cestam, vlakam in sečnim potem. Zaradi primerljivosti podatkov umetne obnove smo izbirali mesta, kjer sta bila sajena smreka in gorski javor.

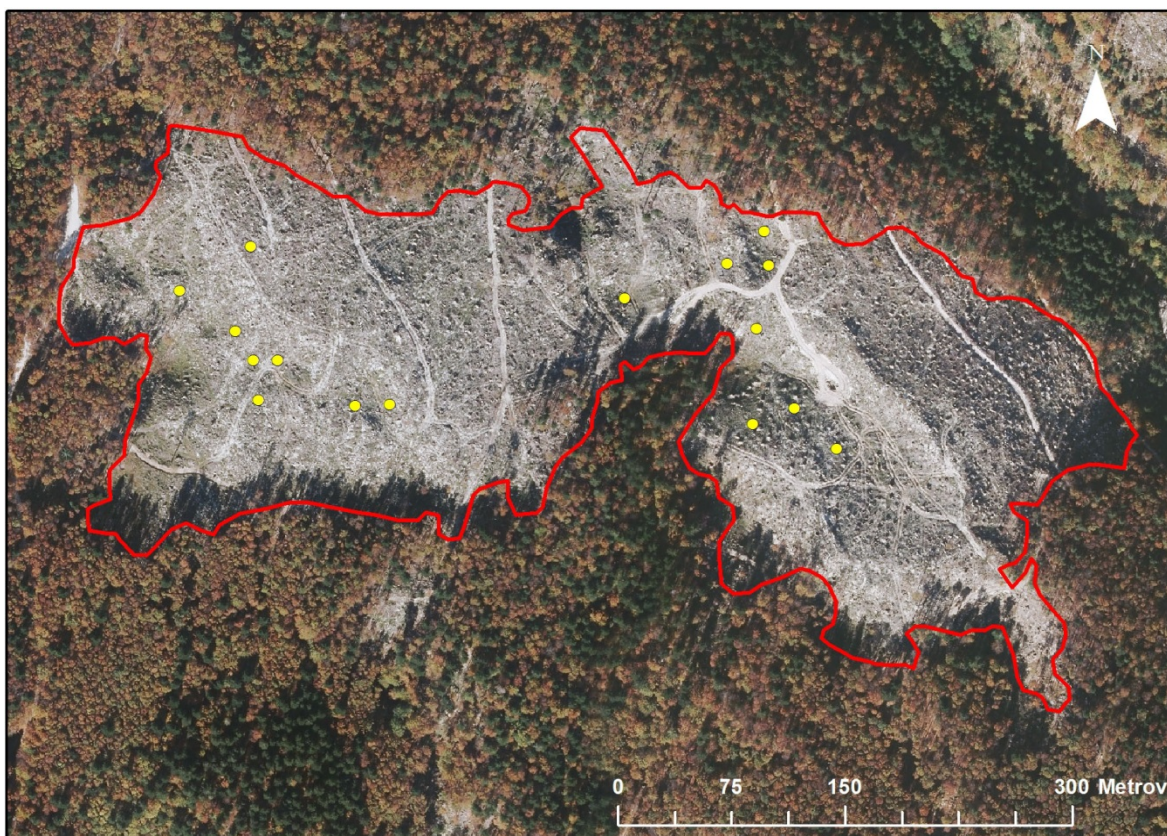
Preglednica 2: Osnovne značilnosti treh raziskovalnih območij in raziskovalnih objektov.

Table 2: Site characteristics of the three research areas and study sites.

Raziskovalno območje	Črnivec		Bohor		Trnovski gozd					
Raziskovalni objekt	Črnivec – jug	Črnivec – sever	Brest	Globoko	Armeško	Zagorje	Fuzbal	Ruske barake	Na vratcih	Cingolca
Nadm. viš. (m)	900–1250	900–1030	830	370	280	475	950	1.050	1.150	1.250
Ekspozicija	J	S	vse smeri	SZ	J	SZ	vse smeri	vse smeri	vse smeri	vse smeri
Naklon (°)	25	20	17	35	40	20	15	10	20	20
Letna kol. padavin (mm)	1.700	1.700	1.150	1.150	1.150	1.150	2.200	2.200	2.200	2.200
Povp. letna temp. (°C)	<9	<9	10,5	10,5	10,5	10,5	5	5	5	5
Pov. razisk. objekta (ha)	16	87	1,3	3	2,3	1,6	7,4	7,1	8,2	16,1
Potencialni gozdni tip	<i>Luzulo-Fagetum</i>	<i>Luzulo-Fagetum</i>	<i>Cardamine savensi-Fagetum</i>	<i>Hacquetio-Fagetum</i>	<i>Hacquetio-Fagetum</i>	<i>Blechno-Fagetum</i>	<i>Omphalodo-Fagetum</i>	<i>Omphalodo-Fagetum</i>	<i>Omphalodo-Fagetum</i>	<i>Ranunculo plataniifolii-Fagetum</i>
Drevesna sestava pred ujmo	smreka (90 %), bukev (8 %), jelka (2 %)	smreka (95 %), bukev (4 %), jelka (1 %)	smreka (60 %), javor (20 %), bukev (15 %)	bukev (90 %), češnja, javor	bukev (95 %)	bukev (98 %)	bukev (45 %), jelka (42 %), smreka (12 %)	bukev (79 %), jelka (17 %), javor (4%)	bukev (60 %), jelka (28 %), smreka (12 %)	bukev (70 %), smreka (17 %), javor (13 %)
Lesna zaloga sestoja (m ³ /ha)	450–530	430–600	460	200	190–280	254	450	330	480	420
Matična podlaga	glinasti skrilavci, tufi (spodnji del), apnenec (zgornji del)	glinasti skrilavci, tufi, keratofir (zgornji del)	apnenec + silikati	apnenec/dolomit	apnenec	glinasti skrilavci in laporovci	dolomit	dolomit	apnenec	apnenec
Prisotnost semenskih dreves po ujmi	nekaj bukev in javorjev	skupine smrek, posamezni listavci	nekaj bukovih dreves	nekaj bukovih dreves	ni	ni	ni	skoraj ni, nekaj bukev in javorjev	ni	ni
Število raziskovalnih ploskev	20	40	2	4	6	2	8	8	6	8

4.2.1.1 Trnovski gozd

Raziskovalni objekti na tem raziskovalnem območju spadajo v gozdnogospodarsko enoto Predmeja. Prevladuje dinarski jelovo-bukov gozd (*Omphalodo-Fagetum*, sin. *Abieti-Fagetum dinaricum*). Močan jugozahodni veter je 7. 7. 2008 v nekaj minutah močno poškodoval obsežen pas sestojev na površini 180 ha v ozkem pasu, širokem 150–500 m, na 6 km dolgem koridorju od Prevala do Predmeje v gozdnogospodarski enoti Predmeja. Poškodovanih je bilo 50.000 m³, od tega 65 % listavcev in 35 % iglavcev, zlasti jelka. V osrednjem delu koridorja so bila drevesa večinoma izruvana in prevrnjena v smeri vetra, na robu pa razmetana na vse strani in tudi polomljena. Pri tehnični sanaciji so bile uporabljene tehnologija traktorskega spravila, tehnologija žičnega spravila s procesorsko glavo in strojna sečnja. Dela so bila končana maja 2009 (Robek in sod., 2011). Biološka sanacija je bila opravljena zlasti z naravno obnovo. Umetna obnova s smreko je bila izpeljana predvsem v vrtačah.



Slika 3: Raziskovalna objekta Fuzbal (vzhodni del vrzeli) in Ruske barake (zahodni del vrzeli). Rumene pike prikazujejo lokacije raziskovalnih ploskev.

Figure 3: Study site Fuzbal (eastern part) and Ruske barake (western part). Yellow dots represent locations of sample plots.

Raziskovalna objekta Fuzbal in Ruske barake se nahajata v isti vrzeli, ki meri približno 15 ha (slika 3). Na raziskovalnem objektu Fuzbal (v odseku 16016) je bil del površin zasajen s smreko, večina pa je bila prepuščena naravni obnovi. Leta 2010 so bile sadike premazane z zaščitnim premazom, leta 2011 so opravili obžetev in sadike ponovno premazali, leta 2012 pa so sadike obželi. Na objektu Ruske barake (odsek 16012b) je bila prav tako uporabljena kombinacija naravne in umetne obnove s saditvijo smreke. Leta 2011 so bili premazani vršički smrek, leto kasneje pa so sadike obželi.

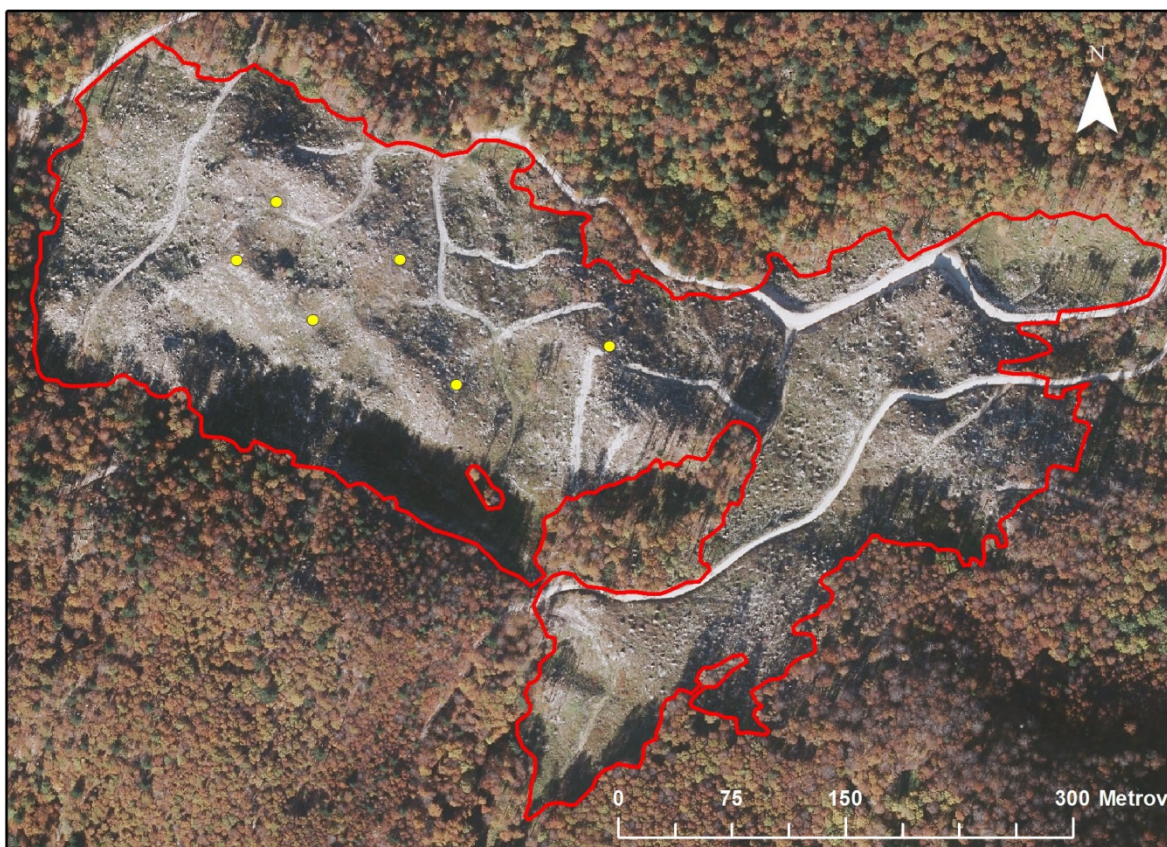
Na raziskovalnem objektu Cingolca (odsek 16010a; slika 4) so umetno obnovo s saditvijo izvedli v globokih vrtačah, preostali del pa prepustili naravni obnovi. Saditev je bila opravljena leta 2010, prav tako so v tem letu opravili obžetev in premaz vršičkov na 1 ha. Premaz in obžetev so ponovili v letu 2012.



Slika 4: Raziskovalni objekt Cingolca. Rumene pike prikazujejo lokacije raziskovalnih ploskev.

Figure 4: Study site Cingolca. Yellow dots represent locations of sample plots.

Na raziskovalnem objektu Pod vratci (odsek 16085a; slika 5) so posadili 7.000 sadik bukve na območju, velikem 2 ha.



Slika 5: Raziskovalni objekt Pod vratci, kjer je bila sajena bukev. Rumene pike prikazujejo lokacije raziskovalnih ploskev.

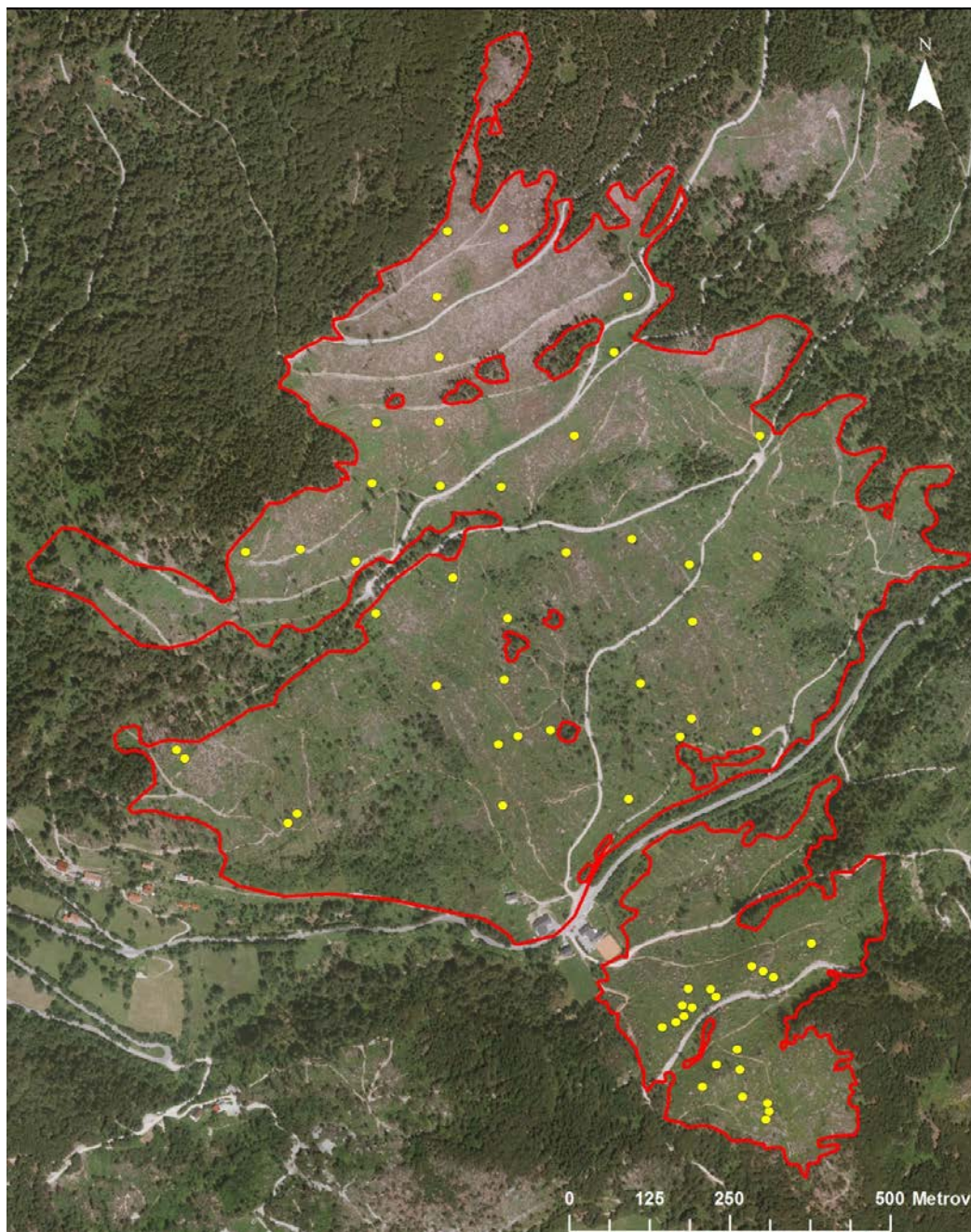
Figure 5: Study site Pod vratci, where beech seedlings were planted. Yellow dots represent locations of sample plots.

4.2.1.2 Črnivec

Vetrolom, ki je prizadel raziskovalno območje, se je zgodil 13. 7. 2008 med Kamnikom (GGE Kamnik, OE Ljubljana) in Gornjim Gradom (GGE Gornji Grad, OE Nazarje). V neurju je bilo poškodovanih 3.300 ha gozdov, od tega 800 ha v občini Gornji Grad in 2.500 ha v občini Kamnik (Gerl in Beguš, 2011). Neurje je tega dne v Sloveniji poškodovalo 350.000 m³ lesa (Kolšek, 2008). Objekt raziskave so od vetroloma poškodovani gozdovi na pobočju severno (južno pobočje Plešivca) in južno (med Sovinjskim vrhom in Tomanovo planino) od prelaza Črnivec (slika 6). Zaradi vetroloma poškodovano drevje se je nahajalo zlasti v rastiščno-gojitvenem razredu sekundarnih smrekovih gozdov. Pri sanaciji so uporabili strojno sečnjo.

Odsek 7255a (južni del, severno pobočje, sliki 6 in 7), v katerem ležijo raziskovalne

ploskve, leži na 900–950 m nadmorske višine. Osrednji del površine je bil umetno obnovljen s saditvijo v letih 2009, 2011 in 2012. V letu 2009 je bilo posajenih 1.800 sadik smreke, 1.000 sadik češnje in 250 sadik gorskega javorja. V letu 2011 je bilo posajenih 1.000 sadik smreke in 400 sadik gorskega javorja, v letu 2012 pa še 200 sadik gorskega javorja in 50 sadik češnje.



Slika 6: Raziskovalno območje Črnivec. Slika prikazuje večji, severni raziskovalni objekt in manjši objekt, ki je južno od prelaza Črnivec. Rumene pike prikazujejo lokacije raziskovalnih ploskev.

Figure 6: Research area at the Črnivec area. The figure shows the larger northern study site and smaller southern study site on the south side of the Črnivec pass. Yellow dots represent locations of sample plots.

V letih 2009–2011 je bila izvedena obžetev sadik, prav tako leta 2012, po terenskem snemanju podatkov za to raziskavo. Del površine v tem odseku je kolektivno zaščiten s kovinsko mrežo, vendar ni bil predmet raziskave. Sadike gorskega javorja na raziskovalnih ploskvah so zaščitene individualno s finomrežastimi tulci. V letih 2009, 2011 in 2012 je bilo opravljeno premazovanje terminalnih brstov smreke z zaščitnim premazom proti objedanju. Pri sanaciji so bile puščene posamezne manj poškodovane odrasle bukve in gorski javorji, ki pa jih je v letu 2014 močno poškodoval žled. Leta 2015 je bila opravljena nega, ki je bila omejena na odstranjevanje pionirjev (breze in jerebike), ki ovirajo rast sadik. Nega je bila opravljena na površini 0,6 ha.



Slika 7: Južni del Črnivca (junij 2015).

Figure 7: Southern part of the Črnivec area (June 2015).

Severni del (južno pobočje, sliki 6 in 8) spada v oddelke 7195, 7196, 7197, 7256 in 7257 (OE Nazarje) ter 31B17 (OE Ljubljana) na nadmorski višini 900–1.300 m. Gozdovi na tem območju so prav tako zaradi golosečnega gospodarjenja in saditve smreke v preteklosti spadali v rastiščno-gojitveni razred sekundarnih smrekovih gozdov. Celotno območje je v zasebni lasti, pri čemer je spodnji del pobočja posestniško bolj razdrobljen, zgornji pa je

del večje zasebne posesti. Skupno je bilo posajenih 23.725 sadik, od tega 20.050 smreke, 2.875 gorskega javorja in 800 češnje, pri čemer je bila večina saditve opravljena do pomladi 2009. V manjši meri je saditev potekala tudi v naslednjih letih, zlasti na predelih, kjer naravna obnova ni bila uspešna. Obžetve smrekovih sadik so bile izvedene tri- ali štirikrat, odvisno od višine sadik in višine pritalne vegetacije. Sadike listavcev so pred objedanjem zaščitili s finomrežastimi tulci in količki, iglavcem pa so premazali terminalne poganjke. Vzgojna oblika smrekovih sadik je bila 2 + 2 leti, gorskega javorja pa 2 + 1 leto. Leta 2015 je bila opravljena nega, kjer so na površinah z umetno obnovo odstranili močno razvite pionirje, ki so začeli ovirati rast sadik. Nega je bila izvedena na 3,5 ha površin (oddelka 7197 in 7256).



Slika 8: Severni del Črnivca (junij 2015).

Figure 8: Northern part of the Črnivec area (June 2015).

4.2.1.3 Bohor in okolica

Raziskovalni objekti raziskovalnega območja Bohor se nahajajo na širšem območju Bohorja (OE Brežice), ki ga je 15. 8. 2009 zvečer prizadel močan veter. Vetrolom je na območju Kozjanskega in Bohorja poškodoval 5.440 ha gozdov. Poškodovanega je bilo 94.000 m³ lesa. Vsi štiri raziskovalni objekti spadajo v krajevno enoto Senovo (slika 9). Matična podlaga je zelo raznolika – večinoma dolomitna in apnenčasta, vmes pa se pojavljajo glinasti skrilavci in werfenske plasti.

Raziskovalni objekt Brest se nahaja v GGE Bohor in je v državni lasti. Leži v oddelkih 12020b in 12085. Objekt leži le nekaj metrov od tromeje občin Kozje, Krško in Šentjur pri Celju nad cesto Oslica–Flančula. Saditev gorskega javorja je bila opravljena spomladi 2009, vendar je bila v 90 % neuspešna. Vzrok neuspehu ZGS pripisuje slabemu saditvenemu materialu. Saditev so zato s 30 sadikami gorskega javorja ponovili jeseni. Nobena izmed sadik ni bila zaščitena pred objedanjem.

Raziskovalni objekt Globoko se nahaja v GGE Senovo in je v zasebni lasti. Leži v oddelku 68. Vrzel leži nad cesto Globoko–Senovo, kjer se dviga od Dovškega potoka proti grebenu Zakov. Tehnična sanacija je bila opravljena v letu 2009. Kljub načrtovani večinski umetni obnovi s saditvijo 3.025 sadik se je zasadilo le 500 dreves gorskega javorja, macesna in črnega bora. Polovica gorskega javorja je bila zaščitena s tulci. Spomladi 2010 so na osrednjem in severnem delu posadili 350 sadik, v naslednjem letu pa še 150.



Slika 9: Raziskovalno območje Bohor in okolica. Rumene pike prikazujejo lokacije raziskovalnih objektov.

Figure 9: Research area Bohor and surroundings. Yellow dots represent locations of study sites.

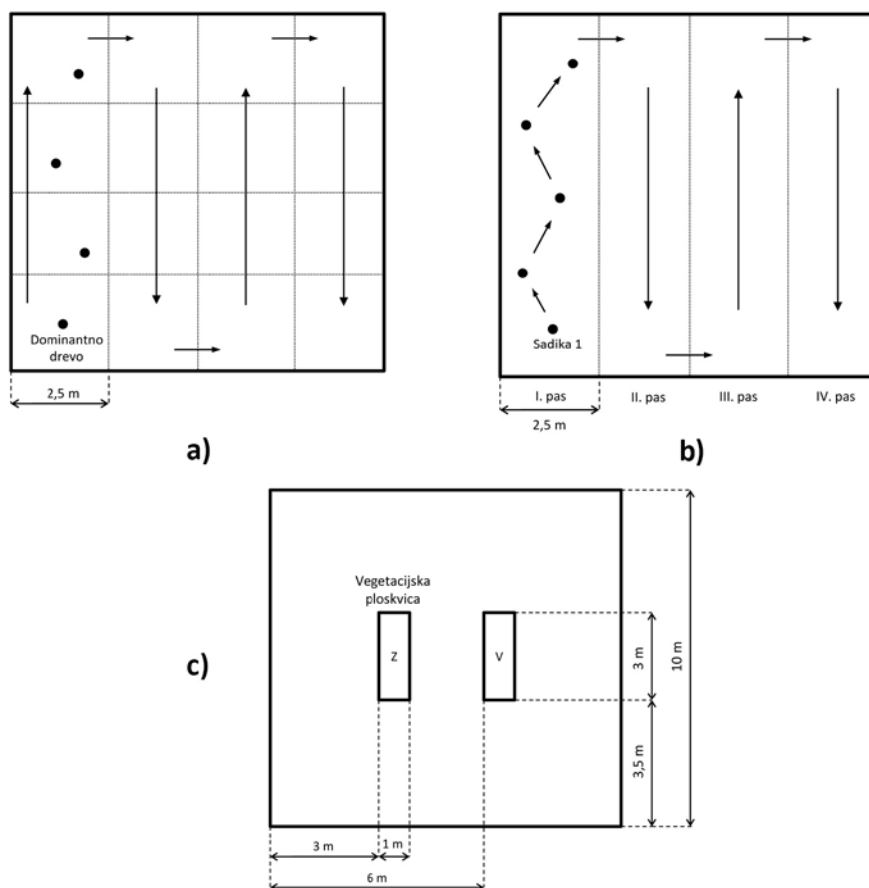
Raziskovalni objekt Zagorje (Fanklov breg) se nahaja v GGE Bohor in je v lasti več zasebnih lastnikov. Leži v oddelku 12184. Vrzeli leži vzhodno od gozdne ceste Zagorje–Log nad domačijo Zupan na Fanklovem bregu. Poškodovano drevje je bilo iz severovzhodnega dela vrzeli odstranjeno v drugi polovici leta 2008. Na tem delu vrzeli so zasadili približno 100 sadik gorskega javorja in smreke. Sadike javorja so zaščitili s tulci, smrekam pa premazali terminalne poganjke. Iz jugovzhodnega dela vrzeli je bilo poškodovano drevje odstranjeno v letu 2009. Ta del je bil prepuščen naravnemu razvoju.

Raziskovalni objekt Armeško se nahaja v GGE Senovo in leži v oddelku 13083. Objekt leži ob cesti Lokve–Armeško in se od Lokvanskega potoka dviga severno proti griču Kladje. Poškodovan les je bil spravljn poleti 2009. Posajenih je bilo 1.000 sadik smreke, gorskega javorja, rdečega bora, evropskega macesna in češnje. Sadike listavcev so bile zaščitene s tulci, terminalni poganjki smreke pa premazani. Skrajni vzhodni del vrzeli so prepustili naravni obnovi, saj je bilo po spravlilu še dovolj starega mladja.

4.2.2 Popisi raziskovalnih ploskev

Meritve na raziskovalnih ploskvah (v nadaljevanju ploskve) smo opravili v letih 2012 in 2014, torej štiri in šest vegetacijskih sezon po vetrolomu. Znotraj vsake površine, kjer je bila opravljena saditev, smo naključno zakoličili ploskev z umetno obnovo velikosti 10 m x 10 m. V neposredni bližini smo zakoličili ploskev enakih dimenzij z naravno obnovo. Pri izbiri lokacij ploskev z naravno obnovo smo se osredotočali na primerljive rastiščne razmere (naklon, ekspozicija), kot na ploskvah z umetno obnovo. Takšen način smo uporabili na vseh raziskovalnih objektih, razen na severnem delu (južno pobočje) Črničca, kjer smo zaradi velikosti raziskovalnega objekta izbrali sistematično vzorčenje na mreži 100 m x 100 m. Na presečiščih mreže smo nato naključno, z žrebanjem presečišč, zakoličili enako število naravnih in umetnih ploskev. Ploskve smo postavili tako, da je par stranic ležal na izohipsi terena, drugi par pa na padnici, pri čemer smo korigirali dolžine stranice glede na naklon. Jugo zahodni kot ploskve smo označili z leseno palico in kovinskim količkom. V tej točki smo tudi določili GPS-koordinato ploskve.

Znotraj ploskev z umetno in naravno obnovo (v nadaljevanju pomladitvene ploskve) smo sistematično postavili dve ploskvici za popis vegetacije (v nadaljevanju vegetacijski ploskvici) velikosti 1 m x 3 m (slika 10c). Razlog za takšno obliko je v izogibanju sadikam, posrednem vplivu saditve in obžetev pritalne vegetacije okoli sadik. Stranice vegetacijskih ploskvic so bile vedno vzporedne s stranicami raziskovalne ploskve in so merile 1 m nekorigirane dolžine po izohipsi terena ter 3 m korigirane dolžine po padnici terena.



Slika 10: Način popisa a) dominantnih osebkov naravnega mladja na ploskvi z naravno obnovo in b) sadik na ploskvah z umetno obnovo ter c) skica položaja vegetacijskih ploskvic znotraj pomladitvene ploskve.

Figure 10: Sampling measurements of a) dominant trees of natural regeneration, b) planted seedlings on plots with artificial regeneration, and c) location of vegetation plots within the research plot.

4.4.4.1 Meritve na vegetacijskih ploskvicah

Izvedli smo popis vaskularnih rastlin in popisali naravno mladje. Za potrebe fitoindikacije in primerjave rastiščnih razmer smo v letu 2012 popisali zastiranje posameznih rastlinskih vrst na 1 % površine vegetacijske ploskvice natančno. Pokrovnost smo ocenjevali okularno, na 1 % natančno, pri čemer smo si pomagali z žičnatim okvirjem, ki je predstavljal 1 % površine. Skupna vsota ocene pokrovnosti vegetacije je lahko presegla 100 %. Pri popisovanju drevesnih vrst smo popisali tudi njihovo gostoto. Beležili smo tudi delež pokrovnosti kamenja oz. skal, organskih tal (neporaščena razkrita tla), lesnih ostankov (panji, kupi vej) in listnega opada (neolesenela odmrta rastlinska masa). V letu 2014 smo poleg gostot in pokrovnosti drevesnih vrst ocenili le skupno zastiranje zeliščne plasti (do 0,5 m) in grmovne plasti (nad 0,5 m višine).

4.4.4.2 Meritve na pomladitvenih ploskvah

Popis mladja je potekal različno glede na vrsto obnove. Na umetno obnovljenih površinah smo raziskovalno ploskev razdelili na štiri enako široke pasove. S popisom sadik smo začeli v spodnjem levem oglišču in nadaljevali v smeri pobočja navzgor. Ob koncu pasu smo se pomaknili v naslednjega in nadaljevali s popisom v nasprotni smeri itd. (slika 10b). Sadike smo popisovali in številčno označevali po vrsti, kakor so si sledile na liniji popisovanja po pasovih. Na naravno obnovljenih površinah smo ploskev razdelili na 16 enakih kvadrantov velikosti 2,5 m x 2,5 m in znotraj vsakega določili in popisali dominantni osebek naravnega mladja (slika 10a), ki smo ga pri dnu drevesca označili z bakreno žico. Ponekod je naravno mladje ali sadika ležalo tik ob meji raziskovalne površine ali površine njene notranje razdelitve. V tem primeru smo šteli, da je mladje ali sadika ležalo na raziskovalni površini, če je na raziskovalni ploskvi ležala točka priraščanja rastline v tla. Obravnavo posamezne raziskovalne ploskve smo začeli z ocenjevanjem rastiščnih lastnosti. Določili smo ekspozicijo terena (kompas), naklon terena, reliefne lastnosti (okularno) in GPS-koordinate JZ oglišča posamezne raziskovalne ploskve (GPS-sprejemnik). Sadikam umetne obnove in dominantnim drevesom naravne obnove smo določili drevesno vrsto, višino, višinski prirastek zadnjih treh let (kjer je to bilo mogoče), premer koreninskega vratu (t. i. RCD – angl. Root Collar Diameter), oceno sproščenosti v rasti (t. i. FTG – Free-To-Grow; po Jacobs in sod., 2004), lastnosti mikrorastišča, razred objedanja in vitalnost. Oceno sproščenosti smo nekoliko prilagodili po Jacobsu in sod. (2004) in označuje število kvadrantov okoli osebka, ki so prosti za rast. Kvadrant je prost takrat, ko tekmujoča vegetacija v njem ne presega dveh tretjin višine proučevane rastline, pri čemer je premer kvadranta enak višini ocenjevanega drevesa. Ocena sproščenosti z vrednostjo 0 označuje stanje brez prostih kvadrantov okoli proučevane rastline, vrednost 4 pa stanje z vsemi prostimi kvadranti okoli proučevane rastline. Osebek se smatra kot prost za rast, kadar sta za rast prosta vsaj dva kvadranta. Med lastnosti mikrorastišča, ki smo jih zapisali, spadajo rastišče brez posebnosti, koreninski krožnik, uleknina, sečna pot, veliki drevesni ostanki in neposredna bližina panja. Objedenost in vitalnost drevesc smo ocenjevali na naravnem mladju in sadikah. Pri oceni objedenosti smo po metodi NAT-MAN (Roženberger, 2012b) beležili sveže poškodbe v treh razredih:

- 1: nepoškodovani osebki ali osebki z nepoškodovanim vršnim (terminalnim) poganjkom in do 10 % poškodovanih stranskih (lateralnih) poganjkov;

- 2: osebki s poškodovanim vršnim poganjkom in/ali do 50 % poškodovanih stranskih poganjkov;
- 3: močno poškodovani osebki s poškodovanim vršnim poganjkom in večino stranskih poganjkov.

4.2.3 Analiza podatkov

Pri analizi smo uporabili dve bazi podatkov, in sicer bazo pokrovnosti in gostot iz vegetacijskih ploskvic ter bazo dominantnih drevesc naravnega mladja in sadik, pridobljenih s pomladitvenih ploskev. Podatke iz prve smo uporabili za numerično ordinacijo ploskev, na katero smo kot pasivne spremenljivke dodali povprečne vrednosti Landoltovih fitoindikacijskih vrednosti (LIV) rastlinskih vrst in splošne ekološke razmere na ploskvah (ekspozicija, naklon, nadmorska višina, razdalja do najbližjega semenskega drevesa in najbližjega gozdnega roba). Za ordinacijo ploskev smo uporabili metodo korespondenčne analize z odstranjenim trendom (DCA). Landoltove vrednosti (Landolt in sod., 2010) za vsako posamezno rastlinsko vrsto ocenjujejo potrebe po svetlobi, toploti, kontinentalnosti podnebja, vlagi, reakciji tal, tipu humusa, dušiku in prezračenosti tal. Povprečne vrednosti LIV smo izračunali kot tehtano povprečje vseh prisotnih vrst, pri čemer smo kot utež uporabili njihovo pokrovnost (Lepš in Šmilauer, 2003).

Iz vegetacijskih ploskvic smo nadalje izračunali pokrovnosti posameznih drevesnih vrst oz. skupin in njihove gostote. Pri analizi podatkov in prikazu rezultatov smo zaradi preglednosti in primerljivost rezultatov na raziskovalnih območjih drevesne vrste združili v tri glavne skupine:

- sencozažne drevesne vrste: bukev, jelka, smreka, beli gaber;
- svetloljubne drevesne vrste: črni gaber, gorski javor, gorski brest, jerebika, češnja, graden, mokovec, mali jesen, maklen, veliki jesen, oreh in brek;
- pionirske drevesne vrste: breza, trepetlika, iva in bela vrba.

