

## Ekosistemska vloga, pomen in vplivi prostoživečih prežvekovalcev

### *Ecological Value, Importance and Impacts of Wild Ruminants*

Boštjan POKORNY<sup>1</sup>, Samar AL SAYEGH PETKOVŠEK<sup>2</sup>, Katarina FLAJŠMAN<sup>3</sup>

#### **Izvleček:**

Pokorny, B., Al Sayegh Petkovšek, S., Flajšman, K.: Ekosistemska vloga, pomen in vplivi prostoživečih prežvekovalcev; *Gozdarski vestnik*, 75/2017, št. 9. V slovenščini z izvlečkom in povzetkom v angleščini, cit. lit. 80. Prevod Breda Misja, jezikovni pregled slovenskega besedila Marjetka Šivic.

V Evropi živi okrog 15 milijonov osebkov prostoživečih prežvekovalcev (s skupno biomaso 610.000 ton), ki pripadajo dvajsetim vrstam; med njimi je deset domorodnih (v Sloveniji: evropska srna/srnjad, navadni jelen/jelenjad in gams) ter deset tujerodnih (pri nas: damjak, muflon in alpski kozorog). Čeprav so nekatere podvrste redke in ogrožene, se prostorska razširjenost in številčnost večine vrst prostoživečih parkljarjev (prežvekovalcev in divjega prašiča) v zadnjih desetletjih večata povsod v Evropi, posledica česar so številni izzivi in priložnosti pri upravljanju populacij. Kljub nekaterim konfliktom, kot je škoda na kmetijskih površinah, poškodbe (in tudi škoda) v gozdovih ter vedno več trkov z vozili, so prostoživeči parkljarji v številnih državah prepoznani kot pomemben obnovljiv naravni oz. ekonomski vir (visokokakovostna divjačina, lovni turizem), imajo pomembno nematerialno (kulturno, estetsko, rekreacijsko) vlogo, kot ključne vrste v kopenskih ekosistemih pa pomembno vplivajo na biotsko raznolikost in razvoj kopenskih ekosistemov. Med drugim nudijo naslednje pomembne ekosistemske usluge: ustvarjanje pestrejših habitatnih razmer in dolgoročno večanje biotske raznolikosti, vpliv na kroženje in prostorsko premeščanje hranil, razširjanje rastlinskih semen (zoohorija), so pa tudi pomemben prehranski vir za velike zveri in mrhovinarje. Zaradi naštetih vlog so pomembni okoljski inženirji in so integralni, nepogrešljivi del ekosistemov in tudi njihovega upravljanja. Prisotnost, razširjenost in številčnost prostoživečih parkljarjev/prežvekovalcev je zato treba razumeti kot priložnost in pomemben obnovljiv naravni vir, ne pa kot okoljske motnje, populacije pa je treba upravljati upoštevuje spreminjajoče se naravno ter družbeno okolje.

**Ključne besede:** prostoživeči parkljarji, prežvekovalci, navadni jelen, evropska srna, ekosistemska vloga, upravljanje populacij

#### **Abstract:**

Pokorny, B., Al Sayegh Petkovšek, S., Flajšman, K.: Ecological Value, Importance and Impacts of Wild Ruminants; *Gozdarski vestnik (Professional Journal of Forestry)*, 75/2017, vol. 9. In Slovenian, abstract and summary in English, lit. quot. 80. Translated by Breda Misja, proofreading of the Slovenian text Marjetka Šivic.

In Europe, there are about 15 million individuals of wild ruminants (with a total biomass of 610,000 tons), belonging to 20 species; ten of them are indigenous (in Slovenia: European roe deer, red deer, and Alpine chamois), and ten are alien (in Slovenia: fallow deer, mouflon, and Alpine ibex). Although some subspecies are rare and/or endangered, spatial distribution and abundance of the majority of species of wild ungulates (ruminants and wild boar) have increased all over Europe in the last years, which results in several challenges and opportunities in population management. Despite some conflicts, e.g. damage on agricultural land, impacts (and also damage) in forests, and increasing number of collisions with vehicles, wild ungulates are an important renewable natural and economical resource (e.g. high quality venison, source of hunting tourism), they have an important non-consumptive (e.g. cultural, aesthetic, recreational) value, and as key species they have an important impact on biodiversity and development of terrestrial ecosystems. Among others, they provide several important ecosystem services as follows: creation of more heterogeneous habitats and long-term increase of biodiversity, impact on cycling and spatial mobility of nutrients, spreading of plant seeds (zoohory), and they also represent an important prey species for large carnivores and scavengers. Due to the mentioned roles they are important environmental engineers and an integral, vital part of both ecosystems and their management. Presence, distribution, and abundance of wild ungulates/ruminants should therefore be considered as an opportunity and important renewable natural resource rather than a disturbance, and populations should be managed with regard to the changing natural and social environment.

**Key words:** wild ungulates, ruminants, red deer, European roe deer, ecological role, population management

## 1 UVOD

### 1 INTRODUCTION

Prostoživeči parkljarji (sodoprsti kopitarji) so eden ključnih taksonov kopenskih ekosistemov Evrope; večina med njimi so tudi zelo pomembne lovskoupravljavske vrste (Apollonio in sod., 2010; Putman in Apollonio, 2014). Poleg približno štirih milijonov divjih prašičev (*Sus scrofa*) živi v Evropi okrog 15 milijonov prostoživečih prežvekovalcev (s skupno biomaso 610.000 ton), ki pripadajo dvajsetim vrstam (Apollonio in sod., 2010): deset vrst je domorodnih (evropska srna/srnjad (*Capreolus capreolus*), navadni jelen/jelenjad (*Cervus elaphus*), severni jelen (*Rangifer tarandus*), los (*Alces alces*), evropski bizon (*Bison bonasus*), gams (*Rupicapra rupicapra*), pirenejski gams (*Rupicapra pyrenaica*), alpski kozorog (*Capra ibex*), španski kozorog (*Capra pyrenaica*), bezoarska koza (*Capra aegagrus*)), deset pa tujerodnih (damjak (*Dama dama*), belorepi jelen (*Odocoileus virginianus*), čital/aksis (*Axis axis*), sika/japonski jelen (*Cervus nippon*), muntjak (*Muntiacus muntjak*), vodni jelen (*Hydropotes inermis*), muškatno govedo (*Ovibos moschatus*), muflon (*Ovis ammon*), grivasta ovca (*Ammotragus lervia*) in Przewalskijev konj (*Equus przewalskii*)). Čeprav so nekatere podvrste redke in ogrožene (npr. apeninski gams (*R. pyrenaica ornata*) in korziški/sardinijski jelen (*C. elaphus corsicanus*)), je večina vrst splošno razširjenih, pogostih in lokalno dosegajo zelo visoke gostote (npr. navadni jelen, Škotsko višavje: >27 osebkov/100 ha (Edwards in Kenyon, 2013); srnjad, Collinacca, Italija: 42–73 osebkov/100 ha (Focardi in sod., 2002)). Najštevilčnejši evropski prostoživeči parkljar je srnjad (po ocenah v Evropi živi 10 milijonov osebkov te vrste), sledita divji prašič (4 milijoni) in jelenjad (2,5 milijona). Te tri vrste po številu predstavljajo >90 %, po biomas pa >80 % vseh prostoživečih parkljarjev v Evropi (zbrano v Apollonio in Chirichella, 2016). So tudi tri najštevilčnejše vrste parkljaste divjadi

v Sloveniji; v letu 2016 je odvzem znašal: 40.949 osebkov srnjadi, 7.112 jelenjadi in 9.047 divjih prašičev (Oslis, 2017). Za primerjavo: v Evropi je po ocenah odstrel v letu 2014/15 znašal 3 milijone osebkov srnjadi, 2,3 milijona divjih prašičev in 0,7 milijona jelenjadi (Apollonio in Chirichella, 2016).

V zadnjih desetletjih se prostorska razširjenost in številčnost večine vrst prostoživečih parkljarjev večata povsod v Evropi, kar velja za večino vrst iz družine jelenov (Apollonio in sod., 2010) in še zlasti za divjega prašiča (Massei in sod., 2015). Takšen trend pomeni za upravljavce in upravljanje s populacijami velik izziv, a tudi priložnost. Kljub nekaterim konfliktom, kot je škoda na kmetijskih površinah, poškodbe (in tudi škoda) v gozdovih in vedno več trkov z vozili, so prostoživeči parkljarji v številnih državah prepoznani kot pomemben obnovljiv naravni oz. ekonomski vir (visokokakovostna divjačina, lovni turizem), imajo pomembno nematerialno (kulturno, estetsko, rekreacijsko) vlogo, kot ključne vrste v kopenskih ekosistemih pa pomembno vplivajo na biotsko raznolikost in razvoj kopenskih ekosistemov (zbrano v Csányi in sod., 2014). Vendar jih kljub pomembni ekosistemski vlogi (Kie in sod., 2003) vsaj v nekaterih (zlasti zahodnoevropskih) državah praviloma obravnavajo kot grožnjo in težavo, pri čemer se pogosto pozablja, da so vse domorodne vrste nepogrešljivi sestavni del kopenskih ekosistemov. Zato je septembra 2016 skupina enaintridesetih uveljavljenih raziskovalcev sprejela resolucijo, v kateri se je dotaknila najpomembnejših izzivov pri upravljanju in varstvu teh vrst (Apollonio in sod., 2017). Resolucija temelji na spoznanju, da so prostoživeči parkljarji kot okoljski inženirji zelo pomemben integralni del tako ekosistemov kot tudi njihovega upravljanja. Zato je treba njihovo prisotnost, razširjenost in številčnost razumeti kot priložnost in pomemben obnovljiv naravni vir, ne pa kot motnje, populacije pa je treba upravljati upoštevaše spreminjajoče se naravno ter družbeno okolje (*ibid.*).

