

**UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI**

**PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA**

**KATEDRA ZOOLOGIE**



**Ekologie tesaříka alpského (*Rosalia alpina*) ve střední Evropě**

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

**Josef Marek**

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Biologie a ekologie

Forma studia: Prezenční

**Vedoucí práce: doc. RNDr. Milan Veselý, Ph.D.**

Olomouc 2024

## **PROHLÁŠENÍ**

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracoval samostatně s použitím citovaných literárních zdrojů a pod vedením mého školitele doc. RNDr. Milana Veselého, Ph.D.

V Olomouci dne

.....  
Podpis

## **PODĚKOVÁNÍ**

Chtěl bych poděkovat svému vedoucímu práce doc. RNDr. Milanu Veselému, Ph.D. za konzultace, odborné vedení, trpělivost i kritiku práce. Taktéž bych chtěl vyjádřit svůj dík za morální podporu a trpělivost svým přátelům během psaní této práce.

# BIBLIOGRAFICKÁ IDENTIFIKACE

**Jméno a příjmení autora:** Josef Marek

**Název práce:** Ekologie tesaříka alpského (*Rosalia alpina*) ve střední Evropě

**Typ práce:** Bakalářská

**Pracoviště:** Katedra zoologie PřF UP

**Vedoucí práce:** doc. RNDr. Milan Veselý, Ph.D.

**Rok obhajoby práce:** 2024

## Abstrakt:

Cílem této práce je vypracování podrobné literární rešerše týkající se ekologie a výskytu tesaříka alpského *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) ve střední Evropě a jeho vztah k buku lesnímu *Fagus sylvatica* (Linné, 1753). Dále se zaměřuje na aktuální situaci v České republice a poskytuje zhodnocení existujících poznatků v této oblasti. Práce sjednocuje současná zjištění a odhaluje nesrovnalosti či nové poznatky, což může podpořit méně doložené hypotézy. Výsledkem této práce bude informativní studie, která přispěje k lepšímu porozumění ekologickým nárokům druhu *Rosalia alpina*.

**Klíčová slova:** *Rosalia alpina*, fylogenetika, fylogeografie, dřevinné preference, habitat, distribuce, ekologické pasti, mobilita, ochrana

**Počet stran:** 50

**Počet příloh:** 0

**Jazyk:** český

# **BIBLIOGRAPHICAL IDENTIFICATION**

**Author's first name and surname:** Josef Marek

**Title of thesis:** The ecology of *Rosalia longicorn* in Central Europe

**Type of thesis:** Bachelor

**Department:** Department of Zoology

**Supervisor:** doc. RNDr. Milan Veselý, Ph.D.

**The year of presentation:** 2024

**Abstract:**

The aim of this thesis is to conduct a detailed literature search on the ecology and distribution of the Alpine cedar *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) in Central Europe and its relationship to the forest beech *Fagus sylvatica* (Linné, 1753). It also focuses on the current situation in the Czech Republic and provides an assessment of the existing knowledge in this area. The work unifies the current findings and reveals discrepancies or new findings, which may support less documented hypotheses. The result of this work will be an informative study that will contribute to a better understanding of *Rosalia alpina*.

**Keywords:** *Rosalia alpina*, phylogenetics, phylogeography, tree preferences, habitat, distribution, ecological traps, mobility, conservation

**Number of pages:** 50

**Number of appendices:** 0

**Language:** Czech

## OBSAH

ÚVOD .....	2
TEORETICKÁ ČÁST .....	5
1.1 Charakteristika druhu <i>Rosalia alpina</i> .....	5
1.1.1 Morfologie .....	5
1.1.2 Životní cyklus .....	6
1.1.3 Stinné preference .....	10
1.1.4 Přirození nepřátelé .....	11
1.1.5 Vzájemný vztah <i>Rosalia alpina</i> s houbami .....	12
1.1.6 Mobilita.....	13
1.1.7 Feromony .....	13
1.2 Rozšíření .....	14
1.2.1 Areál.....	14
1.2.2 Altitudinální rozšíření .....	16
1.2.3 Mikroklimatické podmínky .....	17
1.2.4 Fylogeografie .....	17
1.2.5 Fylogenetika.....	21
1.2.6 Charakteristika lokalit v České republice .....	23
1.3 Potrava .....	24
1.4 Metody výzkumu: .....	25
1.5 Ochrana.....	26
1.5.1 Vliv hospodaření.....	26
1.5.2 Ekologické pasti.....	27
1.5.3 Zásady ochrany .....	30
1.5.4 Legislativa.....	31
ZÁVĚR .....	32
LITERATURA .....	33