Za lažjo interpretacijo rezultatov smo pri analizi podatkov vegetacijskih ploskvic združili ploskve v tri kategorije glede lege in naklona:

- naklon do 10°: ravna lega;
- naklon nad 10° in severozahodna, severna, severovzhodna ali vzhodna lega: hladna

lega;

- naklon nad 10° in jugovzhodna, južna, jugozahodna ali zahodna lega: topla lega.

Osnovne izračune smo izvedli v programu Microsoft Excel 2010. Statistično analizo smo opravili v programskem okolju R (R Development Core Team, 2013). Vpliv okoljskih dejavnikov (naklon, ekspozicija, nadmorska višina, pokrovnost zeliščne in grmovne plasti) in načina obnove na pokrovnost in gostote skupin drevesnih vrst (sencozažne, svetloljubne in pionirske) smo analizirali z mešanimi modeli, ki omogočajo upoštevanje psevdoponovitev. Raziskovalne ploskve so bile ugnezdene v treh območjih raziskave, ki smo jih v modelih upoštevali kot naključne dejavnike. Uporabljeni modeli so temeljili na negativni binomski porazdelitvi. Podatke smo, da bi zadostili predpogojem o normalnosti in linearnosti, po potrebi transformirali. Pri diagnosticiranju modelov smo uporabili modelne intervale zaupanja parametrov in grafičnih povzetkov, kot jih predlagajo Robinson in Hamann (2011) ter Zuur in sod. (2009). Za dominantne osebk naravnega mladja in sadike smo izdelali negativne binomske regresijske modele preživetja, v katerih smo kot odvisno spremenljivko opredelili preživetje (1 – živo, 0 – odmrlo), kot neodvisne pa raziskovalno območje, rastiščne in rastne značilnosti. Izdelali smo modele za najpogostejši drevesni vrsti, ki sta se pojavljali na vseh treh območjih. Modele preživetja smo izdelali za:

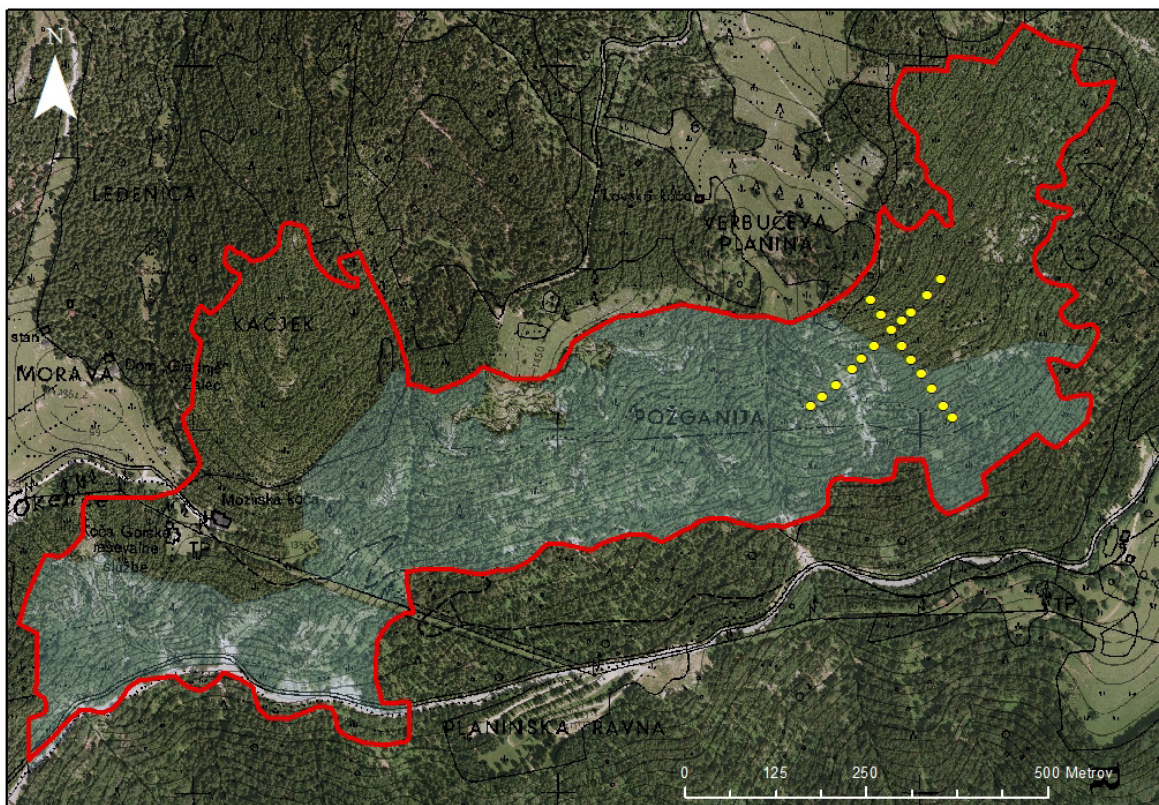
- smreko in gorski javor,
- gorski javor,
- smreko.

4.3 ANALIZA DOLGOTRAJNE DRUGOTNE SUKCESIJE PO POŽARU

4.3.1 Izbor in opis raziskovalnega objekta

Raziskovalni objekt se nahaja v Mozirskih planinah (GGO Nazarje, GGE Mozirje), ki predstavljajo zaključek jugovzhodnega dela Alp. Tu se je v letu 1950 zgodil požar človeškega izvora, ki je uničil 82 ha gozda. Del te površine, danes imenovane Mozirska Požganija (slika 11), je del gozdnega rezervata velikosti 32,3 ha, ki je bil izločen leta 1976. Mozirska Požganija je del predalpskega območja Slovenije (Wraber, 1960; Marinček, 1987). Raziskovalni objekt se nahaja na strmem (30–40°), južnem do jugovzhodnem pobočju, na 1.100–1.450 m nadmorske višine, na apnencih iz srednjega triasa (Gregorič, 1973). Na grebenih in strmih delih pobočja so se razvila plitva tla, prevladujejo rendzine. Požaru sta zaradi južne lege in visokih padavin sledila močna erozija in proces zakrasevanja na že sicer zelo plitvih apnenčastih tleh (Puncer, 1962). Ustvarile so se skrajnostne rastiščne razmere, povečal se je delež skalnatih tal, ponekod pa so bili pobočni grušči popolnoma brez tal. Tudi zdaj sta kamnitost in skalovitost razširjeni na številnih raziskovalnih ploskvah. Rastišča so kljub razmeroma obilnim padavinam zaradi apnenčaste podlage in južne lege precej sušna in zato odvisna od pogostosti padavin (Lobnik, 1973). Povprečna letna vsota padavin (povprečje 1961–2015 za vremensko postajo Radegunda, 800 m nadmorske višine) znaša 1.390 mm (Spletni portal Meteo.si), povprečna temperatura pa 4–6 °C (Podnebne razmere ..., 2006). V letu 1950 je bila potencialna naravna vegetacija pobočja opredeljena kot alpski bukov gozd (*Anemono-Fagetum*; Puncer in Zupančič, 1973), vršni del planote pa je bil kartiran kot visokogorski smrekov gozd (*Adenostylo glabrae-Piceetum*; Wraber in sod., 1963). Po zdaj veljavnem GGN GGE Nazarje spada območje v rastiščno-gojitveni razred Gozdni rezervati, kjer sta kot rastišče opredeljena črnogabrovje in malojesenovje (*Fraxino orni-Ostryetum*; Gozdnogospodarski načrt ...). V času pred požarom je kot posledica večstoletnih intenzivnih sečenj, paše in pospeševanja smreke prevladoval smrekov gozd. Dokazi pretekle vegetacije so posamezna odrasla bukova drevesa na spodnji meji rezervata in zastopanost rastlinskih vrst bukovih gozdov. Rastlinstvo in živalstvo sta se na Požganijo vračala počasi. Najprej se je vegetacija vrnila na robne dele in mesta posameznih zaplat v požaru manj poškodovanih skupin dreves. Gozdarji so pri tem pomagali s saditvijo. Kljub temu pa je na teh površinah še vedno potekala paša živine.

Sukcesija je privabila raziskovalce in tako je že leta 1957 Rajner posnel dragocene fotografije. Puncer (1962) je nadaljeval s prvim opisom posledic požara in obnove vegetacije. Po letu 1970 niso več izvajali saditve. Leta 1976 so izločili gozdni rezervat na območju, kjer predhodno ni bilo ukrepanja. Pionirski sukcesijski gozd so prvič analizirali leta 1981 (Kranjc).



Slika 11: Mozirska Požganija. Rdeča barva označuje območje požara, osenčen del območje gozdnega rezervata, rumene pike pa lokacije raziskovalnih ploskev.

Figure 11: Mozirska Požganija. Red colour denotes area disturbed by fire, shaded area represents forest reserve and yellow dots denote locations of sample plots.

4.3.2 Popisi raziskovalnih ploskev

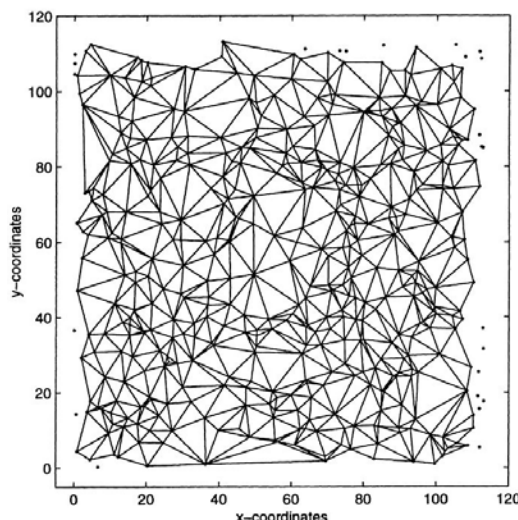
Spomladi leta 2013 smo ponovili meritve na triindvajsetih ploskvah, ki so bile zakoličene in prvič premerjene leta 1981. Ploskve so krožne oblike, velikosti 0,01 ha, in so zakoličene vzdolž dveh transektov, ki sta med seboj skoraj pravokotna. Prva skupina ploskev (ploskve št. 1–13) poteka vzdolž transektu, ki je orientiran v smeri azimuta 45° SV. Druga skupina ploskev (ploskve št. 14–23) poteka vzdolž transektu, ki je orientiran v smeri 141° JV in

poteka po padnici pobočja. Horizontalna razdalja med središči ploskev je 25 m. Ploskve so bile ponovno premerjene v letih 1988, 1994, 2006 in 2013. V letu 1994 je bila premerjena samo polovica vseh ploskev. Pri prvem snemanju leta 1981 so bila označena in prostorsko locirana vsa živa drevesa. Popisali smo vsa drevesa na ploskvah glede na drevesno vrsto in izmerili višino. Vitalnost (1 – močna, 2 – normalna, 3 – slaba), globino krošnje (1 – do $\frac{1}{4}$, 2 – od $\frac{1}{4}$ do $\frac{1}{2}$, 3 – več kot $\frac{1}{2}$ višine drevesa), plast (po tretjinah glede na višino: 1 – zgornja, 2 – srednja, 3 – spodnja) in tendenco (1 – napredujoča, 2 – spremljajoča, 3 – nazadujoča) smo ocenili po klasifikaciji IUFRO (Leibundgut, 1984). V letu 2013 smo zabeležili tudi prsni premer dreves. Višina dreves je bila pri prvi izmeri ocenjena na 1 m natančno, medtem ko je bila pri ostalih merjenjih višina ocenjena na 0,5 m natančno. Višine smo v letu 2013 izmerili z napravo Haglöl Vertex na 0,1 m natančno.

4.2.4 Analiza podatkov

Osnovno analizo razvoja sukcesije (gostote, višinska porazdelitev dreves) smo izvedli s programom Excel 2010. Volumne dreves in lesno zalogo sestojev smo izračunali s pomočjo Kotarjevih funkcij za drevesne vrste (Kotar, 1980).

Kompleksnost strukture gozdnih sestojev smo ocenili s strukturnimi indeksi. Eden izmed njih je t. i. indeks strukturne kompleksnosti (Structural complexity index – SCI; Zenner in Hibbs, 2000). Modeliranje SCI poteka prek simulacije trikotnih mrež, kjer so vogali trikotnika točke vrhov treh sosednjih dreves. Metoda temelji na ustvarjanju mozaične mreže drevesnih lokacij, kjer so točkovni vzorci pretvorjeni v dvodimenzionalni trikotnik treh najbližjih dreves (slika 12).



Slika 12: Primer neenakomerne trikotne mreže, kjer vogale trikotnikov predstavljajo vrhovi dreves (povzeto po Zenner in Hibbs, 2010).

Figure 12: Example of a triangular irregular network where points represent tree tops (after Zenner in Hibbs, 2010).

SCI je definiran kot vsota površin piramide (s koordinatami x, y in z), deljena z vsoto površin dvodimenzionalnih trikotnikov. Vertikalni gradienti so definirani kot največja višinska razlika med drevesi, ki tvorijo trikotnik, kar pomeni, da večja kot je ta razlika, višja je vrednot SCI.

Pri ugotavljanju strukture smo uporabili tudi t. i. Clark-Evansov agregacijski indeks (CE; Clark-Evans, 1954), ki pojasni prostorsko porazdelitev dreves v prostoru. CE se izračuna kot povprečje vseh razdalj posameznega drevesa do najbližjega sosednjega drevesa (r_A). Poleg tega se izračuna pričakovana povprečna razdalja, ki bi veljala ob naključni prostorski porazdelitvi dreves (r_E). CE je razmerje (kvocient) dejanske povprečne razdalje (r_A) in pričakovane povprečne razdalje (r_E). Indeks zavzema vrednosti v razponu 0–2,1491. Pri vrednosti CE = 1 so drevesa porazdeljena popolnoma naključno, pri vrednosti CE < 1 so agregirana v skupinah, pri CE > 1 pa je porazdelitev v prostoru enakomernejša.

$$CE = \frac{r_A}{r_E} \quad \dots (1)$$

$$r_E = \frac{1}{2} \sqrt{\frac{A}{N}} \quad \dots (2)$$

$$r_A = \sum_{i=1}^n HDist_i \quad \dots (3)$$

Indeks višinske diferenciacije (TH; Pommerening, 2002; Becagli in sod., 2013) podaja velikost višinskih razlik sosednjih dreves in poda prostorsko porazdelitev drevesnih višin.

Vrednosti TH se gibljejo med 0 in 1, pri čemer so pri TH = 0 vsa sosednja drevesa enako visoka, pri TH = 1 pa različno visoka. H predstavlja višino drevesa, N pa število dreves na ploskvi.

$$TH = \sum_{i=1}^N \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \left(1 - \frac{\min(H_i, H_j)}{\max(H_i, H_j)} \right) \quad \dots(4)$$

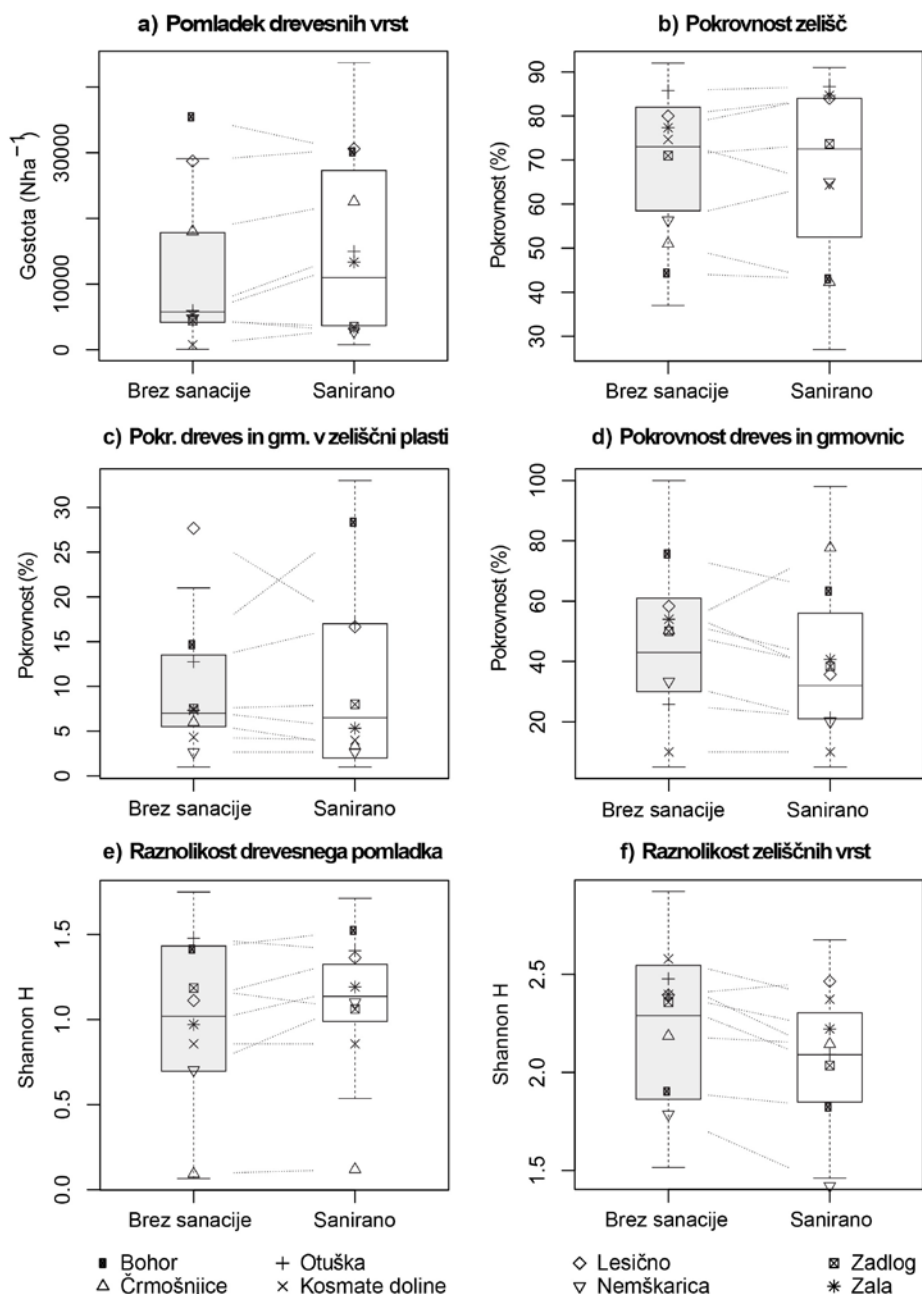
Statistično analizo in modeliranje smo opravili s programskim orodjem SAS (verzija 13.1; SAS). Pri statistični analizi smo izdelali modele preživetja dreves za tri različna obdobja (1981–1988, 1988–2013 in 1981–2013), pri čemer smo kot spremenljivke vključili drevesno vrsto, drevesno plast, globino krošnje in vitalnost. Vplive spremenljivk na preživetje dreves smo ovrednotili s pomočjo binarne logistične regresije, kjer smo postopoma odstranjevali spremenljivke z neznačilnim vplivom na preživetje, dokler nismo dosegli končnega logističnega modela.

5 REZULTATI

5.1 PRIMERJAVA OBNOVE VEGETACIJE NA POVRŠINAH Z IZVEDENO TEHNIČNO SANACIJO IN POVRŠINAH BREZ SANACIJE

5.1.1 Pokrovnost vegetacije in drevesnega pomladka

Zeliščna vegetacija in gostota drevesnega pomladka se je razlikovala med raziskovalnimi objekti. Povprečna gostota pomladka med raziskovalnimi objekti (za oba načina dela in vse višinske razrede skupaj) je bila med 767 in 35.467 osebkov na ha. Gostota pomladka se je značilno zmanjšala z nadmorsko višino ($p = 0,020$). Skupna pokrovnost zeliščne vegetacije (za oba načina dela) je bila podobna na vseh osmih raziskovalnih objektih ($p = 0,877$; slika 13), medtem ko je bila gostota pomladka (vsi višinski razredi skupaj) nekoliko večja na saniranih površinah, ampak razlike niso bile statistično značilne ($p = 0,059$). Spearmanova bivariatna analiza je pokazala, da je gostota pomladka v negativni zvezi s količino lesnih ostankov ($-0,29$), medtem ko ta zveza ni bila značilna v GLMM. Povprečna pokrovnost lesnih ostankov je bila 19 % na delih brez sanacije in 6 % na saniranih površinah ($p < 0,001$). Količina lesnih ostankov se je povečevala z nadmorsko višino ($p = 0,027$), medtem ko naklon ($p = 0,476$) in skalovitost ($p = 0,622$) nista pokazala značilnih povezav s pokrivnostjo lesnih ostankov. Znakov erozije je bilo malo, povprečno se je pojavljala na 4 % površine. Odkrili smo statistično značilne razlike ($p = 0,009$) v pokrovnosti grmovne plasti med lokacijami, kjer je potekla sanacija s traktorjem (približno 20-odstotna zastrtost) in žičnicami (40-odstotna).



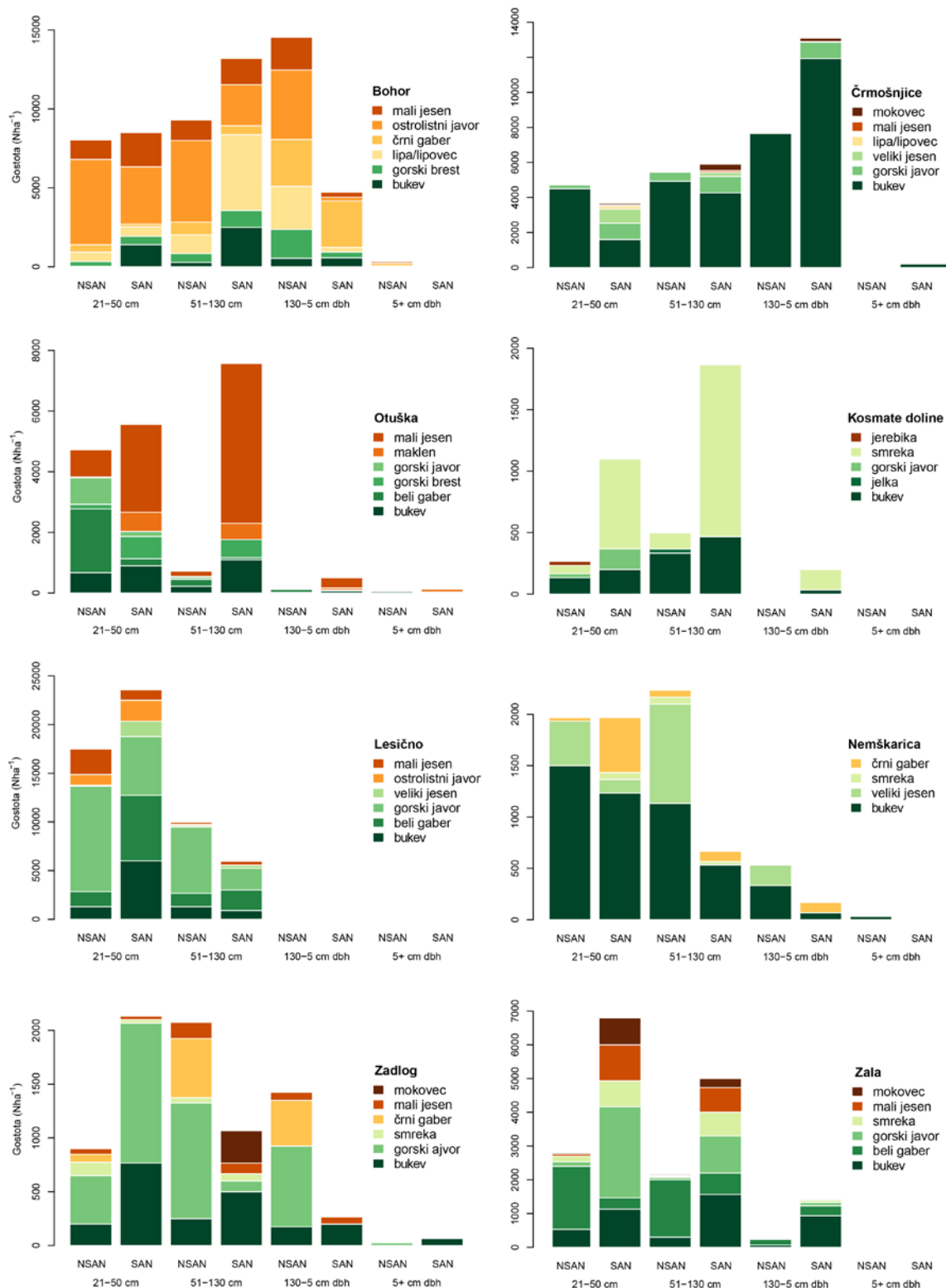
Slika 13: Ročaji z okvirji a) gostot pomladka drevesnih vrst (vsi višinski razredi), b) pokrovnosti zelišč, c) pokrovnosti drevesnih in grmovnih vrst v zeliščni plasti, d) pokrovnosti dreves in grmovnic, e) raznolikosti drevesnega pomladka ter f) raznolikosti zeliščnih vrst na saniranih površinah in površinah brez sanacije na osmih raziskovalnih objektih. Mediana je označena z vodoravno črto v pravokotniku, ki označuje interkvartilni razmik, črte z ročaji označujejo ekstremne vrednosti (minimum in maksimum). Znaki in črtkane črte označujejo posamezna območja raziskave.

Figure 13: Box plots of a) tree regeneration density (all height classes combined), b) herb per cent cover, c) tree and shrub cover in the herb layer, d) tree and shrub cover, e) tree regeneration diversity, and f) herb diversity in non- salvaged and salvaged treatments for the eight study sites combined. Horizontal line depicts the median, boxes represent interquartile range. Whiskers extent to the maximum and minimum value. The symbols and dashed lines depict individual study sites.

5.1.2 Mešanost vegetacije in višinska struktura

Skupno smo na osmih raziskovalnih objektih popisali 237 zeliščnih in 25 drevesnih vrst, vendar je bilo število vrst, ki so prevladovale, manjše. Pri drevesnih vrstah je bilo navadno 4–6 drevesnih vrst, ki so predstavljala več kot 90 % dreves na posamezni raziskovalni lokaciji. Shannonov indeks raznolikosti zeliščne vegetacije je bil nekoliko večji na delih brez sanacije ($p = 0,023$), medtem ko je bil pri drevesnih vrstah (za vse višinske razrede skupaj) višji na saniranih delih, vendar razlika ni bila značilna ($p = 0,200$; slika 13).

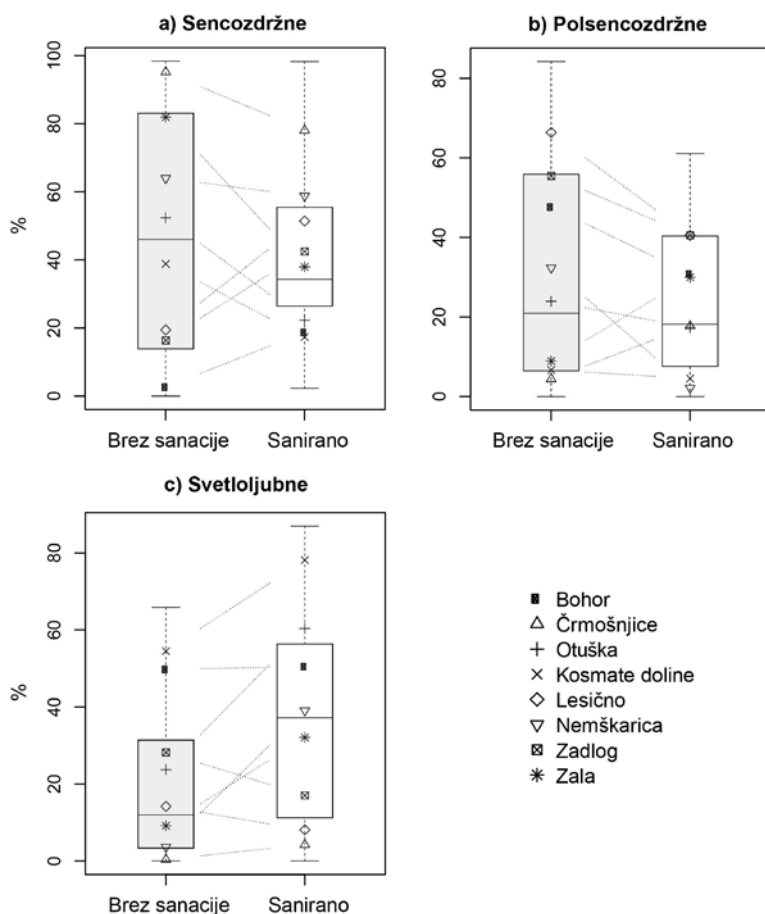
Ugotovili smo znatno variabilnost v višinski strukturi drevesnega pomladka po vrstah tako med raziskovalnimi objekti kot načini dela. Za lažjo interpretacijo smo glede na Ellenbergove indikativne vrednosti za svetlobo (Ellenberg, 1988) drevesne vrste razdelili v tri kategorije glede sencozažnosti: sencozažne ($EIV < 4$), polysencozažne ($EIV = 4$) in svetlobojube ($EIV > 4$). V nasprotju z našimi pričakovanji sencozažne vrste, kot so bukev, beli gaber in jelka, niso prevladovale na vseh raziskovalnih objektih (44 % vseh dreves), niti niso bile popolnoma dominantne na predelih brez sanacije (47 % dreves v primerjavi z 41 % na saniranih delih; slika 14). Vendar pa so bile bolj množično zastopane v višjih višinskih razredih (60 % dreves v dveh najvišjih višinskih razredih). Med načinoma dela ni bilo značilnih razlik glede pokrovnosti ($p = 0,072$) in gostot ($p = 0,110$) sencozažnih drevesnih vrst. Vendar pa so sencozažne vrste predstavljale precejšen delež v drevesnem pomladku na predelih brez sanacije, čeprav razlike niso bile statistično značilne (slika 15).



Slika 14: Gostota drevesnega pomladka glede na višinski razred in sanacijo. Za vsak raziskovalni objekt je prikazanih le šest najbolj zastopanih drevesnih vrst, ki so predstavljale več kot 90 % pomladka. NSAN = brez sanacije, SAN = sanirano.

Figure 14: Density of tree species in the regeneration layer by height class and treatment. Only the six most abundant tree species, which made up > 90% of the total stems, are shown for each study site. NSAN = non salvaged, SAN = salvaged.

Svetloljubne vrste, še zlasti gorski javor, ostrolistni javor, veliki in mali jesen, so bile enakovredno ali bolj zastopane kot sencozadržne vrste, vendar vzorci pojavljanja med saniranimi predeli in predeli brez sanacije niso bili enotni (slika 15). Na nekaterih lokacijah se je kazal trend višjih gostot svetloljubnih drevesnih vrst na saniranih predelih (npr. Črmošnjice, Zala), medtem ko smo na nekaterih ugotovili ravno obratno (npr. Zadlog). Ugotovili smo, da svetloljubne drevesne vrste predstavljajo večji delež ($p = 0,013$) v pomladku na saniranih predelih (36 %) v primerjavi s predeli brez sanacije (23 %; slika 15c). Ta vzorec se je pojavil v vseh višinskih razredih. Delež drevesnih vrst srednje tolerance glede svetlobe je bil podoben med načini dela, vendar se je zmanjševal z naraščanjem višinskih razredov.



Slika 15: Okviri z ročaji prikazujejo delež (%) a) sencozadržnih, b) polsencozadržnih in c) svetloljubnih drevesnih vrst v pomladku glede na način dela. Mediana je označena z vodoravno črto v pravokotniku, ki označuje interkvartilni razmik, črte z ročaji označujejo ekstremne vrednosti (minimum in maksimum). Znaki in črtkane črte označujejo posamezne raziskovalne objekte.

Figure 15: Box plots showing the proportion (%) of a) shade tolerant, b) intermediate, and c) shade intolerant tree species in the regeneration layer by treatment. Horizontal line depicts the median, boxes represent interquartile range. Whiskers extent to the maximum and minimum value. The symbols and dashed lines depict individual study sites.

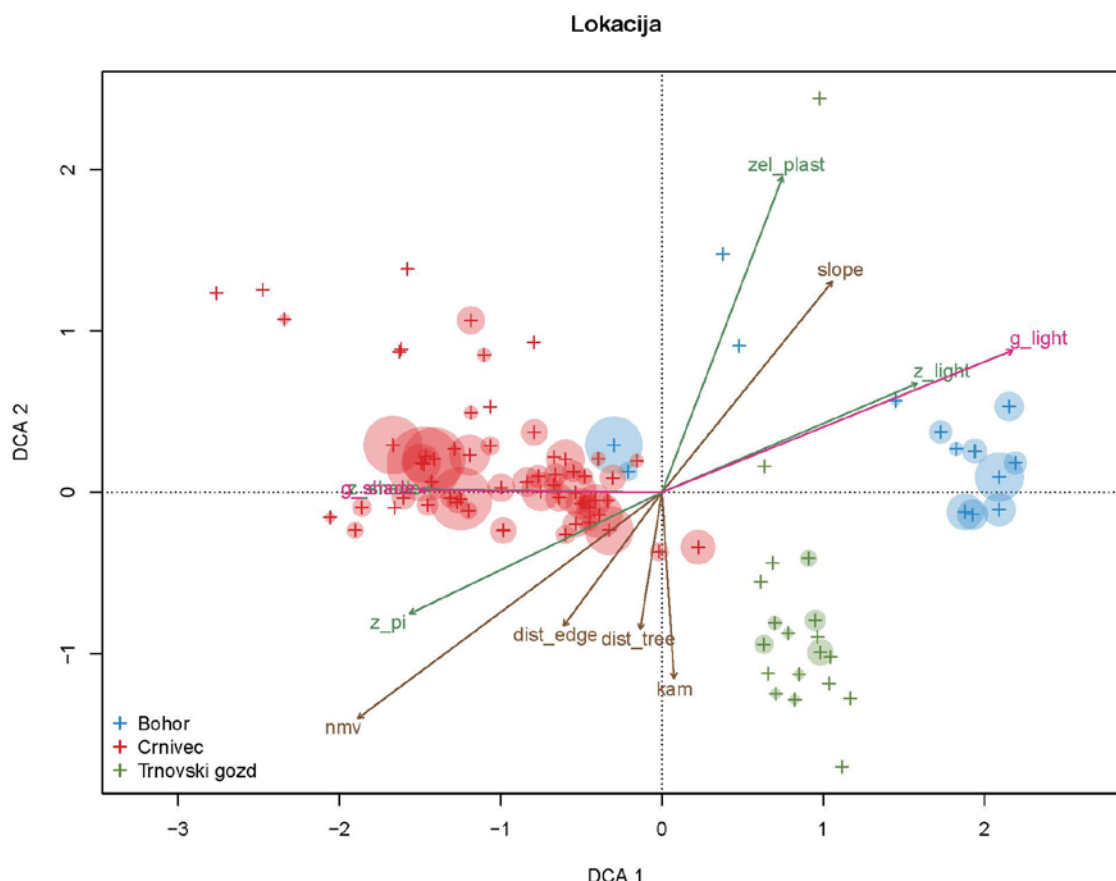
Prav tako ni bilo jasnega vzorca glede višinske strukture pomladka med predeli s sanacijo in brez nje. Na raziskovalnih objektih, kjer je bilo mladje močno razvito v višinskem razredu 131–5 cm premera, so bile skupne gostote višje na predelih brez sanacije (npr. Bohor, Nemškarica, Zadlog), medtem ko so bile na drugih raziskovalnih objektih (npr. Črmošnjice, Zala) višje gostote na saniranih predelih. Skupno je bila gostota dreves v dveh najnižjih višinskih razredih večja na saniranih predelih ($p = 0,038$). Prav tako je pokrovnost po Braun-Blanquetovi metodi pokazala, da je zastiranje mahovne in zeliščne plasti večje na saniranih predelih (78 %) v primerjavi s predeli brez sanacije (72 %), medtem ko je bila kombinirana pokrovnost grmovne in drevesne plasti večja na predelih brez sanacije (46 % proti 40 %); nobena izmed teh razlik pa ni bila statistično značilna ($p = 0,170$ in $p = 0,164$).