<sup>1</sup> Izr. prof. dr. B. P., Visoka šola za varstvo okolja, Trg mladosti 7, 3320 Velenje. Eurofins ERICo d.o.o., Koroška 58, 3320 Velenje. Gozdarski inštitut Slovenije, Večna pot 2, 1000 Ljubljana, Slovenija. bostjan.pokorny@gmail.com

<sup>2</sup> Doc. dr. S. A. S. P., Eurofins ERICo d.o.o., Koroška 58, 3320 Velenje. Visoka šola za varstvo okolja, Trg mladosti 7, 3320 Velenje. samar.petkovsek@erico.si

<sup>3</sup> K. F., Gozdarski inštitut Slovenije, Večna pot 2, 1000 Ljubljana, Slovenija. katarina.flajsman@gozdis.si

Zaradi velike številčnosti in prisotnosti v različnih ekosistemih imajo prostoživeči parkljarji v okolju zelo velik pomen. Pomembni so tako z vidikov, ki se neposredno nanašajo na delovanje ekosistemov in so pomembni za rastline in živali (vloga pri kroženju hranil, raznašanje semen, objedanje rastlin, so vir hrane za plenilce itn.), kot tudi z ekonomskih, gospodarskih in socialnih vidikov, ki so pomembni za človeka (lov, škoda na kmetijskih površinah in v gozdovih, prometne nesreče, prenos bolezni na domače živali). Glede na to, da je antropocentrični vidik (zlasti konflikti zaradi) prisotnosti prostoživečih prežvekovalcev dokaj dobro znan in ga v pričujoči tematski številki obravnavajo drugi avtorji (Roženberger in sod., 2017), se v tem prispevku osredotočamo predvsem na njihove ekosistemske vloge. Pri tem za posamezne vloge povzemamo v slovenskem prostoru že objavljene ugotovitve, npr. o vplivih velikih rastlinojedov na travniške ekosisteme (Al Sayegh Petkovšek in sod., 2015) in njihovem pomenu za prenašanje rastlinskih semen (Stergar, 2013). Ekosistemska vloga in vplivi divjega prašiča so bili v slovenskem prostoru pred nedavnim že celovito predstavljeni (Pokorny in Jelenko, 2013), zato te vrste v pričujočem članku ne obravnavamo posebej.

## 2 POMEN PROSTOŽIVEČIH PREŽVEKOVALCEV ZA DELOVANJE EKOSISTEMOV

### 2 IMPORTANCE OF WILD RUMINANTS FOR ECOSYSTEM PROCESSES

Prostoživeči prežvekovalci so integralni del ekosistemov in so – zaradi svojega položaja v prehranjevalni verigi in vpliva na preostale njene člene – ključne vrste kopenskih ekosistemov (Kie in sod., 2003; Wisdom in sod., 2006; Smit in Putman, 2011), ki vplivajo na strukturo in dinamiko celotne življenjske združbe ter na procese v njej (Hobbs, 1996; Gill, 2000; Cote in sod., 2004; Putman in sod., 2011). Med drugim so vključeni v procese kroženja hranil: s tem, ko se hranijo na enem mestu, iztrebljajo pa na drugem, vplivajo na nenehno horizontalno prerazporejanje hranil v ekosistemu (Hobbs, 1996; Singer in Schoenecker, 2003; Abbas in sod., 2012). Z raznašanjem semen (zoohorija) ohranjajo populacije rastlin, ki rastejo

v zaplatah, vzdržujejo/večajo pestrost rastlinskih vrst in usmerjajo dinamiko rastlinskih združb (Gill in Beardall, 2001; Picard in Baltzinger, 2012; Jaroszewicz in sod., 2013). Dobro znan je vpliv objedanja, posledica katerega so spremembe v morfologiji posameznih rastlin, v strukturi in vrstni sestavi sestojev, vpliva pa tudi na razvoj gozda (Gill, 1992; Reimoser in Gossow, 1996; Gill in Beardall, 2001), a tudi na ohranjanje gozdnih ekosistemov v čim bolj naravni podobi (Apollonio in sod., 2017). Prisotnost prostoživečih prežvekovalcev kot plenskih vrst je ključnega pomena za ohranitev populacij velikih zveri, predvsem volka (*Canis lupus*) in risa (*Lynx lynx*) (Andersen in sod., 1998; Putman in sod., 2011).

## 2.1 Vpliv na prenos in kroženje hranil v ekosistemih

### 2.1 Impacts on mobility and cycling of nutrients in ecosystems

Prostoživeči prežvekovalci pomembno vplivajo na stanje hranil v ekosistemih. Lahko pospešujejo ali pa upočasnijo njihovo kroženje, vplivajo na dostopnost hranil in posledično na produktivnost tal. Ko se v določenih ekosistemih prehranjujejo, v drugih pa iztrebljajo, premeščajo hranila med različnimi ekosistemi in njihovimi deli oz. vplivajo na časovno ter prostorsko prerazporeditev hranil (Hobbs, 1996; Singer in Schoenecker, 2003; Abbas in sod., 2012); poleg na kroženje snovi vplivajo tudi na pretok energije in posledično na biotsko pestrost v kopenskih ekosistemih (Seagle, 2003).

Rastlinojedi parkljarji s pašo, teptanjem travinja in tal ter z iztrebljanjem in uriniranjem pomembno vplivajo na lastnosti tal. Nekatera zaužita hranila se kopičijo v telesu velikih rastlinojedov do njihove smrti in tako za daljše obdobje postanejo nedostopna za druge vrste (Kos, 2011). Nasprotno iztrebljanje in uriniranje spreminjata vsebnosti hranil v tleh in praviloma povečujeta bioprodukcijo travišč, zlasti zaradi vnosa dušika v zgornji sloj tal (Hobbs, 1996; Vavra in sod., 2007). Količina prisotnega dušika vpliva ne le na stopnjo primarne proizvodnje, temveč tudi na gostoto in številčnost različnih rastlinskih vrst na nekem območju, saj imajo določene rastline glede dušika specifične potrebe (Semiadi in sod., 1993; Singer in Schoenecker, 2003; Seagle, 2003). Vpliv na pro-

duktivnost in vrstno sestavo rastlin je še posebno pomemben tam, kjer je dušik omejujoč dejavnik: v takšnih razmerah vsebuje travinje/zelinje na območju intenzivne popasenosti večje količine dušika, pa tudi drugih hranil (fosforja, kalija, natrija in magnezija) ter presnovljivih organskih snovi v primerjavi z nepopasenimi površinami (Semiadi in sod., 1993; Moe in Wegge, 2008). Nasprotno so Hoogendoorn in sod. (2011) ugotovili, da paša jelenjadi zmanjšuje vsebnosti dušika v tleh in v nadzemni rastlinski biomasi, vendar je bila izguba dušika manjša kot zaradi paše ovac ali goveda.

Prežvekovalci spreminjajo bilanco dušika na več načinov. S prehranjevanjem z nadzemnimi deli rastlin zaužijejo del v rastline vezanega dušika. Na tak način tudi zmanjšujejo količino rastlinskega opada; posledično se zmanjša količina hranil, ki preidejo v tla. Čeprav se količina opada zmanjša, pa sta kakovost in hitrost dekompozicije (razgradnje) preostalega opada povečana prav zaradi vpliva prežvekovalcev (Singer in Schoenecker, 2003), ki ustvarjajo ustrezne razmere za mineralizacijo dušika ter tako spreminjajo kakovost opada (Hobbs, 1996). Vir dušika so tudi iztrebki in urin. V njih se dušik pojavlja v obliki amonijaka in nitratov, ki jih rastline lahko koristijo neposredno. Ko iztrebki pridejo v stik z rastlinskim opadom, se njegova dekompozicija poveča, kar poveča vnos dušika na površino tal. Spremenljivost v vsebnosti dušika znotraj neke krajine je zato odvisna tudi od habitatnega izbora rastlinojedih parkljarjev (*ibid.*).

