

Vpliv gospodarjenja na biotsko raznovrstnost saproksilnih hroščev

The Impact of Forest Management to the Biodiversity of Saproxylic Beetles

Gregor METERC¹, Mitja SKUDNIK², Maja JURC³

Izvleček:

Meterc, G., Skudnik, M., Jurc, M.: Vpliv gospodarjenja na biotsko raznovrstnost saproksilnih hroščev. *Gozdarski vestnik*, 73/2015, št. 1. V slovenščini z izvlečkom in povzetkom v angleščini, cit. lit 48. Jezikovni pregled angleškega besedila Breda Misja, slovenskega Marjetka Šivic.

V prispevku obravnavamo vpliv nekaterih gozdarskih ukrepov (intenzivnost sečnje, gozdne prometnice) na izbrane saproksilne žuželke s poudarkom na vrstah NATURA 2000, pa tudi vpliv požarov na subkortikalno favno hroščev (nekatero primarne saproksile). Proučevanje intenzivnosti sečnje in gozdnih prometnic na biotsko raznovrstnost saproksilnih hroščev je potekalo v jelovo-bukovih sestojih (*Omphalodo-Fagetum*) na treh GGO (Tolmin, Novo mesto, Postojna) s pomočjo križnih pasti in feromonom znamke GalloProtect 2D¹, vpliv ognja pa na treh požariščih starosti eno leto, 2,5 in 3 leta na območju Sežane. Ugotovili smo, da intenzivnost sečnje v večini primerov pozitivno vpliva na večjo biotsko raznovrstnost vrst iz družine kozličkov, vendar je sama biotska raznovrstnost zelo odvisna od lokalnih razmer, zlasti količine odmrle lesne mase. Biotska raznovrstnost subkortikalne entomofavne je bila največja na požarišču starosti eno leto. S staranjem požarišč se biotska raznovrstnost zmanjšuje.

Ključne besede:

biotska raznovrstnost, vrste NATURA 2000, gozdarski ukrepi, požarišče, saproksilni hrošči

Abstract:

Meterc, G., Skudnik, M., Jurc, M.: The Impact of Forest Management to the Biodiversity of Saproxylic Beetles. *Gozdarski vestnik (Professional Journal of Forestry)*, 73/2015, vol. 1. In Slovenian, abstract and summary in English, lit. quot. 48. Translated by authors and Breda Misja, proofreading of the English text Breda Misja, proofreading of the Slovenian text Marjetka Šivic.

In this article we present the impact of some forestry measures (intensity of felling, forest skidding roads) on the chosen saproxylic insects, with the emphasis on NATURA 2000 species, as well as the impact of fires on the sub-cortical fauna of the beetles (some primary saproxylic species). The study of impact of felling intensity and forest roads on the biodiversity of saproxylic beetles was done on the *Omphalodo-Fagetum* site on three locations (Tolmin, Novo mesto, Postojna) using cross vane funnel traps and pheromone GalloProtect 2D¹. The study of the impact of fire was done on 1, 2.5, 3 years old burnt areas in the Sežana area. We found the impact of the intensity of felling in many cases had a positive effect on higher biodiversity of the species from the Cerambycidae family, but biodiversity itself depends heavily on local conditions, especially the amount of dead wood biomass. Biodiversity of sub-cortical entomofauna was the highest on the one year old location; with increasing age of the burnt areas the biodiversity was declining.

Key words:

Biodiversity, NATURA 2000 species, forestry measures, fire area, saproxylic beetles

1 UVOD

1 INTRODUCTION

1.1 Splošno

1.1 General

Gospodarjenje z gozdom obsega ukrepe, ki pospešujejo eno ali več funkcij gozda. Najpomembnejša dela v gozdu, s katerimi usmerjamo razvoj gozda, so izbor lokacije sestoja (v primeru snovanja novih sestojev, npr. pri obsežnih naravnih katastrofah), priprava sestoja (tehnike priprave sestojev, ki zagotavljajo izboljšanje možnosti za

pogozdovanje ali obnovo in rast sestojev, pogosto se uporabljajo v intenzivnem gozdarstvu v tujini, to so npr. obdelava zemlje, odstranjevanje sečnih ostankov in panjev, kontrolirano požiganje sesto-

¹ G. M., Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, Večna pot 83, 1000 Ljubljana, SLO

² M. S., Gozdarski inštitut Slovenije, Večna pot 2, 1000 Ljubljana, SLO

³ Prof. dr. M. J., Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, Večna pot 83, 1000 Ljubljana, SLO

jev idr.), izbor drevesne sestave sestaja, obnova sestaja, čiščenje sestojev in odstranjevanje plevela, redčenje gozda in obejevanje drevja ter sečnja in spravilo lesa (Jurc, 2011). Posamezna opravila v gozdu lahko spremenijo dejavnike nežive narave (lokalno mikroklimo v sestojih, strukturo in zgradbo tal, vodno kapaciteto ...) in vplivajo na dovzetnost gozda za abiotske poškodbe in motnje. Pomemben je tudi vpliv gospodarjenja z gozdom na dejavnike žive narave (genetsko strukturo gozda, vrstno sestavo rastja in živalske komponente, znotrajvrstne in medvrstne odnose v rastlinskih in živalskih združbah ...) (Jactel in sod., 2009; EFORWOOD, 2010).

Prilagoditve in optimiranja gozdarskih del, ki temeljijo na znanju in razumevanju zapletenih procesov v gozdnem ekosistemu, lahko vplivajo na ohranjanje biotske raznovrstnosti rastlinskih in živalskih vrst v gozdu, predvsem na dendrobionte in saproksile (Desprez-Loustau in Wagner, 1997; Jactel in sod., 2009).

V raziskavi smo zajeli vplive le nekaterih gozdarskih postopkov na izbrane saproksilne žuželke. Navajamo vrednosti indeksov biotske pestrosti, ki so bili izračunani s podatki, posnetimi na ploskvah, ki so bile izpostavljene različnim vplivom, kot so različne vrste sečenj ter spravilo lesa. Osrednji predmet proučevanja so bile vrste NATURA 2000 *Morimus funereus* (Mulsant, 1863) – bukov kozliček, *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) – alpski kozliček, *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) – veliki rogač in *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) – škrlatni kukuj.

Požare lahko obravnavamo kot pomemben dejavnik razvoja rastlinskih in živalskih združb, na katerega človek lahko vpliva in usmerja razvoj združb. Govorimo o »načrtnem« in »kontroliranem« požiganju gozdov (Trabaud, 1988; Odum, 1971; Jurc, 2001). Vpliv požarov na rastlinske in živalske združbe je zelo obsežen in odvisen od številnih dejavnikov (ekološke razmere, starost in vrstna sestava rastlin, jakost, pogostost pojavljanja in tip požara, način gospodarjenja pred požarom idr.). Na tematiko požarov so bile opravljene številne raziskave, rezultati veljajo za konkretne razmere in jih ne moremo posploševati. Ne glede na to za borealne gozdove velja, da se požganih gozdovih in gozdovih, kjer so opravili golosečnjo,

uničijo kolonije mravelj (*Formica rufa* skupina) in tudi drugih žuželk, ki so habitatno vezane na starejše razvojne stadije gozda (Punttila in Haila, 1996). Številne raziskave potrjujejo, da enkratni šibki požari zelo malo zmanjšajo samo populacijo krešičev (Carabidae), ki po dveh letih spet dosegajo stanje pred požarom, druge vrste žuželk (družine Staphylinidae, Nitidulidae, Leiodidae, Curculionidae in Cryptophagidae) pa ostajajo na enakem vrstnem in številčenem nivoju kot pred požarom. Menijo, da so npr. predstavniki reda Coleoptera (hrošči) odporni na enkratni intenzivni požar (Colletti, 2000). S starostjo požarišča se spreminjajo ekološke razmere opožarjenih sestojev in trofična nosilnost za fitofagne žužke in s tem vrstna sestava žuželk (predvsem saproksilnih hroščev, muh in kožekrilcev) (Fernández Fernández, 2006; Ehnström in sod., 1995; Jurc 2001).

Obravnavali smo vpliv požarov na subkorikalno favno hroščev (nekatero primarne saproksile: predstavnike družin in podružin Curculionidae, *Scolytinae*, Cerambycidae, Buprestidae ter sekundarne saproksile: Elateridae) kot alternativnega načina gospodarjenja s sečnimi ostanki ter usmerjanja razvoja gozdnih sestojev v posebnih ekoloških in socialnih razmerah (Fernandes in Loureiro, 2010; Fernández Fernández, 2006; Jurc, 2001).

1.2 Izhodišča

1.2 Bases

1.2.1 Biotska raznovrstnost gozdov in pomen saproksilnih vrst hroščev

1.2.1 Biodiversity of forests and significance of saproxylic beetle species

Biotska raznovrstnost oz. biodiverziteteta je stopnja raznolikosti vseh življenjskih oblik, od genetskega potenciala, prek vrst in ekosistemov do krajin. Vrstna raznolikost je pomembna za stabilnost in delovanje ekosistemov (Schlöpfer in Schmid, 1999). Že dolgo je npr. znano, da so gradacije škodljivih žuželčnih vrst pogostejše v ekosistemi z revnejšo drevesno vrstno sestavo (npr. borealni gozdovi) kot v območjih, kjer je vrstna sestava rastlinstva in živalstva pestrejša. Prav tako so namnožitve ekonomsko škodljivih žuželk pogostejše v umetno osnovanih ekosis-

temih (npr. monokulture, agrarni sistemi) kot v bolj naravnih. Vzrok večjega bogastva vrst v slednjih je predvsem v njihovi stabilnosti, kar je omogočalo preživetje številnim vrstam.