Povprečna višina najvišjih osebkov pomladka je bila mejno večja na predelih brez tehnične sanacije (189,0 cm, $n = 106$) v primerjavi s saniranimi predeli (167,1 cm; $n = 95$; $p = 0,060$). Poškodbe zaradi objedanja so bile na vseh lokacijah relativno nizke (80 % pomladka je bilo kategoriziranega v prvi razred objedenosti, to je manj kot 10 % poškodb stranskih poganjkov) in značilno višje na saniranih predelih (χ^2 , $p < 0,001$).

5.2 PRIMERJAVA NARAVNE IN UMETNE OBNOVE GOZDA PO VETROLOMU

5.2.1 Ordinacija vegetacijskih popisov

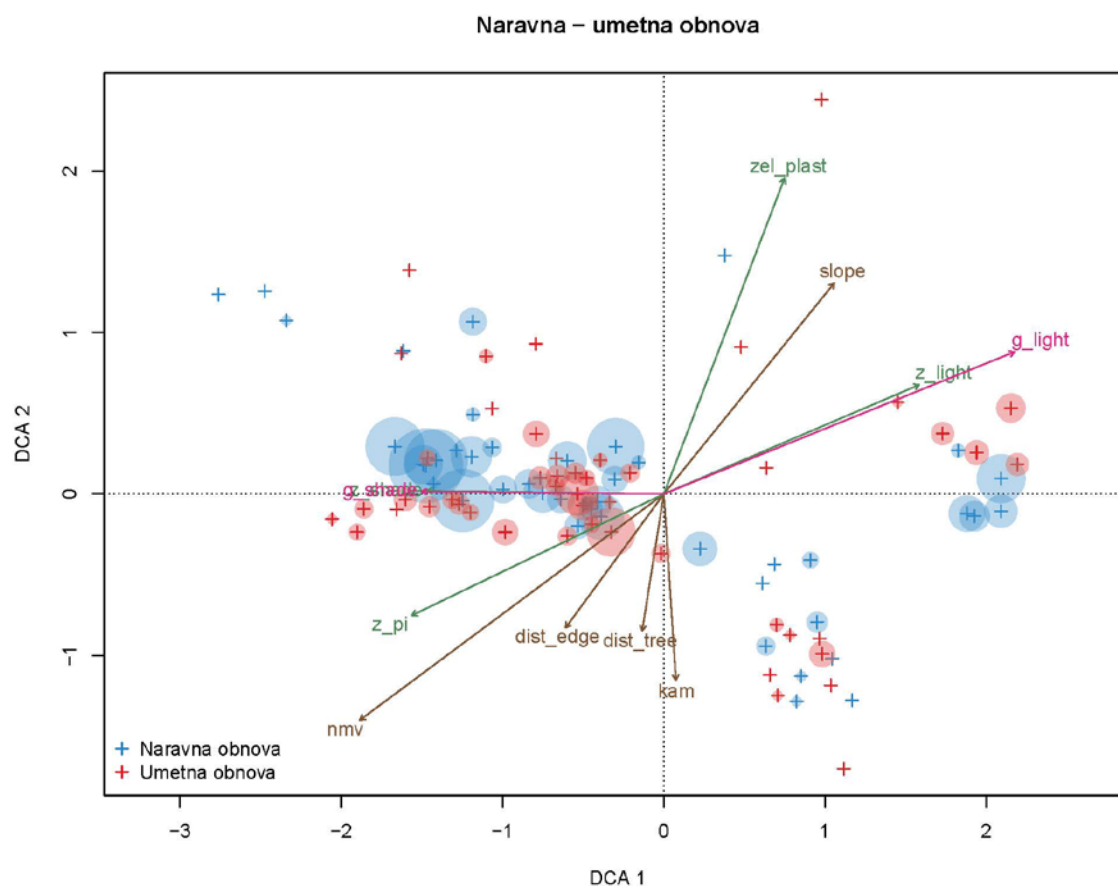
Grafična predstavitev ordinacije vegetacijskih popisov kaže, da se popisi razvrščajo glede na geografsko lokacijo (slika 16). Raziskovalna objekta Črnivec sever in Črnivec jug sta si rastiščno zelo podobna (ni prikazano), zato ju v analizi in rezultatih obravnavamo skupaj. Raziskovalno območje Bohor je rastiščno precej variabilno, saj se raziskovalna objekta Zagorje in Brest rastiščno precej razlikujeta v primerjavi z objektoma Armeško in Globoko, ki se nahajata na prisojnih legah in nižjih nadmorskih višinah. Fitoindikacija rastiščnih dejavnikov z LIV kaže, da so najtoplejša rastišča na območju Bohor, sledita Črnivec in hladnejši Trnovski gozd. Najmanj svetlobe je bilo na območju Bohorja (manjše vrzeli), sledi Črnivec, največ svetlobe pa LIV nakazuje za območje Trnovskega gozda. Vlažnost v grobem narašča z osjo DCA 1, kar pomeni najbolj vlažne razmere na območju Trnovskega gozda. Vsebnost dušika v tleh narašča od območja Črnivca proti Trnovskemu gozdu. Količina humusa deloma pada z osjo DCA 2, kjer je najmanjša količina humusa na območju Bohor in največja na Črnivcu. Kot najmanj zračna so se izkazala tla na območju Črnivca, medtem ko so tla v Trnovskem gozdu in na Bohorju primerljiva. Tla na območju Trnovskega gozda so bila nevtralna do rahlo kisl, na območju Bohorja in Črnivca pa nevtralna. Nadmorska višina v grobem pada z osjo DCA 2 (ni prikazano). Pokrovnost pionirjev (z_{pi}) nakazuje največje vrednosti na območju Črnivca, kjer so bile razdalje do gozdnega roba in najbližjega semenskega drevesa podobne kot na območju Trnovskega gozda. Kamnitost, količina velikih lesnih ostankov in nadmorska višina deloma pojasnjujejo manjše gostote pomladka na območju Trnovskega gozda. Pokrovnost in gostote sencozdržnih vrst (z_{shade} in g_{shade}) so bile največje na območju Črnivca in najmanjše na Bohorju, kjer v naravnem mladju prevladujejo svetloljubne drevesne vrste, na kar kažeta pokrovnost in gostota teh vrst (z_{light} in g_{light}).



Slika 16: Slika ordinacije popisov na vegetacijskih ploskvah glede na raziskovalno območje v prvih dveh razsežnostih (osi DCA 1 in DCA 2), ki pojasnita največ variabilnosti. Na sliki so dodani ekološki dejavniki (kamnitost, nadmorska višina, razdalja do gozdnega roba (dist_edge) in najbližjega semenskega drevesa (dist_tree)) ter pokrovnost (z_shade) in gostote sencozažnih (g_shade), svetloljubnih (z_light in g_light) in pionirskih (z_pi in g_pi) drevesnih vrst. Križci prikazujejo vegetacijske ploskve, velikost kroga pa gostoto naravnega mladja.

Figure 16: Ordination of vegetation plots according to research area in the space of the first two axes (DCO 1 and DCA 2) that explained most of the variability. The figure shows ecological factors (rockiness, elevation, distance to stand edge, distance to nearest seed tree) and coverage and density of shade tolerant, shade intolerant and pioneer tree species. Crosses denote vegetation plots and size of circles show the density of natural regeneration.

Primerjava vegetacije na ploskvah z naravno in umetno obnovo je potrdila, da so rastišča precej podobna (slika 17), kar nam olajša interpretacijo razlik glede naravne obnove med obema načinoma obnove. Temperature so bile le nekoliko, a mejno značilno višje na ploskvah z umetno obnovo (t-test, $p = 0,043$). Prav tako je bila značilno nižja prezračenost tal na ploskvah z umetno obnovo ($p = 0,003$). Ostale Landoltove ocene za rastiščne dejavnike, kot so kontinentalnost, količina svetlobe, vlažnost, reakcija tal in količina dušika ter humusa, pa v primerjavi z naravno obnovo niso bile značilno različne.



Slika 17: Slika ordinacije popisov na vegetacijskih ploskvah glede na način obnove v prvih dveh razsežnostih (osi DCA 1 in DCA 2), ki pojasnita največ variabilnosti. Na sliki so dodani ekološki dejavniki (kamnitost, nadmorska višina, razdalja do gozdnega roba (dist_edge) in najbližjega semenskega drevesa (dist_tree)) ter pokrovnost (z_shade) in gostote sencozdržnih (g_shade), svetloлюбnih (z_light in g_light) in pionirskih (z_pi in g_pi) drevesnih vrst. Križci prikazujejo vegetacijske ploskve, velikost kroga pa gostoto naravnega mladja.

Figure 17: Ordination of vegetation plots according regeneration type in the space of the first two axes (DCO 1 and DCA 2) that explained most of the variability. The figure shows ecological factors (rockiness, elevation, distance to stand edge, distance to nearest seed tree), coverage, and density of shade tolerant, shade intolerant and pioneer tree species. Crosses denote vegetation plots and size of circles show the density of natural regeneration.

5.2.2 Rezultati z vegetacijskih ploskvic

5.2.2.1 Drevesna sestava naravnega mladja

Raznolikost drevesnega mladja je bila največja na raziskovalnem območju Bohor, kjer smo našli 12 drevesnih vrst. Na območju Črnivca je močno prevladovala smreka, sledijo ji iva, gorski javor, jerebika in bukev. Na območju Trnovskega gozda so prevladovali gorski javor, bukev, jelka in iva (preglednica 3). Razlike med načinom obnove so bile zlasti prisotne na območju Črnivca, kjer je bilo na ploskvah umetne obnove bistveno manj smreke kot na ploskvah naravne obnove.

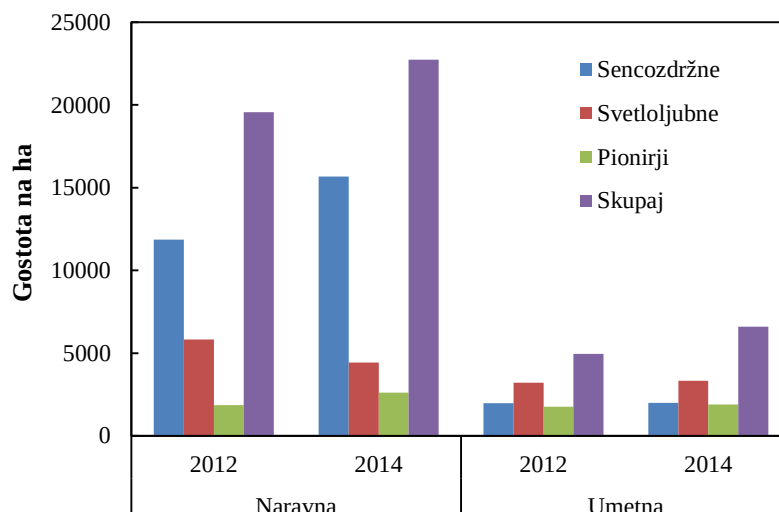
Preglednica 3: Drevesna sestava naravnega mladja (%) na vegetacijskih ploskvicah glede na raziskovalno območje in način obnove v letu 2014.

Figure 3: Tree species composition (%) of natural regeneration on vegetation plots according to research area and regeneration type in 2014.

	Naravna			Umetna		
	Bohor	Črnivec	Trnovski gozd	Bohor	Črnivec	Trnovski gozd
<i>Fagus sylvatica</i>	30	5	16	12	6	17
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	7	49	7	17	52
<i>Picea abies</i>	0	70	6	0	25	0
<i>Salix caprea</i>	6	6	9	2	23	10
<i>Sorbus aucuparia</i>	0	8	10	0	17	2
<i>Betula pendula</i>	10	3	0	2	9	0
<i>Abies alba</i>	0	1	9	0	2	12
<i>Ostrya carpinifolia</i>	9	0	0	19	0	0
<i>Fraxinus ornus</i>	18	0	0	26	0	0
<i>Acer campestre</i>	11	0	0	21	0	0
ostalo	14	1	1	10	2	7

5.2.2.2 Gostota naravnega mladja

Skupno so se povprečne gostote naravnega mladja med letoma 2012 in 2014 povečale, vendar statističnih razlik nismo potrdili (Kruskal-Wallisov test, $\chi^2 = 1,93$; $p = 0,165$). V letu 2012 je bilo na ploskvah naravne obnove 19.567 in na ploskvah umetne obnove 4.950 osebkov na ha ($\chi^2 = 8,83$; $p = 0,003$), medtem ko je gostota v letu 2014 znašala 22.727, pri umetni obnovi pa je bila več kot trikrat manjša in je znašala 6.604 osebkov ($\chi^2 = 8,03$; $p = 0,005$; slika 18), kar potrjuje tudi GLMM (preglednica 4).



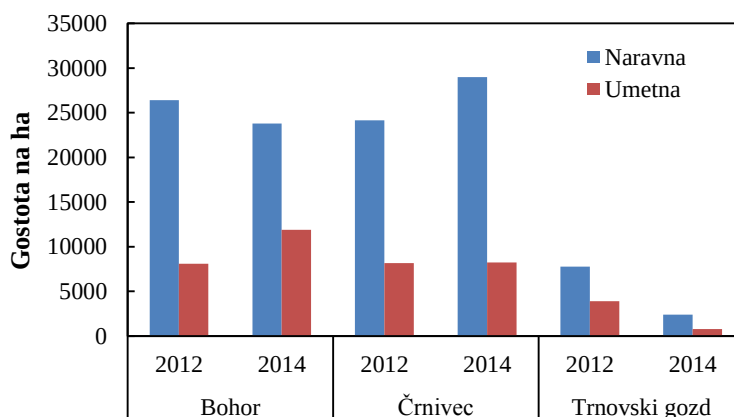
Slika 18: Povprečna gostota naravnega mladja (ha^{-1}) na vegetacijskih ploskvicah po skupinah drevesnih vrst (sencozdržne, svetloljubne in pionirji) na ploskvah z umetno in naravno obnovo v letih 2012 in 2014.

Figure 18: Average density of natural regeneration (ha^{-1}) on vegetation plots according to tree species group (shade tolerant, light demanding and pioneers) on planted and plots with natural regeneration in 2012 and 2014.

Povprečna gostota sencozdržnih vrst se je iz 52 % povečala na 58 % ($\chi^2 = 0,08$; $p = 0,781$). Skupni delež svetloljubnih vrst je v povprečju padel iz 34 % na 26 % ($\chi^2 = 3,22$; $p = 0,073$), medtem ko se je delež pionirjev povečal iz 14 % na 15 % ($\chi^2 = 2,15$; $p = 0,142$). Na ploskvah z naravno obnovo je bil delež sencozdržnih vrst (69 %) več kot dvakrat večji kot na ploskvah z umetno obnovo (30 %; $\chi^2 = 17,74$; $p < 0,001$), medtem ko je svetloljubnih drevesnih vrst bilo bistveno več na ploskvah z umetno obnovo (46 % in 20 %; $\chi^2 = 4,03$; $p = 0,045$), delež pionirskih vrst pa ni bil različen (9 % in 12 %; $\chi^2 = 0,01$; $p = 0,94$). Spremembe deležev na ploskvah z naravno obnovo sencozdržnih (iz 61 % na 69 %: $\chi^2 = 0,35$; $p = 0,556$), svetloljubnih (iz 30 % na 20 %: $\chi^2 = 0,63$; $p = 0,426$) in pionirskih drevesnih vrst (iz 10 % na 12 %: $\chi^2 = 2,07$; $p = 0,15$) niso bile značilne. Še manjše so bile spremembe deležev na ploskvah umetne obnove.

Povprečne gostote naravnega mladja glede na območje so bile podobne na Črnicu (15.763/ha) in Bohorju (17.262/ha), medtem ko so bile v Trnovskem gozdu bistveno nižje (5.833/ha; $\chi^2 = 57,07$; $p < 0,001$). Gostote naravnega mladja na ploskvah z naravno obnovo so se neznačilno povečale na območju Črnicca ($\chi^2 = 0,33$; $p = 0,567$), neznačilno zmanjšale na Bohorju ($\chi^2 = 0,11$; $p = 0,750$) in močno zmanjšale v Trnovskem gozdu (slika 19; $\chi^2 = 4,88$; $p = 0,027$). Gostote naravnega mladja na ploskvah z umetno obnovo so se neznačilno povečale na območju Bohorja ($\chi^2 = 0,08$; $p = 0,779$), na Črnicu se niso bistveno

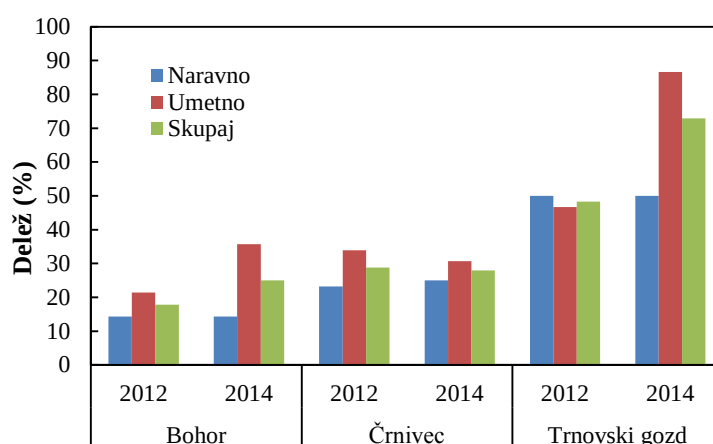
spreminjale ($\chi^2 = 0,05$; $p = 0,820$), v Trnovskem gozdu pa so se zmanjšale ($\chi^2 = 10,44$; $p = 0,001$).



Slika 19: Povprečna gostota naravnega mladja (ha^{-1}) z vegetacijskih ploskev naravne in umetne obnove (brez sadik) v letih 2012 in 2014 po raziskovalnih območjih.

Figure 19: Average density of natural regeneration (ha^{-1}) on vegetation plots of planted and naturally regenerated plots in three research areas in 2012 and 2014.

Povprečno za vsa območja in načina obnove se je delež praznih celic iz leta 2012 do leta 2014 povečal za 6 % (iz 33 % na 39 %), na ploskvah z umetno obnovo za 11 % (iz 36 % na 47 %), na ploskvah z naravno obnovo pa se je zmanjšal za 2 % (iz 30 % na 28 %). Najbolj se je povečal delež praznih celic na ploskvah z umetno obnovo na raziskovalnem območju Trnovski gozd (za 40 %), medtem ko je na ploskvah z naravno obnovo ostal enak. Stanje na območju Črničca se ni bistveno spremenilo, medtem ko se je delež praznih celic na Bohorju povečal na račun umetne obnove, kjer se je delež praznih celic povečal za 15 % (slika 20).



Slika 20: Delež (%) vegetacijskih ploskev brez naravnega pomladka glede na način obnove, leto in raziskovalno območje.

Figure 20: Share (%) of vegetation plots without natural regeneration on planted and plots with natural regeneration per year and research area.

Rezultati GLMM glede vpliva abiotskih in biotskih dejavnikov na gostote naravnega mladja (preglednica 4) kažejo na zmanjšanje skupnih gostot naravnega mladja, medtem ko smo s Kruskal-Wallisovim testom ugotovili, da so se absolutne gostote neznatno povečale. Gostote pionirjev nimajo vpliva na gostote ostalih skupin drevesnih vrst, gostote sencozažnih in svetloljubnih drevesnih vrst pa so v pozitivni povezavi. Lesni ostanki so v negativni povezavi z gostotami mladja, še zlasti svetloljubnih drevesnih vrst. Na gostote mladja negativno vpliva tudi povečevanje nadmorske višine, najizrazitejša je negativna povezava s svetloljubnimi vrstami.

Preglednica 4: Rezultati GLMM analize gostot naravnega drevesnega mladja glede na skupine drevesnih vrst in dejavnike (n = 390). Kot slučajni dejavnik smo izbrali raziskovalno območje in ploskev. Oznake v oklepajih imen spremenljivk označujejo vrednost faktorja za primerjavo. Oklepaji ob vrednosti rezultatov pa označujejo standardno napako (SE).

Table 4: Results of the GLMM analysis of natural regeneration density according to tree species groups predicted by factors (n = 390). Research areas and plots were selected as a random effect. Labels in brackets at factor names denote the factor level for comparison, while numbers in brackets within the results denote the standard error (SE).

	Odsne spremenljivke			
	Skupaj	Pionirji	Svetloljubne	Sencozažne
(Konstanta)	2,83(1,05)**	-0,83(0,83)	-0,24(1,01)	-0,25(0,59)
Leto (2014)	-0,32(0,15)*	0,39(0,23) ^o	-0,08(0,23)	-0,02(0,22)
Način dela (saditev)	-1,05(0,14)***	ns	ns	-1,66(0,22)***
Gostota pionirji	nt	nt	ns	ns
Gostota svetloljubne	nt	ns	nt	0,31(0,16)*
Gostota sencozažne	nt	ns	0,09(0,02)***	nt
Lesni ostanki	-0,21(0,08)**	ns	-0,22(0,02)*	ns
Nadmorska višina	-0,003(0,001)**	ns	-0,002(0,001)***	ns
Naklon	ns	-0,06(0,02)**	0,05(0,02)**	ns
Razdalja do semenskih dreves	nt	nt	ns	nt
Razdalja do gozdnega roba	0,09(0,04)*	ns	nt	ns
Pokrovnost zeliščne plasti	0,30(0,08)***	ns	ns	0,37(0,13)**
Pokrovnost grmove plasti	ns	0,75(0,40) ^o	1,19(0,42)**	ns
Pokrovnost grmovne plasti ²	ns	-0,16(0,07)*	-0,25(0,07)***	ns
Rastišče: hladno proti ravno	ns	0,83(0,42)*	0,38(0,38)	-0,93(0,33)**
Rastišče: toplo proti ravno	ns	-0,18(0,38)	-0,76(0,38)*	-0,44(0,28)
Slučajni faktor lokacija ^a	0,40(0,63)	0,87(0,94)	<0,01(<0,01)	0,35(0,59)
Slučajni faktor ploskev na lokaciji	<0,01(<0,01)	0,12(0,35)	<0,01(<0,01)	<0,01(<0,01)
nt - ni testirano	^o stopnja značilnosti: p < 0,10		** stopnja značilnosti: p < 0,01	
ns - ni značilno	* stopnja značilnosti: p < 0,05		*** stopnja značilnosti: p < 0,001	

^a Za slučajne faktorje modela GLMM je podana varianca in v oklepaju standardni odklon

Naklon je v negativni povezavi z gostotami pionirjev in svetloljubnih drevesnih vrst

naravnega mladja. Razdalja do gozdnega roba je nepričakovano v pozitivni povezavi z gostoto naravnega mladja. Prav tako je presenetljivo pokrovnost zeliščne plasti v pozitivni povezavi z gostotami naravnega mladja, še zlasti sencozažnih vrst. Pokrovnost grmovne plasti je negativno vplivala na gostoto pionirjev in svetloljubnih drevesnih vrst, medtem ko na sencozažne ni imela vpliva. Odvisnost grmovne plasti in drevesnega mladja je imela obliko navzdol obrnjene parabole, zato je bila pri nizkih (skrajnostna rastišča) in visokih vrednostih pokrovnosti grmovnic (močna konkurenca) povezava negativna, pri srednjih vrednostih zastiranja grmovnic pa pozitivna na gostote mladja. Sencozažne drevesne vrste so se bolj množično pojavljale na ravnih predelih in predelih z blagim naklonom, medtem ko so pionirji in svetloljubne drevesne vrste poseljevali hladnejša rastišča oz. lege. Tople lege so nakazovale negativen vpliv na gostoto vseh skupin naravnega mladja, še zlasti svetloljubnih drevesnih vrst, kar potrjuje tudi LMM (preglednica 7).

5.2.2.3 Pokrovnost naravnega mladja in ostale vegetacije

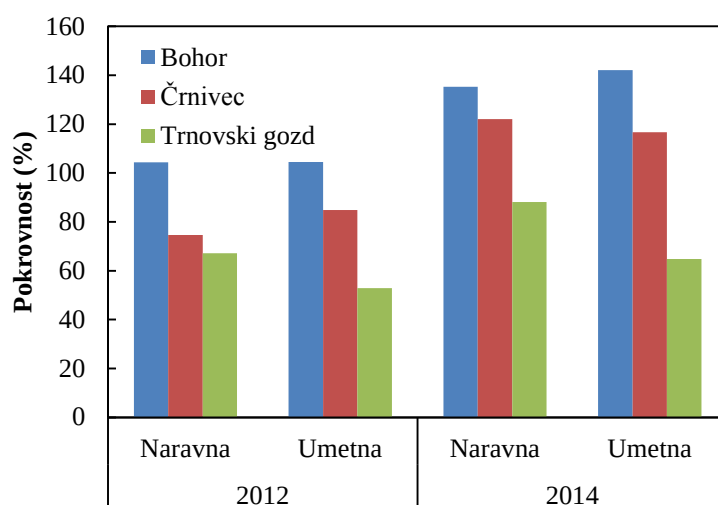
V dveh vegetacijskih sezonah se je povečala pokrovnost zeliščne plasti za 17 % ($\chi^2 = 20,02$; $p < 0,001$), grmovne za 22 % ($\chi^2 = 42,23$; $p < 0,001$) in mladja drevesnih vrst za 9 % ($\chi^2 = 12,79$; $p < 0,001$; preglednica 5), kar potrjuje tudi LMM (preglednica 7). Pokrovnost zeliščne in grmovne plasti je bila med načinoma obnove podobna v letih 2012 ($\chi^2 = 0,69$; $p = 0,408$) in 2014 ($\chi^2 = 0,09$; $p = 0,767$), medtem ko je bila pokrovnost mladja drevesnih vrst v letu 2012 višja ($\chi^2 = 5,55$; $p = 0,018$), leta 2014 pa mejno višja ($\chi^2 = 3,69$; $p = 0,055$) na ploskvah naravne obnove.

Preglednica 5: Pokrovnost (%) zeliščne in grmovne plasti ter mladja drevesnih vrst glede na način obnove in leto.

Table 5: Coverage (%) of herb, shrub layer and natural regeneration tree species according to type of regeneration and year.

	2012			2014		
	Naravno	Umetno	Skupaj	Naravno	Umetno	Skupaj
št. ploskev (n)	100	106	206	88	96	184
zeliščna plast	41	40	40	58	55	57
grmovna plast	35	41	38	59	61	60
drevesne vrste	7	3	5	18	10	14
st. odklon zeliščna plast	35	32	33	34	36	35
st. odklon grmovna plast	31	32	33	34	32	33
st. odklon zeliščna plast	11	5	8	25	17	21

Pokrovnost zeliščne in grmovne plasti med letoma 2012 in 2014 se je značilno povečala na raziskovalnih območjih Bohorja ($\chi^2 = 15,42$; $p < 0,001$) in Črnivca ($\chi^2 = 75,64$; $p < 0,001$), medtem ko razlike na območju Trnovskega gozda niso bile različne ($\chi^2 = 0,15$; $p = 0,700$). Razlike med območji pa so bile značilne v letih 2012 ($\chi^2 = 29,11$; $p < 0,001$) in 2014 ($\chi^2 = 66,76$; $p < 0,001$). Razlike v pokrovnosti vegetacije med naravno in umetno obnovo niso bile značilne za nobeno izmed raziskovalnih območij (slika 21). Značilno višja je bila le zastrtost grmovne plasti na ploskvah umetne obnove na Črnivcu ($\chi^2 = 5,88$; $p = 0,015$).



Slika 21: Pokrovnost zeliščne in grmovne plasti na vegetacijskih ploskvicah glede na način obnove, leto in raziskovalno območje.

Figure 21: Coverage of herb and shrub layer on vegetation plots according to regeneration type and research area.

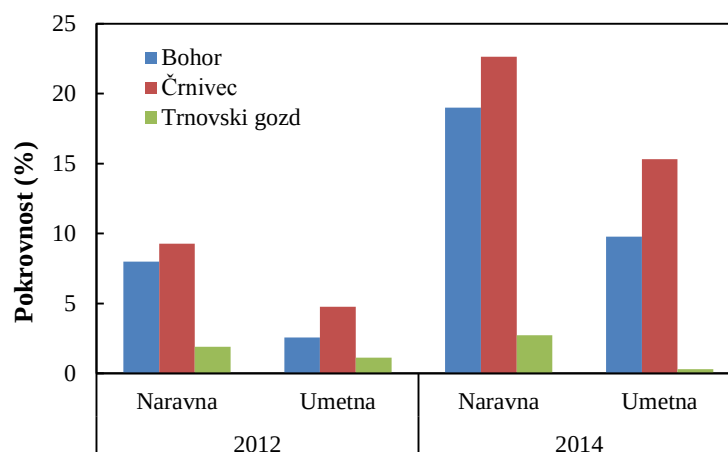
Pokrovnost mladja sencozažnih drevesnih vrst se je iz leta 2012 do leta 2014 neznačilno povečala za 3,5 % ($\chi^2 = 1,87$; $p = 0,171$), svetloljubnih za 1,2 % ($\chi^2 = 0,25$; $p = 0,618$) in pionirjev za 4,6 % ($\chi^2 = 6,81$; $p = 0,009$), navedeno pa potrjuje tudi LMM. V letu 2012 je bila zastrtost sencozažnih vrst na ploskvah z umetno obnovo nekoliko manjša ($\chi^2 = 12,15$; $p < 0,001$), medtem ko je bila zastrtost svetloljubnih drevesnih vrst ($\chi^2 = 1,01$; $p = 0,316$) in pionirjev ($\chi^2 = 0,04$; $p = 0,840$) podobna kot na ploskvah z naravno obnovo (preglednica 6). Enak vzorec je bil prisoten tudi v letu 2014. V letu 2012 je bila skupna pokrovnost mladja drevesnih vrst na ploskvah z naravno obnovo dvakrat višja ($\chi^2 = 5,55$; $p = 0,018$), v letu 2014 pa za približno 40 % višja kot na ploskvah z umetno obnovo ($\chi^2 = 3,69$; $p = 0,055$).

Preglednica 6: Pokrovnost (%) mladja sencozažnih, svetloljubnih in pionirskih drevesnih vrst glede na način obnove in leto.

Table 6: Coverage (%) of shade tolerant, light demanding and pioneer species of natural regeneration according to regeneration type and year.

	2012			2014		
	Naravno	Umetno	Skupaj	Naravno	Umetno	Skupaj
št. ploskev (n)	100	106	206	88	96	184
sencozažne	3,7	0,9	2,2	9,2	2,5	5,7
svetloljubne	1,7	1,3	1,5	2,7	2,7	2,7
pionirji	1,5	1,3	1,4	6,1	6,0	6,0
skupaj	6,9	3,5	5,1	18,0	10,3	13,8
st. odklon sencozažne	8,2	2,3	6,1	19,0	6,4	14,3
st. odklon svetloljubne	3,2	3,3	3,2	5,9	7,1	6,5
st. odklon pionirji	4,6	3,0	3,9	15,0	14,7	14,8

Skupna pokrovnost drevesnega mladja je bila v obeh letih merjenja najvišja na območju Črničca, sledita Bohor in Trnovski gozd ($\chi^2 = 57,97$; $p < 0,001$; slika 22). Pokrovnost mladja se je znatno povečala na območjih Črničca ($\chi^2 = 13,21$; $p = 0,001$) in Bohorja ($\chi^2 = 5,27$; $p = 0,022$), medtem ko je povečanje v Trnovskem gozdu manj izrazito ($\chi^2 = 2,30$; $p = 0,130$). Pokrovnost drevesnega mladja je bila v obeh letih na območju Črničca višja ($\chi^2 = 5,29$; $p = 0,021$), na Bohorju ($\chi^2 = 3,28$; $p = 0,070$) in v Trnovskem gozdu ($\chi^2 = 3,05$; $p = 0,081$) pa neznačilno višja na ploskvah z naravno obnovo.



Slika 22: Pokrovnost (%) drevesnega mladja glede na raziskovalno območje, način obnove in leto

Figure 22: Coverage (%) of tree regeneration according to research area, regeneration type and year

Preglednica 7: Rezultati LMM analize pokrovnosti drevesnega mladja glede na skupine drevesnih vrst in dejavnike (n = 390). Kot slučajni dejavnik smo izbrali raziskovalno območje in ploskev. Oznake v oklepajih imen spremenljivk označujejo vrednost faktorja za primerjavo. Oklepaji ob vrednosti rezultatov pa označujejo standardno napako (SE).

Table 7: Results of the LMM analysis of regeneration coverage according to tree species groups, shrub, herb layer and bare soil with litter predicted by factors (n = 390). Research area and plot were selected as a random effect. Labels in brackets at factor names denote the factor level for comparison, while numbers in brackets within the results denote the standard error (SE).