V Evropi je večina gozdov razdrobljenih na zaplate (krpe) znotraj agrarne matice, zato kroženje hranilnih snovi poteka med zaplatami gozda in gnojnimi kmetijskimi površinami. V kmetijski krajini ima, npr., srnjad pomembno vlogo vektorja dušika in fosforja iz gnojenih polj v gozd: Abbas in sod. (2012) so s pomočjo modelov dokazali, da lahko srnjad na letnem nivoju s kmetijskih površin v gozd premesti do 20 % atmosferskega dušika in približno 0,13 % celotne zaloge fosforja. Po teh modelih v krajini s 30 % gozdnatostjo in gostoto srnjadi 5 osebkov/100 ha ta vrsta letno v gozd prenese 0,3 kg/ha dušika in 0,05 kg/ha fosforja, v krajini s 2 % gozdnatostjo in večjimi populacijskimi gostotami (20 osebkov/100 ha) pa kar 5,5 kg/ha dušika in 0,8 kg/ha fosforja. Dolgoročno lahko tako veliki vnosi hranil pomembno vplivajo na biogeokemične procese v gozdu.

Povečanje oz. zmanjšanje količine dušika v okolju se lahko odraža v produktivnosti sestojev in v vrstni sestavi vegetacije: vpliv je odvisen od tega, ali rastlinojedi parkljarji s prehranjevanjem in iztrebljanjem pospešujejo ali upočasnjujejo kroženje hranil v ekosistemu. V primeru pospeševanja kroženja hranil ni sprememb v sestavi rastlinskih vrst, rastline pospešeno sprejemajo dostopen dušik, koncentracije tega elementa v rastlinah so večje, rast je hitrejša, razgradnja opada in mineralizacija potekata hitreje. Nasprotno se pri upočasnjevanju kroženja hranil številčnost glavnih prehranskih vrst zmanjšuje, povečuje se delež manj priljubljenih in z dušikom revnih rastlinskih vrst, zaradi manjših vsebnosti dušika v rastlinah in opadu se upočasnjuje hitrost dekompozicije in mineralizacije, posledično se zmanjšajo ponori dušika (Singer in Schoenecker, 2003).

## 2.2 Vpliv na rastlinstvo: raznašanje semen

### 2.2 Impacts on vegetation: zoohory

Prostoživeči parkljarji pomembno vplivajo na rast, preživetje in plodonosnost rastlin. So eden najpomembnejših členov v procesu zoohorije (raznašanja semen s pomočjo živali), s čimer vplivajo na večjo možnost preživetja in uspešnega razmnoževanja številnih rastlinskih vrst (Stergar, 2013). Stopnja kaljivosti semen v gozdnih tleh je v veliki meri odvisna od ustreznih fizikalnih lastnosti tal in gostote zastorne vegetacije. Vpliv parkljarjev na kaljivost semen je nad vse koristen. S teptanjem namreč ustvarjajo manjše zaplate golih tal, kjer imajo semena več možnosti, da vzkalijo. Mlade rastlinice tudi niso podvržene tekmovanju z ostalo pritalno vegetacijo in se lažje razvijejo (Senn in Stuter, 2003).

Zoohorija je eden ključnih procesov za ohranjanje populacij rastlin in usmerjanje dinamike rastlinskih združb (Picard in Baltzinger, 2012). Poznamo več vrst zoohorije: (i) epizoohorija je prenos semen na zunanem delu telesa živali, navadno na dlaki ali med parklji; (ii) pri endozoohoriji živali namerno ali nenamerno zaužijejo seme in ga kasneje iztrebijo ali izbljuvajo; (iii) pri sinzoohoriji živali zaradi ustvarjanja zalog hrane seme skrijejo, vendar ga kasneje nikoli ne zaužijejo, zato lahko vzkali (zbrano v Stergar, 2013). Raznašanje semen, ki ga opravljajo prostoživeči

parkljarji, pomaga pri uravnavanju in vzdrževanju raznolikosti rastlinskih vrst (Jaroszewicz in sod., 2013). Ker se praviloma gibajo na velikih območjih in po različnih habitatih, so potencialni vektorji za prenos rastlin na dolge razdalje (Schmidt in sod., 2003; Picard in Baltzinger, 2012). Takšen prenos je ključnega pomena za vzdrževanje povezanosti med posameznimi izoliranimi populacijami, kar je pomembno z vidika ohranjanja rastlinskih vrst na regionalni ravni, še posebno v razdrobljeni krajini (Picard in Baltzinger, 2012). Raznašanje diaspor (semen in/ali sadežev) različnih rastlinskih vrst z gozdnega roba na odprte površine je velikega naravovarstvenega pomena, saj vpliva na sestavo in raznolikost vegetacije v sicer degradirani kulturni krajini (Heinken in sod., 2002). Zoohorija prostoživečih parkljarjev je izjemno pomembna tudi za: (i) ohranjanje dolgoživih populacij rastlinskih vrst, ki so v sicer izoliranih fragmentih manjših gozdnih zaplat znotraj kmetijske krajine; (ii) ustrezno sukcesijo na območju golosekov; (iii) premeno monokultur iglavcev v gozdove s sonaravno sestavo rastlinskih vrst (Heinken in Raudnitschka, 2002); (iv) izboljšanje ekološkega stanja (povečanje biotske raznolikosti) degradiranih habitatov, npr. plantaž/monokultur iglavcev (Matias in sod., 2010).

Med posameznimi vrstami parkljarjev so razlike v sposobnosti prenašanja semen (Schmidt in sod., 2003; Picard in Baltzinger, 2012). Različne vrste so pri raznašanju semen različno učinkovite, a ima vsaka vrsta pomembno in edinstveno vlogo; za raznašanje semen v gozdnih ekosistemih je zato zelo pomembna raznolikost združbe prostoživečih parkljarjev (Jaroszewicz in sod., 2013). V Nemčiji so npr. ugotovili, da štiri vrste parkljarjev, tj. srnjad, jelenjad, damjak in divji prašič, skupaj prenašajo diaspore 208 rastlinskih vrst (Oheimb in sod., 2009), pri čemer je divji prašič prenašal 13-krat do 19-krat več diaspor in dvakrat do štirikrat več rastlinskih vrst kot srnjad (Heinken in Raudnitschka, 2002; Schmidt in sod., 2003), ki je z endozoohorijo prenašala 36 rastlinskih vrst, z epizoohorijo pa 17 (Schmidt in sod., 2003).

V raziskavah epizoohorije srnjadi, jelenjadi in divjega prašiča v Franciji so na kožuhih in parkljih teh treh vrst skupaj odkrili 41 različnih rastlinskih vrst (Picard in Baltzinger, 2012): na srnjadi je bilo 34 % vseh najdenih vrst, 85 % so jih našli na divjem

prašiču. Pri srnjadi so bile na prvem mestu rastline iz skupine trav (Poaceae) in semena navadne breze (*Betula pendula*). V Nemčiji je bil v iztrebkih srnjadi največji delež vrst (40 %) takih, ki so prisotne tako v gozdu kot v odprti krajini; 36 % je bilo vrst iz odprte in (antropogeno) kultivirane krajine, gozdnih vrst je bil le manjši delež (8 %) (Schmidt in sod., 2003). Vrste, ki so se najpogosteje pojavljale na dlaki in parkljih srnjadi, so bile *Poa pratensis* (26 %), *Urtica dioica* (15 %), *Juncus effusus* (14 %), *Galium aparine* (14 %), *Sagina procumbens* (9 %), *Trifolium pratense* (5 %) in *Cardamine flexuosa* (4 %). Število lesnatih vrst, ki jih je z endozoohorijo prenašala srnjad (tri vrste), je bilo precej manjše kot v primeru divjih prašičev (osem vrst). Vendar je za uspešno endozoohorijo pomembna tudi kaljivost semen, ki jih živali odložijo z iztrebki: delež kaljivih diaspor, ki so bile v iztrebkih srnjadi, je bil značilno večji od deleža kaljivih diaspor iz iztrebkov divjega prašiča (*ibid.*).

Z epizoohorijo se lahko semena prenašajo na daljše razdalje. Srnjad, npr., lahko raznaša semena tudi do razdalj >70 km, povprečne razdalje pa so nekaj kilometrov (Schmidt in sod., 2003). Uspešno raznašanje semen na dolge razdalje z endozoohorijo je pogojeno s časom prebavljanja hrane in razdaljo, ki jo žival v tem času naredi od mesta hranjena do mesta iztrebljanja. Srnjad raznaša semena na krajše razdalje kot jelenjad, ki ima dosti večja območja aktivnosti, od zaužitja semena do iztrebljanja pa se lahko premakne tudi do 10 km (zbrano v Stergar, 2013). Kljub temu je bilo v Franciji ugotovljeno, da je srnjad kot vektor prenašanja rastlin dosti uspešnejša kot jelenjad, saj so na kožuhu in parkljih srnjadi našli semena mnogo več različnih rastlinskih vrst, kar naj bi bila posledica večjega stika srnjadi (kot manjše vrste) z vegetacijo nižjih višinskih stratumov (Picard in Baltzinger, 2012). V nasprotju s tem so Eycott in sod. (2007) v Angliji ugotovili, da v raziskovanem območju prenašata večino diaspor rastlinskih vrst navadni jelen in damjak (v njihovih iztrebkih so našli diaspore 96 vrst), prisotnost več vrst rastlinojedov pa naj ne bi bistveno vplivala na endozoohorijo. Nabor rastlinskih vrst, katerih semena so prenašali rastlinojedi, je bil namreč le neznatno večji (101 vrsta), ko je bilo proučevanih več rastlinojedih vrst: poleg jelenjadi in damjaka

še srnjad, muntjak, poljski zajec (*Lepus europaeus*) in divji kunec (*Oryctolagus cuniculus*).