Saproksili (gr. *sapros* trohneč, *xylon* les) so organizmi, ki so v določenih fazah svojega razvoja vezani na mrtev ali odmirajoč les, odmirajoče ali odmrlo drevje (stoječe ali ležeče), na lesne glive ali na prisotnost drugih saproksilov (Speight, 1989). Imajo pomembno vlogo v procesu razkroja (dekompozicije, mineralizacije) lesa in s tem v kroženju hranil v ekosistemih. Med saproksilne organizme štejemo številne vrste nevretenčarjev (Invertebrata), nekatere vretenčarje (Vertebrata), makro- in mikroglive ter mikrobe. Med nevretenčarji so največja skupina saproksilov žuželke (Insecta), in sicer hrošči (Coleoptera) ter dvokrilci (Diptera). Med saproksilnimi vretenčarji so to predvsem vrste ptic iz družine žoln (Picidae), ki so specializirani plenilci ksilofagnih in ksilomitetofagnih žuželk.

Žuželke kot saproksili sodelujejo pri razgradnji (dekompoziciji) lesa, ki obsega tri faze:

- a) kolonizacija – nepoškodovan les naselijo primarni saproksili,
- b) dekompozicija – primarnim saproksilom se pridružijo sekundarni saproksili, ki uporabljajo produkte aktivnosti primarnih saproksilov v prehrani ali se prehranjujejo z drugimi saproksili in
- c) humifikacija – saproksile postopoma nadomestijo talni organizmi, ki se večinoma prehranjujejo z bakterijami in glivami. Te imajo ključno vlogo v humifikaciji lesa.

V fazi kolonizacije se številne vrste saproksilnih žuželk naselijo na oslabiljeno ali nedavno odmrlo drevje. Z močnimi čeljustmi naredijo rove v skorji in prodrejo do lesa. V gostitelja lahko vstopajo tudi skozi mehanske poškodbe. Sposobne so prebavljati vsebino celic kambialne cone in beljavo tik pod skorjo ne glede na aktivno kemično obrambo gostitelja. Nekatere vrste žuželk vnašajo v gostitelje lesne pršice in glive. Vsi naštetih organizmi so primarni saproksili. Primarni saproksili so nekateri rilčkarji (Curculionidae), mnogi podlubniki (*Scolytinae*), številne vrste iz družin kozličkov (Cerambycidae) in krasnikov (Buprestidae).

V fazi dekompozicije se pojavljajo saproksili, ki so odvisni od predelanega lesa zaradi primarnih saproksilov, drugi se spet hranijo s številnimi vrstami primarnih saproksilov. Te saprofage, mikofage, plenilce in zajedavce imenujemo sekundarni saproksili. Te vrste prodirajo v les in ga razgrajujejo. Hrošči in njihove ličinke prevladujejo v kolonizacijski in dekompozicijski fazi bolj ali manj suhega lesa. Ličinke in odrasli hrošči predstavljajo več kot 95 % skupne mase saproksilnih nevretenčarjev v ležečem drevesu. V povprečju zaužije ličinka saproksilne žuželke 20-krat večjo količino hrane v primerjavi s telesno težo odraslega osebk. Tako zaužije ličinka rogača (*Lucanus cervus*), ki tehta približno en gram okoli 20 g razkrajajočega se lesa (to je pribl. 20 cm³ lesa). V fazi dekompozicije so od žuželk najpomembnejše vrste hroščev iz družin pokalic (Elateridae), rogačev (Lucanidae) in nekaterih pahljačnikov (Scarabaeidae).

V fazi humifikacije se z zmanjševanjem količine hranil v razkrajajočem se drevju zmanjšuje število primarnih saproksilov in njihovih plenilcev. Z uporabo deloma razgrajenega lesa sekundarni saproksili zmanjšujejo razpoložljiva hranila v deblu, nastaja prhnina, ki je večinoma sestavljena iz izločkov saproksilnih nevretenčarjev. Tam se naselijo organizmi, ki so značilni tudi za plast stelje: Collembola, Isopoda, Myriapoda, Lumbricidae, Enchytraeidae, Nematoda in Acarina. To so mikrofagi, ki se večinoma prehranjujejo s pravimi terciarnimi saproksili; to so bakterije in glive, ki humificirajo les. Tako se deblo v humifikacijski fazi razgradi in bistveno izboljša ter obogati plast tal v gozdu.

Saproksilni organizmi znatno prispevajo k biotski pestrosti gozdov, saj predstavljajo od 20 do 25 % vseh vrst, ki živijo v gozdu (Siitonen, 2001).

Saproksilni organizmi so v Evropi in pri nas, v primerjavi z rastlinami in vretenčarji, kljub svoji vlogi pri delovanju ekosistemov, nezadostno raziskana skupina (Mršič 1997; Kryštufek in sod., 2001; Ferlin in sod., 2002). Kot posebno kategorijo organizmov so jih začeli raziskovati šele v zadnjem desetletju, zato ni presenečenje, da je vedenje o cenozah saproksilov zaenkrat parcialno in razdrobljeno (Jurc, 2004).

Življenjski prostor saproksilov so mikrohabitati (drevje, grmovje, plezalke), v katerih potekajo

procesu razgradnje (Speight, 1989). Zaradi odmiranja drevja in posledično ekonomske škode, ki jo povzročajo nekatere vrste (predvsem) žuželk, so saproksili na „slabem glasu“. Saproksilna favna povzroča mehansko razkrajanje lesnega materiala, in sicer neposredno z dolbenjem ravnih sistemov in prehranjevanjem na oslabljenih živih drevesih, stoječih mrtvih drevesih, podrhtih drevesih, delih skorje in večjih vejah ter posredno s simbiotskimi odnosi z glivami in drugimi mikroorganizmi, ki sodelujejo pri humifikaciji lesa (Speight, 1989).

Izhajajoč iz pisnih virov so saproksilne žuželke v Evropi ogrožena skupina organizmov, razlog temu pa so večinoma majhne količine razkrajajočega se lesa v naravi. Tako je v Nemčiji ogroženih kar 50 % saproksilnih vrst hroščev (Geiser 1998, cit. po Wermelinger in sod., 2002), v Franciji uvrščajo 40 % saproksilnih kozličkov v skupini redkih vrst (Villiers, 1978, cit. po Jurc, 2004), za Avstrijo navajajo podatek, da je tam približno 400 saproksilnih hroščev, ki so na seznamu ogroženih vrst (Geiser, 1983, cit. po Jurc, 2004). Vzrok za ogroženost saproksilnih vrst je intenzivno gospodarjenje z gozdovi. McGee (in sod., 1999, cit. po Siitonen, 2001) ugotavlja, da je glavni razlog za zmanjševanje in posledično ogroženost saproksilnih vrst odstranjevanje mrtvega in razkrajajočega se lesa iz gozdov. Pri intenzivnem gospodarjenju z gozdovi se zaradi sajenja dreves iz gozdov marsikje pogosto odstranjujeta mrtev in razkrajajoč les, s sanitarnimi sečnjami in požigi sečnih ostankov se preprečujejo namnožitve škodljivih vrst žuželk, vendar se hkrati zmanjšujejo habitati saproksilov (Winter, 1993, cit. po Davies in sod., 2008).

1.2.2 Predstavitev vrst, ekologija, razširjenost

1.2.2 Presentation of species, ecology, distribution

Družina kozličkov (Coleoptera: Cerambycidae) je ena izmed najštevilčnejših družin v živalskem kraljestvu. Po ocenah znaša številčnost vrst omenjene družine več kot 35.000 vrst (Lawrence, 1982). Katalog kozličkov Evrope (Althoff in Danilevsky, 1997), v katerem so zajeti avtohtoni in alohtoni taksoni, za evropsko celino navaja 146 rodov in 625 vrst. Katalog kozličkov srednje Evrope (Lucht, 1987) pa za to območje navaja 88 rodov in 236 vrst.

Slovenija leži na stičišču štirih evropskih geografskih makroregij, in sicer Alp, Dinarskega gorstva, Panonske nižine in Jadranskega primorja, zato tudi nudi dobre razmere za raznovrstnost favne. Na Slovenskem začetki znanstvenega raziskovanja entomofavne segajo v 16. stoletje. Prvi sistematični rezultati raziskav so iz 18. stoletja in so predstavljeni v delu *Insecta Musei Graecensis* (Poda, 1761), kjer sta iz družine kozličkov navedeni dve vrsti, in sicer *Lamia textor* in *Aromia moschata*. Scopoli (1772) navaja nadaljnih 23 vrst kozličkov, ki so jih večinoma ujeli na Slovenskem. Po podatkih iz leta 2006 smo v Sloveniji registrirali 213 vrst, ki so uvrščene v 105 rodov (Brelj in sod., 2006), podatki iz leta 2012 pa v Sloveniji kažejo prisotnost 218 vrst, uvrščenih v 106 rodov (Vrezec in sod., 2012).

Kozličke prepoznamo po dolgih tipalkah, ki so pri samcih lahko več kot dvakrat daljše od dolžine telesa. Imagi imajo podolgovato in zgoraj ploščato telo, njihova dolžina se zelo spreminja, in sicer od 2 mm (npr. *Cyrtinus pygmaeus*) do več kot 160 mm (npr. *Titanus giganteus*) (Linsley, 1959). Larve kozličkov so lahko apodne ali pa imajo dobro razvite noge, so podolgovate, belkaste ali rumenkaste barve (Linsley, 1961). So fitofagne in dolbejo rovne sisteme v odmirajoče, nedavno odmrle ali razkrajajoče se lesnate rastline (Duffy, 1953; Linsley, 1959; Hanks, 1999). Imagi kozličkov se hranijo na rastlinah s: cvetovi, skorjo, listjem, storži, plodovi, koreninami ali glivami (Linsley, 1959). Nekatere vrste se kot odrasli osebkni ne prehranjujejo. Nekatere vrste, npr. vrste iz rodu *Monochamus* (Walsh in Linit, 1985), se zrelostno prehranjujejo na vitalnem drevju in ga precej poškodujejo (Hiratsuka in sod., 1995).