	Odvise spremenljivke						
	Skupaj	Pionirji	Svetloljubne	Sencozdržne	Grmovna plast	Zeliščna plast	Gola tla + opad
Konstanta	4,12(0,79)***	0,10(0,08)	0,71(0,12)***	0,19(0,09)	6,56(0,48)***	6,14(0,39)***	1,31(0,26)***
Leto (2014)	0,38(0,11)***	0,14(0,03)***	0,02(0,02)	0,08(0,04)	0,78(0,09)***	0,59(0,09)***	0,44(0,13)***
Način dela (saditev)	-0,36(0,11)**	ns	ns	-0,17(0,04)	0,21(0,09)*	ns	ns
Lesni ostanki	ns	ns	ns	ns	ns	-0,17(0,04)***	ns
Kamnitost	ns	ns	ns	ns	ns	-0,56(0,14)***	ns
Nadmorska višina	-0,004(0,001)***	ns	-0,001(<0,001)***	ns	-0,002(<0,001)***	-0,001(<0,001)***	ns
Naklon	ns	ns	0,01(0,002)*	ns	ns	ns	0,04(0,01)***
Razdalja do semenskih dreves	nt	nt	-0,02(0,01)*	nt	nt	nt	nt
Razdalja do gozdnega roba	ns	ns	nt	ns	ns	ns	ns
Pokrovnost zeliščne plasti	0,17(0,06)**	ns	ns	0,05(0,02)**	-0,46(0,05)***	nt	ns
Pokrovnost grmovne plasti	ns	ns	ns	ns	ns	-0,42(0,04)***	ns
Rastišče: hladno proti ravno	-0,16(0,16)	0,09(0,05) ^o	-0,03(0,04)	-0,19(0,05)***	0,15(0,13)	ns	ns
Rastišče: toplo proti ravno	-0,50(0,15)***	-0,11(0,05)*	-0,08(0,04)*	-0,13(0,05)**	-0,17(0,12)*	ns	ns
Slučajni faktor raziskovalno območje ^a	1,06	0,12	0,10	0,08	0,48	0,27	0,32
Slučajni faktor ploskev na območju	0,17(1,07)	0,04(0,34)	0,02(0,22)	<0,01(0,34)	<0,01(0,88)	<0,01(0,83)	<0,01(1,26)
nt – ni testirano	^o stopnja značilnosti: p < 0,10			** stopnja značilnosti: p < 0,01			
ns – ni značilno	* stopnja značilnosti: p < 0,05			*** stopnja značilnosti: p < 0,001			

^a Za slučajne faktorje modela LMM sta podana standardni odklon intercepta in v oklepaju ostanek (residual)

Rezultati modela pokrovnosti LMM (preglednica 7) večinoma potrjujejo rezultata modela gostot GLMM (preglednica 4). Tako kot gostote tudi pokrovnost drevesnega mladja pada z nadmorsko višino, še zlasti je to značilno za skupino svetloлюбnih drevesnih vrst. Z nadmorsko višino se prav tako zmanjšuje pokrovnost zeliščne in grmovne plasti. Presenetljivo je v splošnem pokrovnost zeliščne plasti v pozitivni povezavi s pokrovnostjo drevesnega mladja, še zlasti sencoždržnih drevesnih vrst, medtem ko sta pokrovnost zeliščne in grmovne vegetacije medsebojno v negativni povezavi. Presenetljivo razdalja do gozdnega roba ni bila v povezavi z gostoto in pokrovnostjo naravnega mladja. Sencoždržne drevesne vrste so bile prisotnejše na ravni do rahlo nagnjenih rastiščih (do 10° naklona), medtem ko je bilo več pionirjev na hladnih legah. V vseh modelih je bila nakazana izrazita negativna povezava toplih leg s pokrovnostjo vseh skupin naravnega mladja in grmovne plasti. Pokrovnost lesnih ostankov ima negativen vpliv na pokrovnost zeliščne plasti.

5.2.3 Rezultati s pomladitvenih ploskev

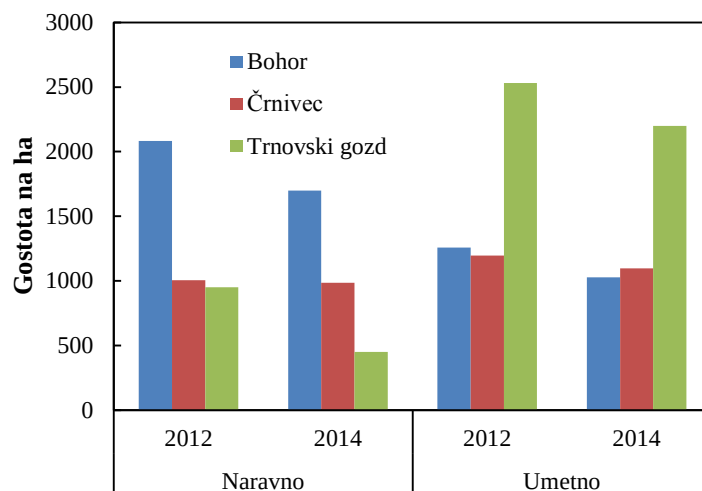
Rezultati se nanašajo na analizo pomladitvenih ploskev, kjer smo na ploskvah naravne obnove popisovali dominantne osebke naravnega mladja (v nadaljevanju dominantni osebki), na ploskvah umetne obnove pa sadike.

5.2.3.1 Gostota sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja

Gostote sadik so bile štiri leta po vetrolomu med 1.200 na območju Črničca, 1.260 na območju Bohorja in 2.530 na ha v Trnovskem gozdu (slika 23). Podatka o izgubah med letom saditve in prvo inventuro leta 2012 ni bilo mogoče ugotoviti, so se pa med letoma 2012 in 2014 gostote sadik nekoliko zmanjšale in so na območju Črničca znašale 1.100 (8 % izgube glede na 2012), na Bohorju 1.030 (18 % izgube) in v Trnovskem gozdu 2.200 sadik na ha (13 % izgube).

Gostote dominantnih osebkov so se v enakem obdobju prav tako nekoliko zmanjšale in so v letu 2014 bile na območju Bohorja 1.700 (18 % izgube) in Črničca 990 (8 % izgube), medtem ko so se v Trnovskem gozdu prepolovile, saj je preživel le 450 dominantnih osebkov na ha (53 % izgube). Pri zmanjševanju gostot dominantnih osebkov gre za odmiranje drevesc v posameznih kvadrantih ploskev, ki so bili v letu 2012 izbrani kot dominantni osebki. Ob tem je treba upoštevati dejstvo, da se sicer v povprečju gostote naravnega mladja niso zmanjšale,

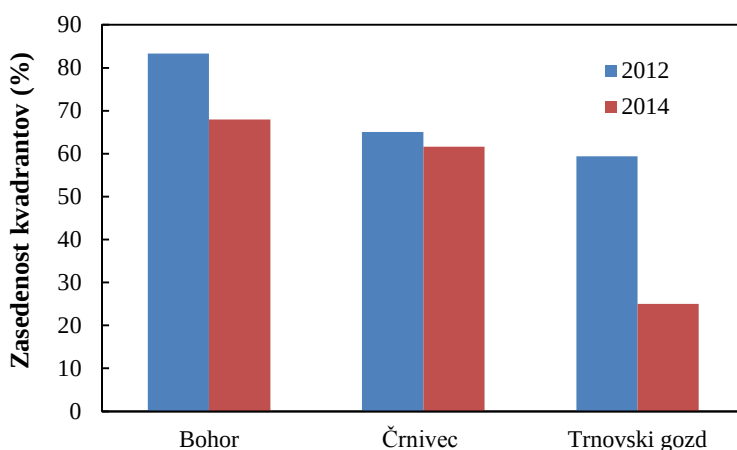
temveč neznatno povečale (glej poglavje 5.2.2.2).



Slika 23: Gostota dominantnih dreves naravnega mladja na ploskvah naravne obnove in sadik na ploskvah umetne obnove po raziskovalnih območjih in letih.

Figure 23: Density of dominant seedlings on plots of natural regeneration and planted seedlings on planted plots according to research area and year.

Delež zasedenosti kvadrantov z dominantnimi osebki naravnega mladja je bil v letu 2012 najvišji na območju Bohorja, medtem ko je bila zasedenost podobna na raziskovalnih območjih Črnivca in Trnovskega gozda (slika 24). Deleži zasedenosti so se v obdobju dveh let različno zmanjšali. Na območju Črnivca se je delež zasedenih kvadrantov zmanjšal le za 3 %, na območju Bohorja za 15 % in v Trnovskem gozdu kar za 35 %.



Slika 24: Delež zasedenosti kvadrantov (%) z dominantnimi osebki naravnega mladja na ploskvah glede na raziskovalno območje in leto.

Figure 24: Share of occupied quadrants (%) with dominant seedlings of natural regeneration on plots according to research area and year.

Med dominantnimi osebki sta se na vseh območjih množično pojavljala gorski javor in bukev. Smreka je bila najbolj zastopana na raziskovalnem območju Črnivca, v Trnovskem gozdu je bila močno zastopana jelka, na Bohorju, ki je bil vrstno najbolj raznolik, pa mali jesen. Na ploskvah umetne obnove sta prevladovala smreka in gorski javor, razen na območju Trnovskega gozda, kjer sta bili sajeni smreka in delno tudi bukev (preglednica 8).

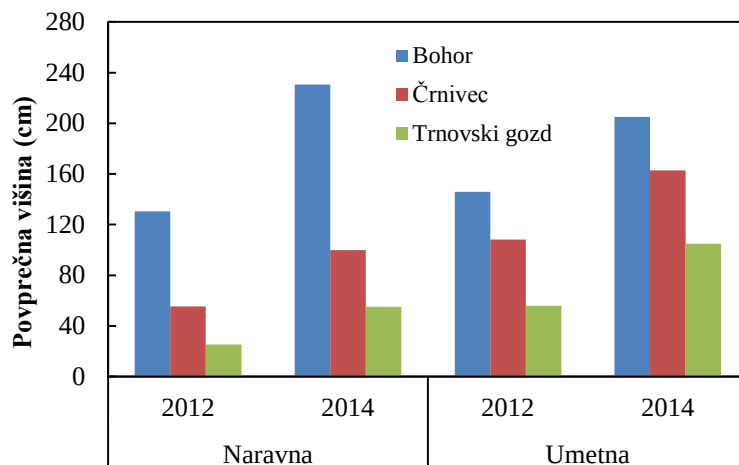
Preglednica 8: Deleži drevesnih vrst (%) na ploskvah naravne in umetne obnove v letu 2012 glede na raziskovalno območje.

Table 8: Shares of tree species (%) on plots of natural regeneration and planted seedlings in 2012 according to research area.

	Naravno			Umetno		
	Bohor	Črnivec	Trnovski gozd	Bohor	Črnivec	Trnovski gozd
št. dreves (n)	125	292	133	88	388	405
<i>Fagus sylvatica</i>	19	12	50	0	0	15
<i>Acer pseudoplatanus</i>	13	16	41	82	32	0
<i>Picea abies</i>	0	68	2	12	65	85
<i>Prunus avium</i>	1	0	2	6	2	0
<i>Abies alba</i>	0	1	26			
<i>Fraxinus ornus</i>	29	0	0			
<i>Acer campestre</i>	6	0	0			
<i>Ostrya carpinifolia</i>	8	0	0			
<i>Betula pendula</i>	12	1	0			
ostalo	12	2	1			
sencozdržne	20	81	81	8	67	100
svetloлюбne	68	17	19	92	33	0
pionirji	12	2	0	0	0	0

5.2.3.2 Višine in višinski prirastki sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja

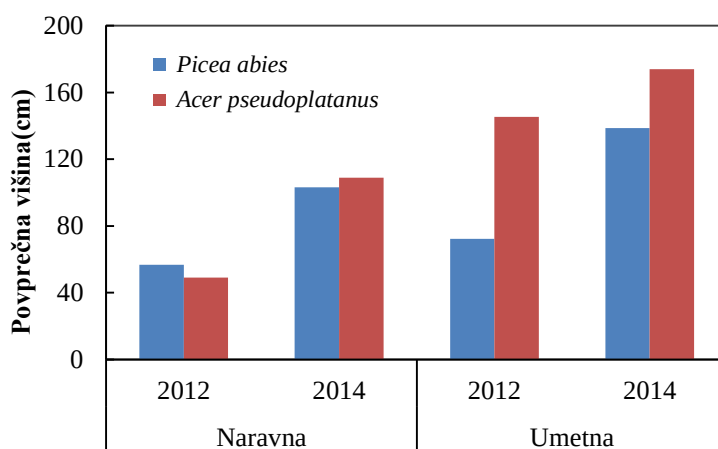
Višine sajenih sadik so bile v letu 2012 v povprečju višje za 23 cm (GLM; $p < 0,001$) in v letu 2014 za 22 cm (ANOVA; $p < 0,001$) od višin dominantnih osebkov. Leta 2012 so se med raziskovalnimi območji razlikovale povprečne višine naravnega mladja ($\chi^2 = 265,11$; $p < 0,001$) in sadik ($\chi^2 = 436,11$; $p < 0,001$). Značilne razlike glede višin naravnega mladja ($\chi^2 = 156,95$; $p < 0,001$) in sadik ($\chi^2 = 152,43$; $p < 0,001$) so bile prisotne tudi v letu 2014 (slika 25).



Slika 25: Povprečne višine (cm) dominantnih osebkov naravnega mladja in sadik glede na leto.

Figure 25: Average heights (cm) of dominant seedlings of natural regeneration and planted seedlings according to year.

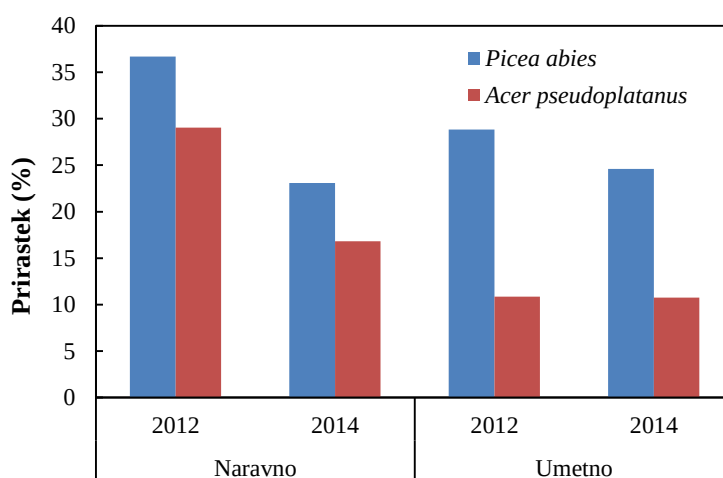
Sadik smreke so leta 2012 bile povprečno visoke 72 cm in so bile višje od dominantnih osebkov smreke, ki so v povprečju merili 57 cm ($\chi^2 = 148,52$; $p < 0,001$; slika 26). Razlike so se v letu 2014 povečale, saj so bile sadike povprečno visoke 139 cm, dominantni osebki pa 103 cm ($\chi^2 = 37,36$; $p < 0,001$). Sadik gorskega javorja v letu 2012 so bile povprečno visoke 145 cm, dominantni osebki pa le 49 cm (GLM, $t = 3,388$; $p = 0,001$). Razlike v višinah so se nekoliko zmanjšale v letu 2014, ko so sadike bile visoke 174 cm, dominantni osebki naravnega mladja pa 109 cm ($\chi^2 = 37,36$; $p < 0,001$). Višine dominantnih osebkov gorskega javorja in smreke so bile med leti podobne, a kljub temu statistično različne (2012, GLM: $t = -11,00$; $p < 0,001$; 2014, GLM: $t = -2,79$, $p = 0,006$).



Slika 26: Povprečne višine (cm) drevesc smrek in gorskega javorja glede na leto in način obnove.

Figure 26: Average heights (cm) of spruce and sycamore maple according to year and type of regeneration.

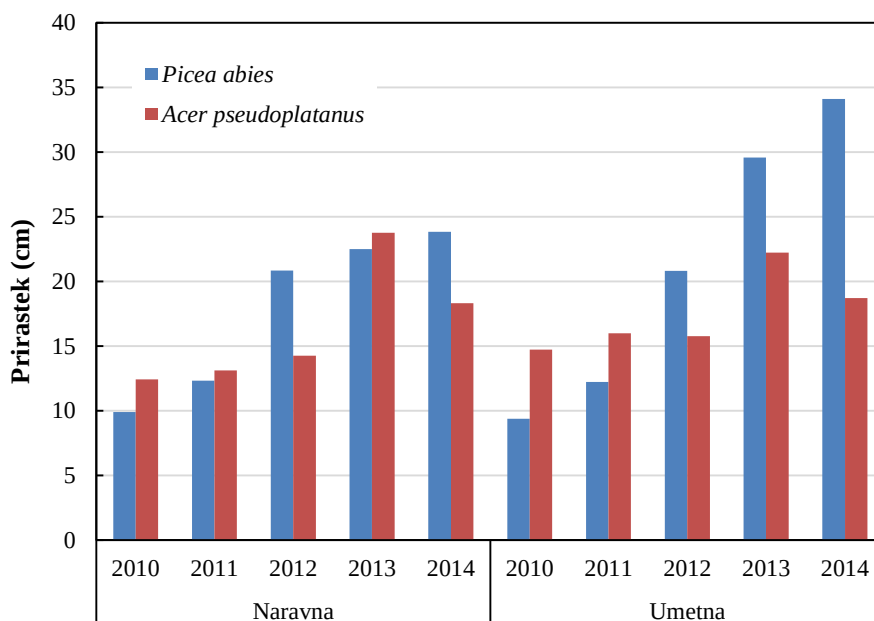
Povprečni absolutni višinski prirastki sadik gorskega javorja so bili prvi dve rastni sezoni (prirastek 2010: $\chi^2 = 4,66$; $p = 0,031$; 2011: $\chi^2 = 9,12$; $p = 0,002$) nekoliko višji kot pri dominantnih osebkih gorskega javorja, medtem ko so se v obdobju 2011–2014 prirastki izenačili (prirastek 2012: $\chi^2 = 1,12$; $p = 0,292$; 2013: $\chi^2 = 0,18$; $p = 0,672$; 2014: $\chi^2 = 0,00$; $p = 0,994$). Pri tem je treba upoštevati, da so bile višine dominantnih osebkov javorja v letu 2012 skoraj trikrat nižje kot sadike, kar pomeni, da so bili relativni prirastki (prirastek glede na višino) dominantnih javorjev skoraj trikrat višji (slika 27).



Slika 27: Povprečni relativni višinski prirastki dominantnih osebkov naravnega mladja ter sadik smreke in gorskega javorja glede na leto.

Figure 27: Average relative height increments for dominant seedlings of natural regeneration and planted seedlings according to year.

Prirastki sadik in smrek naravnega mladja so bili v prvih treh letih skoraj identični (prirastek 2010: $\chi^2 = 1,12$; $p = 0,292$; 2011: $\chi^2 = 0,60$; $p = 0,440$; 2012: $\chi^2 = 0,46$; $p = 0,495$), medtem ko se kaže v letih 2013 ($\chi^2 = 17,90$; $p < 0,001$) in 2014 ($\chi^2 = 49,08$; $p < 0,001$) močan pospešek prirastkov smrekovih sadik (slika 28). Relativni prirastki dominantnih osebkov smreke so bili v letu 2012 višji, v letu 2014 pa primerljivi s sadikami.

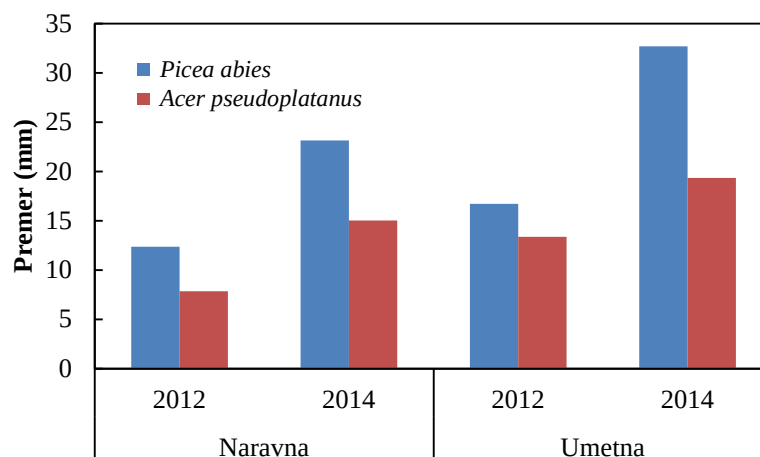


Slika 28: Povprečni absolutni višinski prirastki (cm) dominantnih osebkov naravnega mladja in sadik smreke in gorskega javorja v letih 2010–2014.

Figure 28: Average height increments (cm) of dominant seedlings of natural regeneration and planted spruce and sycamore maple seedlings in the period 2010-2014.

5.2.3.3 Premer koreninskega vratu ter sproščenost v rasti sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja

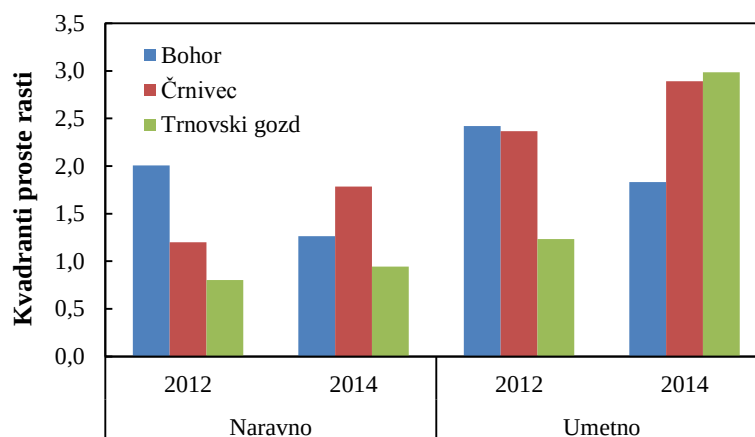
Povprečni premer koreninskega vratu je bil pričakovano manjši pri naravnem mladju ($\chi^2 = 197,54$; $p < 0,001$), saj je bilo naravno mladje v obeh letih manj razvito (nižje višine) v primerjavi s sadikami. Sadike smreke so imele v primerjavi z naravnim mladjem večje premere koreninskega vratu v letu 2012 ($\chi^2 = 65,42$; $p < 0,001$; slika 29), leta 2014 pa so se razlike še povečale ($\chi^2 = 76,09$; $p < 0,001$), kar se sklada tudi s pospešeno višinsko rastjo, ki jo kaže smreka v zadnjem obdobju (glej poglavje 6.2.3.2). Razlike v premeru koreninskega vratu pri sadikah in naravnem mladju gorskega javorja so bile različne v obeh letih (2012: $\chi^2 = 111,78$; $p < 0,001$; 2014: $\chi^2 = 20,49$; $p < 0,001$).



Slika 29: Povprečni premer koreninskega vratu (mm) sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja gorskega javorja.

Figure 29: Average root collar diameter (mm) of planted and dominant seedlings of naturally regenerated sycamore maple according to year.

Sadikam in dominantnim osebkom naravnega mladja smo ocenili razpoložljivi rastni prostor, ki smo ga klasificirali glede na proste kvadrante okoli drevesa, pri čemer je ocena 0 pomenila s sosednjo vegetacijo popolnoma zastrt osebek, ocena 4 pa v rasti popolnoma sproščeno drevo (slika 30). Iz rezultatov povprečne ocene rastnega prostora je razvidno, da imajo v splošnem dominantni osebki v primerjavi s sadikami manj rastnega prostora (2012: $\chi^2 = 116,37$; $p < 0,001$; 2014: $\chi^2 = 155,81$; $p < 0,001$), kar je pričakovano, saj imajo sadike večje višine in so bile večinoma tudi večkrat obžete, medtem ko naravno mladje ni bilo negovano.

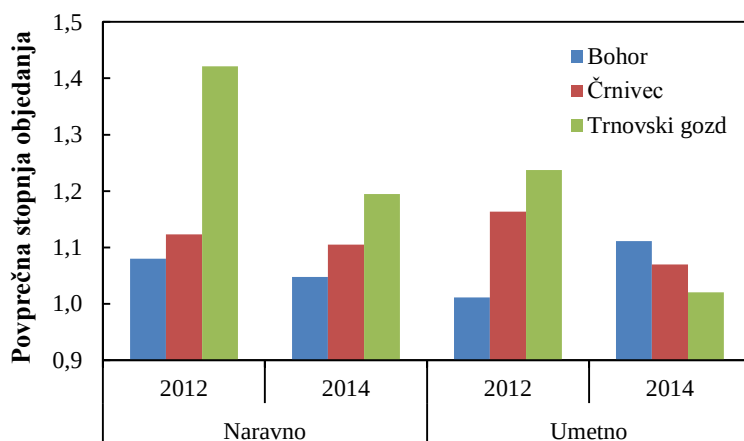


Slika 30: Povprečne vrednosti kvadrantov proste rasti sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja glede na raziskovalno območje in leto.

Figure 30: Average values of free to grow values for planted and dominant seedlings of natural regeneration according to research area and year.

5.2.3.4 Objedenost sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja

Objedenost naravnega mladja (9 %) je bila v letu 2012 podobna kot pri sadikah (15 %; $\chi^2 = 0,01$; $p = 0,916$), v letu 2014 pa višja pri naravnem mladju ($\chi^2 = 7,61$; $p = 0,006$; slika 31). Največ poškodb zaradi objedanja je bilo na območju Trnovskega gozda (slika 31), kjer je leta 2012 imelo 35 % dominantnih osebkov poškodovan vsaj terminalni poganjek in/ali poškodovanih do 50 % stranskih poganjkov (razred 2) ali pa je bil osebek močnejše obžrt (razred 3). Po poškodbah zaradi objedanja v razredih 2 in 3 sledita območji Črničca (9 %) in Bohorja (8 %). V letu 2014 se je objedanje naravnega mladja zmanjšalo na območju Trnovskega gozda na 20 % in Bohorja na 5 %, na Črničcu pa je ostalo enako, a so bile razlike med objekti značilne ($\chi^2 = 7,03$; $p = 0,030$). Objedenost sadik v letu 2014 se je nekoliko povečala na območju Bohorja (iz 1 % na 8 %), na območju Črničca (iz 14 % na 5 %) in Trnovskega gozda se je zmanjšala (iz 19 % na 2 %), vendar pa v Trnovskem gozdu leta 2014 nismo ponovno premerili ploskev, kjer je bila sajena bukev, ki je bila v letu 2012 tudi najmočnejše objedana (38 %). Razlike v objedanju med območji so bile mejno značilne ($\chi^2 = 5,76$; $p = 0,056$).

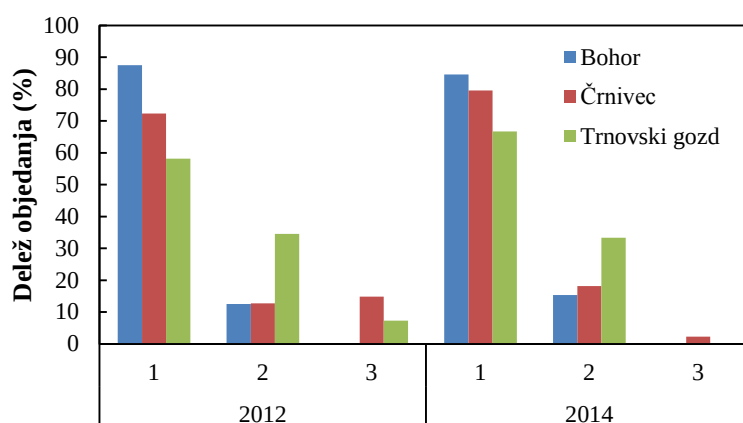


Slika 31: Povprečne vrednosti objedenosti sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja glede na raziskovalno območje in leto.

Figure 31: Average level of browsing for planted and dominant seedlings of natural regeneration according to research area and year.

Med najbolj objedenimi drevesnimi vrstami so bili gorski javor, jelka, bukev in mali jesen. Objedenost pri gorskem javorju je bila večja pri naravnem mladju kot pri sadikah ($\chi^2 = 11,50$; $p = 0,001$; slika 32), ki so imele večje višine in zaščito mrežastih tulcev. Gorski javor je bil v

letu 2012 najbolj poškodovan na območju Trnovskega gozda, kjer je bilo v drugem in tretjem razredu objedenosti več kot 40 % dreves, na Črnivcu skoraj 30 % in v Bohorju 12 % poškodovanih dreves ($\chi^2 = 5,24$; $p = 0,073$). Poškodbe so se v 2014 zmanjšale predvsem v razredu močne objedenosti (razred 3) in se med območji niso razlikovale ($\chi^2 = 0,76$; $p = 0,685$).

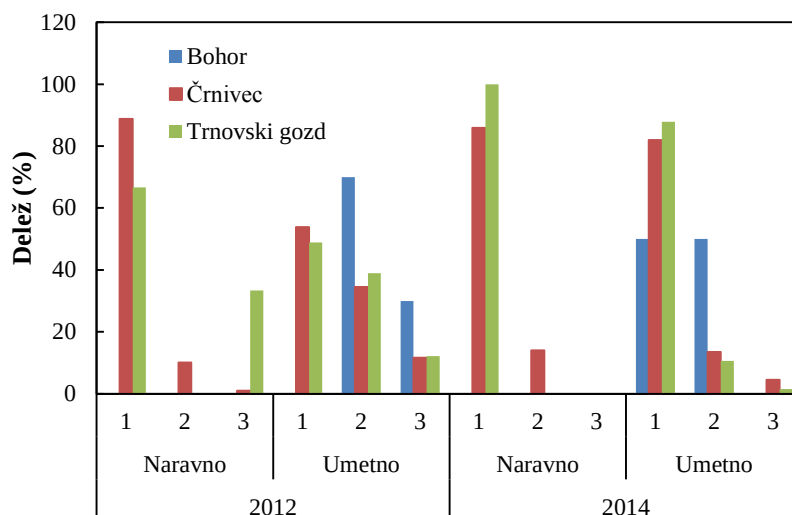


Slika 32: Deleži razredov objedanja (%) dominantnih osebkov naravne obnove gorskega javorja glede na leto in raziskovalno območje.

Figure 32: Shares of browsing levels (%) for dominant seedlings of naturally regenerated sycamore maple according to year and research area.

5.2.3.5 Vitalnost sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja

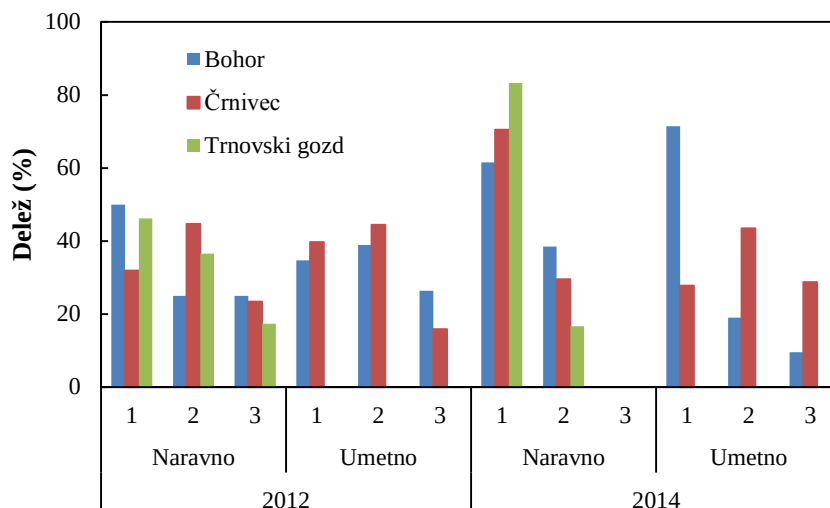
Vitalnost naravnega mladja smreke v letu 2012 je bila v primerjavi s sadikami dobra ($\chi^2 = 90,69$; $p < 0,001$), medtem ko v letu 2014 med skupinama obnove ni bilo razlik ($\chi^2 = 0,58$; $p = 0,445$). Nekoliko manj vitalno je bilo v letu 2012 smrekovo mladje na območju Trnovskega gozda, kjer je bilo slabo vitalnih 33 % osebkov. V letu 2014 se je stanje izboljšalo, saj slabo vitalnih naravnih osebkov ni bilo, delež srednje vitalnih pa je ostal podoben. Večje razlike glede vitalnosti med območji smo zaznali pri sadikah (2012: $\chi^2 = 11,5$; $p = 0,003$; 2014: $\chi^2 = 7,94$; $p = 0,019$), medtem ko pri naravnem mladju ni bilo razlik med območji (2012: $\chi^2 = 1,88$; $p = 0,170$; 2014: $\chi^2 = 0,32$; $p = 0,570$). Dobro vitalnih sadik je bilo v letu 2012 največ, to je 54 %, na območju Črnivca, medtem ko so bile sadike na Bohorju srednje do slabe vitalnosti. Inventura v letu 2014 je pokazala bistveno izboljšanje stanja vitalnosti sadik na vseh treh območjih, kjer je bilo, razen na območju Bohorja, več kot 82 % sadik dobro vitalnih (slika 33).



Slika 33: Vitalnost dominantnih osebkov naravnega mladja in sadik smreke glede na leto in raziskovalno območje.

Figure 33: Vitality shares for dominant seedlings of naturally regenerated and planted spruce seedlings according to year and research area.

Vitalnost dominantnih osebkov gorskega javorja je bila v letu 2012 najboljša na območju Bohorja in Trnovskega gozda ter nekoliko slabša na Črničcu, kjer je bilo dobro vitalnih le 32 % dreves, a razlike med območji niso bile statistično značilne ($\chi^2 = 2,27$; $p = 0,321$; slika 34). Stanje vitalnosti se je v obdobju do 2014 močno izboljšalo na vseh območjih, saj je bilo dobro vitalnih vsaj 62 % osebkov (Bohor) in nismo zaznali nobenega slabo vitalnega drevesa, med območji pa ni bilo razlik ($\chi^2 = 0,96$; $p = 0,617$). V letu 2012 ni bilo razlik med vitalnostjo naravnega in umetnega mladja gorskega javorja ($\chi^2 = 0,12$; $p = 0,727$). Vitalnost sadik v letu 2012 je bila podobna na obeh območjih ($\chi^2 = 1,76$; $p = 0,185$). Dobro vitalnih je bilo 35–40 % sadik gorskih javorjev. V obdobju do leta 2014 se je na območju Bohorja stanje močno izboljšalo, saj je bilo dobro vitalnih že 71 % sadik, medtem ko se je na Črničcu vitalnost sadik še zmanjšala, saj je bilo dobro vitalnih le še 28 % sadik ($\chi^2 = 27,77$; $p < 0,001$).



Slika 34: Vitalnost dominantnih osebkov naravnega mladja in sadik gorskega javorja glede na leto in raziskovalno območje.

Figure 34: Vitality shares for dominant seedlings of naturally regenerated and planted sycamore maple seedlings according to year and research area.

5.2.3.6 Modeli preživetja sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja

Izdelali smo tudi tri negativne binomske regresijske modele odvisnosti preživetja sadik in dominantnih dreves smreke in gorskega javorja (preglednica 9). Iz rezultatov je razvidno, da je bilo preživetje dreves smreke in gorskega javorja v primerjavi z območjem Bohor večje na Črnicu, med Črnicem in Trnovskim gozdom pa ni bilo razlik. V splošnem je bila verjetnost preživetja pri smreki večja kot pri gorskem javorju. Pri obeh vrstah pa je preživetje v močni pozitivni povezavi z višino osebka. V modele smo v prvem koraku vključili tudi druge rastne značilnosti, kot so višinski prirastki, razpoložljivi rastni prostor (FTG), premer koreninskega vratu in vitalnost, od katerih je bila v modelu napovedovanja preživetja večina v bolj ali manj močni povezavi z višino drevesa (višina 2012). Pri gorskem javorju je z višino v letu 2012 močno koreliral premer koreninskega vratu (Pearsonov korelacijski koeficient 0,83), pri smreki pa sta močno korelirala višinski prirastek v tem letu (0,80) in premer koreninskega vratu (0,89). Od vseh navedenih je bila največkrat v modelih značilna višina leta 2012, zato smo ostale rastne dejavnike zaradi močne kolinearnosti z višino v modelih izpustili. Pri gorskem javorju sta poleg višine pozitivno na preživetje vplivala rastni prostor in hladnejše lege. Preživetje smrek je bilo največje na območju Črnivca, sledita Trnovski gozd in Bohor. Poleg višine pa je na preživetje mejno značilno negativno vplival tudi naklon terena. Preživetje gorskega javorja je bilo v primerjavi s sadikami večje pri dominantnih osebkih,

medtem ko pri smreki ni bilo razlik.