### 2.3 Vpliv na rastlinstvo: prehranjevanje z rastlinami in njihovimi deli

#### 2.3 Impacts on vegetation: feeding on plants and their parts

Zaradi zauživanja in objedanja reproduktivnih ter vegetativnih delov rastlin lahko prostoživeči prežvekovalci zmanjšajo semensko banko, plodonosnost in možnosti za preživetje rastlin, zmanjša se lahko tudi njihova odpornost (fitnes). Prehranjevanje z rastlinami in njihovimi deli vpliva na lokalno populacijsko dinamiko in omejuje prostorsko razporeditev (razširjenost) rastlin (Andrieu in sod., 2011). Vendar na objedanje, tudi gozdnega mladja, poleg velikih rastlinojedov zelo pomembno vplivajo tudi drugi dejavniki, uspešna kalitev, preživetje in rast mladja pa so odvisni tudi od vpliva divjih prašičev in malih sesalcev (prehranjevanje s semeni in objedanje), tekmovanja znotraj drevesnih vrst in med njimi ter vremenskih razmer, še zlasti pozimi (Nopp-Mayr in sod., 2012; Cailleret in sod., 2014; Apollonio in sod., 2017).

#### 2.3.1 Objedanje dreves in drugih lesnatih vrst

##### 2.3.1 Browsing of trees and other ligneous species by wild ruminants

Pod izrazom objedanje razumemo vsakršno obliko poškodovanja rastlin zaradi prehranjevanja živali – odstranjevanje vejic, poganjkov, listov, iglic, popkov in cvetov (Gill, 1992). Objedanje mladja gozdnih drevesnih vrst je zaradi vrstno specifične prehranske priljubljenosti in razlik v občutljivosti za poškodbe med drevesnimi vrstami eden ključnih vzvodov, preko katerega lahko veliki rastlinojedi vplivajo na kakovost in vrstno sestavo gozda ter posledično na zgradbo in razvojno dinamiko gozdnih ekosistemov (Jerina, 2008). Na stopnjo poškodovanosti in objedenosti vpliva več dejavnikov, od populacijskih gostot posameznih vrst velikih rastlinojedov do značilnosti drevesnih vrst ter značilnosti habitata (Gill, 1992). Spremembe v vegetacijski strukturi so verjetno eden najopaznejših vplivov, ki jih imajo parkljarji na gozd (Gill, 1992; Reimoser in Gossow, 1996; Gill in Beardall, 2001). Najbolj so objedanju podvrženi

glavni poganjki in vrhnji listi, ki so po navadi tudi najintenzivneje rastoč in s hranili bogat del rastline (Gill in Beardall, 2001). Objedanje drevesnih vrst prostoživečih prežvekovalcev je v svetu ena najbolj proučenih interakcij med rastlinsko in živalsko komponento gozdnih sestojev, ki so jo večkrat proučevali tudi v slovenskem prostoru in je podrobneje predstavljena tudi v nekaterih drugih prispevkih v tej tematski številki (Roženberger in sod., 2017). Zato v nadaljevanju navajamo le nekaj bistvenih splošnih ugotovitev o vplivu in pomenu objedanja, ne pa konkretnih ugotovitev raziskav.

Na splošno objedanje značilno zmanjša gostoto in višinsko rast podmladka prehransko priljubljenih drevesnih vrst (npr. Madsen, 1995; Drexhage in Colin, 2003; Olesen in Madsen, 2008). Objedanje vpliva tudi na porazdelitev biomase v rastlini: npr. objedene mladike gradna (*Quercus petraea*) so imele več vejic in večjo listno biomaso kot rastline, ki jih prostoživeči prežvekovalci niso objedli; večji del biomase se je pri objedenih mladikah razporedil v korenine in koreninski sistem. Mlade rastline torej praviloma preživijo objedanje, zaradi intenzivnejše rasti stranskih poganjkov se poveča njihova biomasa, je pa upočasnjena višinska rast (Drexhage in Colin, 2003).

Objedanje lahko vpliva na povečanje ali zmanjšanje pestrosti rastlinskih vrst (Singer in Schoerneck, 2002). Drevesne vrste so namreč različno občutljive za objedanje, saj so nekatere prehransko bolj priljubljene kot druge (Gill, 1992; Gill in Beardall, 2001; Jerina, 2008). To je še posebno opazno v mešanih sestojih, kjer je stopnja poškodovanosti med različnimi drevesnimi vrstami zelo različna. V Evropi med bolj priljubljene prehranske drevesne vrste za srnjad in jelenjad spadajo vrbe (*Salix spp.*), trepetlika (*Populus tremula*) in jelka (*Abies alba*) (Gill, 1992). Drevesne vrste, ki so prehransko najbolj priljubljene (npr. mehki listavci), so zelo objedene že pri najmanjših gostotah jelenjadi, poškodovanost se z večanjem gostot skoraj ne spreminja; nasprotno se objedenost najmanj priljubljenih vrst, npr. smreke (*Picea abies*), poveča šele pri največjih gostotah jelenjadi (Jerina, 2008).

Izpostavljenost objedanju je v prvi vrsti odvisna od starosti in višine mladik (Gill, 1992; Gill in Beardall, 2001; Drexhage in Colin, 2003; Senn in Suter, 2003). Praviloma so najbolj občutljive nižje in mlade rastline. Vendar klice in enoletne rastline ostanejo

pogosto nedotaknjene, saj zaradi svoje majhnosti ne nudijo zadostne povratne energije (Senn in Suter, 2003). Ko sadike dosežejo določeno starost in višino, postanejo odporne proti objedanju, saj fizično ubežijo objedanju in/ali niso več prehransko zanimive (Gill in Beardall, 2001). Večinoma je zato objedenost največja na vmesnem nivoju med tlemi in območjem, ki je živalim v najbolj optimalnem dosegu. Za bukev kot prag višine objedanja srnjadi Drexhage in Colin (2003) navajata višino 1,3 m, za jelko se prag objedanja giblje od 1,3 do 2 m. Do katere višine bodo mladike objedene, je odvisno tudi od višine snežne odeje in telesne velikosti prežvekovalcev, ki živijo na nekem območju (Senn in Suter, 2003). Dovzetnost in občutljivost drevesc za objedanje povečajo tudi povišane vsebnosti dušika v listih in tleh (Gill, 1992).

Kateri deli rastline in katere drevesne vrste bodo prizadete zaradi objedanja, je odvisno tudi od letnega časa. Praviloma so iglavci objedanju najbolj izpostavljeni pozimi, listavci pa poleti, so pa mogoča tudi odstopanja od tega vzorca: za duglazijo (*Pseudotschuda menziesii*) in sitko (*Picea sitchensis*) je bila največja stopnja objedanja zaznana spomladi in v začetku poletja, tudi macesen (*Larix decidua*) je praviloma bolj podvržen objedanju poleti kot pozimi, vrbe pa so bolj objedene pozimi, saj so njihove vejice pomembna komponenta v zimski prehrani jelenjadi in srnjadi (Gill, 1992). Čeprav bukev ni med najbolj priljubljenimi drevesnimi vrstami v prehrani srnjadi, Madsen (1995) ugotavlja, da kmalu potem, ko bukev vzbrsti, srnjad zaužije velike količine brstečih mladik. Vzrok temu naj bi bila velika vsebnost proteinov in lahka prebavljivost, kar srnjadi zelo ustreza. Poleti so za srnjad najbolj priljubljene drevesne vrste vrbe, hrasti (*Quercus spp.*), jerebika (*Sorbus aucuparia*), črna jelša (*Alnus glutinosa*), breze (*Betula spp.*), bukev, lipovec (*Tilia cordata*); pozimi pa: bukev, jerebika, beli gaber (*Carpinus betulus*), hrasti, vrbe, smreka, jelka in rdeči bor (*Pinus sylvestris*) (Gill, 1992).