Kratka ekologija (povzeto po Koch, 1989) in pojavljanje vrst po fitocenoloških združbah.

Morimus funereus (Mulsant, 1862) – bukov kozliček (fam. Cerambycidae – kozlički) Ekološki status: stenotopna, termofilna, silvikolna, ksilodetritiokolna, ksilofagna, saproksilna vrsta. Habitati: listnati in mešani gozdovi. Ekološka niša: na trohnečih vlažnih panjih ali v njih, v lesu, ki leži na tleh in v deblih z ohranjeno skorjo (*Fagus*, *Quercus*, *Populus*, *Castanea* in *Abies*). Razširjenost: v Sloveniji je po oceni prisoten na 21 do 50 %

površine (Breljih, 2001). Koda EU: 1089. Status varovanja: SI-/-; IUCN-VU; Bern; FFH-II.

Na podlagi raziskave, opravljene leta 2008 pri nas (Jurc in sod., 2008), se *M. funereus* pojavlja v naslednjih gozdnih združbah: *Omphalodo-Fagetum*, *Blechno-Fagetum*, *Anemono trifoliae-Fagetum*, *Arunco-Fagetum*, *Ostryo carpinifoliae-Quercetum pubescentis*, *Castaneo sativae-Fagetum*, *Seslerio autumnalis-Quercetum petraeae*, *Ostryo-Fagetum*, *Seslerio autumnalis-Fagetum*, *Lamio orvalae-Fagetum*, *Seslerio autumnalis-Ostryetum carpinifoliae*, *Hacquetio epipactidis-Fagetum*, *Galio rotundifolii-Abietetum albae*, *Ranunculo platanifoliae-Fagetum*, *Vaccinio myrtilli-Pinetum sylvestris*, *Carici umbrosae-Quercetum petraeae*, *Seslerio autumnalis-Quercetum pubescentis*, *Abio albe-Carpinetum betuli*, *Melampyro vulgati-Quercetum petraeae* in *Cardamino savensi-Fagetum*.

Rosalia alpina (Linnaeus, 1758) – alpski kozliček (fam. Cerambycidae – kozlički)

Ekološki status: stenotopna, silvikolna, ksilodetritionolna, lignikolna, ksilofagna, saproksilna vrsta. Habitati: stari bukovi gozdovi na apnencu. Ekološka niša: na trohnečih drevesih in deblih njih, tudi v votlih panjih in lesu za kurjavo navadne bukve (*Fagus sylvatica*), redkeje na javorjih (*Acer* sp.) in preostalih listavcih. Razvoj poteka na sončnih legah bukovih dreves s trohnečim lesom. Samice odložijo jajčeca na sveže posekana drevesa in panje. Razširjenost: v Sloveniji je bila vrsta v bližnji preteklosti pogosta, nato se je njena pogostost začela zmanjševati. Dandanes po oceni naseljuje 21 to 50 % površine Slovenije (Breljih, 2001). Prednostna in ranljiva vrsta. Koda EU: 1087. Status varovanja: SI-E; IUCN-VU; Bern-II, FFH-II; IV.

Kot navajajo nekateri avtorji (Jurc in sod., 2008) se pojavlja v gozdnih fitocenoloških združbah: *Ostryo-Fagetum*, *Anemono trifoliae-Fagetum*, *Lamio orvalae-Fagetum*, *Arunco-Fagetum*, *Omphalodo-Fagetum*, *Blechno-Fagetum*, *Castaneo sativae-Fagetum*, *Hacquetio epipactidis-Fagetum*, *Vaccinio myrtilli-Carpinetum betuli*, *Homogyno sylvestris-Fagetum*, *Ostryo carpinifoliae-Quercetum pubescentis*, *Ranunculo platanifoliae-Fagetum*, *Rhodothamno-Rhododendretum hirsute* in *Abio albe-Carpinetum betuli*.

Cucujus cinnaberinus (Scopoli, 1763) – škrlatni kukuj (fam. Cucujidae – kukujide)

GozdV 73 (2015) 1

Ekološki status: stenotopna, silvikolna, kortikolna in saproksilna vrsta. Habitati: listnati in mešani gozdovi, parki, rečna obrežja. Ekološka niša: pod vlažno trohnečo skorjo, zlasti na: *Quercus*, *Fagus*, *Populus tremula*, *Populus niger*, *Acer*, *Salix*, *Ulmus*; tudi na *Abies* in *Picea*. Lahko se pojavlja na lesu za kurjavo in starih ograjah (Koch, 1989). Odrasli hrošči in larve živijo pod vlažno skorjo stoječih ali posekanih dreves. Vrsto so našli in opisali na območju Slovenije – *locus typicus* je Carniola (= Kranjska). Koda EU: 1085. Status varovanja: SI-E; IUCN-VU; Bern-II ; FFH-II, IV.

Pojavlja se v naslednjih gozdnih fitocenoloških združbah (po ena lokacija): *Ostryo-Fagetum*, *Vicio oroboidi-Fagetum*, *Castaneo sativae-Fagetum*, *Omphalodo-Fagetum* in *Seslerio autumnalis-Quercetum petraeae* (Jurc in sod., 2008, Vrezec in sod., 2009).

Lucanus cervus (Linnaeus, 1758) – veliki rogač (fam. Lucanidae – rogači)

Ekološki status: stenotopna, floemofilna, silvikolna, ksilodetritionolna, sukciolna, saproksilna vrsta. Habitati: stari listnati gozdovi, zlasti hrastovi, in drevesa v parkih. Ekološka niša: zlasti na soku, iztekajočem se iz dreves, najpogosteje na hrastih; larve v debelejših koreninah in starih panjih listavcev (*Quercus*, *Fagus*, *Salix*, *Populus*, *Tilia* in *Aesculus*), v sadovnjakih tudi v sadnih drevesih, redko v iglavcih ali kompostu (Koch, 1989). Razširjenost: v Sloveniji splošno razširjen, po oceni naseljuje več kot 51 % površine (Breljih, 2001). Koda EU: 1083. Status varovanja: SI-E; IUCN-?; Bern-III; FFH-II.

Pojavlja se v naslednjih gozdnih fitocenoloških združbah: *Castaneo sativae-Fagetum*, *Blechno-Fagetum*, *Ostryo-Fagetum*, *Anemono trifoliae-Fagetum*, *Seslerio autumnalis-Ostryetum carpinifoliae*, *Omphalodo-Fagetum*, *Galio rotundifolii-Pinetum sylvestris*, *Ostryo carpinifoliae-Quercetum pubescentis*, *Hacquetio epipactidis-Fagetum*, *Lamio orvalae-Fagetum*, *Molinio litoralis-Quercetum pubescentis*, *Vaccinio myrtilli-Pinetum sylvestris*, *Piceo abietis-Quercetum roboris*, *Seslerio autumnalis-Fagetum*, *Arunco-Fagetum*, *Seslerio autumnalis-Quercetum petraeae*, *Salicetum albae*, *Helleboro nigri-Carpinetum betuli*, *Pteridio-Betuletum pendulae*, *Galio rotundifolii-Abietetum albae*, *Querco-Ostryetum carpinifoliae*, *Carici umbrosae-*

Quercetum petraeae, *Avenello flexuosae-Piceetum*, *Alnetum glutinosae* s. lat., *Vicio oroboidi-Fagetum* (Jurc in sod., 2008, Vrezec in sod., 2009).

2 METODE DELA

2 METHODS

2.1 Raziskovalni objekti, preučevani ukrepi in posegi

2.1 Research objects, studied encroachments and actions

V raziskavo so bili vključeni raziskovalni objekti z gozdnogospodarskih območij (v nad. GGO) Sežana, Postojna, Novo mesto, Murska Sobota in Tolmin. Na vsakem izmed območij je bilo izbranih več stalnih ali začasnih vzorčnih ploskev, na katerih je potekalo vzorčenje.

Vplivi jakosti sečnje

Proučitev intenzivnosti sečnje in vplivov obstoječih ter začasnih gozdnih prometnic na biotsko raznovrstnost vrst iz družine kozličkov (posebno vrsti *M. funereus* in *R. alpina*) je potekala v jelovo-bukovih sestojih (*Omphalodo-Fagetum*) v GGO Postojna, Novo mesto in Tolmin.

V naravi se bukovi kozlički zbirajo na sveže požagani hlodovini in drugih sveže ranjenih drevesnih rastlinah v gozdovih, samice alpskega kozlička pa zalegajo jajčeca skoraj izključno v mrtva ali bolna in stara bukova drevesa (*F. sylvatica*), redko tudi

v druge listavce, npr. hraste (*Quercus* spp.), pravi kostanj (*Castanea sativa*), breste (*Ulmus* spp.), gaber (*Carpinus betulus*), lipe (*Tilia* spp.) ... (Bense, 1995). Za ugotavljanje prisotnosti vrstne sestave kozličkov smo postavili križne pasti (»cross vane funnel trap«) s feromonom znamke GalloProtect 2D[®] (proizvajalec SEDQ, Španija) v smrekove in jelove sestoje, pasti pa smo praznili in menjali feromone enkrat na mesec od začetka maja do konca oktobra 2013. Ulov smo analizirali na Biotehniški fakulteti, Oddelku za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, laboratorij LEŠ – entomologija.