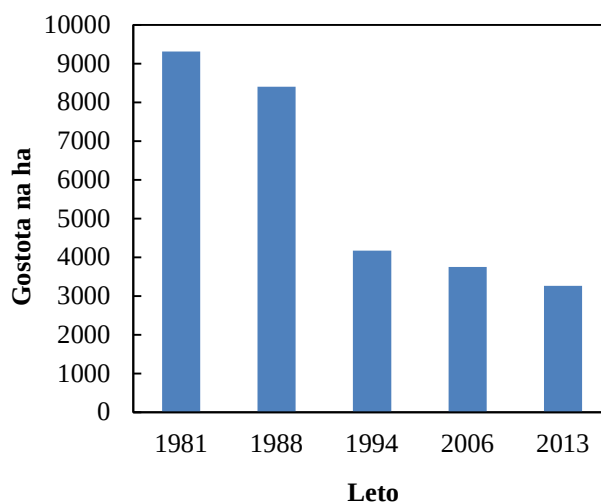
Preglednica 9: Parametri logističnega regresijskega modela odvisnosti preživetja sadik in dominantnih osebkov naravnega mladja smreke in gorskega javorja od raziskovalnega območja, rastiščnih in rastnih značilnosti.

Table 9: Logistic regression model parameter estimates for models predicting survival of spruce and sycamore maple seedlings and dominant trees of natural regeneration depending on research area, site and growth characteristics.

Model	Spremenljivke	Ocena par.	Standardna napaka	p
Smreka in gorski javor (n = 934)	(Konstanta)	0,12	0,464	0,979
	Umetna obnova (proti naravni)	-0,78	0,385	0,042
	Območje Črnivec (proti Bohorju)	0,84	0,382	0,028
	Območje Trn. gozd (proti Bohorju)	0,54	0,480	0,257
	Drevesna vrsta smreka (proti g. javorju)	1,63	0,326	<0,001
	Višina 2012	0,02	0,004	<0,001
Gorski javor (n = 295)	(Konstanta)	0,08	0,556	0,888
	Umetna obnova (proti naravni)	-1,59	0,551	0,023
	Višina 2012	0,01	0,005	0,008
	Prost za rast 1	0,36	0,687	0,603
	Prost za rast 2	-0,07	0,551	0,899
	Prost za rast 3	0,37	0,681	0,590
	Prost za rast 4	1,58	0,759	0,038
	Lega hladna (proti ravni)	1,51	0,555	0,007
	Lega topla (proti ravni)	0,83	0,620	0,181
Smreka (n = 675)	(Konstanta)	-1,05	1,34	0,433
	Umetna obnova (proti naravni)	1,05	0,680	0,666
	Območje Črnivec (proti Bohorju)	3,07	0,89	<0,001
	Območje Trn. gozd (proti Bohorju)	2,02	0,951	0,034
	Naklon	-0,05	0,027	0,078
	Višina 2012	0,04	0,012	<0,001

5.3 ANALIZA DOLGOTRAJNE DRUGOTNE SUKCESIJE PO POŽARU

Od požara je razvoj gozda prešel že nekatere sukcesijske stadije, ki se znatno razlikujejo glede na zmes drevesnih vrst in rastno dinamiko. Gostote dreves so se od začetka meritev postopno zmanjševale (slika 35).



Slika 35: Gostote dreves glede na leto meritev. Gostote iz leta 1994 so ekstrapolirane iz podatkov polovične inventure.

Figure 35: Tree densities per year. Density from 1994 was extrapolated from half plot inventory data.

Večji padec gostot v letu 1994 je posledica delne inventure dreves, kjer ni bila popisana ploskev št. 10, ki je imela zelo visoko gostoto in bi močno vplivala na povprečno gostoto dreves na Požganiji. Število dreves v zadnjih 32 letih (1981–2013) se je zmanjšalo iz 9.304 na 3.273 na ha (slika 35, preglednica 10). Povprečni delež smrtnosti za vse drevesne vrste in celotno obdobje je znašal 67 %. V prvem (1981–1988) in drugem obdobju (1988–2013) se je na ravni ploskev z gostoto malenkost povečevala tudi verjetnost preživetja ($p < 0,001$ in $p = 0,004$).

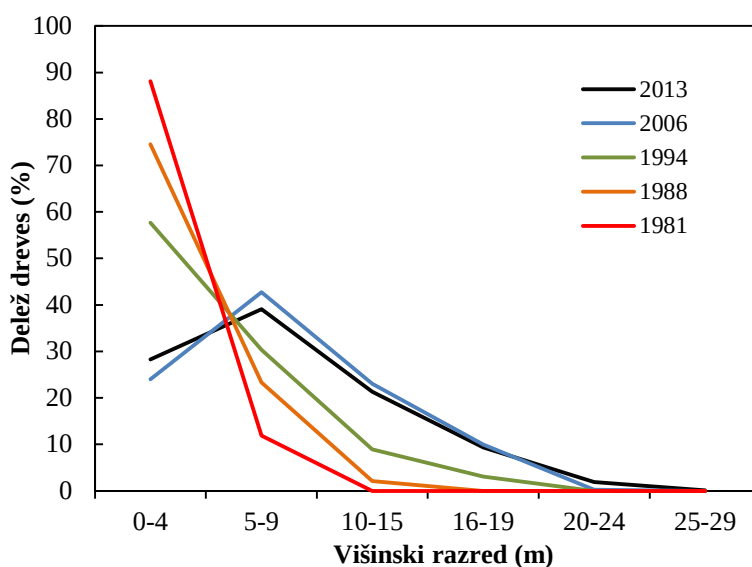
Leta 2013, 65 let po požaru, je v drevesni sestavi sestojev prevladovala smreka, katere delež se je v obdobju 1981–2013 povečal za 23 %. Delež smreke se je med leti statistično značilno razlikoval ($p < 0,001$). Delež pionirskih oz. zgodnjesukcesijskih drevesnih vrst, kot sta trepetlika in iva, se je zmanjšal iz 31 % v letu 1981 na 7 % v letu 2013. Mortalitet za celotno obdobje pri teh vrstah je bila kar 91-odstotna in 94-odstotna. Delež ostalih pionirskih drevesnih vrst, kot je breza, in grmovnic, kot je leska, pa skozi celotno obdobje ostaja stabilnejši (preglednica 10).

Preglednica 10: Povprečno število dreves in grmovnic na hektar glede na leto. Mort. – mortaliteta v celotnem obdobju.

Table 10: Average number of trees and shrubs per hectare and year. Mort. – denotes mortality in the whole period.

	1981		1988		2006		2013		Vrast 1988	Vrast 2006	Vrast 2013	Mort.	Mort. %
	Št.	%	Št.	%	Št.	%	Št.	%					
<i>Picea abies</i>	6135	58	6265	67	3009	78	2757	81	778	70	87	3539	56
<i>Salix caprea</i>	1670	21	1087	15	183	5	104	4	4	0	0	1565	94
<i>Populus tremula</i>	748	10	352	5	139	5	65	3	4	13	4	683	91
<i>Betula pendula</i>	391	5	361	6	243	6	200	5	0	0	4	191	49
<i>Larix decidua</i>	109	1	104	2	96	3	83	3	0	0	0	26	24
<i>Juniperus comm.</i>	91	1	52	1	0	0	0	0	0	0	0	91	100
<i>Laburnum alpinum</i>	78	2	70	2	26	1	0	0	4	0	0	78	100
<i>Corylus avellana</i>	43	2	43	2	35	2	39	3	4	9	13	4	10
<i>Pinus sylvestis</i>	30	0	26	0	13	0	9	0	0	0	0	22	71
<i>Berberis vulgaris</i>	4	0	4	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Rosa canina</i>	4	0	4	0	4	0	0	0	0	4	0	4	100
Skupaj	9304	100	8370	100	3752	100	3273	100	796	96	109	6204	67

Vrast v prvem obdobju je znašala 9,5 % in je bila v primerjavi s kasnejšimi meritvami relativno visoka, saj je vrast v obdobjih 1988–2006 in 2006–2013 znašala le 2,5 % in 3,5 % glede na celotno število dreves. Najbolj množično se je vraščala smreka, ki po številu močno prevladuje, sledili sta trepetlika in leska. V kasnejših obdobjih je vrasti bistveno manj, saj je bila vegetacija na večini ploskev že sklenjena. Nekatere vrste so popolnoma izginile ali so zastopane le v manjšem številu, to so na primer navadni brin, alpski negnoj, rdeči bor, navadni šipek in navadni češmin.



Slika 36: Relativna frekvenčna porazdelitev dreves po višinskih razredih in letih.

Figure 36: Relative frequency distribution of trees in height classes per year.

Višinska krivulja kaže na diferenciacijo višin tekom let (slika 36). V letu 1981, 31 let po požaru, je bila večina dreves nižja od 4 m, v razredu 5–9 m je bilo le 12 % dreves. Naslednje meritve so pokazale nadaljnje povečevanje deleža dreves v drugem in tretjem višinskem razredu. Vse frekvenčne porazdelitve višin med letoma 1981 in 1994 se po obliki približujejo negativni eksponentni funkciji (obrnjena krivulja J), medtem ko zadnji dve meritvi nakazujeta unimodalno porazdelitev. V zadnjih 32 letih so sestoji prešli iz višinsko relativno enomernih v začetnem obdobju v raznomerne v obdobju osemdesetih in na začetku devetdesetih let prejšnjega stoletja ter nato zopet bolj proti višinsko enomerni strukturi, kjer je bila ob zadnji meritvi večina dreves (89 %) visokih do 15 m.

Preglednica 11: Povprečna višina, standardni odklon in koeficient variacije višin dreves glede na leto.

Table 11: Average height, standard deviation and coefficient of variance of heights per year for all trees.

Leto	H (m)	St. odklon (m)	Koef. variacije (%)
1981	2,38	1,69	51
1988	3,34	2,38	71
1994	4,81	3,77	78
2006	8,12	4,53	56
2013	8,42	5,08	60

Preglednica (11) kaže na napredujočo diferenciacijo višin dreves z razvojem sestoja v prvem obdobju, čemur so sledili padec razlik v višinah in bolj vertikalno enomerni sestoji v zadnjem obdobju.

Preglednica 12: Povprečne začetne višine dreves, ki so preživela obdobja 1981–1988, 1981–2013 in 1988–2013. 0 – odmrlo, 1 – živo.

Table 12: Average height values (in the beginning of the period) for trees that survived the 1981 – 1988, 1981–2013 and 1988–2013 periods. 0 = dead, 1= alive.

	odmrlo/živo	1981–1988		1981–2013		1988–2013	
		N	povprečje (m)	N	povprečje (m)	N	povprečje (m)
<i>Picea abies</i>	0	142	1,5	849	1,9	709	2,7
<i>Picea abies</i>	1	1269	2,3	562	2,7	560	4,1
<i>Betula pendula</i>	0	8	1,8	45	2,8	37	4,3
<i>Betula pendula</i>	1	82	4,2	45	5,2	45	7,4
<i>Populus tremula</i>	0	91	1,1	158	1,6	67	3,6
<i>Populus tremula</i>	1	81	2,6	14	3,6	14	5,8
<i>Salix caprea</i>	0	139	2,0	361	2,7	222	3,8
<i>Salix caprea</i>	1	245	3,2	23	3,7	23	4,5

Rezultati v preglednici 12 kažejo povprečno začetno višino drevesa, ki je bila potrebna, da je drevo preživel določeno obdobje. Vrednosti povprečnih višin se nanašajo na začetno leto v obdobju za posamezno vrsto. Razvidno je na primer, da je za preživetje celotnega obdobja (1981–2013) leta 1981 smreka morala biti visoka 2,7 m, breza 5,2 m, trepetlika 3,6 m in iva 3,7 m. Povprečna višina, ki je omogočila preživetje, je bila pri smreki nižja kot pri ostalih zgodnjesukcesijskih vrstah.

Preglednica 13: Značilni dejavniki logističnega regresijskega modela preživetja dreves v treh proučevanih obdobjih.

Table 13: Logistic regression model parameter estimates for predicting tree survival depending on height, tree layer, crown depth, and tree species in three observational periods.

	1981–1988		1981–2013		1988–2013	
	Ocena par.	p	Ocena par.	p	Ocena par.	p
Višina	0,82	0,000	0,33	0,000	0,07	0,072
Drevesni sloj 1 (proti 3)	0,35	0,108	0,77	0,000	0,74	0,000
Drevesni sloj 2 (proti 3)	0,07	0,707	-0,14	0,138	0,16	0,086
Globina krošnje 1 (proti 3)	-0,70	0,001	-1,10	0,000	-0,91	0,000
Globina krošnje 2 (proti 3)	0,28	0,149	-0,30	0,033	-0,40	0,006
DV <i>Betula pendula</i> (proti <i>Salix caprea</i>)	-0,03	0,968	0,36	0,552	0,61	0,000
DV <i>Picea abies</i> (proti <i>Salix caprea</i>)	3,11	0,000	1,48	0,000	0,40	0,007
DV <i>Populus tremula</i> (proti <i>Salix caprea</i>)	-2,12	0,000	-1,22	0,059	-0,02	0,955

Pričakovano je začetna višina pozitivno vplivala na preživetje v obdobjih 1981–1988 ($p < 0,001$) in 1981–2013 ($p < 0,001$), presenetljivo pa ne tudi v obdobju 1988–2013 ($P = 0,072$; preglednica 13). V obdobju 1981–1988 so drevesa v prvi plasti imela štirikrat 4-krat in drevesa v drugi plasti 1,5-krat večjo verjetnost preživetja kot drevesa v tretji plasti. Indeks višinske diferenciacije (height differentiation index) na ravni ploskev je leta 1981 znašal 0,27 in v letu 1988 že 0,36, nato pa se je zmanjšal na 0,28 v letu 2013. Razlike v indeksu so bile značilne med letoma 1981 in 1988 ($p = 0,003$) ter med letoma 1988 in 2013 ($p = 0,006$), medtem ko med letoma 1981 in 2013 niso bile značilne ($p = 0,945$). Povečevanje deleža smreke skozi leta je pozitivno vplivalo na indeks višinske raznolikosti ($p = 0,024$). Variabilnost višin (oz. standardnega odklona) vseh dreves v posameznih letih kaže značilne razlike v vseh opazovanih obdobjih ($p < 0,001$). Pripadnost sestojni plasti ni vplivala na preživetje v obdobju 1981–1988, saj je bila večina dreves (približno 70 %) leta 1981 podobnih višin, povprečno visokih približno 2 m. Drevesna plast je ključno vplivala na preživetje drevesa v naslednjem (1988–2013) in celotnem obdobju (1981–2013). V teh

obdobjih so drevesa v plasti 1 imela največjo verjetnost preživetja (približno 4-krat višjo kot drevesa v plasti 3), medtem ko sta plasti 2 in 3 negativno vplivali na preživetje. V celotnem obdobju opazovanja ni bilo značilnih razlik ($p = 0,138$) med preživetjem dreves druge in tretje plasti.

Globina krošnje je prav tako odločilno vplivala na preživetje dreves v vseh treh obdobjih. Globina krošnje 1 je negativno vplivala na preživetje drevesa, medtem ko sta globini krošnje 2 in 3 povečevali verjetnost za preživetje. Razlike med preživetjem dreves z globino krošenj 2 in 3 pa niso bile značilne ($p = 0,149$) le v prvem obdobju (1981–1988). V obdobju 1981–2013 so imela drevesa z globino krošnje 1 v letu 1981 12-krat, drevesa z globino krošenj 2 pa 5,5-krat manjšo verjetnost preživetja kot drevesa z globino krošenj 3.

IUFRO-znaka vitalnost in tendenca nista značilno vplivala na preživetje v nobenem izmed obdobj.

SCI je bila leta 1981 3,80, v letu 1988 se je povečal na 4,70, v letu 2013 pa se je povečal že na 6,81. Povečevanje indeksa kaže na povečevanje strukturne raznolikosti proučevanih sestojev. CE se je povečeval, saj je v letu 1981 znašal 0,72, v letu 1988 0,74 in v letu 2013 0,91. Vrednosti indeksa med vsemi leti meritev so bile statistično različne ($p < 0,001$). Povečevanje CE kaže, da se je porazdelitev skozi čas spreminjala iz bolj agregirane (skupinske) proti naključno razporejeni.

Stopnja preživetja štirih glavnih drevesnih vrst (smreka, trepetlika, breza in iva) se je v času spreminjala. Verjetnost preživetja v obdobju 1981–1988 je bila naslednja: smreka > breza = iva > trepetlika. V naslednjem obdobju (1988–2013) so bile verjetnosti preživetja drevesnih vrst naslednje: breza > smreka > trepetlika = iva, pri čemer je imela breza 5-krat in smreka 4-krat večjo verjetnost preživetja kot iva in trepetlika, med katerima ni bilo razlik. Za celotno obdobje (1981–2013) pa je bila verjetnost preživetja naslednja: smreka > breza > iva > trepetlika. Interakcija višine in drevesne vrste je bila prav tako značilna za prvo ($p < 0,001$) in celotno obdobje ($p = 0,017$). Pri isti višini drevesa je imela smreka največjo verjetnost preživetja, sledijo iva, breza in trepetlika.

Povprečna lesna zaloga sestojev je bila v letu 2013 273 m³/ha, pri čemer je 204 m³/ha predstavljala smreka, 42 m³/ha macesen, 3 m³/ha bor in 24 m³/ha listavci (iva, breza, trepetlika).

6 RAZPRAVA

6.1 PRIMERJAVA OBNOVE VEGETACIJE NA POVRŠINAH Z IZVEDENO TEHNIČNO SANACIJO IN POVRŠINAH BREZ SANACIJE

Pri primerjavi predelov z izvedeno tehnično sanacijo s predeli brez sanacije (slika 37) je bila variabilnost v strukturi in zmesi mladja med objekti in načini dela znotraj objektov zelo velika, zato skupno po vseh objektih nismo odkrili statistično značilnih razlik med načinoma dela. Sanirani predeli so na številnih objektih imeli mejno večjo vrstno raznolikost in večji delež svetloljubnih vrst v primerjavi s predeli, ki niso bili sanirani. Kljub temu pa ni bilo jasnih znakov, da bi sproščanje starega mladja zaradi ujme povzročilo prevlado sencozažnih vrst na predelih brez sanacije.

Čeprav nimamo podatkov o strukturi in mešanosti gozdnih sestojev pred ujmo, smo od Zavoda za gozdove Slovenije pridobili podatke, ki kažejo, da je bila bukev prevladujoča drevesna vrsta zgornje plasti na večini izmed raziskovalnih objektov (60–90 % zgornje plasti, razen objekta Kosmate doline, kjer je bila smreka kodominantna). Višja raznolikost drevesnih vrst, najdenih na raziskovalnih objektih (v primerjavi z njihovo številčnostjo v zgornji plasti), ne glede na način dela kaže, da so izboljšane svetlobne razmere po ujmi spodbudile razvoj bolj svetloljubnih vrst. Čeprav ne moremo eksplicitno razločiti med starim mladjem in mladjem, nastalim po ujmi, višinska struktura posredno nakazuje, da sta za obnovo pomembna staro mladje in mladje, nastalo po ujmi.



Slika 37: Primerjava predela brez (desno) in z izvedeno tehnično sanacijo poškodovane površine (levo) na raziskovalnem objektu Otuška v letu 2012.

Figure 37: Comparison of salvaged (left) and non-salvaged site (right) at the Otuška study site in 2012.

Za majhne razlike večine kazalnikov (gostote, višinska struktura, vrstna raznolikost) med načinoma sanacije obstaja več razlogov. Majhne razlike lahko v osnovi pripišemo majhni jakosti motenj, ki so poškodovale sestoje na manjših površinah, pri čemer verjetno ni prišlo do večjih poškodb tal, zelišč in obstoječega mladja. Prav tako je bila tehnična sanacija zmernih jakosti, pri čemer niso gradili novih vlak in cest, zato ni bilo bistvenih dodatnih poškodb tal in vegetacije. Na to nakazuje nizek delež erozije, ki se je povprečno pojavljala le na 4 % površine. Prav tako spravilo poškodovanega lesa (s traktorjem in žičnico) očitno ni povzročilo bistvenih poškodb mladja. Obsežna raziskava poškodovanosti mladja pri traktorskem in žičniškem spravilu v 51 sestojih v Sloveniji kaže, da je bilo povprečno poškodovanega 21 % mladja pri traktorskem in 16 % pri žičniškem spravilu (Košir, 2008). Iz tega lahko sklepamo, da z metodami spravila v tej študiji niso povzročili bistvenih poškodb na preostalem sestoju. Nasprotno pa za sečnjo s stroji (t. i. harvesterji), ki se pogosto uporabljajo za sanacijo od ujm poškodovanih sestojev, zaradi vožnje po velikem delu površine poročajo o bistveno večjih pošodbah tal in mladja (Surakka et al., 2011).

Drugi razlog za majhne razlike so lahko različne rastiščne razmere med površinami z obravnavo, ki lahko imajo odločilnejši vpliv na obnovo kot sam način dela. Iskanje primernih raziskovalnih objektov je bilo zelo zahtevno, saj je bilo objektov, kjer saniran predel meji na predel brez sanacije, zelo malo. Zato lahko že manjše razlike v naklonu, ekspoziciji in talnih razmerah zameglijo razlike med načinoma sanacije. To so v obsežni raziskavi vpliva sanacije na obnovo gozda ugotovili tudi v Švici, kjer so se rastiščni dejavniki (npr. pH tal in zeliščna vegetacija) izkazali kot pomembnejši od načina sanacije (Kramer in sod., 2014).

Čeprav nismo odkrili bistvenih razlik v strukturi in zmesi vegetacije med načini dela, se kažejo vzorci, ki podpirajo naša predvidevanja. Tako gostota kot raznolikost sta bili nekoliko višji na saniranih površinah, medtem ko je bilo na predelih brez sanacije nekoliko več bolj razvitega mladja. Nakazano je, da odstranjevanje odmrle (oz. poškodovane) drevesne mase, ki je ovira za pomladek, v kombinaciji z manj kompeticije višjega pomladka omogoča nasemenitev in vrast večjega števila drevesnih vrst na saniranih predelih. Po drugi strani pa ima lahko večja pokrovnost višjega pomladka na predelih brez sanacije pomembno ekološko vlogo, saj so to osebki, ki bodo verjetno tvorili streho sestoja v prihodnosti in senčili drevesa v nižjih plasteh.

Razlike v pokrovnosti in zmesi zelišč niso bile jasno povezane z načinom sanacije, verjetno zato, ker so bolj odvisne rastiščnih razmer. Številne študije kažejo, da je gosta zeliščna plast, ki nastane po motnji, lahko ovira za pomlajevanje v prvih fazah obnove (Wohlgemuth, 2002;

Jonašova in Prach, 2008; Kelemen in sod., 2012). Relativno nizke gostote drevesnega pomladka na raziskovalnih objektih, ki so povprečno znašale 13.770 osebkov na ha, posredno kažejo na to. Sorodne evropske raziskave za gozdove brez gospodarjenja, kjer prevladuje bukev in pomlajevanje poteka v manjših vrzelih, pogosto navajajo bistveno višje gostote (Priewasser in sod., 2013; Drösser in Von Lupke, 2007; Roženberger in sod., 2007; Hobi in sod., 2014).

Eden izmed bolj presenetljivih izsledkov je bil nizek delež objedenosti zaradi divjadi. Gostote populacij jelenjadi in srnjadi v Sloveniji so (pre)visoke, s pogosto več kot 10 osebkov na km² (Nagel in sod., 2014a). V okolici raziskovalnih objektov so prevladovala večje površine strnjenih odraslih sestojev, kjer je ponudba hrana za divjad relativno nizka, in smo pričakovali večjo stopnjo objedanja. Poleg tega je bilo v mladju poleg bukve in belega gabra zastopanih več bolj svetloljubnih drevesnih vrst, zlasti gorski javor, ostrolistni javor, gorski brest, veliki in mali jesen, ki so pri divjadi močno zaželeni vrste (Gill, 1992). Na saniranih delih površine je bila objedenost nekoliko večja, saj verjetno odsotnost odmrlega drevja omogoča lažji dostop divjadi, kar potrjujejo tudi nekatere druge raziskave (de Chantal in Granström, 2007; Ilisson in sod., 2007; Relva in sod., 2009; Bottero in sod., 2013), medtem ko nekatere ugotavljajo ravno nasprotno (npr. Pellerin in sod., 2010).

Izsledke o vplivu sanitarne sečnje je težko posploševati na ostale gozdne tipe in režime motenj. V nekaterih raziskavah sanacije velikopovršinskih motenj so ugotovili jasne dokaze o negativnih vplivih sanitarne sečnje in spravila na pomlajevanje (Donato in sod., 2006; Jonašova in sod., 2010), v primerih motenj srednjih jakosti in sanitarne sečnje pa ni jasnih dokazov o negativnih vplivih (Peterson in Leach 2008a; Lang in sod., 2009; D'Amato in sod., 2011; Kramer in sod., 2014). V tej študiji smo se omejili na vplive tehnične sanacije na obnovo vegetacije. Čeprav tega področja v tej raziskavi nismo obravnavali, pa obstaja obsežna literatura, ki kaže, da ima sanacija negativen vpliv na številne druge biološke strukture in funkcije gozdnih ekosistemov. Pri tehnični sanaciji na primer odstranimo veliko drevesnih ostankov ter s tem prehranski vir in habitat za številne vrste, ki so odvisne od teh bioloških zapuščin (Franklin in sod., 2000; Lachat in sod., 2013). Glede na nizke količine odmrlih dreves v gospodarskih gozdovih Evrope (FOREST EUROPE 2011) bi morali nekatere od ujm poškodovane sestoje javnih gozdov, ki integrirajo ekološke in ekonomske funkcije, po ujmi prepustiti naravnemu razvoju brez sanitarnih ukrepov. V zasebnih gozdovih imajo lastniki večji interes za izkoriščanje preostale vrednosti v ujmah poškodovanih dreves. Izsledki naše raziskave nakazujejo, da ekstenzivna sanitarna sečnja po malopovršinskih motnjah v bukovih mešanih gozdovih ne zavira obnove gozda.

6.2 PRIMERJAVA NARAVNE IN UMETNE OBNOVE GOZDA PO VETROLOMU

6.2.1 Rezultati z vegetacijskih ploskvic

Pričakovano je bila raznolikost drevesnih vrst največja na raziskovalnem območju Bohorja, kjer objekti raziskave ležijo v subpanonskem fitogeografskem območju, kar se odraža tudi v naboru drevesnih vrst. Raziskave pomlajevanja po ujmah na rastiščih, kjer so prevladovali smrekovi sestoji, kot najpogostejše vrste v mladju navajajo smreko, gorski javor in jerebiko (Schönenberger, 2002; Wohlgemuth, 2002; Ščap in sod., 2013; Pröll in sod., 2015), ivo (Schönenberger, 2002; Ščap in sod. 2013), bukev (Schönenberger, 2002, Ščap in sod., 2013) in jelko (Ščap in sod., 2013), kar je v skladu z izsledki naše raziskave glede drevesne sestave na območjih Črničva in tudi Trnovskega gozda.

Med letoma 2012 in 2014 se gostote naravnega mladja niso bistveno povečale. Glavni razlog za to je verjetno zapolnjenost prostora z obilno zeliščno in grmovno plastjo, ki se je v obdobju dveh sezon še povečala in verjetno onemogoča novo vrast pomladka drevesnih vrst. Nasprotno kažejo rezultati modelov, da je bila pokrovnost zeliščne plasti v pozitivni povezavi z gostotami in pokrivnostjo mladja, še zlasti sencozažnih drevesnih vrst, medtem ko je pokrovnost grmovne plasti negativno vplivala na gostote svetloлюбnih in pionirskih drevesnih vrst. Odvisnost pokrovnosti grmovne plasti in gostot drevesnega mladja je imela obliko navzdol obrnjene parabole, kjer je bila pri nizkih vrednostih (skrajnostna rastišča neugodna za grmovno in drevesno vegetacijo) in visokih vrednostih pokrovnosti (močna konkurenca) povezava negativna, pri srednjih vrednostih pokrovnosti grmovne plasti pa pozitivna z gostoto mladja (ugodna rastišča za pomlajevanje). Negativen vpliv pritalne vegetacije na naravno obnovo opisujejo tudi številni drugi avtorji (Fischer in sod., 2002; Wohlgemuth in sod., 2002; Brang in sod., 2004; Jacobs in sod., 2004; Jonašova in Prach 2004; 2008; Ilisson in sod., 2007; Ščap, 2010; Klemen, 2012; Mencinger, 2014; Pröll in sod., 2015). V zeliščni in grmovni plasti so na vseh objektih prevladovale vrste iz rodu robid, zlasti malina, kar je značilno za razmere, ki nastanejo po ujmah (Wohlgemuth in sod., 2012; Novakova in Jonašova, 2015). Na zgornjem delu pobočja severnega dela Črničva v zeliščni plasti popolnoma prevladuje gosta ruša vijugave masnice (*Deschampsia flexuosa* (L.) Trin., sin.: *Avenella flexuosa* (L.) Drejer), ki onemogoča nasemenitev in ovira rast naravnega mladja

(slika 38). Mestoma se pojavlja tudi dlakasta šašulica (*Calamagrostis villosa* (Chaix) J. F. Gmel). Povečanje prisotnosti (Bergquist in Örlander, 1998) in negativen vpliv teh vrst trav na naravno pomlajevanje po ujmah ugotavljajo tudi v ostalih predelih Evrope (Wohlgemuth in sod., 2002; Hanssen, 2003; Jonašova in Prach, 2004; Pröll in sod., 2015).



Slika 38: Gosta travna ruša vijugave masnice (*Deschampsia flexuosa*; sin.: *Avenella flexuosa*) preprečuje naravno pomlajevanje na zgornjem delu pobočja severnega dela Črnivca.

Figure 38: Thick grass *Deschampsia flexuosa* (syn.: *Avenella flexuosa*) inhibits natural regeneration on the upper slope of the northern part of Črnivec.

Ugotovili smo, da je bila med ploskvami naravne in umetne obnove leta 2012 štiri- (19.567 in 4.950/ha) in leta 2014 trikratna (22.727 in 6.604/ha) razlika v gostotah naravnega mladja. Razlika v gostotah je deloma posledica obžetev sadik, s katerimi se lahko nenamerno odstrani tudi samoniklo naravno mladje na ploskvah z umetno obnovo. Delno bi lahko na gostote negativno vplivala tudi hoja okoli sadik v času saditve in ob obžetvah. V švicarskih Alpah so na podobnih nadmorskih višinah Wohlgemuth in sod. (2002) prav tako ugotovili velike razlike v gostotah naravnega mladja med objekti, ni pa bilo enoznačnih razlik med načinoma obnove. Šest let po ujmi so na ploskvah z naravno in umetno obnovo v povprečju našteali 4.000–12.500 osebkov na ha ter ugotovili, da je bilo štiri in šest let po ujmi povprečno kar 44 % in 39 % naravnega mladja razvitega že pred ujmo. Na istih raziskovalnih objektih tudi Schönenberger (2002) ni ugotovil razlik med gostotami naravnega mladja med naravno in umetno obnovo. Za obdobje deset let po ujmi poroča o gostotah 1.300–3.000 osebkov/ha višjih od 20 cm, od katerih je bilo 13 % (9–32%) osebkov starega mladja, pri čemer je bila mortaliteta naravnega mladja v celotnem obdobju 7-odstotna. Pröll in sod. (2015) pa za avstrijske Alpe navaja 35-odstotni delež starega mladja. Gostote naravnega pomladka 10 let po golosekih v pretežno smrekovih sestojih Švedske so bile 11.000–63.000/ha (Holgen in

Hånell, 2000). Po vetrolomu na Jelovici poročajo o gostotah 8.000/ha dve leti (Ščap, 2010) in 10.000/ha šest let po vetrolomu (Ščap in sod., 2013). V naši raziskavi ni bilo možno kvantitativno oceniti, koliko je bilo t. i. starega mladja, ki je bilo vzpostavljeno že pred ujmo, saj smo prve meritve izvedli šele štiri sezone po ujmi. Glede na grobo oceno sklepamo, da je del naravnega mladja zrasel že pred ujmo, še zlasti to velja za smreko, ki se naravno pojavlja v gostih skupinah, od katerih so v času ujme nekatere verjetno že obstajale, medtem ko so se gorski javor, jerebika in ostale zgodnjesukcesijske vrste zagotovo pojavile kasneje, saj so pred ujmo prevladovali temni, sklenjeni, homogeni sestoji z veliko lesno zalogo, kjer ne bi preživele (prim. Schönenberger, 2002).

Delež sencozažnih drevesnih vrst na ploskvah naravne obnove je bil več kot enkrat večji kot na ploskvah umetne obnove (69 % in 30 %), medtem ko je bilo več svetloljubnih vrst na ploskvah umetne obnove (50 % in 20 %). Razlog za večji delež sencozažnih vrst na ploskvah naravne obnove je morda bolj konstantna pokrovnost zeliščne in grmovne plasti, saj na teh predelih ni bila opravljena obžetev in se je zato ohranil večji delež sencozažnih vrst. Po drugi strani se je na ploskvah umetne obnove lažje ohranilo svetloljubno mladje, ki je v razmerah z več svetlobe po obžetvah bolj konkurenčno sencozažnemu mladju, čeprav med obnovama sicer ni bilo razlik v pokrovnosti zeliščne in grmovne plasti ter so bile gostote sencozažnih in svetloljubnih vrst v GLMM v pozitivni povezavi. Gostote pionirskih vrst niso imele vpliva na gostote naravnega mladja ostalih skupin drevesnih vrst. Gostote in pokrovnost mladja so se zniževale z nadmorsko višino, kar potrjujejo tudi številne raziskave (Schönenberger, 2002; Wohlgemuth in sod., 2002; Fidej in sod., 2016), še posebej je bilo to značilno za svetloljubne vrste. Svetloljubne vrste, ki so bile prisotne na raziskovalnih objektih, so večinoma tudi bolj termofilne kot sencozažne, zato je trend upadanja gostot z višino pričakovan. Gostote drevesnih vrst so bile v negativni povezavi z naklonom, kjer se je s povečevanjem naklona najbolj zmanjšala gostota pionirjev in svetloljubnih vrst. Sencozažne vrste so se bolj množično pojavljale na ravni do rahlo nagnjeni predelih (do 10° naklona), medtem ko so bile gostote pionirjev in svetloljubnih vrst večje na hladnejših legah oz. rastiščih. Prisojne, tople lege so imele negativen vpliv na gostote vseh skupin naravnega mladja, še zlasti svetloljubnih vrst.