Objedenost je za rastlino motnja in lahko povzroči tudi potencialne spremembe v delovanju ekosistema, ne moremo pa a priori govoriti o škodi. Pomembno je namreč ločiti ekološke interakcije prostoživečih prežvekovalcev z rastlinsko komponento gozda od dejanske škode, ki svoj pomen dobi šele v povezavi z ekonomskimi in socialnimi, še zlasti pa z gozdno-

gospodarskimi in gozdnogojitvenimi cilji (Reimoser in Gossow, 1996; Andersen in sod., 1998). Pri tem je pomembno, da stopnja objedenosti mladja ni vedno odvisna od gostote parkljaste divjadi: znani so primeri, ko je bila objedenost večja prav v območjih z manjšo gostoto, npr. srnjadi (Andersen in sod., 1998). Vpliv objedanja je v veliki meri odvisen tudi od načina gospodarjenja z gozdom: v Avstriji so npr. gozdovi, v katerih gospodarijo golosečno, praviloma bolj podvrženi objedanju kot gozdovi, v katerih gospodarijo bolj sonaravno (Reimoser in Gossow, 1996). Na objedanje gozdnega mladja in uspešnost pomlajevanja pa poleg velikih rastlinojedov (in njihovih gostot) zelo pomembno vplivajo tudi drugi dejavniki: npr. prehranjevanje s semeni in objedanje malih sesalcev, tekmovanje znotraj drevesnih vrst in med njimi, vremenske razmere (npr. globina in čas trajanja snežne odeje, poletne suše) ter podnebne spremembe (Nopp-Mayr in sod., 2012; Cailleret in sod., 2014; Apollonio in sod., 2017).

### 2.3.2 Vpliv paše rastlinojedih parkljarjev na vrstno sestavo in biotsko pestrost rastlinstva

#### 2.3.2 Impact of grazing of large herbivores on species composition and biodiversity of flora

Vse rastlinojede vrste skupaj odstranijo iz naravnih ekosistemov 5–10 % neto primarne produkcije, veliki rastlinojedi še precej manj; vpliv je odvisen predvsem od populacijskih gostot (Reimoser in Putman, 2011). Intenzivna paša rastlinojedov zmanjšuje rast rastlin zaradi izgube listne površine, zmerna paša pa lahko celo poveča produktivnost zaradi vegetativnega razraščanja mladih rastlin in povečane plodnosti starejših rastlin; ob zmerni paši ostajajo rastline v mlajših razvojnih fazah, kar pozitivno vpliva na bioprodukcijo (Kos, 2011; Bisinger, 2014). Putman in sod. (2011) so poročali, da je vpliv jelenjadi na razvoj travnišč v odprti krajini v Veliki Britaniji rahel do zmeren, če je gostota te vrste 7–8 osebkov na 100 ha; ugotovili so tudi, da se lahko gozdovi naravno obnavljajo, če so populacijske gostote manjše od 3–4 osebkov jelenjadi oziroma 25 osebkov srnjadi na 100 ha. Marchiori in sod. (2012) so ugotovili, da ob zelo velikih gostotah (30 osebkov/100 ha) jelenjad pomembno zmanjšuje produktivnost gorskih pašnikov. Vpliv prostoživečih parkljarjev

na produktivnost oz. donos travinja sicer presega okvir tega dela, je pa podrobno predstavljen v Al Sayegh Petkovšek in sod. (2015).

Veliki rastlinojedci s prehranjevanjem odstranjujejo za pašo netolerantne vrste rastlin in povečujejo število vrst, ki so tolerantne ali imajo specifičen kemijski (alkaloidi, visoko razmerje med ligninom in celulozo) in/ali fizikalni (trni, bodice) obrambni sistem (Augustine in McNaughton, 1998; Callaway in sod., 2000; Vavra in sod., 2007). Ob intenzivni paši začno na traviščih prevladovati kratkolistne trave, enoletnice, ki hitro vzcvetijo in semenijo, ter rastline z listno rozeto tesno pri tleh (npr. rodova *Plantago*, *Taraxacum*). Posreden vpliv na biotsko pestrost se pojavi ob prehranjevanju z vitalnimi dominantnimi rastlinami, kar omogoča tekmovalno podrejenim vrstam, da uspešneje tekmujejo za svetlobo in hranila. Vse naštetu povečuje biotsko pestrost travniških združb (Callaway in sod., 2000, 2005; Schütz in sod., 2003; Cote in sod., 2004; Bakker in sod., 2006).

Rastlinojedi parkljarji pogosto povečujejo raznovrstnost travniških ekosistemov (McNaughton, 1985; Milchunas in sod., 1988; Huntly, 1991; Belsky, 1992; Olff in Ritchie, 1998). Raziskava, opravljena na subalpskih pašnikih v Švici (Schütz in sod., 2003), je pokazala, da se ob povečanju gostot jelenjadi pojavlja manj visoko rastočih trav in zeli, več pa je proti paši odpornejših rastlin, posledica česar je povečana vrstna pestrost takih površin. Tudi ocena vpliva paše severnih jelenov v alpskih in subalpskih območjih Skandinavije je potrdila, da je le-ta ključni proces, ki ohranja biotsko pestrost rastlin (Austrheim in Eriksson, 2001). V Srednji Evropi so zato primeri, ko so ponovno naselili velike rastlinojede z namenom obnoviti tipične vegetacijske tipe in biotsko pestrost na resavah, močvirjih in na pašnikih; med drugim so v več evropskih držav ponovno naselili največjega evropskega rastlinojeda – evropskega bizona (zobra), ki ima vlogo pomembnega ekološkega inženirja (Smit in Putman, 2011). Ob vrednotenju vplivov paše na biotsko pestrost travišč pa je pomembno upoštevati habitatne razmere (npr. rodovitnost in vlažnost tal), ki vplivajo na pojavljanje in številčnost rastlinojedov pa tudi na število rastlinskih vrst, ki so razvile strategije izogibanja ali tolerance (Olff in Ritchie, 1998). Tako so Bakker in sod. (2006)

ugotovili, da veliki rastlinojedi biotsko raznovrstnost povečujejo predvsem v visoko produktivnih okoljih (npr. travišča zmernega podnebja), v slabo produktivnih (npr. sušnih ali zelo slanah) ekosistemih pa jo zmanjšujejo. Intenzivna paša ameriškega bizona (*Bison bison*), npr., v prerijah Severne Amerike zmanjšuje raznovrstnost rastlinskih združb na revnih tleh in jo povečuje na s hranili bogatih tleh (Olff in Ritchie, 1998). Prevelik pritisk paše pa lahko ima tudi obraten učinek in vodi do prevlade le nekaj odpornih rastlinskih vrst (zbrano v Al Sayegh Petkovšek in sod., 2015).

## 2.4 Vpliv na živalstvo

### 2.4 Impacts on fauna

Prostoživeči prežvekovalci imajo kot ključne vrste kopenskih ekosistemov na druge živalske vrste številne neposredne in posredne vplive: s prehranjevanjem, še zlasti pašo, spreminjajo habitatne razmere za talne živali in prehransko ponudbo za simpatrične vrste rastlinojedov; so pa tudi pomemben prehranski vir za plenilce (zlasti velike zveri) in mrhovinarje (npr. kadavri velikih rastlinojedov so prehranski vir in življenjski prostor za nekatere specializirane vrste žuželk).

#### 2.4.1 Vpliv paše rastlinojedih parkljarjev na druge živalske vrste in njihove habitate

##### 2.4.1 Impact of grazing of large herbivores on other wildlife and their habitats

Paša rastlinojedih parkljarjev vpliva tudi na pojavljanje in številčnost različnih skupin organizmov, kot so nevretenčarji, mali sesalci, ptice in njihovi plenilci (zbrano v Al Sayegh Petkovšek in sod., 2015). Največkrat so bili raziskani vplivi paše na razgrajevalce organske snovi v tleh, še posebno na členonožce (Arthropoda), ugotovljeni so bili negativni, pozitivni in nevtralni vplivi/učinki (Vandegehuchte in sod., 2015). Negativni vplivi so na splošno povezani s teptanjem tal (Schon in sod., 2012), pozitivni se nanašajo na povečano maso mikrobov (Dombos, 2001), ki nastane predvsem zaradi povečane količine dostopnih hranil v urinu in v iztrebkih (Bardgett in Wardle, 2003). Nekateri členonožci, ki živijo v opadu, se odzivajo pozitivno zaradi povečane talne temperature, ki nastane kot posledica izgube rastlinskega pokrova (Petersen in



sod., 2004). Poleg kratkoročnih vplivov, ki nastanejo zaradi hoje in teptanja tal, se pojavljajo dolgoročne spremembe rastlinstva, ki lahko spreminjajo talne združbe členonožcev (Clapperton in sod., 2002; Vandegehuchte in sod., 2015).

Intenzivna paša jelenjadi lahko vpliva tudi na populacije malih sesalcev oz. kaskadno vpliva na višje člene prehranjevalnih verig. Tako so bile, npr., na zelo popasanih območjih v gozdni in odprti krajini na območju New Forest (Anglija) populacije malih sesalcev manjše, prisotno je bilo manjše število vrst (Hill, 1985; Putman, 1986; Putman in sod., 1989; Smit in Putman, 2011). To je zelo vplivalo na vrstno sestavo in prehransko obnašanje najpomembnejših plenilcev omenjenega območja – lisice (*Vulpes vulpes*), kanje (*Buteo buteo*) in lesne sove (*Strix aluco*): njihova številčnost se je zmanjšala, v prehrani se je povečal delež nevretenčarjev (Smit in Putman, 2011). Ugotovili so tudi, da se je ob prenehanju paše jelenjadi povečala populacija travniške voluharice (*Microtus agrestis*) in njenih plenilcev, tj. različnih vrst ujed in sov (Wheeler, 2008).