Praktično vzorčenje je potekalo na raziskovalnih objektih. Na vsakem izmed izbranih GGO Tolmin, Postojna in Novo mesto so bili najprej izbrani po trije tipi sestojev, v katerih so kot glavne drevesne vrste prevladovali smreka, jelka oz. bukev. V vsakem izmed sestojnih tipov so bile izbrane po tri krožne ploskve s premerom 70 metrov (trojčki, sestavljeni iz po treh ploskev), pri čemer je bila vsaka izmed njih izpostavljena drugačnemu tipu sečnje (Preglednica 1)

Tehnično je spremljanje potekalo v 14-dnevnih intervalih med 7. in 12. uro dopoldne. V tem času smo načrtno pregledovali lesne enote znotraj posameznih ploskev, pri čemer lesna enota predstavlja prostorsko oz. volumensko celoto odmrlega ali požaganega lesa v gozdu (npr. panj, skladovnica drv ipd.). Vsaki lesni enoti smo pripisali še prevladujočo drevesno vrsto.

Preglednica 1: Sistem ploskev za proučitev vpliva intenzivnosti sečnje na biotsko raznovrstnost hroščev
Table 1: System of plots for investigation of the impact of felling intensity on the biodiversity of beetles

Tip sestoj	GGO Tolmin	GGO Postojna	GGO N. mesto	Skupaj ploskev
Bukev	3 ploskve; int. sečnje v % glede na LZ 0 % (kontrola), 50 %, 100 %	3 ploskve; int. sečnje v % glede na LZ 0 % (kontrola), 50 %, 100 %	3 ploskve; int. sečnje v % glede na LZ 0 % (kontrola), 50 %, 100 %	9
Jelka	3 ploskve; int. sečnje v % glede na LZ 0 % (kontrola), 50 %, 100 %	3 ploskve; int. sečnje v % glede na LZ 0 % (kontrola), 50 %, 100 %	3 ploskve; int. sečnje v % glede na LZ 0 % (kontrola), 50 %, 100 %	9
Smreka	3 ploskve; int. sečnje v % glede na LZ 0 % (kontrola), 50 %, 100 %	3 ploskve; int. sečnje v % glede na LZ 0 % (kontrola), 50 %, 100 %	3 ploskve; int. sečnje v % glede na LZ 0 % (kontrola), 50 %, 100 %	9
Skupaj ploskev	9	9	9	27

Pred spremljanjem so bile na vseh ploskvah opravljene meritve, ki so obsegale izmero žive in mrtve biomase in izračun ustreznih gostot (lesna zaloga, lesna zaloga po drevesnih vrstah, količina mrtvega lesa itn.).

Vplivi prometnic

Kratek čas trajanja raziskave in omejena finančna sredstva niso dovoljevala izvedbe samostojnega poskusa. Ker pa bi celo poskus, opravljen v idealnih razmerah težko omogočal jasno razločevanje med vplivi sečnje, obstoja prometnic in spravila lesa na samo populacijo hroščev, smo vpliv prometnice proučili z upoštevanjem naslednje hipoteze: če so vplivi sečnje in dejavnosti transporta na populacijo uničujoči, osebkovi na teh lokacijah v času trajanja dejavnosti in zatem ne bi smeli biti prisotni, kolikor pa temu ni tako, bi osebkovi na teh lokacijah morali obstajati. Posledično smo poleg vzorčenja na osemnajstih ploskvah na GGO Tolmin, Postojna in Novo mesto stanje spremljali še v GGO Murska Sobota. Ploskve so bile izbrane v habitatih škrlatnega kukuja (*C. cinnaberinus*) in rogača (*L. cervus*), in sicer tam, kjer sta v prejšnjih letih na lokacijah potekala intenzivna sečnja in spravilo lesa.

Spremljanje je trajalo od 5. 6. do 10. 7. leta 2013 na desetih parnih lokacijah; od teh na desetih lokacijah, kjer je bila v prejšnjih letih opravljena sečnja, in na desetih lokacijah, kjer ni bilo opravljenih ukrepov. Na vsako lokacijo smo postavili po eno prestrežno past, ki smo jo pregledali po tridesetih dneh.

Vplivi požarov

Na območju Sežane so bila izbrana tri pogorišča različne starosti (1, 2.5, 3 leta). Na vsakem smo izbrali ploskve, velikosti 20 x 20 metrov, pri vsakem vzorčenju (tri vzorčenja) smo na petih naključno izbranih drevesih črnega bora (*P. nigra*) odstranili skorjo, velikosti 50 x 50 cm, ter nabrali prisotno entomofavno. Analiza ulova je bila opravljena na Biotehniški fakulteti, Oddelku za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, laboratorij LEŠ – entomologija. Kot mero raznovrstnosti smo uporabili Shannon-Wienerjev indeks.

2.2 Indeksi biodiverzitete

2.2 Biodiversity indices

Biotsko raznovrstnost entomofavne smo na ravni plokev ugotavljali s Shannon-Wienerjevimi raznovrstnimi indeksi ter s Sørensenovim koeficientom.

Za proučitev α -raznovrstnosti, ki predstavlja število vrst znotraj manjšega, relativno homogenega območja in jo po navadi izražamo s številom vrst na poljubno izbranim območju, smo uporabili Shannonov indeks oziroma Shannon – Wienerjev indeks, ki je najbolj razširjena mera za raznovrstnost. Z njim je mogoče pojasniti vrstno pestrost v območju ali neki skupnosti, pri čemer višja vrednost indeksa pomeni tudi večjo pestrost. Funkcijska vrednost indeksa je enaka nič, če je v vzorcu ena sama vrsta, največja vrednost pa je dosežena, če je vsaka izmed S-vrst zastopana z enakim številom osebkov. Vrednosti indeksa se gibljejo v intervalu od 0,0 do 5,0. Po navadi so vrednosti od 1,5 do 3,5 ter le redko dosežejo vrednost 4,5 (Kocatas, 1992, povzeto po Türkmen in Kazanci, 2010). Vrednosti nad 3 kažejo, da je struktura nekega habitata stabilna in uravnotežena, vrednosti pod 1 pa kažejo na vrstno degradacijo habitata.

$$H = - \sum p_i \cdot \ln(p_i) \text{ oziroma } - \sum \left[\frac{n_i}{N} \right] \cdot \frac{\ln n_i}{N} \quad [1]$$

H Shannonov indeks raznovrstnosti

n_i število osebkov i-te vrste

N skupno število osebkov

p_i delež določene vrste v vzorcu

Drugi tip β -raznovrstnost omogoča ugotavljanje razlik v vrstni sestavi habitatov. Sørensenov (Czehanowski) koeficient meri vrstno podobnost med združbami, pri čemer daje večji pomen prisotnosti skupnim vrstam (Krebs, 1998). Vrednost tega koeficienta znaša 1, če se v obeh habitatih pojavljajo iste vrste, in 0, če je vrstna sestava popolnoma različna.

$$QS = \frac{2c}{a+b} \quad [2]$$

a število vrst v habitatu 1

b število vrst v habitatu 2

c število skupnih vrst v habitatu 1 in 2

3 REZULTATI

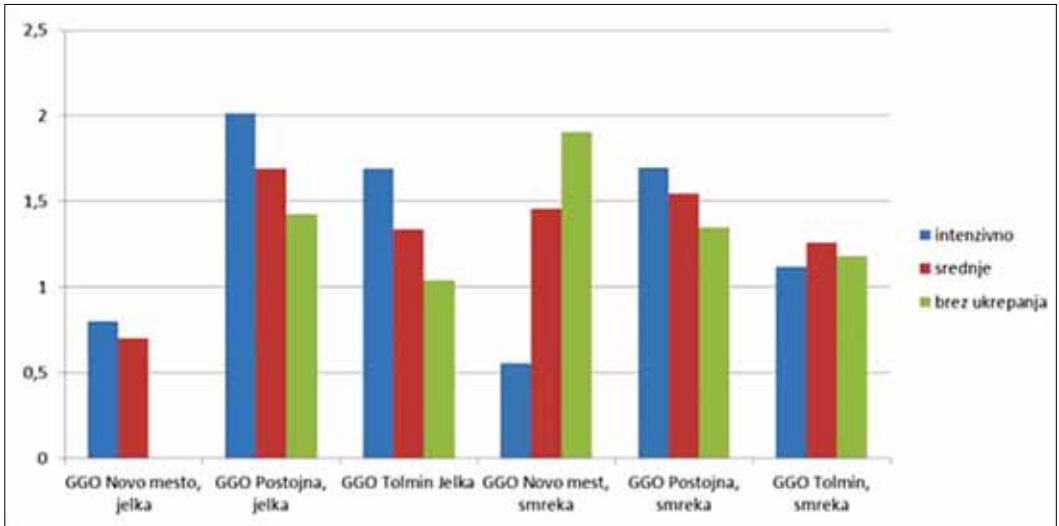
3 RESULTS

Vplivi intenzivnosti gospodarjenja

Slika 1 prikazuje Shannon–Wienerjev indeks (α -diverzitetu kozličkov) v smrekovih in jelovih sestojih, v treh GGO na ploskvah z različno jakostjo ukrepanja.

spreminja tako glede na jakost sečnje, pa tudi glede na lokacijo. Vrednost indeksa je povsod nad vrednostjo 1, razen lokacije GGO Novo mesto na ploskvi z opravljenim 100 % posekom.