Skupna pokrovnost naravnega mladja se je v dveh vegetacijskih sezonah značilno povečala in je bila pričakovano značilno višja na ploskvah z naravno obnovo (18 %) kot na ploskvah z

umetno obnovo (10 %). To je posledica rasti naravnega mladja, ki je v dveh sezonah povečalo krošnje in s tem tudi pokrovnost. Pokrovnost sencozažnih in svetlooljubnih drevesnih vrst se ni značilno povečala, verjetno zaradi počasnejše rasti in manjših dimenzij drevesc, ki uspevajo pod delnim zastorom zeliščne in grmovne vegetacije. Pokrovnost pionirjev se je povečala za 5 % in kaže na značilno hitro začetno rast pionirskih drevesnih vrst, kot so breza, trepetlika in iva. Pokrovnost mladja po objektih sledi gostotam in kaže najvišjo pokrovnost na Črnicu, nekoliko nižjo na Bohorju in nizko v Trnovskem gozdu. Razlogi za nizko pokrovnost na objektu Trnovski gozd so zaostrene ekološke razmere zaradi višje nadmorske višine (1000 m in več), plitvih kraških tal, velike skalovitosti in deloma tudi južnih leg, kar delno nakazuje tudi fitoindikacija rastišč (slika 16).

Pokrovnost zeliščne plasti se je v dveh sezonah povečala za 17 %, grmovne pa za 22 %. Senn (2002) za švicarske Alpe navaja povečanje pokrovnosti pritalne vegetacije za 40 % v treh letih. Z nadmorsko višino se zmanjševala tudi pokrovnost zeliščne plasti. Najvišja pokrovnost zeliščne plasti je bila prisotna na objektu Bohor, sledi Črnic, najnižja pa je bila na objektu Trnovski gozd. Objekti na raziskovalnem območju Bohorja se nahajajo na nižjih nadmorskih višinah subpanonskega fitogeografskega območja, kjer so temperature v primerjavi z ostalima objektoma višje in se zato tam pojavljata večje število rastlinskih vrst in bujnejša rast, kar nakazuje tudi fitoindikacija (slika 16). Na raziskovalnem območju Trnovski gozd je zaradi zaostrenih ekoloških razmer zeliščna in grmovna plast najmanj obilna. Iz enakega razloga se je povprečni delež vegetacijskih ploskv brez drevesnega mladja iz 47 % leta 2012 povečal na 73 % leta 2014. Na ostalih objektih je bil delež praznih ploskev 20–30 %. Delež ploskev brez naravnega mladja je bil v švicarskih Alpah po desetih letih 14 % (Schönenberger, 2002), na Jelovici po dveh letih 30 % (Ščap, 2010) in petih letih 11 % (Ščap in sod., 2013), na Švedskem pa 58 % (Holgen in Hånell, 2000).

Ocenili smo tudi pokrovnost lesnih ostankov, za katere nekateri avtorji poročajo, da pozitivno vplivajo na razvoj mladja (Peterson in sod., 1995; de Chantal in Granström, 2007; Moser in sod., 2008), medtem ko druge trdijo ravno nasprotno (Priewasser in sod., 2013; Bottero in sod., 2013). Ugotavljamo, da je prisotnost lesnih ostankov (kupi vej, posamezni večji kosi lesa) negativno vplivala na gostote in pokrovnost naravnega mladja, še posebej svetlooljubnih drevesnih vrst, ter na pokrovnost zeliščne plasti. Kamnitost je negativno vplivala le na pokrovnost zeliščne plasti.

Oddaljenost od semenskih dreves presenetljivo ni bila odločilna za gostote naravnega mladja, čeprav številna literatura ugotavlja nasprotno (Schönenberger, 2002; Hanssen, 2003; Bachmann in sod., 2005; Rammig in sod., 2006; Rozman, 2007; Ščap, 2010; Roženberger, 2012a; Medja, 2014). Na terenu smo pogosto opazili večje število osebkov posamezne drevesne vrste v bližini puščenih semenskih dreves (npr. gorski javor, gorski brest) ali ob gozdnem robu. Neznačilna povezava razdalje do gozdnega roba in gostot mladja je morda posledica prisotnosti starega mladja, ki je zraslo pred ujmo, skupin dreves starega sestoja in semenskih dreves na večini površine (na Črnivcu) ter manjših površin raziskovalnih objektov (bližina gozdnega roba) in odganjanja iz panja določenih drevesnih vrst (javorji, črni gaber idr. – na objektu Bohor).

6.2.2 Rezultati s pomladitvenih ploskev

Gostote sadik na ploskvah umetne obnove so bile najvišje v Trnovskem gozdu (2.500/ha), kjer je bila saditev usmerjena na manjše površine. Večinoma so to bile vrtače, kjer so tla bolj vlažna, manj skalovita in globlja ter zato pričakovane izgube manjše, kot če bi sadili na večjih površinah. Gostote na Črnivcu (1.200/ha) in Bohorju (1.300/ha) so odraz saditev na večjih površinah, pri čemer je bila odločitev za območja saditve bolj odvisna od lastnika (oz. parcele) kot od rastiščnih razmer. Sadike in saditev po ujmi so bile v celoti financirane, zato so območja (lastniške parcele) in izbor drevesnih vrst v veliki meri posledica lastnikovih želja. Schönenberger (2002) za saditve po ujmah v švicarskih Alpah navaja gostote 1.800–2.500 sadik na ha. Povprečno se mortaliteta med raziskovalnimi območji v naši raziskavi ni močno razlikovala in je bila 8–18-odstotna, Schönenberger (2002) pa poroča o 10–30-odstotni mortaliteti deset let po saditvi, medtem ko Holgen in Hånell (2000) za smrekove sadike osem let po pogozditvi golosekov brez priprave tal poročata o 42-odstotni mortaliteti.

Gostote dominantnih osebkov naravnega mladja so bile, razen na območju Trnovskega gozda, precej primerljive z gostotami saditve. Prav tako je bila, razen v Trnovskem gozdu, kjer je odmrlo kar 53 % dominantnih osebkov, mortaliteta podobna na raziskovalnem območju Bohor (18-odstotna) in Črnivec (8-odstotna). Rezultati modela preživetja sadik in naravnega mladja smreke in gorskega javorja kot najpogostejših drevesnih vrst v vzorcu kažejo, da je bilo preživetje v primerjavi z Bohorjem večje na raziskovalnem območju Črnivec, med Bohorjem in Trnovskim gozdom pa ni bilo razlik. Prav tako je bila stopnja preživetja večja pri

smreki kot pri gorskem javorju. Delež preživelih smrek je bil najvišji na raziskovalnem območju Črnivec, sledita Trnovski gozd in Bohor. Pri smreki pa je poleg višine na preživetje mejno značilno negativno vplival tudi naklon terena. Velik delež mortalitete dominantnih osebkov v Trnovskem gozdu lahko pripišemo dejstvu, da je bilo mladje slabo razvito, na kar kažejo nizke gostote in višine naravnega mladja. Na slabo razvito mladje kaže tudi delež zasedenosti kvadrantov z dominantnimi osebki, ki je v letu 2014 padel iz 60 % na 25 %, kar pomeni, da je bilo kar 75 % kvadrantov brez naravnega mladja. Splošno znano je, da verjetnost preživetja osebkov narašča z njihovo višino, zato je nizko mladje, še zlasti v zaostrenih ekoloških razmerah na območju Trnovskega gozda, podvrženo visoki mortaliteti (Schönenberger, 2002; Hanssen, 2003; Pröll in sod., 2015). To dokazujejo tudi rezultati modela preživetja sadik in dominantnih osebkov, kjer se je višina izkazala kot pomemben dejavnik preživetja (preglednica 9). Dominantni osebki so bili povprečno visoki le 25 cm, medtem ko so na ostalih območjih bili že višji (Bohor 130 cm, Črnivec 55 cm). Z razvojem mladje postaja odpornejše proti suši in lažje tekmuje za hranila in svetlobo, poleg tega pa na preživetje v Trnovskem gozdu neugodno vplivajo ekološke razmere, ki so bolj zaostrene kot na ostalih območjih. V večjih vrzelih prihaja do večjih temperaturnih razlik in izpostavljenosti suši, ki še zlasti prizadene nizko mladje, ki plitvo korenini (Diaci in sod., 2005; Pröll in sod., 2015).

Sadike so v obeh letih meritev imele podobno višinsko prednost (22 cm in 23 cm) pred dominantnimi osebki naravnega mladja. Dominantni osebki smrek so bili po štirih sezonah visoki 57 cm, po šestih pa 103 cm, medtem ko Schönenberger (2002) za nekoliko višje nadmorske višine poroča o povprečni višini 42 cm po desetih letih, ki se med območji ni bistveno razlikovala. Dominantni osebki in sadike so bili najvišji na območju Bohorja, kjer je hitra rast posledica višjih temperatur. Pričakovano je bila najnižja višina sadik in dominantnih osebkov v Trnovskem gozdu. Višina je v vseh treh modelih preživetja (smreka in gorski javor; smreka; gorski javor) pozitivno vplivala na preživetje sadik in dominantnih osebkov. Višine dominantnih osebkov gorskega javorja in smreke so bile med leti podobne, a kljub temu statistično različne. Povprečne višine sadik smreke (vzgojna oblika 2 + 2 leti) so v letu 2012 bile 15 cm višje od dominantnih osebkov smrek naravnega mladja, v letu 2014 pa se je razlika povečala na 36 cm. Trend in velikost absolutnih višinskih prirastkov sadik in dominantnih osebkov smreke sta bila v prvih treh letih (2010–2012) primerljiva, medtem ko se v letih 2013 in 2014 kaže močno izboljšanje višinske rasti smrekovih sadik. Podobno

ugotavljajo v vrzelih po golosekih v borealnih gozdovih Švedske, kjer je naravno mladje smreke rastlo 2–3-krat počasneje od sadik (Holgen in Hånell, 2000) in so letni prirastki sadik merili 12–15 cm. Nižji relativni prirastek (prirastek glede na višino) sadik v primerjavi z naravnim mladjem v začetnem obdobju lahko pripišemo presaditvenemu šoku, ki se pri sadikah pojavi prvo in drugo leto po presaditvi. Nižji absolutni višinski prirastki dominantnih osebkov smreke v letih 2013 in 2014 so najverjetneje posledica nižjih povprečnih višin in rastnih razmer, saj so naravne smreke pogosto uspevale v gostih skupinah, kjer prihaja do tekmovanja za svetlobo, hranila in vodo, medtem ko so imele sadike več rastnega prostora (slika 39).

V modele preživetja smo poleg višine vključili tudi druge rastne značilnosti, kot so višinski prirastki, razpoložljivi rastni prostor (FTG) in premer koreninskega vratu. Večina od navedenih rastnih značilnosti je bila v močni pozitivni povezavi z višino osebka v letu 2012 (višina 2012). Pri gorskem javorju je bil z višino močno pozitivno povezan premer koreninskega vratu (Pearsonov korelacijski koeficient 0,83), pri smreki pa višinski prirastek v letu 2012 (0,80) in premer koreninskega vratu v letu 2012 (0,89). Od vseh naštetih dejavnikov je bila v modelih največkrat značilna drevesna višina v letu 2012, zato smo ostale dejavnike zaradi velike kolinearnosti z višino izpustili iz modelov.



Slika 39: Skupine naravnega smrekovega mladja na raziskovalnem območju Črnivec.

Figure 39: Groups of natural Norway spruce regeneration at Črnivec area.

Sadike gorskega javorja (vzgojna oblika 2 + 1 leto) v letu 2012 so bile trikrat višje kot dominantni osebki. Razlike v višinah so se za razliko od smreke v letu 2014 več kot razpolovile. Povprečni absolutni prirastki gorskega javorja so bili prvi dve rastni sezoni

nekoliko višji pri sadikah, kasneje (2012–2014) pa so se prirastki izenačili. Upoštevajoč dejstvo, da so bile v obeh obdobjih sadike bistveno višje od naravnih osebkov, so bili relativni višinski prirastki naravnih javorjev v letu 2012 skoraj trikrat in v letu 2014 skoraj dvakrat višji od sadik. Razlog za šibko priraščanje in slabo vitalnost sadik gorskega javorja je morda uporaba napačne provenience, saj smo med sadikami opazili tudi nekaj gorskih javorjev z rdečimi listi. V letu 2008 se je v Sloveniji zgodilo večje število ujm, zato je bilo v naslednjih letih zaradi biološke sanacije povpraševanje po saditvenem materialu večje (Poročila ZGS o gozdovih za leta 2011, 2012, 2013). Vzgoja gozdnega reprodukcijskega materiala je verjetno težko sledila potrebam na terenu, zato obstaja možnost, da so drevesnice prodale tudi material vprašljivega izvora in provenience. Papler - Lampe in sod. (2011) opozarjajo, da se v primeru ujm pogosto zgodi, da naročila sadik niso definirana po višinskih pasovih in talnih podlagah, temveč le po proveniencah in starosti. Na Črnicu so imele sadike gorskih javorjev pogosto majhne krošnje in posušen (verjetno od pozebe) terminalni poganjek, izpod katerega sta poganjala dva ali več novih poganjkov (slika 40 desno) ali se je celotna sadika posušila in na novo odgnala tik nad tlemi (slika 40 levo). Opazili pa smo tudi primere, ko je bila kljub zaščiti (gosto mrežasti tulci in količek) sadika obžrta od divjadi (slika 40 spodaj). Slabo stanje sadik gorskega javorja se je izrazilo tudi v modelu preživetja (preglednica 9), ki kaže na bistveno slabše preživetje v primerjavi z dominantnimi osebki.



Slika 40: Vitalnost sadik gorskega javorja na raziskovalnem območju Črnic v letu 2015.

Figure 40: Vitality of planted sycamore maple seedlings at Črnic area in 2015.

Premer koreninskega vratu je bil pričakovano manjši pri dominantnih osebkih, saj je bilo naravno mladje v obeh letih manj razvito (nižje višine) kot sadike. Razlike v premeru koreninskih vratov sadik in dominantnih osebkov smrek so se v dveh sezonah povečale (iz 5 mm na 10 mm), predvsem kot posledica pospešene rasti sadik v letih 2013 in 2014. Prav tako so bili različni premeri med dominantnimi osebki gorskega javorja in sadikami v letih 2012 (5 mm) in 2014 (4 mm).

Povprečna ocena rastnega prostora okoli sadik in dominantnih osebkov je bila pričakovano višja pri sadikah, ki so imele večjo višino in so poleg tega bile v večini primerov tudi večkrat obžete (sadike smrek). V letih 2012 in 2014 je bilo povprečno zastrtih (vrednosti FTG 0–2) 77–80 % dominantnih osebkov, medtem ko je bilo leta 2012 povprečno zastrtih 60 %, leta 2014 pa 40 % sadik. Dominantni osebki naravnega mladja so imeli manj rastnega prostora zaradi nižjih povprečnih višin, kar je še zlasti razvidno v Trnovskem gozdu, kjer je bilo v obeh letih zastrtih kar 88 % dominantnih osebkov. To nakazuje potrebo po negi naravnega mladja na naravno obnovljenih površinah, s čimer bi pospešili razvoj in višinsko rast (večinoma sencozadržnih) ekonomsko zanimivih vrst. V modelu preživetja so pri gorskem javorju poleg višine pozitivno na preživetje vplivali rastni prostor in hladnejše lege. Naravno mladje smreke se je pogosto pojavljalo v gostih skupinah, kjer se osebki med seboj senčijo in tekmujejo za vire. Na raziskovalnem območju Trnovski gozd je bilo kljub najmanj obilni vegetaciji zaradi nizkih višin dominantnih osebkov najmanj rastnega prostora. Število obžetev na Črnicu je bilo odvisno od lastnika gozda in je bilo izvedeno po potrebi, večinoma so lastniki obžetev opravili tri- ali štirikrat. Obžetve so bile izvedene ročno, s srpom le okoli sadike in ne po celotni površini.

Objedenost naravnega mladja in sadik je bila v letu 2012 podobna, v letu 2014 pa večja pri naravnem mladju. Razlog za objedenost umetnega mladja lahko pripišemo višinam sadik gorskega javorja, ki so še omogočale dostop divjadi. O veliki objedenosti sadik zaradi divjadi poročajo tudi druge raziskave (Bergquist in Örlander, 1998; Jacobs in sod., 2004). Prav tako so bile poškodovane nekatere smreke, ki so imela olupljena debelca ali odgriznjene poganjke. Posamezna debelca smrekovih sadik na Črnicu so poškodovali veliki rjavi rilčkarji (*Hylobius abietis*). Poškodbe nastanejo zaradi zrelostnega žrtja hroščev, kjer lahko pri izjedinah v celotnem obroču drevo tudi odmre (Jurc, 2005). Pojavlja se lahko tudi v gradacijah na večjih

ogolelih površinah (Ogris, 2010). O poškodbah poročajo tudi iz nasadov v Skandinaviji (Holgen in Hånell, 2000; Hanssen, 2003). Najbolj objedeno je bilo naravno mladje leta 2012 v Trnovskem gozdu, kjer je imelo 35 % mladja poškodovan vsaj terminalni poganjek in/ali poškodovanih do 50 % stranskih poganjkov (razred 2) ali pa je bil osebek močnejše obžrt (razred 3), medtem ko je bilo takšnih na ostalih območjih 8–9 %.



Slika 41: Objedanje je bilo močno prisotno pri gorskem javorju in zgodnjesukcesijskih vrstah (npr. vrbe, trepetlika, jerebika).

Figure 41: Heavy browsing damage on sycamore maple and early successional species (e.g. *Salix* spp., *Populus tremula*, *Sorbus aucuparia*).

Visok delež objedanja v Trnovskem gozdu je verjetno posledica nekoliko nižje pokrovnosti zeliščne in grmovne plasti ter s tem lažje dostopnosti divjadi in večjega deleža palatabilnih drevesnih vrst (jelka, gorski javor). V letu 2014 se je objedanje dominantnih osebkov zmanjšalo na vseh objektih, prav tako se je zmanjšala objedenost sadik, saj so že prerasli višine, ki jih doseže divjad. Najbolj objedene drevesne vrste so bile gorski javor, jelka, bukev in mali jesen. O priljubljenosti prvih dveh poroča tudi Jakša (2008). Pričakovali smo večjo objedenost naravnega mladja gorskega javorja kot sadik, ki so imele zaščito in že na začetku višje višine. Gorski javor je bil najbolj objeden v Trnovskem gozdu (40 %), sledita Črnivec (30 %) in Bohor (12 %). Poškodbe so se v letu 2014 zmanjšale predvsem v razredu močne objedenosti (razred 3), saj so višine dreves in s tem terminalni poganjki presegli višino dosega divjadi. Wohlgemuth (2002) ter Senn in sod. (2002) poročajo, da objedanje ni imelo

bistvenega vpliva na razvoj mladja in da je bilo najbolj prizadeto mladje jerebike (*Sorbus aucuparia* L.). Močno objedenost jerebike in rdečega bezga (*Sambucus racemosa* L.) smo opazili na Črnicu in v Trnovskem gozdu (slika 41). Pröll in sod. (2015) za širše območje avstrijskih Alp navaja močan vpliv divjadi na naravno obnovo vegetacije, saj je bilo objedenega 33 % mladja.

Vitalnost dominantnih osebkov smreke je bila v letu 2012 boljša kot pri sadikah, saj je bilo dobro vitalnih kar 80 % dominantnih osebkov, sadik pa le 52 %. Slabša vitalnost sadik smreke je verjetno posledica presaditvenega šoka in prilaganja na rastiščne razmere. Leta 2014 razlik med obnovama ni bilo, saj se je delež dobro vitalnih sadik bistveno povečal (75 %), na kar posredno kažejo tudi veliki višinski prirastki. Vitalnost sadik se je v obeh letih nekoliko razlikovala med raziskovalnimi območji, med dominantnimi osebki pa ni bilo razlik. Vitalnost dominantnih osebkov in sadik gorskega javorja je bila v letu 2012 na vseh območjih povprečna in se ni razlikovala, medtem ko je v letu 2014 bila boljša pri dominantnih osebkih. Na to posredno kažejo tudi relativni višinski prirastki, ki so nekajkrat večji kot pri sadikah. V letu 2014 se je vitalnost sadik na območju Bohorja močno izboljšala in kaže, da so sadike prestale presaditveni šok, medtem ko se je na Črnicu povečal delež slabo in povprečno vitalnih (72 %). Podoben vzorec vitalnosti se je pojavljal tako na severnem kot južnem pobočju Črnicca. Model preživetja sadik in dominantnih osebkov smreke naravnega mladja kaže, da kljub slabši povprečni vitalnosti sadik med preživetjem sadik in dominantnih osebkov ni bilo razlik (preglednica 9).

6.2.3 Sinteza

Sinteza rezultatov omogoča lažjo primerjavo uspešnosti naravne in umetne obnove (preglednica 14). Gostote in pokrovnost naravnega mladja so bile bistveno večje na površinah z naravno obnovo. Naravna obnova je bila v splošnem dovolj uspešna na večini raziskovalnih območij, medtem ko je bila na določenih objektih raziskave manj uspešna. Čeprav nismo odkrili povezave med razdaljo do gozdnega roba in gostotami mladja, smo v okolici semenskih dreves in ob gozdnem robu pogosto opazili več naravnega mladja. Manj poškodovana drevesa so zlasti pomembna kot vir semena na velikih površinah, kjer so razdalje do gozdnega roba velike. Semenska drevesa prav tako vršijo posredno nego mladja in služijo kot habitat za nekatere živalske vrste. Čeprav v tej študiji ni bilo mogoče ugotoviti natančnega deleža mladja, ki je bil razvit že pred ujmo, pa ima to zelo velik pomen pri obnovi poškodovanih gozdov, saj ima veliko časovno prednost pred sadikami in še zlasti pred naravnim mladjem, ki se nasemeni kasneje (Wohlgemuth in sod. 2002; Schönenberger, 2002; Illison in sod., 2007). Prisotnost starega mladja zmanjšuje odvisnost od naravne obnove po ujmi, na katero bistveno vplivajo razpoložljivost semena, vznik in rast mladja, ki je v zaostrenih ekoloških razmerah lahko upočasnjena (Rammig in sod. 2006). Staro mladje pozitivno vpliva na vznik naravnega mladja, saj ustvarja sestojno klimo in s senčenjem omejuje razrast pritalne vegetacije. Prisotnost starega mladja lahko skrajša proizvodne dobe prihodnjih sestojev, zato je pri tehnični sanaciji poškodovanih sestojev potrebna pazljivost, da ne prihaja do večjih poškodb.

Uspeh saditve je odvisen od velikega števila biotskih in abiotskih dejavnikov ter njihovih interakcij, zato je ugotavljanje vzrokov propada in izgub sadik zelo zahtevno in pogosto tudi ni mogoče. Na uspeh saditve vplivajo provenienca, vitalnost in zdravstveno stanje sadik ob izkopu, prehranjenost sadik s hranili, transport, časovno obdobje presaditve in tehnika saditve. Po saditvi je uspeh nadalje odvisen od vremenskih razmer po saditvi v času presaditvenega šoka in vremena v prvih nekaj letih, rastišča, kamor vnašamo sadike, biotskih dejavnikov, kot so okužbe z glivami in škodljivci, ter od objedanja, vzdrževanja nasadov (obžetve, vzdrževanje količkov, premazovanje).

Umetna obnova s saditvijo je smiselna na rastiščih, kjer je treba čim prej ponovno vzpostaviti določene funkcije gozda, na primer v erozijsko ogroženih predelih in varovalnih oz. zaščitnih

gozdovih. Rezultati in opazovanja kažejo, da bi bila umetna obnova smiselna na severnem delu Črničca, kjer je bil neposredno po vetrolomu mestoma razvit smrekov pomladek, vendar je zaradi suše (južne lege in strmo pobočje) propadel v letih po ujmi. Na teh mestih je močno prevladala travna ruša vijugave masnice, ki se tudi sicer pojavlja pod zastorom okoliškega sestoja, in je tako onemogočila vznik naravnega mladja. Naravna obnova je bila pomanjkljiva na območju v Trnovskem gozdu, kjer bi bila za hitrejšo obnovo sestojev potrebna umetna obnova v središčih vetrolomnih vrzeli, ki so najbolj oddaljena od gozdnega roba. Hkrati se poraja vprašanje o uspehu saditve in uporabi drevesnih vrst, saj gre za razmeroma zaostrene razmere s plitvimi tlemi, kjer lahko že kratkotrajna suša v obdobju po saditvi pripomore k slabem uspehu saditve. Pomanjkanje sestojne klime je zlasti problematično pri saditvi listavcev, na kar nakazuje saditev bukve na raziskovalnem objektu Pod vratici, kjer je večina sadik propadla. Listavci, ki jih uporabljamo pri saditvi (češnja, bukev, javor) imajo v primerjavi z iglavci manj pionirske lastnosti in so bolj podvrženi abiotskim (npr. suša, sestojna klima) in biotskim dejavnikom (objedanje), poleg tega pa je uporaba saditve listavcev bistveno dražja kot na primer saditev smreke. Po saditvi je treba nasad prvih nekaj let spremljati in vzdrževati (premazi, vzdrževanje poleženih količkov), saj sicer vložek v umetno obnovo ni smotr. V Sloveniji se poleg tega v zadnjem obdobju soočamo s pomanjkanjem kakovostnega saditvenega materiala, še zlasti v obdobjih po večjih ujmah. Ob saditvah se pri negi nasadov, zlasti pri iglavcih, uporablja obžetev sadik, s čimer odstranimo samoniklo naravno mladje številnih ciljnih (želenih) drevesnih vrst. Rezultati te raziskave kažejo, da saditev na številnih rastiščih ni bila potrebna ali so saditev in z njo povezane aktivnosti (obžetev) celo negativno vplivale na gostote naravnega mladja. Naravna obnova je imela na večini rastišč velik potencial, zato bi bilo smiselno del sredstev, namenjenih saditvi, preusmeriti v nego naravnega mladja. Nega bi v prvem koraku vključevala označevanje na primer 100–300 dominantnih osebkov naravnega mladja, ki bi ga po potrebi nekaj let po ujmi obželi. Pri negi naravnega mladja in označevanju dominantnih osebkov naravnega mladja ter tudi pri obžetvi sadik je z vidika poznavanja osnovnih drevesnih vrst potrebno izobraževanje delavcev in lastnikov gozdov. V primeru umetne obnove s saditvijo je smiselno zmanjšati gostote saditve na približno 1.000 sadik na ha ali jih saditi v skupinah na izbrana mesta z večjo verjetnostjo preživetja. Na ta način bi z enakimi vložki obnovili večjo površino. Da bi zagotovili večji uspeh saditve, zlasti na rastiščih, kjer se občasno pojavljajo zaostrene ekološke razmere (npr. suša), bi po zgledu iz tujine uporabili kontejnerske sadike (sadike v lončkih), ki so odpornejše proti pomanjkanju hranil in vlage (Westergren in sod., 2012). Za

zmanjševanje vložka umetne obnove bi bilo smiselno v večjem obsegu uporabiti puljenke, ki jih pridobimo iz lokalnega okolja v bližini poškodovane površine, ki je potrebna obnove. Navsezadnje pa bi bilo treba podaljšati čas trajanja načrtov sanacij, saj je identificiranje oz. predvidevanje na primer predelov, kjer naravna obnova ne bo uspešna, zelo zahtevna ali celo nemogoča in s tem celotna biološka sanacija nepredvidljiva, odločanje o načinu biološke sanacije neposredno po ujmi pa ekonomsko tvegano. S podaljšanjem časa trajanja sanacijskih načrtov bi v biološko sanacijo vključili adaptivno načrtovanje in upravljanje ter tako rastiščno in ekonomsko optimizirali biološko sanacijo.

Preglednica 14: Sinteza rezultatov naravne in umetne obnove.

Table 14: Synthesis of results of natural and artificial regeneration.

Vegetacijske ploskvice	Naravna	Umetna
gostota naravnega mladja na ha 2014	22.727	6.604
zastiranje zeliščne in grmovne plasti (%)	117	116
zastiranje drevesnih vrst (%)	18	10
delež sencozažrtih v št. (smreka, jelka, bukev) (%)	69	30
delež sencozažrtih v zastiranju drevesnih vrst (%)	51	24
Sadike in dominantni osebki naravnega mladja	Naravna	Umetna
	450–	1.200–
gostota na ha 2014	1.700	2.500
mortaliteta (%)	18–53	18
smreka – višina 2014 (cm)	103	139
gorski javor – višina 2014 (cm)	109	174
smreka – višina 2012 (cm)	57	72
smreka – višinski prirastek 2012 (cm)	21	21
smreka – višinski prirastek 2014 (cm)	24	34
gorski javor – prirastek 2014 (cm)	19	18
smreka – premer kor. vratu 2014 (mm)	23	33
povp. št. kvadrantov proste rasti (FTG) 2014	1,8	2,9

6.3 ANALIZA DOLGOTRAJNE DRUGOTNE SUKCESIJE PO POŽARU

Po požaru leta 1950 je razvoj gozda na Mozirski Požganiji prešel različne sukcesijske stadije. Sukcesija je zaradi različnih ekoloških razmer potekala različno hitro, a je bila zaradi zaostrenih razmer večinoma precej počasna. Gostote dreves, ki so leta 1981 bile 9.304 osebkov na ha, so se skoraj linearno zniževale do leta 2013, ko je na Požganiji bilo še nekaj več kot 3.200 osebkov na ha. V povprečju je v celotnem obdobju in za vse drevesne vrste z upoštevanjem vrstne odmrlo približno 2/3 vseh dreves. V letu 2013 so bila drevesa povprečno visoka 8,4 m.

Potencialna vegetacija pobočij Mozirske Požganije je alpski bukov gozd (*Anemono-Fagetum*; Puncer in Zupančič, 1973), na kar kažejo tudi posamezna velika bukova drevesa na spodnji meji rezervata in prisotnost zeliščnih vrst, ki so značilne za bukov gozdove. Drevesna sestava je bila zaradi intenzivne rabe in favoriziranja smreke močno spremenjena. Vršni del planote so verjetno poraščali visokogorski smrekovi gozdovi (*Adenostylo glabrae-Piceetum*; Wraber in sod., 1963). Smreka je bila po požaru uspešna že od začetka meritev, ko je predstavljala več kot polovico vseh dreves, v zadnjih dvaintridesetih letih pa se je njen delež povečal še za 23 %. Navedeno kaže na njene pionirske lastnosti in s tem prednost pri tekmovanju z drugimi pionirji in bukvijo. Podobni sukcesijski vzorci uveljavitve smreke so znani iz ostalih predelov Slovenije, kjer v odraslih sestojih prav tako prevladuje smreka (Bitorajc 2004; Diaci in sod., 2000; 2005; Rozman in sod., 2015).

Eden izmed glavnih razlogov za uspeh smreke na Mozirski Požganiji je obilica semena smreke. Slednja je že v času pred požarom prevladovala v sestojih Mozirskih planin. Učinkovito primarno širjenje semena (verjetnost dosega semena: $p = 0,950$) z vetrom ali gravitacijo pri smreki je 70 m, medtem ko je maksimalna dolžina (verjetnost: $p = 0,001$) 250 m (Tasser in sod. 2007). Wohlgemuth in sod. (2002) pa poročajo, da je na razdalji 200 m od sestoja dostopno le še 10 % semena. Za bukev znaša mediana razdalje primarnega raznosa semena (z gravitacijo) 6,5 m (Sagnard in sod. 2007), Milleron in sod. (2013) pa poročajo o povprečnih razdaljah 13–20 m. Podobno ugotavlja Rozman (2015) na primerljivih nadmorskih višinah in legi v Jelendolu, kjer je gostota bukovega pomladka močno odvisna od oddaljenosti od bukovih semenskih dreves, saj je bilo na razdalji do 15 m od bukovega semenjaka kar 95 % bukovega pomladka, na razdaljah večjih od 25 m pa so našli le še

posamezne osebke. O vplivu razdalj do semenskih dreves oz. populacij bukovih sestojev poročajo tudi Kunstler in sod. (2004; 2007). Horvat - Maroltova (1984) za smrekove gozdove Pokljuke poroča o dokaj redni semenitvi na višinah 1.150–1.350 m, medtem ko Stiavelli in Tognotti (1987) poročata, da se v italijanskih Alpah na 1.000–2000 m nadmorske višine z naraščanjem višine zmanjšujejo dolžina storžev, teža semen in zmožnost kalitve. Poleg tega se semenska leta pri smreki navadno pojavljajo vsaki dve leti, medtem ko bukev semeni vsake tri do štiri leta (Milleron in sod., 2013). Posamezni bukovi semenjaki se nahajajo na spodnjem robu Požganije, od koder je možnost širjenja navzgor po strmem pobočju omejena. Bukovo mladje poleg tega za uspevanje potrebuje sestojno mikroklimo (Diaci, 1994; Rozman in sod., 2015).

Gostote macesna so se nekoliko zmanjšale, a njegov delež ostaja stabilen (3 %). Macesnu za kaljenje in začetno uspevanje bolj ustrezajo mineralna tla (Tasser in sod., 2007), zato so bile razmere po požaru primerne za vznik macesna. Širjenje macesnovega semena poteka le na nekoliko krajših razdaljah kot pri smreki, in sicer znaša učinkovita razdalja 60 m in maksimalna razdalja 200 m (Tasser in sod., 2007). V primerjavi s smreko, ki lahko uspeva v slabših razmerah (polsenca, travna ruša), pa je primanjkovalo macesnovih semenskih dreves. Danes v sestoji ostajajo nekateri odrasli macesni, ki so preživeli požar. V Švici ugotavljajo tudi negativne vplive zdrsov snega in snežnih plazov, katerih vplivi bolj negativno vplivajo na rast smreke kot macesna (Tasser in sod., 2007).

Značilne pionirske lastnosti trepetlike in ive so se pokazale s hitro kolonizacijo rastišč v začetnem obdobju, ko je bil njun delež 31 %, in prav tako s hitrim upadom gostot v kasnejšem obdobju, saj sta vrsti v letu 2013 predstavljali le še 7 % dreves. Mortaliteta obeh vrst za celotno obdobje presega 90 %. Od vseh pionirjev je danes vitalnost ive najslabša. Pet let po požaru v švicarskih Alpah (Wohlgemuth in sod., 2010) poročajo o 88-odstotnem deležu pionirjev (trepetlika 40 %, iva 44 %, breza 3 %) ter poleg macesna (8 %) o bistveno manjšem deležu smreke (4 %). Vztrajnost breze lahko potencialno pripišemo vplivu »bičanja« terminalnih poganjkov sosednjih dreves in s tem zmanjševanju konkurence.

Leska se, podobno kot iva in trepetlika, najpogosteje uveljavlja na prehodnih območjih iz gozda na neporasle površine plitvih in erodiranih tal. Po vzpostavitvi na teh območjih s plitvimi tlemi kažejo osebki dobro vitalnost. Poleg smreke je edina vrsta, ki naseljuje z

gozdom še neporasle površine. Leska, podobno kot smreka, kaže podobne vzorce močne tekmovalnosti na apnencu tudi v jugovzhodnem delu Slovenije (Bitorajc, 2004), kjer se množično pomlajuje in lahko podaljša začetne faze sukcesije tudi za več desetletij. Stopnja preživetja štirih glavnih vrst se skozi čas ni bistveno spreminjala. Smreka je imela največjo verjetnost preživetja, na drugem mestu je bila breza, medtem ko sta imeli trepetlika in iva najmanjše možnosti preživetja. Smreka ima sposobnost odzivanja na višje temperature spomladi in na začetku poletja, kar se odrazi v povečani fotosintezi in hitrejši rasti (Krumm in sod., 2012). Na južnih pobočjih naj bi bilo tekmovalje za vodo v tleh intenzivnejše kot na primer na severnih pobočjih, saj je vode manj zaradi zgodnejšega taljenja snega in višjih temperatur tal (Krumm in sod., 2012).