Zaradi sprememb v rastlinski strukturi in razpoložljivosti prehranskih virov lahko intenzivna paša rastlinojedih parkljarjev (tj. ob zelo visokih populacijskih gostotah, ki so praviloma posledica odsotnosti velikih plenilcev, kar vpliva ne le na številčnost, temveč tudi na razporeditev prežvekovalcev v prostoru) vpliva tudi na pojavljanje ptic pevk (Vickery in sod., 2001; Evans in sod., 2006). Tako je intenzivna paša rastlinojedih parkljarjev (zlasti v gozdovih) zmanjšala številčnost več gozdnih vrst ptic; še posebno to velja za grmovne in žuzkojede vrste, kot je slavec (*Luscinia megarhynchos*) (Fuller, 2001). Nasprotno se je ob intenzivni paši prežvekovalcev povečala številčnost vrst ptic, ki so bolj parkovne, npr. pogorelčka (*Phoenicurus phoenicurus*), grmovščice (*Phylloscopus sibilatrix*) in črnoglavega muharja (*Ficedula hypoleuca*) (Stowe, 1987; Mitchell in Kirby, 1990).

#### 2.4.2 Prostoživeči prežvekovalci kot pomemben prehranski vir za velike zveri

#### 2.4.2 Wild ruminants as important prey species for large carnivores

Prostoživeči parkljarji so v tesni evolucijski povezavi z velikimi plenilci (Jedrzejewska in Jedrzejewski, 2005). Z naravovarstvenega (ohranitvenega) vidika

je pomembno, da so pomembne plenske vrste v prehrani velikih zveri. Prisotnost jelenjadi in srnjadi kot plenskih vrst je, npr., ključnega pomena za ohranitev populacij volkov in risov v Evropi oz. za večanje številčnosti teh vrst (Andersen in sod., 1998; Chapron in sod., 2014). Na območjih, kjer poskušajo ponovno vzpostaviti ogrožene populacije velikih plenilcev, je treba vzdrževati dovolj veliko številčnost prostoživečih parkljarjev (zlasti prežvekovalcev) kot plena, ki je pomemben za prehrano velikih zveri (Andersen in sod., 1998). Zmanjšanje populacijskih gostot srnjadi, npr., lahko zelo vpliva na rabo prostora, razmnoževalni uspeh in populacijsko gostoto risa (Schmidt, 2008). Pri tem je treba upoštevati, da za razliko od divjega prašiča prostoživeči prežvekovalci s povečanim razmnoževalnim potencialom niso sposobni nadomestiti povečane smrtnosti zaradi sočasnega vpliva lova in plenjenja velikih zveri; zato je pri upravljanju populacij velikih rastlinojedov treba upoštevati tudi sedanje večanje številčnosti velikih zveri domala povsod v Evropi (Apollonio in sod., 2017).

### 3 ZAKLJUČKI

### 3 CONCLUSIONS

Prostoživeči prežvekovalci (in parkljarji nasploh) so kot ključne vrste kopenskih ekosistemov zelo pomembni za zgradbo in delovanje le-teh, in sicer tako zaradi številčnosti kot tudi številnih ekosistemskih vlog, ki jih opravljajo. Med drugim nudijo naslednje pomembne ekosistemske usluge: ustvarjanje pestrejših habitatnih razmer in dolgoročno večanje biotske raznolikosti, vpliv na kroženje in prostorsko premeščanje hranil, raznašanje rastlinskih semen z zoohorijo, so pomemben prehranski vir za velike zveri in mrhovinarje. Zaradi naštetih vlog so prostoživeči parkljarji pomembni okoljski inženirji in so integralni, nepogrešljiv del kopenskih ekosistemov (Apollonio in sod., 2017).

V prispevku smo skušali na čim bolj celovit način predstaviti najpomembnejše ekosistemske vloge in usluge, ki jih opravljajo/nudijo prostoživeči prežvekovalci (za divjega prašiča glej Pokorny in Jelenko, 2013). Vendar je treba poudariti, da je njihov pomen za ljudi oz. družbeno okolje mnogo širši: poleg ekosistemske vloge imajo namreč tudi pomembno nematerialno (kulturno, estetsko, rekreacijsko) vlogo, zaradi materialne vrednosti

(visokokakovostna divjačina, trofeje, lovni turizem itn.) so tudi pomemben obnovljiv naravni oz. ekonomski vir. Materialnih in nematerialnih družbenih vlog prostoživečih prežvekovalcev ter konfliktov v prispevku nismo obravnavali, saj so podrobno predstavljene/i v številnih sodobnih znanstvenih delih (najbolj celovito v: Csányi in sod., 2014).

V preteklosti so spremljali predvsem enostavne ekosistemske vplive prostoživečih prežvekovalcev, tj. vplive na posamezne elemente ekosistemov, medtem ko manjkajo celostni podatki o vplivu na življenjske združbe in celotne ekosisteme. Ustrezno poznavanje in razumevanje celovitih ekosistemskih vplivov terja dolgoročne, sistematično usmerjene raziskave medvrstnih odnosov. Takšne raziskave niso pomembne le za pridobitev novih znanstvenih spoznanj o dejanskih vplivih in ekosistemski vlogi velikih rastlinojedov (in divjega prašiča), temveč so zelo pomembne tudi za določitev ustreznih upravljaljskih ciljev, ustrezno vrednotenje pomena obstoja vrst v različnih območjih oziroma za izboljšanje upravljanja populacij v prihodnje. Slednje dandanes prepoznavajo tudi uveljavljeni raziskovalci, ki poudarjajo pomen dolgoročnega obstoja populacij domorodnih vrst parkljarjev, kar pa je mogoče le ob vzpostavitvi trdnega partnerstva in zaupanja med upravljalci (lovci in načrtovalci), raziskovalci ter naravovarstveniki, saj bo le tako mogoča implementacija na znanstvenih osnovah temelječega upravljanja in varstva populacij prostoživečih parkljarjev kot pomembnega obnovljivega naravnega vira (Apollonio in sod., 2017).

#### 4 POVZETEK

V Evropi živi okrog 15 milijonov osebkov prostoživečih prežvekovalcev (s skupno biomaso 610.000 ton), ki pripadajo dvajsetim vrstam; med njimi je deset domorodnih (v Sloveniji: evropska srna/srnjad, navadni jelen/jelenjad in gams) ter deset tujerodnih vrst (pri nas: damjak, muflon in alpski kozorog). Čeprav so nekatere podvrste redke in ogrožene, se v zadnjih desetletjih prostorska razširjenost in številčnost večine vrst prostoživečih parkljarjev (prežvekovalcev in divjega prašiča) večata povsod v Evropi, posledica česar so številni izzivi in priložnosti pri upravljanju populacij. Kljub nekaterim konfliktom, kot je škoda na kmetijskih površinah, poškodbe (in tudi škode) v gozdovih

ter vedno več trkov z vozili, so prostoživeči parkljarji v številnih državah prepoznani kot pomemben obnovljiv naravni oz. ekonomski vir (visokokakovostna divjačina, lovni turizem), imajo pomembno nematerialno (kulturno, estetsko, rekreacijsko) vlogo, kot ključne vrste v kopenskih ekosistemih pa pomembno vplivajo na biotsko raznolikost in razvoj kopenskih ekosistemov. Med drugim nudijo prostoživeči prežvekovalci naslednje pomembne ekosistemske usluge: ustvarjanje pestrejših habitatnih razmer in dolgoročno večanje biotske raznolikosti, vpliv na kroženje in prostorsko premeščanje hranil, širjenje rastlinskih semen z zoohorijo ter zagotavljanje pomembnega prehranskega vira za velike zveri in mrhovinarje.

V prispevku smo naredili celovit pregled ekosistemskih vlog prostoživečih prežvekovalcev, in sicer v naslednjih sklopih: (i) pomen za prenos in kroženje hranil v ekosistemih; (ii) vpliv na rastlinstvo prek raznašanja semen; (iii) vpliv na rastlinstvo prek prehranjevanja z rastlinami in njihovimi deli: objedanje drevesnih in grmovnih vrst, vpliv paše rastlinojedih parkljarjev na vrstno sestavo in biotsko pestrost rastlinstva; (iv) vpliv na živalstvo: vpliv paše rastlinojedih parkljarjev na druge živalske vrste in njihove habitate, prostoživeči prežvekovalci kot pomemben prehranski vir za velike zveri. Zaradi naštetih ekosistemskih vlog so prostoživeči prežvekovalci pomembni okoljski inženirji in so nepogrešljiv del tako ekosistemov kot tudi njihovega upravljanja. Njihovo prisotnost, razširjenost in številčnost je zato treba razumeti kot priložnost in pomemben obnovljiv naravni vir, ne pa kot motnje, populacije pa je treba upravljati upoštevaše spreminjajoče se naravno ter družbeno okolje.