Preglednica 2 prikazuje Sorensonove (Czechanowski) koeficiente za posamezne habitate v smrekovih in jelovih sestojev v vseh treh GGO.



Slika 1: Shannonov indeks biotske raznovrstnosti kozličkov (Cerambycidae) po lokacijah in na jakost sečnje
Figure 1: Shannon index of biodiversity of Cerambycidae according to location and intensity of felling

V jelovih sestojih (*Abies alba*) je bila biotska raznovrstnost največja v sestojih, kjer je bil opravljen 100 % posek dreves. Vrednosti indeksov so na lokacijah GGO Tolmin in Postojna, ne glede na opravljeni ukrep, nad vrednostjo 1, na lokaciji Novo mesto pa so vrednosti indeksa pri vseh ukrepih pod vrednostjo 1, kar kaže na majhno vrstno biotsko raznovrstnost na tem območju oz. degradacijo strukture habitata. V smrekovih sestojih pa se vrednost Shannonovega indeksa

Habitat 1 predstavlja smrekov ali jelov sestoj, kjer je bila intenzivna jakost sečnje, habitat 2, kjer je bila srednja jakost sečnje, in habitat 3, smrekov ali jelov sestoj, kjer ni bilo poseka, ločeno po lokacijah.

Na območju GGO Postojna je vrstna podobnost največja v sestoju jelke, in sicer na ploskvah, kjer sta bili intenzivna in srednja jakost sečnje, podobnost vrst, ki se pojavljajo tu, znaša 77,7 %. Največje razlike so v smrekovem sestoju na ploskvah z

Preglednica 2: Vrednosti Sorensonovega koeficienta za habitate na GGO Postojna, Tolmin in Novo mesto po sečnji
Table 2: The value of Sorensen coefficient for habitats on locations Postojna, Tolmin and Novo mesto after felling

	Postojna	Postojna	Tolmin	Tolmin	Novo mesto	Novo mesto
	smreka	jelka	smreka	jelka	smreka	jelka
habitat 1: habitat 2	0,571	0,777	0,470	0,762	0,400	0,400
habitat 1: habitat 3	0,600	0,769	0,500	0,353	0,000	0,000
habitat 2: habitat 3	0,666	0,615	0,353	0,600	0,461	0,666

Habitat 1 = sestoj, kjer je bila intenzivna jakost sečnje; habitat 2 = srednja jakost sečnje; habitat 3 = ni bilo poseka

intenzivno in srednjo jakostjo sečnje, vendar je tudi tu podobnost kar 57 %.

Na lokaciji GGO Tolmin pa so večje razlike v vrstni sestavi kozličkov med posameznimi habitati. V smrekovem sestoji je najmanjša podobnost med vrstami kozličkov na ploskvah s srednjo jakostjo sečnje in kontrolo, delež enakih vrst znaša zgolj 35 %. V sestoji bele jelke so največje razlike v vrstni sestavi kozličkov na ploskvah z intenzivno jakostjo sečnje in kontrolo, podobnost vrst tudi tu znaša 35 %.

Tudi na lokaciji GGO Novo mesto so precej velike razlike v vrstni sestavi med sestoji, pa tudi glede na opravljene ukrep. Tako v jelovem in smrekovem sestoji na ploskvah z intenzivno sečnjo in kontrolo ni bilo najdenih enakih vrst kozličkov, sama vrstna pestrost v tem GGO pa je bila v primerjavi z drugima dvema zelo majhna.

Preglednica 3 prikazuje delež (%) najdb bukovega kozlička (*M. funereus*) na ploskvah, izpostavljenih gojitvenim režimom na posameznih območjih.

Največji delež bukovega kozlička je bil na lokaciji GGO Tolmin, in sicer kar 84 %, na GGO Novo mesto vrste nismo našli. V GGO Tolmin smo 69 % osebkov našli v sestoji, kjer je bila glavna drevesna vrsta jelka, in tam, kjer je bila opravljena sečnja, kar je pričakovano, saj poškodovana drevesa, panji in sečni ostanki izločajo semiokemične snovi, ki privabljajo predstavnike te vrste.

Kljub intenzivnemu iskanju pa alpskega kozlička (*R. alpina*) nismo našli, razen enega osebkov, ki je bil opažen na panju bukve na lokaciji GGO Novo mesto.

Spremljanje škrlatnega kukuja (*C. cinnabarinus*) in rogača (*L. cervus*) na GGO Murska Sobota ni dalo zelenih rezultatov. Na območju raziskave namreč nismo našli škrlatnega kukuja, morebitni vzrok temu lahko iščemo v času izvajanja spremljanja, saj je bilo le-to prepozno in smo tako zamudili čas rojenja te vrste. Spremljanje v času rojenja ni bilo mogoče, saj je območje poplavila reka Mura. Na omenjeni lokaciji smo našli dva primerka samic rogača, in sicer enega na ploskvi, kjer je bila v preteklosti opravljena sečnja, drugega pa na ploskvi, kjer ni bil izveden nikakršen gozdnogospodarski ukrep.

Preglednica 4 (skupaj s preglednico 5) kaže različne kombinacije odvisnosti med številom hroščev (kozličkov, podlubnikov) in številom panjev (svežih, vseh). V preglednici 5 sta izračunana Pearsonov koeficient korelacije in stopnja tveganja (p), torej ali je povezava statistično značilna. Bolj značilna je korelacija med številom panjev na ploskvi in številom kozličkov kot med številom panjev in podlubnikov; prva povezava je tudi bolj linearna. Rezultati kažejo, da se število hroščev veča z intenzivnostjo gospodarjenja (več panjev). Pozitivna, razmeroma visoka in statistično signifikantna je tudi večina prikazanih korelacij.

Vplivi požarov

Slika 3 prikazuje gibanje Shannon-Wienerjevega indeksa biotske raznovrstnosti subkortikalne favne na treh požariščih skozi čas, torej požariščih starosti 1., 2.5, in 3 leta. Najvišji indeks biotske raznovrstnosti subkortikalne entomofavne smo ugotovili na najmlajšem pogorišču, s starostjo

Preglednica 3: Delež najdb bukovega kozlička glede na lokacijo, glavno drevesno vrsto v sestoji in jakostjo sečnje
Table 3: The proportion of finds of the Morimus funereus species according to location, main tree species in the stand and intensity of felling

Jakost sečnje	Lokacija in glavna drevesna vrsta v sestoji								
	GGO Tolmin			GGO Postojna			GGO Novo mesto		
	SM	JE	BU	SM	JE	BU	SM	JE	BU
brez	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
srednja	6,3	18,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
močna	9,4	50,0	0,0	9,4	0,0	6,3	0,0	0,0	0,0
Σ	15,7	68,7	0,0	9,4	0,0	6,3	0,0	0,0	0,0

Preglednica 4: Število osebkov iz družine kozličkov (Cerambycidae) in število panjev v odvisnosti od intenzivnosti ukrepa in sestojnega tipa

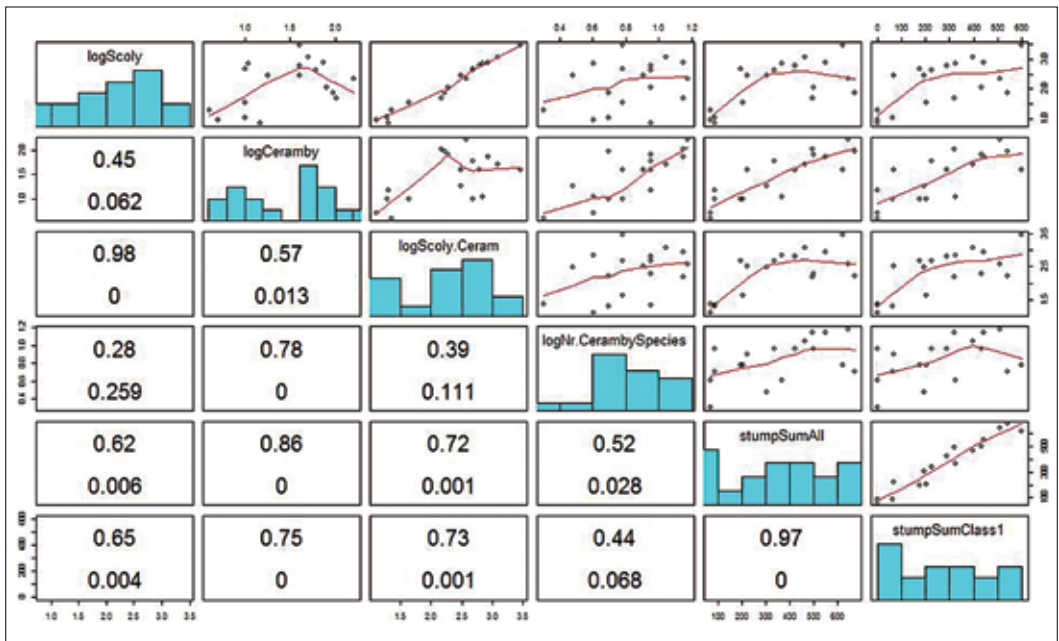
Table 4: Number of specimens from Cerambycidae family and number of stumps depending on the intensity of action and stand type