V prvem obdobju je na ravni ploskev velika gostota nekoliko povečevala verjetnost preživetja. To lahko razložimo z različnimi ekološkimi razmerami med ploskvami, ki so se odražale v različni hitrosti sukcesije (slika 42). Na ploskvah, kjer so bile razmere ugodnejše za pomlajevanje, so bile gostote dreves večje, medtem ko je bil na ploskvah z zaostrenimi ekološkimi razmerami (velika skalovitost, malo tal) vznik mladja otežen in so nekatera drevesa zaradi zaostrenih razmer (suša, snežni plazovi) odmrla. To potrjujejo tudi raziskave smrekovih gozdov brez gospodarjenja v švicarskih Alpah, kjer se v zaostrenih razmerah oz. blizu gozdne meje zaradi neugodnih rastiščnih razmer pomlajevanje odvija samo na najugodnejših mestih, zato izpade faza drevesnega izločanja zaradi tekmovalja (angl. *stem exclusion phase*). V tem primeru se postopno povečuje gostota dreves in tako nastaja razčlenjen gozd in/ali gozd majhnih drevesnih gostot (Krumm in sod., 2012). Navedeno potrjujeta tudi Rochefort in Peterson (1996), ki ugotavljata, da je bilo preživetje dreves večje v pritlikavem grmičastem gozdu kot na prostem v gosti travni ruši.



Slika 42: Drugotna sukcesija na Mozirski Požganiji poteka v odvisnosti od ekoloških razmer. Prevladujejo sklenjeni sestoji (zgoraj), mestoma pa se še pojavljajo neporasle vrzeli na pobočnih gruščih brez ali z malo tlemi (spodaj in levo).

Figure 42: The development of secondary succession at Mozirska Požganija depends on ecological conditions. Closed canopy stands prevail (above) but on some sites scree deposits with little or no soils are still present today (below and left).

Leta 1981, enaintrideset let po požaru, je bila večina (70 %) dreves nižjih od 2 m in je posledično tvorila zgornjo plast, kjer drevesa niso bila zastrta. Presenetljivo je, da v vseh treh opazovanih obdobjih ni bilo razlik med preživetjem dreves druge in tretje plasti. Faza višinskega razslojevanja in tekmovalnosti se verjetno ni odvila pred koncem osemdesetih let prejšnjega stoletja. Višina je v prvem obdobju bistveno vplivala na preživetje, saj so imela drevesa prve plasti štirikrat večjo verjetnost preživetja kot drevesa z višino v spodnji tretjini (IUFRO plast 3), kjer je bila smrtnost najvišja. Preživetje dreves je torej močno odvisno od hitrosti začetne rasti, saj drevesa, ki uspejo hitreje prerasti v zgornjo plast, lažje tekmujejo za svetlobo in ostale vire (Krumm in sod., 2012). Trend višinskih krivulj kaže na postopno izločanje dreves zaradi tekmovalnosti med drevesi. Diferenciacija višin je bila najintenzivnejša v osemdesetih in devetdesetih letih, kasneje pa se je porazdelitev višin že približevala unimodalni, kar kaže na enomernejšo strukturo sestojev (slika 43). To se potrjuje tudi v letu

2013, ko je bila večina dreves (89 %) visoka do 15 m. Trend potrjujeta tako koeficient variacije višin kot indeks višinske diferenciacije, ki sta v začetnem obdobju naraščala, v zadnjem obdobju pa sta se zmanjšala. SCI prav tako kaže na povečevanje strukturne raznolikosti, medtem ko CE kaže, da je porazdelitev dreves v prostoru prehajala od agregirane (skupinske) proti naključno razporejeni. Iz povprečnih vrednosti višin, potrebnih za preživetje določenega opazovalnega obdobja, je razvidno, da je bila za preživetje smreke potrebna bistveno nižja povprečna višina kot pri ostalih treh glavnih vrstah. To potrjuje dejstvo, da smreka bolje prenaša senco in senčenje s strani kot pionirji, ki so izrazito svetloljubni.



Slika 43: Kronologija drugotne sukcesije na Mozirski Požganiji v letih 1957 (Rajner, 1957), 1981 (Kranjc, 1981) in 2006 (Lekše, 2007).

Figure 43: Chronology of secondary succession at Mozirska Požganija in 1957 (Rajner, 1957), 1981 (Kranjc, 1981) and 2006 (Lekše, 2007).

Na preživetje v vseh proučevanih obdobjih je močno vplivala tudi globina krošenj. Globina krošenj 1 (do 25 % višine drevesa) je negativno vplivala na preživetje, medtem ko sta globini 2 (25–50 %) in 3 (več kot 50 % višine) pozitivno vplivali na preživetje. Drevesa z manjšimi dolžinami krošenj (globina 1) so imela tudi do dvanajstkrat manjšo verjetnost preživetja v primerjavi z drevesi z velikimi krošnjami (globina 3). Podobno ugotavljajo (Krumm in sod., 2012) za smrekove gozdove švicarskih Alp, kjer so bila odmrta drevesa, ki so kazala znake počasne rasti in posledične nižje tekmovalne sposobnosti, nagnjena k odmrtnosti že od samega začetka razvoja drevesne plasti. Presenetljivo je, da za preostala IUFRO-kazalnika, tendenco in vitalnost, nismo uspeli potrditi povezave s preživetjem v nobenem izmed proučevanih obdobjih. Menimo, da sta kazalnika preveč splošna in subjektivna za dolgoročno napovedovanje preživetja.

Večinoma je vraščala smreka. Vrast po številu dreves je v prvem obdobju presegala 9 %. Novo smrekovo mladje je bilo najdeno pod zastorom, v gosti travni ruši, kot tudi na razgaljenih nestabilnih tleh. Na Požganiji zdaj po petinpetdesetih letih še vedno ostajajo zaplate, porasle s travami ali celo brez vegetacije. Prisotni so tudi posamezni pobočni grušči, ki so še popolnoma brez tal. Zaostrene razmere na teh rastiščih pozimi ustvarjajo snežni plazovi, poleti pa sončna pripeka in suše (Tasser in sod., 2007). Lekše (2007) je v svojem delu opravil časovno analizo horizontalne strukture vegetacije osrednjega dela Požganije. Iz digitalnih ortofoto posnetkov je ugotovil, da so leta 1985 dobro polovico površin predstavljali strnjeni sestoji, drugo polovico pa vrzelasti sestoji s pionirji in gole površine. V letu 2006 so strnjeni sestoji prekrivali že 86 % površine. Vrast pionirskih drevesnih vrst je klub obstoju odraslih semenskih dreves pomanjkljiva. Moser in sod. (2010) za sušno območje švicarskih Alp podobno poročajo o uspešnejši uveljavitvi pionirjev (breze, trepetlike in velikolistne vrbe) v prvem obdobju po požaru kot pred požarom, ko so v sestoji prevladoval klimaksne vrste (macesen, smreka, rdeči bor). Obnova gozda po velikih požarih v Alpah je močno odvisna od semena, saj visoko intenzivni požari uničijo obstoječe mladje, poleg tega pa odganjanje iz panja ni značilno za večino najštevilčnejših vrst, kot so smreka in rdeči bor (Moser in sod. 2010) ter bukev in jelka. Nekateri avtorji pa poudarjajo pomen vegetativnega odganjanja iz panja, ki je značilnost drevesnih vrst južnih Alp, prilagojenih na sušo in požare, kot so trepetlika (Lonati in sod., 2013), leska in črni gaber. Na vegetativno odganjanje iz korenin in panjev listavcev pet let po požaru poročajo tudi Vacchiano in sod. (2014). Nekateri avtorji opozarjajo na pomen ektomikoriznih gliv pri vzpostavljanju pomladka po požarih, na primer pri rdečem boru (Kipfer in sod., 2011).

7 SKLEPI

7.1 PRIMERJAVA OBNOVE VEGETACIJE NA POVRŠINAH Z IZVEDENO TEHNIČNO SANACIJO IN POVRŠINAH BREZ SANACIJE

Glavni namen prvega sklopa disertacije je bil proučiti vplive tehnične sanacije na obnovo vegetacije po ujmah manjših do srednjih jakosti v pretežno bukovih sestojih. Hipoteze (H1), da je naravna obnova uspešnejša na površinah, kjer je bila izvedena tehnična sanacija, ne moremo potrditi. Če uspešnost obnove ocenjujemo glede na gostote, višinsko strukturo mladja in hitrost rasti naravnega mladja, so sicer obstajale majhne razlike, ki pa v večini primerov niso bile statistično značilne. Gostote naravnega mladja so bile višje na predelih, kjer je bila opravljena tehnična sanacija, a razlike niso bile značilne. Prav tako ni bilo razlik glede pokrovnosti sencodržnih drevesnih vrst, medtem ko je bilo svetloljubnih vrst nekoliko več na predelih s tehnično sanacijo, a razlike zopet niso bile statistično značilne. Jasnih razlik v višinski strukturi mladja med načinoma dela ni bilo. Gostota dreves v dveh najnižjih višinskih plasteh je bila značilno višja na predelih s tehnično sanacijo. Povprečna višina najvišjih osebkov pomladka je bila mejno večja na predelih brez sanacije, poškodbe zaradi objedanja pa so bile značilno višje na saniranih predelih. Majhne razlike lahko razložimo z dvema razlogoma. Prvi razlog so majhna jakost naravnih motenj in motnje v obliki tehnične sanacije, kjer ni prišlo do bistvenih poškodb vegetacije in tal. Drugi razlog pa so lahko rastiščne razmere med saniranimi površinami in površinami brez sanacije, ki lahko imajo večji vpliv kot način sanacije. Čeprav razlike niso bile vedno značilne, rezultati nakazujejo, da je na saniranih predelih nekoliko več nižjega mladja in več svetloljubnih drevesnih vrst, kar lahko povezujemo z odstranjenimi drevesnimi debli in majhnimi poškodbam tal, kar vse olajša vznik novega mladja, medtem ko je bilo na predelih brez sanacije nekoliko več bolj razvitega (višjega) mladja, ki se je ohranilo iz prejšnjega sestoja. Iz navedenega lahko zaključimo, da sanitarna sečnja oz. tehnična sanacija po ujmah manjših do srednjih jakosti v mešanih, pretežno bukovih sestojih nima negativnih posledic na obnovo sestojev. Pri tem je treba upoštevati, da je bilo spravilo lesa na petih od osmih objektov opravljeno z žičnico in so bile poškodbe tal in obstoječe vegetacije verjetno manjše, kot bi bile pri traktorskem spravilu. Čeprav tega v raziskavi nismo proučevali, s spravilom poškodovane drevesne mase odstranimo habitate številnih vrst gliv in žuželk ter s tem negativno vplivamo na biotsko raznovrstnost. Pri odločanju o načinu sanacije je treba upoštevati 1) velikost prizadetih

površin po ujmi, 3) stopnjo in tip poškodovanosti (oz. kakovost dreves), 2) nadmorsko višino, 3) naklon, 4) kamninsko podlago, 5) rastiščne razmere, 6) stanje pomladka (oz. starega mladja) in 7) tehnološko-ekonomske možnosti.

7.2 PRIMERJAVA NARAVNE IN UMETNE OBNOVE GOZDA PO VETROLOMU

Namen drugega sklopa je bil ugotoviti razlike v gostotah naravnega mladja na površinah umetne in naravne obnove ter primerjati uspešnost naravne in umetne obnove. Hipoteze (H2), da je na večini rastišč naravna obnova zadovoljiva in zato umetna obnova ni potrebna, ne moremo potrditi. Med raziskovalnimi območji in raziskovalnimi objekti je bila naravna obnova različno uspešna. Na raziskovalnem območju Trnovski gozd je bila naravna obnova pomanjkljiva na večini raziskovalnega območja, verjetno zaradi zaostrenih ekoloških razmer (višja nadmorska višina, plitva tla). Naravna obnova na območju Bohorja je bila dobra na vseh raziskovalnih objekti. Na območju Črnivca je bila naravna obnova dobra na večini rastišč, razen na zgornjem delu pobočja severnega dela Črnivca, kjer prevladuje gosta travna ruša vijugave masnice, ki onemogoča nasemenitev in ovira rast naravnega mladja. Gostote naravnega mladja se v obdobju 2012–2014 niso značilno povečale. Razlog je verjetno zapolnjenost prostora z obilno zeliščno in grmovno plastjo, katere delež se je v dveh letih povečal in s tem konkurenca za vrst naravnega mladja. Med ploskvami naravne in umetne obnove smo ugotovili velike razlike v gostotah naravnega mladja, ki so bile trikrat (2012) in štirikrat (2014) večje na ploskvah naravne obnove. Velike razlike lahko deloma pojasnimo z vplivom obžetev sadik, s čimer se odstrani del naravnega mladja, ter s hojo v času saditve in obžetev, ki lahko poškoduje naravno mladje. Prav tako lahko izločimo dejavnik o odločitvi za saditev na izbrana mesta, kjer je ali kjer pričakujemo pomanjkanje naravnega mladja, saj je bila odločitev o saditvi najbolj odvisna od lastnika gozda in lokacije parcele (Črnivec) oz. odločitve o saditvi na bogatejša rastišča (vrtače), kjer bodo sadike lažje preživele (Trnovski gozd). To potrjuje tudi fitoindikacija, ki kaže, da so rastiščne razmere na ploskvah naravne in umetne obnove primerljive. Na ploskvah naravne obnove je bilo bistveno več sencozdržnega mladja, na ploskvah umetne obnove pa svetloljubnega mladja, kar je verjetno posledica motenj v obliki hoje in obžetev pritalne vegetacije, kjer imajo tekmovalno prednost svetloljubne vrste, na ploskvah umetne obnove pa zaradi konstantnejše pokrovnosti pritalne vegetacije (obžetev ni bilo) lažje uspevajo sencozdržne vrste.

Višine sadik so bile v obeh letih višje kot dominantni osebki naravnega mladja, pri čemer so se višinski prirastki smrekovih sadik v zadnjem obdobju v primerjavi z naravnim mladjem povečali, saj imajo več rastnega prostora kot naravne smreke, ki se najpogosteje pojavljajo v skupinah, kjer tekmujejo za svetlobo, hranila in vlago. Dominantni osebki gorskega javorja so imeli večje relativne prirastke v primerjavi s sadikami. Sadike so na Črnicu slabe vitalnosti z majhnimi krošnjami, pogosta sta odmiranje glavnega poganjka ali odmiranje celotnih poganjkov in odganjanje pri tleh, medtem ko so bile na Bohorju sadike dobro vitalne. Rastnega prostora je bilo pričakovano več pri sadikah, saj so imele višje višine in so bile večinoma tudi večkrat obžete. Rezultati kažejo, da ima na večini rastišč pri obnovi od ujm poškodovanih gozdov naravno mladje velik potencial ter da saditev in pripadajoče aktivnosti (obžetev) vsaj delno negativno vplivajo na gostoto naravnega mladja. Saditev v mnogih primerih ni bila smiselna in bi bilo sredstva, namenjena saditvi in negi nasada, racionalneje uporabiti za označevanje dominantnih osebkov naravnega mladja in obžetve. Naravna obnova je dobra podlaga za mešane raznomerne sestoje v prihodnosti. V prihodnosti bi bilo treba podaljšati trajanje sanacijskih načrtov, saj bi tako v biološko sanacijo in odločanje o primernem načinu sanacije vključili adaptivno upravljanje, s katerim bi rastiščno in ekonomsko optimizirali biološko sanacijo.

7.3 ANALIZA DOLGOTRAJNE DRUGOTNE SUKESIJE PO POŽARU

Namen tretjega sklopa je bil proučiti dolgotrajno drugotno sukcesijo po požaru v Kamniško-Savinjskih Alpah. Potrdili smo hipotezo (H3), da na preživetje dreves najpomembneje vplivata drevesna vrsta in višina. Modeli preživetja so pokazali, da je imela smreka v celotnem obdobju največjo verjetnost preživetja, sledijo breza, trepetlika in iva. Slednji sta v vseh obdobjih imeli največjo smrtnost. Pričakovano je na preživetje pozitivno vplivala drevesna višina. Poleg drevesne vrste in višine sta se kot pomembna dejavnika preživetja izkazali tudi plast in globina krošnje, medtem ko tendenca in vitalnost nista imeli vpliva v nobenem izmed proučevanih obdobj. Kazalnika sta verjetno preveč splošna in subjektivna, da bi nakazovala povezave med spremenljivkami v statističnih modelih. Razvoj drugotne sukcesije po požaru na Mozirski Požganiji je potekal relativno počasi in prek pričakovanih razvojnih sukcesijskih faz. Znotraj raziskovalne površine je sukcesija potekala različno hitro. Večinoma so danes razviti sklenjeni sestoji, ostajajo pa nekatere odprte površine, kjer je zaradi zaostrenih razmer (malo tal, pobočni grušči, pojav plazov, suša) gostota dreves majhna.

Nekoliko neobičajno visok je bil delež smreke že od samega začetka, saj literatura iz tujine navaja višje deleže pionirskih listavcev v prvih fazah po motnjah oz. požaru. Navedeno kaže na pionirske lastnosti smreke, ki brez težav tekmuje s pionirji v začetnih fazah in se hkrati uveljavi kot poznosukcesijska vrsta v kasnejših fazah sukcesije, ko se pionirji že umikajo iz sestojev. Njen delež se bo v prihodnosti še povečeval.

8 POVZETEK (SUMMARY)

8.1 POVZETEK

Naravne ujme so sestavni del gozdnih ekosistemov in glavno gonilo razvoja gozda. Zaradi podnebnih sprememb se zmanjšuje vitalnost in povečujejo dovzetnost gozdov ter pogostost in jakost skrajnih vremenskih pojavov, ob katerih prihaja do poškodb gozdnih sestojev v večjem in manjšem merilu. Ob povečani pogostosti in jakosti takšnih dogodkov je zato izredno pomembno pravilno ukrepanje po poškodbah gozdnih sestojev.

Sanitarna sečnja poškodovanega drevja, ki sledi ujmi, je ustaljen postopek po celotnem svetu in tudi v Sloveniji. S prodajo lesa pokrijemo stroške tehnične sanacije, medtem ko številna literatura poroča o negativnih posledicah tehnične sanacije na gozdne ekosisteme po ujmah velikih jakosti, manj pa je znanega o ekoloških posledicah tehnične sanacije po ujmah manjših in srednjih jakosti v bukovih gozdovih, ki prevladujejo v tem delu Evrope. V prvem sklopu disertacije smo raziskali odziv zeliščne vegetacije in drevesnega pomladka na predelih s tehnično sanacijo (sečnja in spravilo) in predelih brez sanacije po ujmah srednje jakosti v osmih mešanih gozdovih v Sloveniji, v katerih prevladuje bukev. Na vsakem objektu raziskave smo tri ploskve zakoličili na del, kjer je potekala sanacija, in tri na del brez sanacije. Prizadeta površina zaradi ujm je na raziskovalnih objektih znašala 0,7–5,5 ha. Večina ujm na raziskovalnih objektih se je zgodila med letoma 2005–2008. Ploskve so bile kvadratne (10 m x 10 m), kjer smo poleti 2012 po višinskih razredih popisali ves pomladek višji od 20 cm po naslednjih višinskih razredih: 20–50 cm, 51–130 cm in 131–5 cm prsnega premera ter nad 5 cm premera.

V gostotah, višinski strukturi mladja in hitrosti rasti ni bilo bistvenih razlik med predeli s tehnično sanacijo in predelih brez sanacije. Gostote so bile statistično neznačilno višje na predelih s tehnično sanacijo. Pokrovnost sencoizdržnih drevesnih vrst je bila podobna, svetloljubnih vrst pa je bilo statistično neznačilno več na saniranih predelih. Gostota manj razvitega mladja (v razredih 20–50 cm in 51–130 cm) je bila značilno višja na saniranih predelih, medtem ko je bilo na predelih brez sanacije nekoliko več višjega, bolj razvitega mladja. Povprečna višina najbolj razvitih osebkov mladja je bila višja na predelih brez sanacije, poškodbe zaradi objedanja pa značilno višje na predelih s tehnično sanacijo. Čeprav

razlike večinoma niso bile statistično značilne, rezultati nakazujejo, da je na predelih brez sanacije nekoliko več bolj razvitega oz. višjega mladja, ki se je verjetno ohranilo iz prejšnjega sestoja, medtem ko je na saniranih predelih nekoliko več manj razvitega oz. nižjega mladja svetloljubnih drevesnih vrst, ki je lahko vraščalo zaradi odstranjene drevesne mase in šibkih poškodb tal pri spravilu, ki so olajšale vznik novega mladja. Raziskava je pokazala, da tehnična sanacija po ujmah majhnih do srednjih jakosti v mešanih, pretežno bukovih sestojih nima negativnih vplivov na obnovo vegetacije in mladja. Ob tem je treba upoštevati, da je bilo na objektih raziskave v petih od osmih primerov pri spravilu lesa uporabljeno žičnično spravilo, ki v splošnem povzroči manj poškodb tal in vegetacije kot pri traktorskem. V vsakem primeru pa pri tehnični sanaciji odstranimo lesno maso, ki je potencialni habitat za številne vrste ptic, žuželk in gliv.

Tehnični sanaciji poškodovanih sestojev sledi biološka sanacija, kjer se odločamo o naravni, umetni obnovi ali kombinacijah obeh pristopov. V splošnem prevladuje mnenje, da je umetna obnova nujna za vzpostavitev funkcij gozda, po drugi strani pa številne raziskave kažejo, da je pogostokrat zadostna naravna obnova. V Sloveniji se pri umetni obnovi soočamo s pomanjkanjem saditvenega materiala po ujmah, vprašljivo kakovostjo sadik in v primerjavi s tujino visokimi izdatki za saditev. V drugem sklopu disertacije smo proučili gostote in rastne značilnosti naravnega in umetnega mladja po ujmah, ki so na več območjih prizadeli gozdne sestoje poleti 2008. V Trnovskem gozdu, širši okolici Bohorja in na Črničvu smo opravili meritve v letih 2012 in 2014. Na umetno obnovljenih površinah smo na ploskvah umetne obnove popisali vse sadike, na površinah, prepuščenih naravni obnovi, pa smo ploskev naravne obnove razdelili na šestnajst kvadrantov, znotraj katerih smo popisali dominanten (najvišji) osebek naravnega mladja. Znotraj naravnih in umetnih ploskev pa smo osnovali še dve manjši vegetacijski ploskvici (velikosti 1 m x 3 m), kjer smo popisali pokrovnost vseh rastlinskih vrst in gostote naravnega mladja.

Rezultati kažejo, da je bila gostota naravnega mladja med raziskovalnimi območji in objekti raziskave različna. Na območju Trnovski gozd je bila zaradi zaostrenih ekoloških razmer (plitva apnenčasta tla, visoka nadmorska višina) naravna obnova pomanjkljiva, medtem ko je bila na območju Bohor dobra na vseh rastiščih. Na Črničvu je bila uspešna na večini rastišč, razen na zgornjem delu južnega pobočja, kjer močno prevladuje trava vijugava masnica in onemogoča pomlajevanje. Gostote se med letoma 2012 in 2014 niso povečale, verjetno zaradi

zapolnjenosti prostora z obilno pritalno vegetacijo, katere pokrovnost se je v tem obdobju povečala. Gostote naravnega mladja so bile trikrat (2012) in štirikrat (2014) višje na ploskvah z naravno obnovo. Razlike v gostoti lahko delno pripišemo vplivu obžetev sadik, s čimer odstranimo tudi samoniklo naravno mladje, in hoji v času obžetve in saditve, ki lahko poškoduje naravno mladje. Dejavniki o odločitvi za saditev na izbrana mesta, kjer pričakujemo pomanjkanje naravnega mladja, lahko izključimo, saj je bila odločitev odvisna od lastnika in lokacije njegove parcele (Črnivec) ali odločitve za saditev na boljša rastišča z večjo verjetnostjo preživetja sadik (vrtače v Trnovskem gozdu). Navedeno potrjuje tudi fitoindikacija ploskev. Delež sencozažnih vrst v naravnem mladju je bil več kot dvakrat višji na ploskvah naravne obnove (69 % in 30 %), delež svetloljubnih drevesnih vrst pa večji na ploskvah umetne obnove (50 % in 20 %). Rezultat je verjetno posledica motenj v obliki hoje in obžetev pritalne vegetacije na ploskvah umetne obnove, kjer imajo tekmovalno prednost svetloljubne vrste, medtem ko je bila na ploskvah naravne obnove pokrovnost vegetacije konstantnejša in so zato imele konkurenčno prednost sencozažne vrste.

Višine sadik so bile višje kot dominantni osebki naravnega mladja. Višinski prirastki smrek so bili v zadnjem obdobju večji pri sadikah kot pri dominantnih osebkih, kar pripisujemo značilnosti pojavljanja naravnih smrek, ki pogosto v gostih skupinah tekmujejo za svetlobo in hranila, medtem ko sadike rastejo posamično in imajo zato več rastnega prostora. Dominantni osebki gorskega javorja so kljub bistveno nižjim višinam imeli večje višinske prirastke kot sadike. Vitalnost gorskega javorja na območju Črnivca je slaba, pogosto se pojavljajo majhne krošnje in posušeni glavni poganjki, medtem ko je naravno mladje gorskega javorja vitalno, pojavljajo pa se poškodbe zaradi objedanja divjadi. Vitalnost sadik gorskega javorja na območju Bohorja je bila dobra. Izsledki drugega dela disertacije kažejo, da je bila na večini rastišč naravna obnova zadovoljiva ali ima velik potencial. Saditev in z njo povezane aktivnosti vsaj delno negativno vplivajo na gostote in zmes drevesnih vrst. Naravno pomlajevanje je bilo nezadostno na večini rastišč Trnovskega gozda in na zgornjem delu Črnivca, kjer gosta travna ruša vijugave masnice preprečuje nasemenitev. Na ostalih rastiščih saditev ni bila smiselna. Sredstva, namenjena saditvi, bi bilo bolj smiselno uporabiti za nego naravnega mladja – označevanje dominantnih osebkov naravnega mladja in obžetev v prvih letih po ujmih.

Alpe so že tisočletja podvržene vplivu človeka, ki je s sečnjami in požiganjem za pašne površine spreminjal strukturo in mešanost gozdnih ekosistemov. Požari v Alpah so danes

redki in le malo je znanega o dolgotrajni drugotni sukcesiji po požarih. V zadnjem sklopu disertacije smo proučili dolgotrajno drugotno sukcesijo po požaru leta 1950 na Mozirski Požganiji v Kamniško-Savinjskih Alpah. Na triindvajsetih stalnih raziskovalnih ploskvah, ki so bile zakoličene in prvič popisane leta 1981, smo ponovili meritve in analizirali strukturo in mešanost sestojev. Rezultati kažejo, da sta na preživetje dreves najbolj vplivali pripadnost drevesne vrste in višina drevesa. Delež smreke leta 1981 je bil 58 % in se s časom povečuje, medtem ko se pionirske vrste umikajo iz sestojev. Smreka je imela v celotnem obdobju največjo verjetnost preživetja, sledijo breza, trepetlika in iva. Visok začetni delež in povečevanje deleža smreke kažeta na pionirske lastnosti smreke, ki brez težav tekmuje z drugimi pionirji v začetnih fazah in se hkrati uveljavi kot poznosukcesijska vrsta v kasnejših fazah sukcesije, ko se pionirji že umikajo iz sestojev. Smrtnost je bila najvišja pri trepetliki in ivi. Poleg drevesne višine sta na preživetje pozitivno vplivali tudi drevesna plast in globina krošenj. Tendencia in vitalnost nista imeli vpliva na preživetje v nobenem izmed proučevanih obdobj, saj sta očitno preveč subjektivni in splošni za napovedovanje dolgoročnega preživetja. Razvoj sukcesije je na Požganiji potekal različno hitro. Zdaj prevladujejo sklenjeni sestoji, kjer prevladuje smreka (81 %), mestoma pa se pojavljajo odprte površine, kjer je zaradi zaostrenih pogojev gostota dreves majhna in sukcesija upočasnjena. Gre za mesta, kjer prevladuje pobočni grušč z malo tlemi, kjer se pogosto pojavljajo suša in tudi snežni plazovi.

8.2 SUMMARY

Natural disturbances are important drivers of forest ecosystem dynamics. Climate change negatively influences stand vitality and susceptibility and causes higher frequencies of extreme weather phenomena that disturb forest stands at various scales. Given that extreme weather events are expected to occur with greater frequency and severity, appropriate decision making on management and measures after stand disturbance is important.

Salvage logging of damaged forest stands following natural disturbances is a common practise around the globe as well as in Slovenia. With the sale of timber, we compensate for the cost of harvesting the damaged timber, but much of the ecological literature has raised concerns about the negative impact of salvage logging on forest ecosystems after large scale disturbances. However, little is known about the ecological effects of salvage logging after small to medium scale disturbances in European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest stands that thrive in this part of Europe. In first part of the dissertation, we examined the response of the herbaceous layer and tree regeneration to salvaged and non-salvaged treatments following small-scale intermediate severity disturbances in eight mixed beech dominated forest stands in Slovenia. Within each of the disturbed patches, three research plots were placed on non-salvaged and three on adjacent salvaged treatment. These patches ranged from 0.7 to 5.5 ha while the majority of the research sites were disturbed between 2005 and 2008. Square plots of 100 m² in size were inventoried in summer 2012 where all trees above 20 cm of height were counted in the following height classes: 20-50 cm, 51-130 cm, 131 cm of height up to 5 cm diameter at breast height and dbh > 5cm.

Comparing the densities, height structure of regeneration and growth performance revealed that there were no major differences between salvaged and non-salvaged parts. The densities were not significantly higher on salvaged sites. Coverage of shade tolerant tree species was similar, while there was not significantly higher coverage of light demanding species on salvaged sites. Densities of less developed (i.e. lower) regeneration (class 20-50 cm and 51-130 cm) were significantly higher on salvaged sites, where there was evidence of a more well-developed (i.e. higher) regeneration layer in non-salvaged areas. The overall mean height of the tallest stems was marginally taller in non-salvaged compared to salvaged treatments. Even though differences were mostly not significant, the results indicate non-salvaged sites tended

to have a more well-developed regeneration layer in taller height classes that remained from the previous stand as advanced regeneration and was not damaged during harvesting, while salvaged sites had a larger proportion of shade intolerant tree species in the regeneration layer due to removal of damaged timber, which created minor soil disturbances and space for easier regeneration recruitment. The results suggest that salvage logging following small-scale intermediate severity disturbances may not hinder forest recovery in mixed beech dominated forests. However, we have to take into account the fact that skidding of damaged timber on five out of eight sites was performed with a cable crane, which causes less damage to regeneration than a tractor. In any case, removal of boles and damaged timber eliminates potential habitat for birds, insects and fungi.

Salvage logging is followed by stand restoration where we are faced with a decision on natural or artificial regeneration or combination of both approaches. The general consensus states that artificial regeneration is needed to efficiently restore forest functions, while several studies show that natural regeneration is often sufficient. In Slovenia, we are often faced with a lack of planting material, especially after large disturbance events, questionable quality of planting material, and high costs of artificial regeneration compared to foreign countries. In the second part of the dissertation, we studied the densities and growth characteristics of natural and artificial regeneration after wind storms that caused stand damage at several locations in 2008. In Trnovski gozd, the surroundings of Bohor, and the Črnivec area, field measurements were performed in 2012 and repeated in 2014. On plots with artificial regeneration, all planted seedlings were measured, while on plots with natural regeneration, each dominant (highest) tree of the natural regeneration was sampled in each of 16 equal quadrants (2.5 x 2.5 m) within the plot. Within all of the plots, 2 smaller vegetation subplots 1 x 3 m in size were established where the cover of each plant species was estimated and natural regeneration was counted.

Results show that densities of natural regeneration varied within and between research areas. Natural regeneration densities in Trnovski gozd were not sufficient due to more extreme ecological conditions (shallow limestone sites, high altitude), while on the Bohor area, the densities were high. At Črnivec natural regeneration was sufficient on the majority of sites except those from the upper slope of the northern part where thick grass of *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. (syn.: *Avenella flexuosa* (L.) Drejer) inhibits natural regeneration.

Densities of natural regeneration did not increase in the two-year period, probably due to the thick ground vegetation cover which increased in the observed period. Average densities of natural regeneration were three (2012) and four times higher (2014) on plots with natural regeneration. The large differences were likely due to ground vegetation removal (weeding) around the planted seedlings, which can result in the unintentional removal of natural regeneration. Differences in densities cannot be explained on the basis of different site conditions (e.g. planting on selected sites with less natural regeneration) since the decision for planting was the responsibility of the forest owner and the location of his parcel (Črnivec) or the decision to plant in karst sinkholes with higher probability of survival of planted seedlings (Trnovski gozd). This was also confirmed by plant ordination where vegetation subplots showed very similar ecological conditions. The share of shade tolerant species in the natural regeneration was two times higher on plots with natural regeneration (96 vs 30 %), while the proportion of light demanding species was higher on plots with artificial regeneration (50 vs 20 %). This might be due to walking around planted seedlings and ground vegetation removal on plots with artificial regeneration, where light demanding species have a competitive advantage compared to the more constant presence of vegetation cover on plots with natural regeneration where shade tolerant species are more competitive.

Planted seedlings were taller compared to the dominant trees of natural regeneration. Height increments of spruce in the last period were bigger than the increment with dominant trees. The reason is growth space, where planted seedlings grow individually while natural spruce often grows in groups where it competes for resources. Dominant trees of sycamore maples were lower but had larger height increments than planted seedlings. The vitality of sycamore maple at Črnivec is low; often they have small crowns and terminal shoots tend to die, while dominant trees are vital but often damaged by browsing. The vitality of planted maple seedlings on Bohor was good. Results show that natural regeneration is sufficient and has great restoration potential on the majority of sites. Where natural regeneration was not sufficient or absent, planting is reasonable. The economic budget directed towards planting could alternatively be allocated to marking, ground vegetation removal, and tending of selected dominant trees of natural regeneration.

Alpine areas have been influenced by humans for the last few thousand years. Harvesting of forests and slash burning has converted the structure and mixture of forest ecosystems.