#### 4 SUMMARY

In Europe, there are about 15 million individuals of wild ruminants (with a total biomass of 610,000 tons), belonging to 20 species; ten of them are indigenous (in Slovenia: European roe deer, red deer, and Alpine chamois), and ten are alien (in Slovenia: fallow deer, mouflon, and Alpine ibex). Although some subspecies are rare and/or endangered, spatial distribution and abundance of the majority of species of wild ungulates (ruminants and wild boar) have increased all over Europe in the

last years, which results in several challenges and opportunities in population management. Despite some conflicts, e.g. damage on agricultural land, impacts (and also damage) in forests, and increasing number of collisions with vehicles, wild ungulates are an important renewable natural and economical resource (high quality venison, source of hunting tourism), they have an important non-consumptive (cultural, aesthetic, recreational) value, and as key species they have an important impact on biodiversity and development of terrestrial ecosystems. Among others, they provide important ecosystem services as follows: creation of more heterogeneous habitats and long-term increase of biodiversity, impact on cycling and spatial mobility of nutrients, spreading of plant seeds (zoochory), and they also represent an important prey species for large carnivores and scavengers.

We prepared a comprehensive review of ecological value of wild ruminants in the following complexes: (i) their importance for mobility and cycling of nutrients in ecosystems; (ii) impact on flora through spreading of seeds; (iii) impact on flora through consuming plants and their parts: browsing on tree and shrub species, impact of grazing on species composition and biodiversity of flora; (iv) impact on fauna: impact of grazing on other animal species and their habitats, wild ruminants as an important prey species for large carnivores. Due to their ecological value wild ruminants are important environmental engineers and a vital part of both ecosystems and their management. Their presence, distribution, and abundance should therefore be considered as an opportunity and important renewable natural resource rather than a disturbance, and populations should be managed with regard to the changing natural and social environment.

## 5 ZAHVALA

## 5 ACKNOWLEDGEMENT

Prispevek je lahko nastal zaradi prejšnjega in sedanjega sodelovanja soavtorjev pri več ciljnih raziskovalnih projektih (CRP), v katerih smo proučevali vplive in ekologijo prostoživečih parkljarjev in sta jih financirala Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano ter Javna agencija za raziskovalno dejavnost RS: V4-1627, V4-1432, V4-1125 in V4-0498. Prvi in zadnji

avtor sta člana programske skupine P4-0107 (Gozdna biologija, ekologija in tehnologija). Za pomoč pri izvedbi projektov, ki so omogočili nastanek tega prispevka, se zahvaljujemo tudi Lovski zvezi Slovenije. Posebna zahvala velja dr. Hubertu Potočniku, saj so njegove pripombe in nasveti bistveno izboljšali kakovost prispevka.

## 6 VIRI

## 6 REFERENCES

- Abbas F., Merlet J., Morellet N., Verheyden H., Hewison A. J. M., Cargnelutti B., Angibault J. M., Picot D., Rames J. L., Lourtet B., Aulagnier S., Daufresne T. 2012. Roe deer may markedly alter forest nitrogen and phosphorus budgets across Europe. *Oikos*, 121, 8: 1271–1278.
- Al Sayegh Petkovšek S., Pokorný B., Firm D., Jerina K. 2015. Vpliv prostoživečih velikih rastlinojedov na travniške ekosisteme. *Acta Silvae et Ligni*, 108: 1–10.
- Andersen R., Duncan P., Linnell J. D. C. (ur.). 1998. The European roe deer: the biology of success. Oslo, Scandinavian University Press: 376 str.
- Andrieu E., Debussche M., Munoz F., Thompson J. D. 2011. How does herbivory affect individuals and populations of the perennial herb *Paeonia officinalis*? *Flora*, 206, 6: 544–549.
- Apollonio M., Chirichella R. 2016. Ungulates in Europe: a story of success with an uncertain future. V: Ungulates in a changing world – consequences for population dynamics, migration and management. Krasny Bor, The National Academy of Sciences of Belarus: 5–6.
- Apollonio M., Andersen R., Putman R. J. (ur.). 2010. European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge, Cambridge University Press. 604 str.
- Apollonio M., Belkin V. V., Borkowski J., Borodin O. I., Borowik T., Cagnacci F., Danilkin A. A., Danilov P. I., Faybich A., Ferretti F., Pokorný B., et al. 2017. Challenges and science-based implications for modern management and conservation of European ungulate populations. *Mammal Research*, 62: 209–217.
- Augustine D. J., McNaughton S. J. 1998. Ungulate effect on the functional species composition and plant communities: herbivore selection and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management*, 62: 1165–1183.
- Austrheim G., Eriksson O. 2001. Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains – patterns and processes at different spatial scales. *Ecography*, 24: 683–695.
- Bakker E. S., Ritchie M. E., Olff H., Milchunas D. G., Knops J. M. H. 2006. Herbivore impact of grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecology Letters*, 9: 780–788.
- Bardgett R. D., Wardle D. A. 2003. Herbivore-mediated linkages between above ground and below ground communities. *Ecology*, 84: 2258–2268.
- Belsky A. J. 1992. Effect of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science*, 3: 187–200.
- Bisinger J. 2014. Grazing management effects on environmental quality of riparian and upland grassland ecosystem. Graduate theses and dissertation. Iowa State University.
- Cailleret M., Heurich M., Bugmann H. 2014. Reduction in browsing intensity may not compensate climate change

- effect on tree species composition in the Bavarian Forest National Park. *Forest Ecology and Management*, 328: 179–192.
- Callaway R. M., Kikvidzs Z., Kikvidzs D. 2000. Facilitation by unpalatable weeds may conserve plant diversity in overgrazing meadows in the Caucasus Mountains. *Oikos*, 89: 275–282.
- Callaway R. M., Kikvidzs D., Chiboshvili M., Khetsuriani L. 2005. Unpalatable plants protect neighbours from grazing and increase plant community diversity. *Ecology*, 86: 1856–1862.
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J. D., von Arx M., Huber D., Anden H., Lopez-Bao J. V., Adamec M., Alvares F., Anders O., et al. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscape. *Science*, 346: 1517–1519.
- Clapperton, M. J., Kanashiro D. A., Behan-Pelletier V. M. 2002. Changes in abundance and diversity of microarthropods associated with Fescue Prairie grazing regimes. *Pedobiologia*, 46: 496–511.
- Cote S. D., Rooney T. P., Tremblay J. P., Dussault C., Waller D. M. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 35: 113–147.
- Csányi S., Carranza J., Pokorny B., Putman R., Ryan M. 2014. Valuing ungulates in Europe. V: Behaviour and management of European ungulates. Putman R., Apollonio M. (ur.). Dunbeath, Whittles Publishing: 13–45.
- Dombos M. 2001. Collembola of loss grassland: effect of grazing and landscape on community composition. *Soil Biology and Biochemistry*, 33: 2037–2045.
- Drexhage M., Colin F. 2003. Effects of browsing on shoots and roots of naturally regenerated sessile oak seedlings. *Annals of Forest Science*, 60: 173–178.
- Edwards T., Kenyon W. 2013. Wild deer in Scotland. Edinburgh, The Scottish Parliament: 29 str.
- Eycott A. E., Watkinson A. R., Hemami M. R., Dolman P. M. 2007. The dispersal of vascular plants in a forest mosaic by a guild of mammalian herbivores. *Oecologia*, 154, 1: 107–118.
- Evans D. M., Redpath S. M., Evans S. A. 2006. Low intensity, mixed livestock grazing improves the breeding abundance of a common insectivorous passerine. *Biology Letters*, 2: 636–638.
- Focardi S., Pelliccioni E. R., Petrucco R., Toso S. 2002. Spatial patterns and density dependence in the dynamics of a roe deer (*Capreolus capreolus*) population in central Italy. *Oecologia*, 130, 3: 411–419.
- Fuller R. J. 2001. Responses of woodland birds to increase numbers of deer: a review of evidence and mechanism. *Forestry*, 74: 289–298.
- Gill R. M. A. 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests: 1. Deer. *Forestry*, 65, 2: 145–169.
- Gill R. M. A. 2000. The impact of deer on woodland biodiversity. *Forestry Commission Information Note*, 35, The Forestry Commission, Edinburgh: 6 str.
- Gill R. M. A., Beardall V. 2001. The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry*, 74, 3: 209–218.
- Heinken T., Raudnitschka D. 2002. Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central European forests by epizoochory: a case study in NE Germany. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 121: 179–194.
- Heinken T., Hanspach H., Raudnitschka D., Schaumann F. 2002. Dispersal of vascular plants by four species of wild mammals in a deciduous forest in NE Germany. *Phytocoenologia*, 32: 627–643.
- Hill S. D. 1985. Influences of large herbivores on small rodents in the New Forest. PhD Thesis, University of Southampton.
- Hobbs N. T. 1996. Modification of ecosystem by ungulates. *Journal of Wildlife Management*, 60, 4: 695–713.
- Hoogendoorn C. J., Betteridge K., Ledgard S. F., Costall D. A., Park Z. A., Theobald P. W. 2011. Nitrogen leaching from sheep, cattle and deer grazed pasture in the Lake Taupo catchment in New Zealand. *Animal Production Science*, 51: 416–425.
- Huntly N. J. 1991. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystem. *Ecology, Evolution, and Systematics*, 22: 477–503.
- Jaroszewicz B., Piroznikow E., Sondej I. 2013. Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest. *Forest Ecology and Management*, 305: 21–28.
- Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. 2005. Large carnivores and ungulates in European temperate forest ecosystems: bottom-up and top-down control. V: Large carnivores and the conservation of biodiversity. Ray J. C., Redford K. H., Steneck R. S., Berger J. (ur.). Washington, Island Press: 230–246.
- Jerina K. 2008. Velika rastlinojeda divjad in razvojna dinamika gozdnih ekosistemov: proučevanje vplivov izbranih okoljskih in populacijskih parametrov ter gozdnogojitvenih sistemov na zmožnost naravne obnove. Zaključno poročilo CRP projekta. Ljubljana: Biotehniška fakulteta, 27 str.
- Kie J. G., Bowyer T., Stewart K. M. 2003. Ungulates in western coniferous forest: habitat relationship, population dynamics, and ecosystem processes. V: Mammal community dynamics: Management and conservation in the coniferous forests of western North America. Zabel C. J., Anthony R. G. (ur.). New York, Cambridge University Press: 296–340.
- Kos I. 2011. Vloge velikih rastlinojedcev v ekosistemi. Zbornik povzetkov in prispevkov ob delavnici in posvetovanju Upravljanje velike rastlinojede divjadi ob upoštevanju njenih vplivov na gozdni prostor, potrebe velikih plenilcev in pomena za lovstvo. Hudičevac, Razdrto 29.–30. 11. 2011.
- Madsen P. 1995. Effects of seedbed type on wintering of beech nuts (*Fagus sylvatica* L.) and deer impact on sprouting seedlings in natural regeneration. *Forest Ecology and Management*, 73: 37–43.
- Marchiori E., Sturaro E., Ramanzin M. 2012. Wild red deer (*Cervus elaphus* L.) grazing may seriously reduce forage production in mountain meadows. *Italian Journal of Animal Science*, 11: e9.
- Massei G., Kindberg J., Licoppe A., Gačić D., Pokorny B., et al. 2015. Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science*, 71: 492–500.
- Matias L., Zamora R., Mendoza I., Hodar J. A. 2010. Seed dispersal pattern by large frugivorous mammals in a degraded mosaic landscape. *Restoration Ecology*, 18: 619–627.
- McNaughton S. J. 1985. Ecology of grazing ecosystem; the Serengeti. *Ecological Monographs*, 53: 291–320.
- Milchunas D. G., Sala O. E., Lauenroth W. K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist*, 132: 87–106.