Ukrep	GGO Novo mesto			
	jelka		smreka	
	Cerambycidae [št.]	Sveži panji [št./ha]	Cerambycidae [št.]	Sveži panji [št./ha]
100	10	325	39	600
50	17	195	9	175
kontrolna	3	0	14	0
ukrep	GGO Postojna			
	jelka		smreka	
	Cerambycidae [št.]	Sveži panji [št./ha]	Cerambycidae [št.]	Sveži panji [št./ha]
100	50	398	73	440
50	60	225	39	290
kontrolna	9	202	39	67
ukrep	GGO Tolmin			
	jelka		smreka	
	Cerambycidae [št.]	Sveži panji [št./ha]	Cerambycidae [št.]	Sveži panji [št./ha]
100	162	510	94	540
50	80	434	102	318
kontrolna	4	0	9	66

Preglednica 5: Povezanost med pari spremenljivk

Table 5: Correlations between variables

Relacija	Koeficient korelacije	Stopnja tveganja
Št. vseh osebkov iz družine kozličkov – št. vseh panjev	0,86	< 0.001
Št. vseh osebkov iz družine kozličkov – št. svežih panjev	0,75	< 0.001
Št. vrst kozličkov – št. vseh panjev	0,44	0,068
Št. vrst kozličkov – št. vseh panjev	0,52	0,028
Št. osebkov iz poddružine podlubnikov in število osebkov iz družine kozličkov – št. vseh panjev	0,72	< 0.001
Št. osebkov iz poddružine podlubnikov in število osebkov iz družine kozličkov – št. svežih panjev	0,73	< 0.001
Št. osebkov iz poddružine podlubnikov – št. svežih panjev	0,65	0,004
Št. osebkov iz poddružine podlubnikov – št. vseh panjev	0,62	0,006

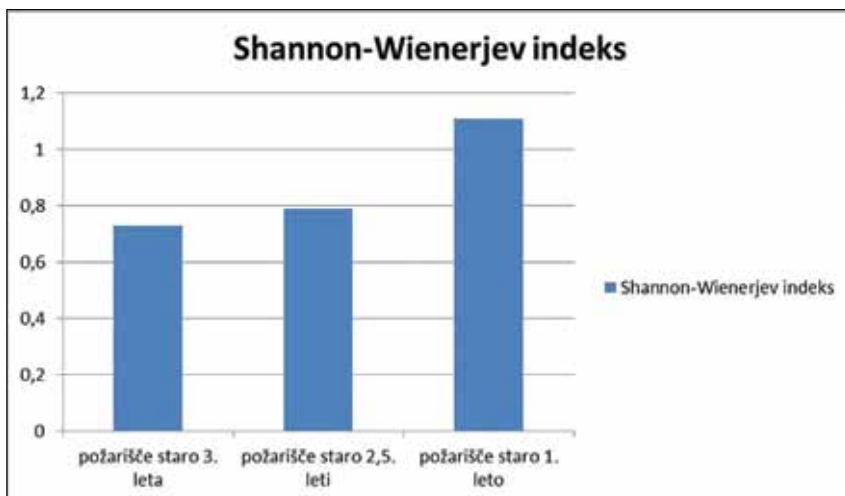


Slika 2: Korelacijske odvisnosti med številom hroščev (podlubniki, kozlički) in številom panjev (vseh, svežih)
 Figure 2: Correlation dependence between the number of beetles (Scolytinae, Cerambycidae) and the number of stumps (all, fresh)

pogorišč pa se vrednost indeksa zmanjšuje. Praktično to pomeni, da so sveže poškodovana drevesa (v tem primeru črnega bora) najustreznejši habitat subkortikalnih vrst žuželk, s staranjem substrata pa se ustreznost habitatov zmanjšuje (slika 3).

4 RAZPRAVA IN ZAKLJUČKI 4 DISCUSSION AND CONCLUSIONS

V jelovih sestojih smo s Shannon-Wienerjevim indeksom ugotovili, da je biotska raznovrstnost največja v tistih sestojih, kjer je bil opravljen 100 %



Slika 3: Shannon-Wienerjev indeks raznovrstnosti subkortikalne entomofaune na pogoriščih različne starosti
 Figure 3: Shannon-Wiener index of diversity of the subcortical entomofauna on the burnt areas of different ages

posek dreves. Vrednosti indeksov na lokacijah GGO Tolmin in Postojna, ne glede na opravljeni ukrep, so nad vrednostjo 1, na lokaciji Novo mesto pa so vrednosti indeksa pri vseh ukrepih manjše od 1, kar kaže na majhno vrstno biotsko raznovrstnost na tem območju oz degradacijo strukture habitata.

V smrekovih sestojih je vrednost Shannonovega indeksa odvisna od jakosti sečnje pa tudi od lokacije. Vrednost indeksa je povsod nad vrednostjo 1, razen lokacije GGO Novo mesto na ploskvi z opravljenim 100 % posekom (slika 1). Vzrok manjše vrstne biotske raznovrstnosti na lokaciji Novo mesto je verjetno v manjših količinah odmrlega lesa na tem območju.

Biotska raznovrstnost je bila na splošno večja na ploskvah, kjer je bila večja jakost sečnje. Vzrok temu so semiokemične snovi, ki jih v večjih količinah oddajajo poškodovana drevesa in sečni ostanki, ki privabljajo lesne hrošče. Poleg same količine ter strukture mrtve mase na prisotnost saproksilov zelo vpliva tudi osvetljenost, posledično pa temperaturne razmere. Raziskave na Švedskem (Jonsell in sod., 1998) so pokazale, da daje približno 24 % saproksilnih vrst, ki so uvrščene na rdeči seznam ogroženih vrst, prednost mestom, ki so izpostavljena sončnemu obsevanju, medtem ko le 9 % bolj ustrezajo senčne lege, 35 % vrst je bilo neobčutljivih glede svetlobnih razmer, za preostale pa preferenca ni bila ugotovljena.

Kaila in sod. (1997) so ugotavljali vrstno sestavo saproksilnih hroščev v borealnih gozdovih, in sicer na lokacijah, kjer je bil narejen golosek in so pustili del mrtve mase, in v zrelih gozdovih z določeno količino mrtve mase. Med lokacijami ni bilo razlike v številčnosti ulovljenih osebkov. Zanimivo pa je, da so nekaj ogroženih vrst hroščev našli samo na lokacijah, kjer je bil narejen golosek. Avtorji ugotavljajo, da je mrtvo drevje, ki ga pustimo na sečiščih, primeren življenjski prostor za generaliste pa tudi za vrste, vezane na sončne in toplejše predele in kot takšne težko preživijo v zaprtih gozdovih. Narava tudi sama z motnjami (ogelj, vetrolomi, snegolomi ...) ustvarja razmere za njihovo preživetje v negospodarjenih gozdovih.

Na Finskem je Similä s sod. (2003) raziskoval biotsko raznovrstnost saproksilnih hroščev v gospodarjenih in negospodarjenih gozdovih.

Ugotovili so, da ni statistično značilnih razlik v vrstni pestrosti med gospodarjenimi in negospodarjenimi gozdovi. Kot pomemben ukrep za obstoj vrst pa avtorji navajajo stalno kontinuiteto in raznovrstnost mrtvega lesa v gospodarjenih gozdovih.

Tudi kombinacije odvisnosti med številom hroščev (kozličkov, podlubnikov) in številom panjev (svežih, vseh) kažejo, da se število hroščev večja z intenzivnostjo gospodarjenja. Pozitivna, razmeroma visoka in statistično signifikantna je tudi večina prikazanih povezav.

Na naših lokacijah je vrstna podobnost največja med ploskvami v postojnskih jelovih sestojih, kjer dosega vrednost od 0,61 do 0,77 in najmanjša na novomeških, kjer je vrednost indeksa od 0 do 0,66. Na tem območju npr. v jelovih in smrekovih sestojih med kontrolnimi ploskvami in med ploskvami, ki so bile izpostavljene najmočnejši sečnji, ni nobene podobnosti. Večje razlike v vrstni sestavi med posameznimi habitati so na ploskvah v GGO Tolmin. V smrekovih sestojih je najmanjša podobnost med vrstami kozličkov zaznana na ploskvah s srednjo jakostjo sečnje in kontrolo (delež enakih vrst znaša zgolj 35 %). V jelovih sestojih so največje razlike v vrstni sestavi kozličkov na ploskvah z intenzivno jakostjo sečnje in kontrolo, v katerih podobnost vrst tudi znaša 35 %.

Poudariti je treba, da naša raziskava prikazuje biotsko raznovrstnost kozličkov na treh lokacijah v obdobju spremljave enega leta. Za boljše rezultate bi bilo vsekakor treba raziskavo opraviti na več lokacijah ter spremljati samo biotsko raznovrstnost na posameznih lokacijah več kot eno leto. Tako bi dobili vpogled v spreminjanje biotske raznovrstnosti v odvisnosti od časa, torej bi lahko odgovorili na vprašanje, kako se spreminja biotska raznovrstnost glede na časovno obdobje, ko je bil opravljen ukrep.

Največji delež bukovega kozlička je bil najden na ploskvah v GGO Tolmin, in sicer 84 %, na GGO Novo mesto vrste nismo našli. V GGO Tolmin smo 59 % osebkov našli v sestojih, kjer je bila glavna drevesna vrsta jelka, in tam, kjer je bila opravljena sečnja, kar je pričakovano, saj poškodovana drevesa, panji in sečni ostanki izločajo semiokemične snovi, ki privabljajo pred-

stavnik te vrste (preglednica 3). Koch (1989) je ugotovil, da imago bukovega kozlička privablja odmrli ležeča in stoječa debela različnih drevesnih vrst (*Fagus sylvatica*, *Quercus* spp., *Populus* spp., *Castanea sativa* in *Abies alba*), njegove ličinke pa smo našli tudi v sadnem drevju (*Malus* spp., *Prunus* spp.), jelši (*Alnus* spp.), belem gabru (*Carpinus betulus*), javorju (*Acer* spp.), tisi (*Taxus baccata*), brezi (*Betula* spp.), jesenu (*Fraxinus* spp.), divjem kostanju (*Aesculus hippocastanum*), orehu (*Juglans regia*), brestu (*Ulmus* spp.), boru (*Pinus* spp.), vrbi (*Salix* spp.) in lipi (*Tilia* spp.) (Juilerat in Vogeli, 2004).