Currently, fires in the Alps are rare and little is known about long-term secondary succession after forest fires. In the last part of the dissertation, we studied secondary succession after a forest fire in 1950 in Mozirska Požganija, which is part of Kamnik-Savinja Alps. On 23 permanent research plots that were established and first inventoried in 1981, measurements were repeated in 2013 and forest structure and mixture was analysed. Results indicate that tree species and height positively influenced tree survival. In 1981, the proportion of spruce accounted for 58 %, and since then its share has been increasing, while pioneer species are slowly retreating from the stands. In the entire observation period, spruce had the highest survival probability, followed by *Betula pendula*, *Populus tremula* and *Salix caprea*. The high initial proportion of spruce and its increasing share indicates the pioneer characteristics of a species that can easily compete with pioneers and later establish as late successional species after pioneers retreat from stands. Mortality was highest in *Populus tremula* and *Salix caprea*. In addition to height, survival was positively influenced by tree layer and crown depth. Tendency and vitality did not influence survival because they might be too objective and general to forecast long-term survival. Successional development at Mozirska Požganija varied according to site conditions. Today, closed canopy spruce dominant stands prevail, while there are still open sites with a low density of woody vegetation and slower successional development. In these unfavourable conditions avalanches in winter and drought in summer inhibits the establishment of woody vegetation.

9 VIRI

- ALP FFIRS. Forest Fires in the Alps. 2012 ALP FFIRS (ALPine Forest Fire WaRning System) www.alpffirs.eu (31. 3. 2016)
- Angst C., Bürgi A., Duelli P., Egli S., Heiniger U., Hindenlang K., Kuhn M., Lässig R. 2004. Waldentwicklung nach Windwurf in tieferen Lagen der Schweiz 2000–2003. Schlussbericht eines Projektes im Rahmen des Programms. Lothar Evaluationsund Grundlagenprojekte., Birmensdorf, WSL, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft: 98 str.
- Becagli C., Puletti N., Chiavetta U., Cantiani P., Salvati L., Fabbio G. 2013. Early impact of alternative thinning approaches on structure diversity and complexity at stand level in two beech forests in Italy. *Annals of silvicultural research*, 37, 1: 55–63.
- Bergquist J., Örlander G. 1998. Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages 1. Effect of slash removal, vegetation development, and roe deer density. *Forest Ecology and Management*, 105: 283–293.
- Bitorajc Z. 2005. Analiza pomlajevanja v GE Vrbovec: strokovna naloga. (Zavod za gozdove Slovenije, OE Kočevje). Kočevje, samozaložba: 45 str.
- Bottero A., Garbarino M., Long J. N., Motta R. 2013. The interacting ecological effects of large-scale disturbances and salvage logging on montane spruce forest regeneration in the western European Alps. *Forest Ecology and Management*, 292: 19–28.
- Brang P., Schönenberger W., Fischer A. 2004. Reforestation in Central Europe: lessons from multi-disciplinary field experiments. *Forest Snow and Landscape Research*, 78: 53–69.
- Braun-Blanquet J. 1964. Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Wien, Springer Verlag: 865 str.
- Bründl M., Rickli C. 2002. The storm Lothar 1999 in Switzerland – an incident analysis. *Forest Snow and Landscape Research*, 77, ½: 207–216.
- Carcaillet C., Brun J. J. 2000. Changes in landscape structure in the northwestern Alps over the last 7000 years: lessons from soil charcoal. *Journal of Vegetation Science*, 11: 705–714.
- Chantal M., Granström A. 2007. Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of *Populus tremula* and *Salix caprea*. *Forest Ecology and Management*, 250: 3–8.
- Clark P. J., Evans F. C. 1954. Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology*, 35: 445–453.
- Collet C., Piboule A., Leroy O., Frochot H. 2008. Advance *Fagus sylvatica* and *Acer pseudoplatanus* seedlings dominate tree regeneration in a mixed broadleaved former coppice-with-standards forest. *Forestry*, 81: 135–150.
- Conedera M., Cesti G., Kaltenbrunner A., Pezzatti B. 2005. Die Blitzschlagbrände in den Alpen. *Bündnerwald*, 58, 6: 65–66.
- D'Amato A. W., Fraver S., Palik B. J., Bradford J. B., Patty L. 2011. Singular and interactive effects of blowdown, salvage logging, and wildfire in sub-boreal pine systems. *Forest Ecology and Management*, 262: 2070–2078.
- Diaci J. 1994. Razvojna dogajanja v gozdnem rezervatu Mozirska Požganija v četrtem desetletju po požaru. *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 45: 5–54.

- Diaci J. 2002. Regeneration dynamics in a Norway spruce plantation on a silver fir-beech forest site in the Slovenian Alps. *Forest Ecology and Management*, 161: 27–38.
- Diaci J., 1989. Gozdni rezervat Požganija (na Mozirskih planinah) v četrtem desetletju po požaru: diplomsko delo. (VDO Biotehniška fakulteta, VTOZD za gozdarstvo). Ljubljana, samozaložba: 56 str.
- Diaci J., Kutnar L., Rupel M., Smolej I., Urbančič M., Kraigher H. 2000. Interactions of ecological factors and natural regeneration in an altimontane Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. *Phyton*, 40: 17–26.
- Diaci J., Marinšek A. 2004. Razvoj inicialne faze na vetrolomni površini v pragozdnem ostanku Ravna gora. *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 73: 31–50
- Diaci J., Pisek R., Bončina A. 2005. Regeneration in experimental gaps of subalpine *Picea abies* forest in the Slovenian Alps. *European Journal of Forest Research*, 124: 29–36.
- Dobbertin M. 2002. Influence of stand structure and site factors on wind damage comparing the storms Vivian and Lothar. *Forest Snow and Landscape Research*, 77 ½: 187–205.
- Donato D. C., Fontaine J. B., Campbell J. L., Robinson W. D., Kauffman J. B., Law B. E. 2006. Post-Wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science*, 311: 352–352.
- Drösser L., Von Lupke B. 2007. Stand structure, regeneration and site conditions in two virgin beech forest reserves in Slovakia. *Allgemeine Forst Und Jagdzeitung*, 178: 121–135.
- Ellenberg H. 1988. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, New York, USA: 753 str.
- European Commission. 2009. *Impacts of Climate Change on European Forests and Options for Adaptation*. Report to the European Commission Directorate – General for Agriculture and Rural Development: 173 str.
- Feldmann E., Meyer P., Bartsch N. 2009. Umgang mit Sturmwurfflächen – Nutzen oder Belassen? *AFZ/DerWald*, 10: 518–519.
- Fidej G., Rozman A., Nagel T. A., Dakskobler I., Diaci J. 2016. Influence of salvage logging on forest recovery following intermediate severity canopy disturbances in mixed beech dominated forests of Slovenia. *iForest* (early view), doi: 10.3832/ifor1616-008 URL: <http://www.sisef.it/iforest/contents/?id=ifor1616-008> (1. 4. 2016)
- Firm D., Nagel T. A., Diaci J. 2009. Disturbance history and dynamics of an old-growth mixed species mountain forest in the Slovenian Alps. *Forest Ecology and Management*, 257: 1893–1901.
- Fischer A., Lindner M., Clemens A., Lasch P. 2002. Vegetation dynamics in Central European Forest Ecosystems (Near-natural as well as managed) after Storm Events. *Folia Geobotanica*, 37: 17–32.
- FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011: *State of Europe's Forests 2011*. Status and trends in sustainable forest management in Europe. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. Oslo, FOREST EUROPE Liaison Unit Oslo: 344. http://www.foresteurope.org/documentos/State_of_Europes_Forests_2011_Report_Revision_November_2011.pdf (31. 3. 2016)
- Fournier D. A., Skaug H. J., Ancheta J., Ianelli J., Magnusson A., Maunder M. N., Nielsen A., Sibert J. 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods and Software*, 27: 233–249.

- Franklin J. F., Lindenmayer D. B., MacMahon J. A., McKee A., Magnusson J., Perry D. A., Waide R., Foster D. R. 2000. Threads of continuity: ecosystem disturbances, biological legacies and ecosystem recovery. *Conservation Biology in Practice*, 1: 8–16.
- Gauthier S., Boucher D., Morissette J., De Grandpre L. 2010. Fifty-seven years of compositional change in the eastern boreal forest of Canada. *Journal of Vegetation Science*, 21: 772–785.
- Geldenhuys C. J. 1997. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. *Forest Ecology and Management*, 99: 101–115.
- Gerl T., Beguš J. 2011. Sanacija vetroloma – individualen pristop v primeru majhne gozdne posesti. 2011. V: Zbornik razširjenih povzetkov: XXVIII. Gozdarski študijski dnevi, »Odzivi gozdne tehnike in gozdarstva na spremenjene razmere gospodarjenja«, Ljubljana, 13. in 14. april 2011. Ljubljana, Biotehniška fakulteta: 59–60.
- Gill R. M. A. 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests: 1. Deer. *Forestry*, 65: 145–169.
- Gozdnogospodarski načrt za Gozdnogospodarsko enoto Nazarje 2013–2022. 2013. Nazarje, Zavod za gozdove, Območna enota Nazarje.
- Gregorič V., 1973. Geološke razmere na območju gozdnogospodarskih enot SLP-II Gornji Grad in Nazarje. V: Vegetacijska in rastiščna analiza za območja gozdnogospodarskih enot SLP-II Gornji Grad in Nazarje. Puncer I., Zupančič M. (Ur.). Ljubljana, Inštitut za biologijo pri SAZU: 1–15.
- Hanssen K. H. 2003. Natural regeneration of *Picea abies* on small clear-cuts in SE Norway. *Forest Ecology and Management*, 180: 199–213.
- Hibsher N., Moshe Y., Bney-Moshe E., Ben-Moshe E., Zangi E., Zuck A., Osem Y. 2013. Post-fire regeneration in Mediterranean reforested sites as affected by mechanical site preparation: lessons for restoration. *Applied Vegetation Science*, 16: 629–639.
- Hobi M. L., Commarmot B., Bugmann H. 2014. Pattern and process in the largest primeval beech forest of Europe (Ukrainian Carpathians). *Journal of Vegetation Science*, 26: 323–336.
- Holgen P., Hånell B. 2000. Performance of planted and naturally regenerated seedlings in *Picea abies*-dominated shelterwood stands and clearcuts in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 127: 129–138.
- Horvat - Marolt S. 1984. Kakovost smrekovega mladja v subalpskem smrekovem gozdu Julijskih Alp. Zbornik gozdarstva in lesarstva, 24: 5–64.
- Hu Y., Urlus J., Gillespie G., Letnic M., Jessop T. S. 2013. Evaluating the role of fire disturbance in structuring small reptile communities in temperate forests. *Biodiversity Conservation*, 22: 1949–1963.
- Ilisson T., Köster K., Vodde F., Jogiste K. 2007. Regeneration development 4-5 years after a storm in Norway spruce dominated forests, Estonia. *Forest Ecology and Management*, 250: 17–24.
- Jacobs F. D., Ross-Davis L. A., Davis S. A. 2004. Establishment success of conservation tree plantations in relation to silvicultural practices in Indiana, USA. *New Forests*, 28: 23–36.
- Jakša J. 2008. Zaščita naravnega mladovja in sadik gozdnega drevja pred rastlinojedo parkljasto divjadjo. *Gozdarski vestnik*, 66, 9: 305–317.
- Jerele M. 2014 Primerjava naravne in umetne obnove gozda po vetrolomu na Nazarskem območju leta 2008: diplomsko delo. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in

- obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 63 str.
- Johansson T., Naumburg J. 2006. From planting to 26 years of age – actual growth and estimated volume scenarios for spruces and pines. *New Forests*, 32: 163–178.
- Jonašova M., Prach K. 2004. Central-European Mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering*, 23: 15–27.
- Jonašova M., Prach K. 2008. The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation*, 141: 1525–1535.
- Jonašova M., Vavrova E., Cudlin P. 2010. Western Carpathian Mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management*, 259: 1127–1134.
- Jurc M., 2005. Gozdna zoologija. 1. Natis. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 348 str.
- Kajfež - Bogataj L. 2007. Spreminjanje podnebja – zdaj in v prihodnje. V: Podnebne spremembe: vpliv na gozd in gozdarstvo. Jurc M. (Ur.). (Studia forestalia Slovenica, 130). Ljubljana, Biotehniška fakulteta: 13–26.
- Kelemen K., Mihók B., Gálhidy L., Standovár T. 2012. Dynamic response of herbaceous vegetation to gap opening in a central European beech stand. *Silva Fennica*, 46: 53–65.
- Kipfer T., Moser B., Egli S., Wohlgemuth T., Ghazoul J. 2011. Ectomycorrhiza succession patterns in *Pinus sylvestris* forests after stand-replacing fire in the Central Alps. *Oecologia*, 167: 219–228.
- Klemen K. 2012. Uspešnost sanacije vetrolomnih površin s setvijo na primeru GGE Kamnik: diplomsko delo. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 40 str.
- Klopčič M., Poljanec A., Gartner A., Bončina A. 2009. Factors Related to Natural Disturbances in Mountain Norway Spruce (*Picea abies*) Forests in the Julian Alps. *Ecoscience*, 16, 1: 48–57.
- Klopčič M., Diaci J. 2007/2008. Gap characteristics and development of regeneration following a blowdown in the old-growth forest remnant. *Glasnik za šumske pokuse*, 42: 43–56.
- Klopčič M., Pahovnik A., Bončina A. 2013. Vplivni dejavniki pojava in jakosti vetroloma na območju Črničva. *Gozdarski vestnik*, 71, 7/8: 331–345.
- Kolšek M. 2008. Poškodovanost gozdov v poletnih neurjih 2008 in potek sanacije. *Gozdarski vestnik*, 66: 7–8.
- Košir B. 2008. Damage to young forest due to harvesting in shelterwood systems. *Croatian Journal of Forest Engineering*, 29: 141–153.
- Kotar, M. 1980. Rast smreke (*Picea abies* (L.) Karst) na njenih naravnih rastiščih v Sloveniji. (Strokovna in znanstvena dela, 67). Ljubljana, Inštitut za gozdno in lesno gospodarstvo: 250 str.
- Kramer K., Brang P., Bachofen H., Bugmann H., Wohlgemuth T. 2014. Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. *Forest Ecology and Management*, 331: 116–128.
- Kranjc V. 1981. Gozdno - gojitvena analiza požganine na Mozirski planini: diplomsko delo.

- (VDO Biotehniška fakulteta, VTOZD za gozdarstvo). Ljubljana, samozaložba: 56 str.
- Krumm F., Kulakowski D., Risch A. C., Spiecker H., Brandli U. B., Bebi P. 2012. Stem exclusion and mortality in unmanaged subalpine forests of the Swiss Alps. *European Journal of Forest Research*, 131, 5: 1571–1583.
- Kunstler G., Curt T., Lepart J. 2004. Spatial pattern of beech (*Fagus sylvatica* L.) and oak (*Quercus pubescens* Mill.) seedlings in natural pine (*Pinus sylvestris* L.) woodlands. *European Journal of Forest Research*, 123: 331–337.
- Kunstler G., Thuiller W., Curt T., Bouchaud M., Jouvie R., Deruette F., Lepart J. 2007. *Fagus sylvatica* L. recruitment across a fragmented Mediterranean Landscape, importance of long distance effective dispersal, abiotic conditions and biotic interactions. *Diversity and Distributions*, 13: 799–807.
- Lachat T., Ecker K., Duelli P. 2013. Population trends of *Rosalina alpina* (L.) in Switzerland: a lasting turnaround? *Journal of Insect Conservation*, 17: 653–662.
- Lang K. D., Schulte L. A., Guntenspergen G. R. 2009. Windthrow and salvage logging in an old-growth hemlock-northern hardwoods forest. *Forest Ecology and Management*, 259: 56–64.
- Lecomte N., Simard M., Bergeron Y. 2006. Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. *Ecoscience*, 13, 2: 152–163.
- Leibundgut H. 1984. Die Waldpflege. Paul Haupt: Bern, Swiss; Stuttgart, Germany: 214 str.
- Lekše M. 2007. Razvoj pionirskega gozda na Mozirski Požganiji: diplomsko delo. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 64 str.
- Lepš J., Šmilauer P. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO 5*. Cambridge, Cambridge University Press: 269 str.
- Lindenmayer D. 2006. Salvage harvesting – past lessons and future issues. *The Forestry Chronicle*, 81, 1: 48–53.
- Lindenmayer D. B., Noss R. F. 2006. Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 20: 949–958.
- Lindenmayer D. B., Ough K. 2006. Salvage logging in the montane ash eucalypt forests of the Central Highlands of Victoria and its potential impacts on biodiversity. *Conservation Biology*, 20: 1005–1015.
- Lindenmayer D., Foster D. R., Franklin J. F., Hunter M. L., Noss R. F., Schmiegelow F. A., Perry D. 2004. Salvage harvesting policies after natural disturbances. *Science*, 303: 1303.
- Liu B., Liu G., Wang Z., 2009. Structure changes and succession dynamic of the natural secondary forest after severe fire interference. *Journal of Forestry Research*, 20: 123–130.
- Lobnik F., 1973. Tla na območju gozdnogospodarske enote SLP-II Gornji Grad in Nazarje. V: Vegetacijska in rastiščna analiza za območja gozdnogospodarskih enot SLP-II Gornji Grad in Nazarje. Puncer I., Zupančič M. (Ur.). Ljubljana, Inštitut za biologijo pri SAZU: 1–39.
- Lonati M., Vacchiano G., Berretti R., Motta R. 2013. Effect of stand-replacing fires on Mediterranean plant species in their marginal alpine range. *Alp Botany*, 123: 123–133.
- Marinček L. 1987. Bukovi gozdovi na Slovenskem. Ljubljana, Delavska enotnost: 153 str.
- Mattosian A. D., Matsinos Y. G., Konstantinidis P., Moustakas A. Post-fire succession indices performance in a Mediterranean ecosystem. *Stochastic Environmental Research*

- and Risk Assessment, 27: 323–335.
- Medja U. 2014. Naravna in umetna obnova v ujmah poškodovanih gozdnih sestojev v Območni enoti Bled: magistrsko delo. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 62 str.
- Mencinger V. 2014. Primerjava naravne obnove in setve pri sanaciji vetroloma na območju GGE Železniki: diplomsko delo. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 31 str.
- Milleron M., de Heredia U. L., Lorenzo Z., Alonso J., Dounavi A., Gil L., Nanos N. 2013. Assessment of spatial discordance of primary and effective seed dispersal of European beech (*Fagus sylvatica* L.) by ecological and genetic methods. *Molecular Ecology*, 22: 1531–1545.
- Moreira F., Catry F., Lopes T., Bugalho M. N., Rego F. 2009. Comparing survival and size of resprouts and planted trees for post-fire forest restoration in central Portugal. *Ecological Engineering*, 35: 870–873.
- Moser B., Temperli C., Schneiter G., Wohlgemuth T. 2010. Potential shift in tree species composition after interaction of fire and drought in the Central Alps. *European Journal of Forest Research*, 129: 625–633.
- Motta, R., Edouard J. L. 2005. Stand structure and dynamics in a mixed and multilayered forest in the Upper Susa Valley, Piedmont, Italy. *Canadian Journal of Forest Research*, 35: 21–36.
- Mouillot F., Rambal S., Joffre R. 2002. Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem. *Global Change Biology*, 8: 423–437.
- Mucina L., Schaminée J. H. J., Rodwell J. S. 2000. Common data standards for recording relevés in field survey for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 11: 769–772.
- Mutec R. 1995. Razvoj gozda v gozdnem rezervatu Mozirska Požganija: diplomsko delo. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 63 str.
- Nagel T. A., Diaci J. 2006. Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 629–638.
- Nagel T. A., Diaci J., Jerina K., Kobal M., Roženberger D. 2014a. Simultaneous influence of canopy decline and deer herbivory on regeneration in a conifer-broadleaf forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 45: 266–275.
- Nagel T. A., Svoboda M., Diaci J. 2006. Regeneration patterns after intermediate wind disturbance in an old-growth *Fagus-Abies* forest in southeastern Slovenia. *Forest Ecology and Management*, 226: 268–278.
- Nagel T. A., Svoboda M., Kobal M. 2014b. Disturbance, life history traits, and dynamics in an old-growth forest landscape of southeastern Europe. *Ecological Applications*, 24: 663–679.
- Nagel T. A., Svoboda M., Panayotov M. 2013. Natural disturbances and forest dynamics in temperate forests of Europe. V: *Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity*. European Forest Institute: 116–123.
- Nitschke C. R., Innes J. L. 2008. Integrating climate change into forest management in South-Central British Columbia: An assessment of landscape vulnerability and development of a

- climate-smart framework. *Forest Ecology and Management*, 256: 313–327.
- Novakova M. H., Edwards-Jonašova M. 2015. Restoration of Central-European mountain Norway spruce forest 15 years after natural and anthropogenic disturbance. *Forest Ecology and Management*, 344: 120–130.
- Ogris N. 2010. Priročnik za določevanje vzrokov poškodb drevja: medmrežna različica. www.zdravgozd.si (31. 3. 2016)
- Oliver C. D., Larson B. C. 1996. *Forest Stand Dynamics - update edition*. New York, John Wiley & Sons: 520 str.
- Pahovnik A. 2011. Analiza vetroloma na območju Črničca: diplomsko delo. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 33 str.
- Panferov O., Doering C., Rauch E., Sogachev A., Ahrends B. 2009. Feedbacks of windthrow for Norway spruce and Scots pine stands under changing climate. *Environmental Research Letters*, 4: 1–10.
- Papler - Lampe V. 2009. Presoja ukrepov pri sanacijah ujm 2006–2008. *Gozdarski vestnik*, 67: 271–282; 365–376.
- Papler - Lampe V., Westergren M., Kraigher H., 2011. Zagotavljanje obnove gozdov s sadnjo in setvijo ob naravnih ujmah velikega obsega. V: Odzivi gozdne tehnike in gozdarstva na spremenjene razmere gospodarjenja: XXVIII. Gozdarski študijski dnevi. Zbornik razširjenih povzetkov. Ljubljana, 13. in 14. april 2011. Ljubljana, Biotehniška fakulteta: 50–52.
- Pellerin M., Said S., Richard E., Hamann J.-L., Dubois-Coli C., Hum P. 2010. Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management*, 260: 429–437.
- Peterson C. J., Leach A. D. 2008a. Limited salvage logging effects on forest regeneration after moderate-severity windthrow. *Ecological Applications*, 18: 407–420.
- Peterson C. J., Leach A. D. 2008b. Salvage logging after windthrow alters microsite diversity, abundance and environment, but not vegetation. *Forestry*, 81: 361–376.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D. in R Development Core Team. 2013. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-113.
- Podnebne razmere v Sloveniji (obdobje 1971–2000). 2006. Ljubljana, Agencija Republike slovenije za okolje. http://www.arso.gov.si/vreme/podnebje/podnebne_razmere_Slo71_00.pdf (31. 3. 2016)
- Pommerening A. 2002. Approaches to quantifying forest structures. *Forestry* 75: 305–324.
- Poročilo o delu Zavoda za gozdove Slovenije za leto 2009. 2010. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije.
- Poročilo o delu Zavoda za gozdove Slovenije za leto 2010. 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije.
- Poročilo o delu Zavoda za gozdove Slovenije za leto 2011. 2012. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije.
- Priewasser K., Brang P., Bachofen H., Bugmann., Wohlgemuth T. 2013. Impacts of salvage-logging on the status of deadwood after windthrow in Swiss forests. *European Journal of Forest Research*, 132: 231–240.
- Pröll G., Darabant A., Gratzner G., Katzensteiner K. 2015. Unfavourable microsites,

- competing vegetation and browsing restrict post-disturbance tree regeneration on extreme sites in the Northern Calcareous Alps. 2015. *European Journal of Forest Research*, 134: 293–308.
- Pueyo Y., Begueria S. 2007. Modeling the rate of secondary succession after farmland abandonment in a Mediterranean mountain area. *Landscape and Urban Planning*, 83: 245–254.
- Puncer, I. 1962. Problematika in posledice gozdnih požarov s posebnim ozirom na gozdni požar na Mozirski planini leta 1950: diplomsko delo. (VTOZD za gozdarstvo). Ljubljana, samozaložba: 90 str.
- Puncer, I., Zupančič, M. 1973. Vegetacijska in rastiščna analiza gozdne vegetacije. V: *Vegetacijska in rastiščna analiza za območja gozdnogospodarskih enot SLP-II Gornji Grad in Nazarje*. Puncer I, Zupančič M. (Ur.). Ljubljana, Inštitut za biologijo pri SAZU: 1–49.
- R Development Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
<http://www.R-project.org/> (31. 3. 2016)
- Rajner F., 1957. Fotografije Požganije iz leta 1957. Številka negativov 91, 92 in 93. Arhiv Oddelka za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, Ljubljana.
- Rammig A., Fahse L., Bugmann H., Bebi P. 2006. Forest regeneration after disturbance: a modeling study for the Swiss Alps. *Forest Ecology and Management*, 222: 123–136.
- Relva M. A., Westerholm C. L., Kitzberger T. 2009. Effects of introduced ungulates on forest understory communities in northern Patagonia are modified by timing and severity of stand mortality. *Plant Ecology*, 201: 11–22.
- Robek R., Černigoj V., Peljhan S., Krč J. 2011. Sanacija vetroloma Predmeja 2008 – primer dobre prakse. V: *Odzivi gozdne tehnike in gozdarstva na spremenjene razmere gospodarjenja. Zbornik razširjenih povzetkov. XXVIII. Gozdarski študijski dnevi Ljubljana, 13. in 14. april 2011*. Ljubljana, Biotehniška fakulteta: 56–58.
http://web.bf.uni-lj.si/go/gsd2011/vsebinske/Zbornik%20raz%C5%A1irjenih%20izvle%C4%8Dkov%20G%C5%A0D2011_net.pdf (31. 3. 2016).
- Robin V., Bork H. S., Nadeau M. J., Nelle O. 2014. Fire and forest history of central European low mountain forest sites based on soil charcoal analysis: The case of the eastern Harz. *The Holocene*, 24, 1: 35–47.
- Robinson A. P., Hamann J. D. 2011. *Forest Analytics with R: an Introduction*. New York, Springer-Verlag: 354 str.
- Rochefort R. M., Peterson D. L. 1996. Temporal and Spatial Distribution in Subalpine Meadows of Mount Rainer National Park, Washington, U.S.A. *Arctic and Alpine research*, 28: 52–59.
- Rozman J. 2007. *Ekologija pomlajevanja drugotnega smrekovega gozda v visokogorskem vegetacijskem pasu Karavank: magistrsko delo*. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 145 str.
- Rozman J. 2015. *Vpliv ekoloških dejavnikov na naravno pomlajevanje zasmrečenih predalpskih jelovo-bukovih gozdov na karbonatnih sedimentih: doktorska disertacija*. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 167 str.
- Rozman A., Diaci, J., Krese A., Fidej G., Roženberger D., 2015. Forest regeneration

- dynamics following bark beetle outbreak in Norway spruce stands: Influence of meso-relief, forest edge distance and deer browsing. *Forest Ecology and Management*, 353: 196–207.
- Roženberger D., Mikac S., Anić I., Diaci J. 2007. Gap regeneration patterns in relationship to light heterogeneity in two old-growth beech-fir forest reserves in South East Europe. *Forestry*, 80: 431–443.
- Roženberger D. 2012a. Analiza podatkov iz raziskav s Krasa v sklopu projekta Ukrepi za izboljšanje izkoriščenosti proizvodnih potencialov gozdov. Ljubljana Biotehniška fakulteta (neobjavljeno).
- Roženberger D. 2012b. Razvoj, rast in razrast bukve (*Fagus sylvatica* L.) v starejši inicialni fazi v raznomernih dinarskih jelovo-bukovih gozdovih: doktorska disertacija. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 159 str.
- Sagnard F., Pichot C., Dreyfus P., Jordano P., Fady B. 2007. Modelling seed dispersal to predict seedling recruitment: Recolonization dynamics in a plantation forest. *Ecological Modelling*, 203: 464–474.
- Saint-Germain M., Greene D. F. 2009. Salvage logging in the boreal and cordilleran forests of Canada: Integrating industrial and ecological concerns in management plans. *Forestry Chronicle*, 85: 120–134.
- SAS Institute Inc., SAS OnlineDoc 12.3, Cary, NC: SAS Institute Inc., 2002–2005.
- Schelhaas M. J., Nabuurs G. J., Schuck A. 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology*, 9: 1620–1633.
- Schönenberger W. 2002. Post windthrow stands regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *Forest Snow and Landscape Research*, 77: 61–80.
- Schütz J. P., Götz M., Schmid W., Mandallaz D. 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research*, 125: 291–302.
- Ščap Š. 2010. Sanacija vetrolomne površine na Jelovici: diplomsko delo. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 47 str.
- Ščap Š., Klopčič M., Bončina A. 2013. Naravna obnova gozdnih sestojev po vetrolomu na Jelovici. *Gozdarski vestnik*, 71, 4: 195–212.
- Šelb M. 2008. Analiza uspešnosti zaščite mladja s tulci in mrežami. Zavod za gozdove Slovenije, Območna enota Kranj: 55 str.
- Seymour R. S., White A. S., deMaynadier P. G. 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America - evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management*, 155: 357–367.
- Spletni portal Meteo.si. Arhiv meritev. Ljubljana, Ministrstvo za okolje in prostor, Agencija republike Slovenije za okolje, Državna meteorološka služba.
<http://meteo.arso.gov.si/met/sl/archive/> (23. 3. 2016)
- Stiavelli S., Tognotti E. 1987. Observations on the production of seeds by Norway spruce in relation to forest decline. *Monti e Boschi*, 38, 1: 49–54.
- Stritih A. 2013. Sekundarna sukcesija po požarih v sestojih črnega bora (*Pinus nigra* Arnold) v zgornjem Posočju: diplomsko delo. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in

- obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 28 str.
- Surakka H., Siren M., Heikkinen J., Valkonen S. 2011. Damage to saplings in mechanized selection cutting in uneven-aged Norway spruce stands. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 26: 232–244.
- Tasser E., Walde J., Tappeiner U., Teutsch A., Nogglar W. 2007. Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118: 115–129.
- Tinner W., Conedera M., Ammann B., Gaggeler H. W., Gedy S., Jones R., Sagesser B. 1998. Pollen and charcoal in lake sediments compared with historically documented forest fires in southern Switzerland since AD 1920. *The Holocene*, 8: 31–42.
- Tinner W., Conedera M., Ammann B., Lotter A. F. 2005. Fire ecology north and south of the Alps since the last ice age. *The Holocene*, 15, 8: 1214–1226.
- Tinner W., Hubschmid P., Wehrli M., Ammann B., Conedera M. 1999. Long-term forest fire ecology and dynamics in southern Switzerland. *Journal of Ecology*, 87: 273–289.
- Tzanopoulos J., Mitcheley J., Pantis J. D. 2007. Vegetation dynamics in abandoned crop fields on a Mediterranean island: Development of succession model and estimation of disturbance thresholds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120: 370–376.
- Ulanova N. G. 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management*. 135: 155–167.
- Urbančič M., Dakskobler I. 2001. Spremembe talnih razmer in rastlinske sestave v gozdovih črnega bora in malega jesena (*Fraxino orni-Pinetum nigrae*) ter bukve in dlakavega sleča (*Rhododendro hirsuti-Fagetum*) po požaru. *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 66: 95–137.
- Usbeck T., Waldner P., Dobbertain M., Ginzler C., Hoffmann C., Sutter F., Steinmeier C., Volz R., Schneiter G., Rebetz M. 2012. Relating remotely sensed forest damage data to wind data: storms Lothar (1999) and Vivian (1990) in Switzerland. *Theoretical and Applied Climatology*, 108: 451–462.
- Vacchiano G., Stanchi S., Marinari G., Ascoli D., Zanini E., Motta R. 2014. Fire severity, residuals and soil legacies affect regeneration of Scots pine in the Southern Alps. *Science of the Total Environment*, 472: 778–788.
- Valese E. 2009. Wildland fires in the Alpine Region of Italy: what's old, what's new? What's next? *International Forest Fire News (IFFN)*, 38: 97–101.
http://www.fire.uni-freiburg.de/iffn/iffn_38/15-IFFN-38-Valese-Italy-2.pdf (31. 3. 2016)
- Vodde F., Jogiste K., Kubota Y., Kuuluvainen T., Köster K., Lukjanova A., Metslaid M., Yoshida T. 2011. The influence of storm-induced microsites to tree regeneration patterns in boreal and hemiboreal forest *Journal of Forest Research*, 16: 155–167.
- Waldron K., Ruel J. C., Gauthier S. 2013. Forest structural attributes after windthrow and consequences of salvage logging. *Forest Ecology and Management*, 289: 28–37.
- Westergren M., Papler - Lampe V., Grecs Z., Minić M., Kolšek M., Božič G., Kraigher H. 2012. Zagotavljanje obnove gozdov s sadnjo in setvijo ob naravnih ujmah velikega obsega. V: Kako učinkovito obvladati poškodbe gozdov večjih razsežnosti. *Zbornik razširjenih povzetkov*. Ljubljana, Zveza gozdarskih društev Slovenije, Gozdarski inštitut Slovenije: 20–21.
- Willoughby O., Jinks R. L., Kerr G., Gosling P. G. 2004. Factors affecting the success of direct seeding for lowland afforestation in the UK. *Forestry*, 77: 467–482.

- Wohlgemuth T., Kull P., Wüthrich H. 2002. Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. *Forest, Snow and Landscape Research*, 77: 17–47.
- Wohlgemuth T., Hester C., Joss A. R., Wasem U., Moser B. 2010. Recruitment dynamics following the stand replacing fire near Leuk (VS). *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 161: 450–459.
- Woods K. D. 2004. Intermediate disturbance in a late-successional hemlock-northern hardwood forest. *Journal of Ecology*, 92: 464–476.
- Wraber M., Tregubov V., Puncer I., Zupančič M. 1963. Gozdnogojitveni elaborat za območje gozdnega gospodarstva Nazarje. Ljubljana, Inštitut za biologijo pri SAZU: 70 str.
- Wraber M. 1960. Fitosociološka razčlenitev gozdne vegetacije v Sloveniji. *Ad annum horti botanici Labacensis solemnem*, Ljubljana: 49–96.
- Zenner E. K., Hibbs D. E. 2000. A new method for modelling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management*, 129: 75–87.
- Zuur A. F., Ieno E. N., Walker N. J., Saveliev A. A., Smith G. M. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York, Springer-Verlag: 574 str.

ZAHVALA

Hvala mentorju, prof. dr. Juriju Diaciju, za vse usmeritve in pomoč v procesu izdelave doktorske disertacije.

Hvala vsem kolegom iz katedre pri reševanju dilem vzorčenja in analiz podatkov.

Hvala prof. dr. Ericu Zennerju za pomoč pri analizi podatkov iz zadnjega sklopa disertacije.

Hvala dr. Dejanu Firmu pri dilemah glede analiz podatkov z orodjem R.

Hvala dr. Andreju Rozmanu za opravljeno ordinacijo vegetacijskih popisov.

Za hiter in učinkovit pregled se zahvaljujem recenzentom, prof. dr. Andreju Bončini, doc. dr. Dušanu Roženbergarju in dr. Igorju Dakskoblerju.

Hvala osebju Zavoda za gozdove Slovenije za vso pomoč pri iskanju raziskovalnih objektov in posredovanju podatkov.

Hvala vsem študentom, ki so v sklopu diplom pomagali pri pridobivanju podatkov na terenu.

Hvala mag. Maji Peteh za hiter pregled naloge.

Hvala Janu Naglu za pregled angleškega teksta.

Hvala družini n Katarini.