- Mitchell F. J. G., Kirby K. 1990. The impact of large herbivores on the conservation of semi-natural woods in British uplands. *Forestry*, 63: 333–353.
- Moe S. R., Wegge P. 2008. Effect of deposition of deer dung on nutrient redistribution and on soil and plant nutrients on intensively grazed grasslands in lowland Nepal. *Ecological Research*, 23: 227–234.
- Nopp-Mayr U., Kempter L., Muralt G., Gratz G. 2012. Seed survival on experimental dishes in a central European old-growth mixed-species forest: effects of predator guilds, tree masting and small mammal population dynamics. *Oikos*, 121: 337–346.
- Oheimb von G., Kriebitzsch W. U., Schmidt M., Heinken T., Ellenberg H. 2009. Why are only a few forest plant species dispersed by large wild ungulates? *Forstarchiv*, 80: 215–221.
- Olesen R. C., Madsen P. 2008. The impact of roe deer (*Capreolus capreolus*), seedbed, light and seed fall on natural beech (*Fagus sylvatica*) regeneration. *Forest Ecology and Management*, 255: 3962–3972.
- Oloff H., Richie M. E. 1998. Effect of herbivores on grassland plant diversity. *Tree*, 13: 261–265.
- Oslis, Osrednji slovenski lovsko-informacijski sistem. 2017. <http://oslis.gozdis.si/> (september, 2017).
- Petersen H., Jucevica E., Gjelstrup P. 2004. Long-term changes in collembolan communities in grazed and non-grazed abandoned arable fields in Denmark. *Pedobiologia*, 48: 559–573.
- Picard M., Baltzinger C., 2012. Hitch-hiking in the wild: should seeds rely on ungulates? *Plant Ecology and Evolution*, 145, 1: 24–30.
- Pokorny B., Jelenko I. 2013. Ekosistemska vloga, pomen in vplivi divjega prašiča (*Sus scrofa* L.). *Zlatorogov zbornik*, 2: 2–30.
- Putman R. J. 1986. Grazing in temperate ecosystems: large herbivores and their effects on the ecology of the New Forest. London: Croom Helm/Chapman and Hall: 200 str.
- Putman R. J., Edwards P. J., Mann J. C. E., How R. C., Hill S. D. 1989. Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. *Biological Conservation*, 47: 13–32.
- Putman R., Langbein J., Green P., Watson P. 2011. Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impact may occur. *Mammal Review*, 41: 175–196.
- Putman R., Apollonio M. (ur.) 2014. Behaviour and management of European ungulates. Dunbeath, Whittles Publishing: 293 str.
- Reimoser F., Gossow H. 1996. Impacts of ungulates on forest vegetation and its dependence on silvicultural system. *Forest Ecology and Management*, 88: 107–119.
- Reimoser F., Putman R. 2011. Impact of wild ungulates on vegetation: costs and benefits. V: *Ungulate management in Europe: Problems and practices*. Putman R., Apollonio M., Andersen R. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 144–191.
- Roženberger D., Nagel T., Fidej G., Diaci J. 2017. Veliki rastlinojedi parkljarji, obnova, struktura in funkcije gozdov v Sloveniji, 75, 9: 373–382.
- Schmidt K. 2008. Behavioural and spatial adaptation of the Eurasian lynx to a decline in prey availability. *Acta Theriologica*, 53: 1–16.
- Schmidt M., Sommer K., Kriebitzsch W. U., Ellenberg H., Oheimb von G. 2003. Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part I: Roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). *European Journal of Forest Research*, 123, 2: 167–176.
- Schon N. L., Mackay A. D., Minor M. A., 2012. Vulnerability of soil invertebrate communities to the influence of livestock in three grasslands. *Applied Soil Ecology*, 53: 98–107.
- Schütz M., Rish A. C., Leuzinger E., Krusi B. O., Achermann, G. 2003. Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and process in subalpine grasslands in the Swiss National Park. *Forest Ecology and Management*, 181: 177–188.
- Seagle W. S. 2003. Can ungulates foraging in a multiple-use landscape alter forest nitrogen budgets. *Oikos*, 103, 1: 230–234.
- Semiadi G., Muir P. D., Barry T. N., Veltman C. J., Hodgson J. 1993. Grazing patterns of sambar deer (*Cervus unicolor*) and red deer (*Cervus elaphus*) in captivity. *New Zealand Journal of Agriculture Research*, 36: 253–260.
- Senn J., Suter W. 2003. Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. *Forest Ecology and Management*, 181: 151–164.
- Singer J. F., Schoenecker A. K. 2003. Do ungulates accelerate or decelerate nitrogen cycling? *Forest Ecology and Management*, 181: 189–214.
- Smit C., Putman R. 2011. Large herbivores as environmental engineers. V: Putman R., Apollonio M., Andersen R. (ur.). *Ungulate management in Europe: Problems and practices*. Cambridge, Cambridge University Press: 260–283.
- Stergar M. 2013. Zoohorija – raznašanje semen s pomočjo živali. *Zlatorogov zbornik*, 2: 45–66.
- Stowe T. J. 1987. The management of sessile oakwoods for pied flycatchers. *RSPB Conservation Review*, 1: 78–148.
- Vandegheuchte M. L., Raschein U., Schütz M., Gwiazdowicz D. J., Risch A. C. 2015. Indirect short and long-term effects of aboveground invertebrate and vertebrate herbivores on soil microarthropoda communities. *PLoS One*, 10: e0118679.
- Vavra M., Parks C. G., Wisdom M. J. 2007. Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad and the ugly. *Forest Ecology and Management*, 246: 66–72.
- Vickery J. A., Tallowin J. R., Feber R. E., Asteraki E. J., Atkinson P. W., Fuller R. J., Brown V. K. 2001. The management of lowland natural grassland in Britain: effect of agricultural practice on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647–664.
- Wheeler P. 2008. Effect of sheep grazing on abundance and predators of field vole (*Microtus agrestis*) in upland Britain. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 123: 49–55.
- Wisdom M. J., Vavra M., Boyd J. M., Hemstrom M. A., Johnson B. K. 2006. Understanding ungulate herbivory – episodic disturbance effect on vegetation dynamics: knowledge gaps and management needs. *Wildlife Society Bulletin*, 34: 283–292.