Glede vpliva prometnic in gozdarske dejavnosti velja zapisati, da je na vseh ploskvah potekalo intenzivno spravilo. Na GGO Tolmin, npr., je bila opravljena kombinirana strojna sečnja. Kot pričajo številke, transport ni ogrozil populacije hroščev. Za razliko od spremljanja kozličkov na pravkar predstavljenih lokacijah, škrlatnega kukuja (*C. cinnaberinus*) na območju Murske šume (GGO M. Sobota) ni bil uspešen, čeprav naj bi bile lokacije primerne za habitat (glej karto potencialnih arealov: Vrezec s sod. 2014). Pomemben razlog, da vrste ni bilo mogoče potrditi na tem območju, je bil zamujen čas rojenja. Schlaghamersky in sod. (2008) so v raziskavi na Češkem ugotovili višek letalne aktivnosti, ki je med drugo polovico aprila in drugo polovico maja. Zaradi iskanja primernih lokacij in tudi zaradi poplavljenosti terena prej spremljanje ni bilo mogoče izvesti. Je pa bil na lokacijah opažen rogač (*L. cervus*); po eno samico smo našli na ploskvi, na kateri so v prejšnjih letih zelo sekali, in na ploskvi, na kateri ni bilo opravljenih ukrepov.

Gibanje Shannon-Wienerjevega indeksa biotske raznovrstnosti subkortikalne favne na treh požariščih skozi čas je pokazal, da je najvišji indeks biotske raznovrstnosti subkortikalne entomofavne na najmlajšem pogorišču, s starostjo pogorišč pa se vrednost indeksa zmanjšuje. Sveže poškodovana drevesa (v tem primeru črnega bora) so najustreznejši habitat subkortikalnih vrst žuželk, s staranjem substrata pa se ustreznost habitatov zmanjšuje (slika 3). Tudi raziskava, ki je bila opravljena v južnem delu Švice, je pokazala, da je bila biotska raznovrstnost žuželk večja na požariščih, kot na območjih, ki

jih nikoli ni prizadel požar. Ugotovili so pozitivni vpliv požarov na biotsko raznovrstnost hroščev iz družin Carabidae, Cerambycidae, Lucanidae, Buprestidae, negativni vpliv pa se je kazal samo pri biotski raznovrstnosti hroščev iz družine Curculionidae (Moretti in sod., 2004).

Ugotovili smo primarne in sekundarne saproksilne vrste žuželk, ki so značilne za območje skorje in beljave, izjemoma smo našli vrste, ki naseljujejo globlje plasti lesa. To so vrste, ki v določenih razvojnih fazah potrebujejo habitate z dovolj vlažnosti in hranil v ličju in beljavi; to je drevje sveže opožarjenih sestojev. Drevje na starejših požariščih izgublja omenjene trofične osnove za primarne in sekundarne saproksile in so dlje časa izpostavljeni plenilcem, svojim naravnim sovražnikom in zajedavcem. Zato se s starostjo požarišča zmanjšuje številčnost in pestrost populacij primarnih in sekundarnih saproksilov, povečuje pa se pestrost populacij terciarnih saproksilov (glive in bakterije).

Vsekakor je vrstna pestrost in številčnost primarnih in sekundarnih saproksilov odvisna od jakosti opožarjenosti sestojev; raziskava vpliva jakosti požarov na pestrost primarnih in sekundarnih saproksilov ni bila zajeta v raziskavo.

Na samo biotsko raznovrstnost na nekem območju vplivajo številni dejavniki, npr. količina in struktura mrtvega lesa, osvetljenost, temperaturne razmere, drevesna sestava, razvojne faze ipd. V konkretnih razmerah smo dobili rezultate, na temelju katerih lahko ugotovimo naslednje zaključke:

- Biotska raznovrstnost je večja na ploskvah, kjer je bila večja jakost sečnje. Poškodovana drevesa in sečni ostanki oddajajo semiokemične snovi, ki privablja lesne hrošče.
- Bukov kozliček je pogostejši na ploskvah, kjer je bila opravljena sečnja. Semiokemične snovi, ki jih izločajo poškodovana drevesa, panji in sečni ostanki, delujejo privabljajno.
- Gozdne prometnice in gozdarska dejavnost niso vplivale na prisotnost hroščev.
- Biotska raznovrstnost subkortikalne entomofavne je največja na najmlajšem pogorišču. S staranjem požarišč se zmanjšuje ustreznost habitatov, zato je biotska raznovrstnost manjša.

6 SUMMARY

Forest management comprises actions stimulating one or more forest functions. Individual tasks in the forest can change the factors of the inanimate nature (local microclimate in the stands, structure and composition of soil, water capacity etc.) and thus affect the susceptibility of the forest to abiotic damages and disturbances. The impact of management on the factors of animate nature (genetic structure of forest, innerspecies and interspecies relations in animal and plant associations etc.) also plays an important role.

In our research we encompassed impacts of some forestry actions on the selected saproxylic insects. Biodiversity of species in the longhorn beetle family (Cerambycidae) is shown by the biodiversity indices calculated using data recorded on plots in three GGO (FMR – forest management regions) (Novo mesto, Postojna, Tolmin) which were exposed to various impacts, e.g. various felling intensities (100 % felling of growing stock, 50 % felling of growing stock, 0 % felling of growing stock) and wood harvesting. We selected 3 plots in spruce and 3 plots in fir stands in every GGO (FMR); different felling intensity was performed on every plot. We set a cross vane funnel trap with the GalloProtect 2D[®] pheromone in the middle of every plot, emptying the traps and change of pheromones took place 1x per month from May to October 2013 and the catch was analyzed at Biotechnical faculty, Department for Forestry and Renewable Resources, laboratory LEŠ - entomology. Biodiversity was generally higher on the plots where larger felling intensity was performed. This is caused by semiochemical substances emitted in larger amounts by damaged trees and felling debris that represent attractants for wood-boring beetles. In addition to the quantity and structure of dead biomass the presence of saproxyles is strongly affected by insolation and, consequently, temperature conditions. Also combinations of dependence between the number of beetles (longhorn beetles, bark beetles) and the number of stumps (fresh, all) show that the number of beetles increases with the intensity of management. Positive, relatively high and statistically significant is also the majority of correlations.

The central study object were NATURA 2000 species *Morimus funereus* (Mulsant, 1863) – beech beetle, *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) – Alpine goatling, *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) – stag beetle and *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) – scarlet beetle. Monitoring of beech beetle and Alpine goatling took place in GGO (FMR) Tolmin, Postojna and Novo mesto in three stand types where spruce, fir or beech prevailed as the main tree species. Three circular plots with the diameter of 70 m (triplets composed of three plots each) were selected in every of these stand types, whereby every one of them was exposed to a different type of felling (Table 1). Monitoring was technically carried out in 144carried out in 14-day intervals between 7 and 12 am with planned inspection of wood units within an individual plot. The highest share of beech beetle was found on location GGO (FMR) Tolmin namely 84%; in GGO (FMR) Novo mesto the species was not found. In GGO (FMR) Tolmin we found 69 % of specimens in the stand where fir was the predominant tree species and there, where the felling had been carried out; this was expected since damaged trees, stumps and felling debris excrete semiochemical substances which attract specimens of this species.

Despite intense search we did not find Alpine goatling (*R. alpina*) except for one specimen observed on a beech stump on location GGO (FMR) Novo mesto.

As opposed to monitoring of longhorn beetles, monitoring of scarlet beetle (*C. cinnaberinus*) in the Murska šuma (GGO (FMR) M. Sobota) area was not successful, since we did not find the species, although the locations were considered appropriate for its habitat. In this area we selected 10 even locations, that is to say 10 locations where no felling had been carried out in the past and 10 locations with felling carried out. We had set one interception trap we checked after 30 days. An important reason we could not confirm the presence of this species in this area was our being late for the swarming taking place between the second half of April and the second half of May, but monitoring could not have been carried out due to flooding of the terrain. However, stag beetle (*L. cervus*) was

observed on locations; one female was found on the plot where considerable fellings had been carried out and one female on the plot where no actions had been performed.

We also dealt with impact of fires on subcortical beetle fauna; we selected three burnt areas of different ages (1, 2.5, 3 years) in the Sežana area. On every burnt area we selected plots sized 20 x 20 m, at every sampling (3 samplings) we removed the bark sized 50 x 50 cm from five accidentally selected black pine trees (*P. nigra*) collected the present entomofauna. Analysis of the catch was carried out at Biotechnical Faculty, Department for Forestry and Renewable Resources, laboratory LEŠ – entomology. We used Shannon-Wiener diversity index as diversity measure. Trends of Shannon-Wiener index of subcortical fauna biodiversity on three brand areas through time showed that the subcortical entomofauna biodiversity index is the highest on the newest brand area and the index value decreases with the increasing age of the brand areas. The freshly damaged trees (in this case black pine trees) are the most appropriate habitat of subcortical insect species and the appropriateness of the habitats decreases with the substrate aging.

7 VIRI:

7 REFERENCES:

- Althoff, J., Danielevsky, M. L., 1997. A check-list of Longicorn Beetles (Coleoptera, Cerambycoidea) of Europe. Ljubljana, Slov. entomol. Druš. Štefana Michielija: 64 str.
- Bense, U., 1995. Longhorn Beetles. Illustrated key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe. Weikersheim: 512 str.
- Breljih, S., 2001. Hrošči (Coleoptera). V: Raziskava razširjenosti evropsko pomembnih vrst v Sloveniji. Kryštufek B., Kotarac M. (ur.). Končno poročilo, Prirodoslovnih muzej Slovenije: 250–280.
- Breljih, S., Drovenik, B., Pirnat, A., 2006. Gradivo za favno hroščev (Coleoptera) Slovenije. 2. prispevek: Polyphaga: Chrysomeloidea (=Phytophaga): Cerambycidae. Scopolia 58: 442 str.
- Colleti, N. G., 2000. Effects of three short rotation prescribed fires in spring on surface-active arthropods in dry sclerophyll eucalypt forest of west-central Victoria. Australian Forestry, 62, 4: 295–306.
- Davies, Z. G., Tyler, C., Steward, G. B., Pullin, A. S., 2008. Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. Biodiversity Conservation, 12: 209–234.
- Desprez-Loustau, M. L., Wagner, K., 1997. Influence of silvicultural practices on twisting rust infection and damage in maritime pine, as related to growth. Forest Ecology and Management, 98: 135–147.
- Duffy, E. A. J., 1953. A monograph of the immature stages of British and imported timber beetles (Cerambycidae). British Museum of National history: 350 str.
- Eforwood, 2010. Forest stands management and vulnerability to biotic and abiotic hazards. Project no. 518128. Tools for Sustainability Impact Assessment, Instrument: IP, Thematic Priority: 6.3 Global Change and Ecosystems: 88 str.
- Ehnström, B., Långström, B., Hellqvist, C., 1995. Insects in burned forests-forest protection and faunal conservation (preliminary results). Entomologica Fennica, 6: 109–117.
- Ferlin, F., Kraigher, H., Veselič, Ž., Golob, A., Hlad, B., Černe, F., 2002. Strategija ohranjanja biotske raznovrstnosti v Sloveniji. Ljubljana, MOPE: 78 str.
- Fernández Fernández, M. M., 2006. Colonization of fire-damaged trees by *Ips sexdentatus* (Boerner) as related to the percentage of burnt crown. Entomologica Fennica, 17: 381–386.
- Fernandes, P. M., Loureiro, C., 2010. Handbook to Plan and Use Prescribed Burning in Europe. CITAB and Departamento de Ciências Florestais e Arquitectura Paisagista, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal: 37 str.
- Hanks, L. M., 1999. Influence of the larval host plant on reproduction strategies of cerambycid beetles. Annual Review of Entomology, 44: 483–505.
- Hiratsuka, Y., Langor, D. W., Crane, P. E., 1995. A field guide to forest insects and diseases of the Prairie provinces. Special report 3. Edmonton, Canadian Forest service: 297 str.
- Jactel, H., Nicoll, B. C., Branco, M., Gonzales-Olabarria, J. R., Grodzki, W., Långström, B., Moreira, F., Netherer, S., Orazio, C., Piou, D., Santos, H., Schelhaas, M. J., Tojic, K., Vodde, F., 2009. The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. Annales of Forest Science, 66: 1–18.
- Jonsell, M., Weslien, J., Ehnström, B., 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. Biodiversity and Conservation, 7: 749–764.
- Juillerat, L., Wögli, M., 2004. Gestion des vieux arbres et maintien des Coleopteres saproxyliques en zone urbaine et periurbaine. Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchatel.
- Jurc, M., 2001. Vpliv požarov na entomofavno – predvsem subkortikalno, v monokulturah črnega bora (*Pinus nigra* Arn.) na slovenskem Krasu. Zbornik gozdarstva in lesarstva, 66: 39–64.
- Jurc, M., 2004. Pomen saproksilnih hroščev ter njihovo ohranjanje v Sloveniji. V: Staro in debelo drevje v gozdu: zbornik referatov, XXII. Gozdarski študijski dnevi. Brus R. (ur.). Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 57–74.
- Jurc, M., Ogris, N., Pavlin, R., Borkovič, D., 2008. Forest as a habitat of saproxylic beetles on Natura 2000 sites in Slovenia. Revue d'écologie, 66: 53–66.
- JURC, M., 2011. Zdravje gozda. V: Gospodarjenje z gozdom

- za lastnike gozdov. Medved s sod. (ur). Ljubljana, Založba Kmečki glas: 144–160.
- Kaila, L., Martikainen, P., Punttila, P., 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation*, 6: 1–18.
- Koch, K., 1989. Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 1. Krefeld, Goecke & Evers Verlag.
- Krebs, C. J., 1998. Ecological methodology. 2nd edition. Addison – Wesley Educational Publishers, Inc.: 620 str.
- Kryštufek, B., Bedjanič, M., Breljih, S., Budina, N., Gomboc, S., Grobelnik, V., Kotarac, M., Lešnik, A., Lipej, L., Martinčič, A., Pobjoljšaj, K., Povž, M., Rebušek, F., Šalamun, A., Tome, S., Trontelj, P., Wraber, T. 2001. Raziskava razširjenosti evropsko pomembnih vrst v Sloveniji. Ljubljana, Prirodoslovni muzej Slovenije, MOP: 683 str.
- Lawrence, J. F., 1982. Coleoptera. In *Synopsis and Classification of Living Organisms*, Vol 2.: 482–553.
- Linsley, E. G., 1959. Ecology of Cerambycidae. *Annual Review of Entomology*, 4: 99–138.
- Linsley, E. G., 1961. The Cerambycidae of North America. Part I. Introduction. University of California Publications in Entomology, 18: 1–97.
- Lucht, W. H., 1987. Die Käfer Mitteleuropas – Katalog. Krefeld, Goecke & Evers Verlag.
- Moretti, M., Obrist, M., Duelli, P., 2004. Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. *Ecography*, 27 (2): 173–186.
- Mršič, N., 1997. Biotska raznovrstnost v Sloveniji. Slovenija »vroča točka« Evrope. Ljubljana, MOP. Uprava RS za varstvo narave: 129 str.
- Odum, E., 1971. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia, London, Toronto W.B. Saunders Co.:574 s.
- Poda, N., 1761. *Insecta Musei Graecensis, quae in ordines, genera et species juxta Systema Naturae Caroli Linnaei digessit Nicolaus Poda. Graecii*: 127 str.
- Punttila, P., Haila, Y., 1996. Colonisation of a burned forest by ants in the southern Finnish boreal forest. *Silva Fennica*, 30, 4: 421–435.
- Schlaghamersky, J., Manak, V., Čechovsky, P., 2008. On the mass occurrence of two rare saproxylic beetles, *Cucujus cinnaberinus* (Cucujidae) and *Dircaea australis* (Melandryidae), in south Moravian floodplain forests. *Review Ecology*, 63: 107–113.
- Schläpfer, F., Schmid, B., 1999. Ecosystem effects of biodiversity: a classification of hypotheses and exploration of empirical results. *Ecological Applications*, 9: 893–912.
- Scopoli, J. A., 1772. V. *Observationes zoologicae. Annus V., Historia-Natural V.*: 70–128.
- Siitonen, J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletin*, 49:11–41.
- Similä, M., Kouki, P., Martikainen, P., 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management*, 174: 365–381.
- Speight, M. C. D., 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Strasbourg, Council of Europe: 82 str.
- Trabaud, L., 1988. Dynamics after Fire of Sclerophyllous Plant Communities in the Mediterranean Basin. C.N.R.S./ C.E.P.E.L. Emberger B.P. 5051 - route de Mende 34033 - MONPELLIER Cedex France: 1–16.
- Türkmen, G., Kazancı, N., 2010. Applications of various biodiversity indices to benthic macroinvertebrate assemblages in streams of a national park in Turkey. *Review of Hydrobiology*, 3, 2: 111–125.
- Vrezec, A., Ambrožič, Š., Polak, S., Pirnat, A., Kapla, A., DENAC, D., 2009. Izvajanje spremljanja stanja populacij izbranih ciljnih vrst hroščev v letu 2008 in 2009 in zasnova spremljanja stanja populacij izbranih ciljnih vrst hroščev. *Carabus variolosus, Leptodirus hohenwartii, Lucanus cervus, Morimus funereus, Rosalia alpina, Bolbelasmus unicornis, Stephanopachys substriatus, Cucujus cinnaberinus, Rhysodes sulcatus*. Ljubljana, Nacionalni inštitut za biologijo:174 str.
- Vrezec, A., Kapla, A., Jurc, M., 2012. Prvi seznam tujerodnih vrst hroščev (Coleoptera) v Sloveniji. *Acta Entomologica Slovenica*, 20, 2: 157–178.
- Vrezec, A., De Groot, M., Kobler, A., Ambrožič, Š., Kapla, A., 2014. Ekološke značilnosti habitatov in potencialna razširjenost izbranih kvalifikacijskih gozdnih vrst hroščev (Coleoptera) v okviru omrežja NATURA 2000 v Sloveniji: prvi pristop z modeliranjem. *Gozdarski vestnik*, 10 (2014): 452–472.
- Walsh, K. D., Linit, M. J., 1985. Oviposition Biology of the Pine Sawyer, *Monochamus carolinensis* (Coleoptera: Cerambycidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 78,1: 81–85.
- Wermelinger, B., Duelli, B., Obrist, M. K., 2002. Dynamics of saproxylic beetles (Coleoptera) in windthrow areas in alpine spruce forests. *Forest Snow and Landscape Research*, 77, 1–2: 133–148.