## ÚVOD

Tesařík alpský *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) je v Evropě jediným druhem zastupujícím tribus *Rosaliini* (*Cerambycidae* – tesaříkovití). Jedná se o významný druh evropského měřítka, jež je vázaný na staré stromy a mrtvé dřevo (Duelli a Wermellinger, 2005). Areál druhu zahrnuje téměř celou Evropu, s výjimkou nejsevernějších oblastí (Sláma, 1998; Sama, 2002, 2004; Jurc et al., 2008; Cizek et al., 2009; Drag et al., 2012; Michalcewicz a Ciach, 2012; Castro et al., 2012). Na východě je ohraničen Kavkazem, na jihovýchodě sahá až na východní okraj Mediteránu od Sýrie po Izrael (Plavilstshikov, 1934; Heyrovský, 1955; Sama a Löbl, 2010; Čížek et al., 2015). Dokonce jsou známy nálezy z území Afriky (Demelt, 1957; Horion, 1974; Burakowski et al., 1989).

Jedná se o vzhledově nezaměnitelný druh tesaříka, jehož populace v posledních dekádách znatelně klesají, převážně z důvodu nevhodného lesního hospodaření (Davies et al., 2008; Duelli a Wermellinger, 2005). Tím dochází k fragmentaci populací, která dále ohrožuje přežívání druhu na původních lokalitách (Bosso et al., 2013). Abychom mohli tohoto ikonického brouka smysluplně chránit, je nutné porozumět jeho biologii, genetické variabilitě a základním ekologickým charakteristikám (Drag et al., 2018).

Na území České republiky se dříve jednalo o druh, který zde byl hojně rozšířen (Sama, 2002). V posledních letech však došlo k značnému ústupu ze severozápadní části jeho areálu. Aktuálně se jeho populace nachází na území České republiky v rámci tří lokalit. Jedná se o Ralskou pahorkatinu, Bílé Karpaty a soutok Moravy a Dyje (Sláma, 1998; Gepp, 2002; Duelli a Wermellinger, 2005; Drag et al., 2011; Drag et al., 2012). Nyní se jedná o vzácný a zranitelný druh uvedený v červeném seznamu ohrožených druhů a ve směrnici Evropské unie o stanovištích jako prioritní druh v zájmu společenství (IUCN, 2021). Lokality jeho výskytu jsou chráněny a brány jako evropsky významné (Drag et al., 2011). Jeho současný výskyt v ČR je ostrůvkovitý (Drag et al., 2011).

Tesařík alpský je ve střední Evropě považován za horský druh, jenž se vyskytuje na území od 500 metrů nad mořem výše. Vyvíjí se v tlejícím dřevě listnatých stromů (Kovács, 1998; Ciach et al., 2007; Cizek et al., 2009). Jedná se o druh převážně vázaný na buk lesní (*Fagus sylvatica*), který preferuje vždy, když je dostupný. Navzdory této preferenci však dokáže využívat i jiné dřeviny, jako je javor (*Acer spp.*), jilm (*Ulmus spp.*), jasan (*Fraxinus spp.*), lípa (*Tilia spp.*) (Cizek et al., 2009; Picard, 1929; Shapovalov, 2012) a další jako habr (*Carpinus spp.*), jírovec (*Aesculus hippocastanum*) či ořešák (*Juglans spp.*) (Merkl Hegyessy a Kovács, 1996; Hovorka, 2011).

Požadavky na kvalitu dřeva, ve kterém jsou larvy schopné dokončit vývoj, nejsou vysoké. Dřevo by mělo mít správnou vlhkost a být na osluněném místě (Russo et al., 2011). Samotný vývoj trvá 3 roky (Heyrovský, 1955; Sláma, 1998) s tím, že ve třetím roce na jaře se larvy kuklí. Při vykousávání ze dřeva po sobě dospělci zanechávají typické eliptické otvory (Dominik a Starzyk, 1989; Cizek et al., 2009). Dospělci se následně

vyskytují od června do září (Heyrovský, 1955; Sláma, 1998). Samice jsou schopny klást vajíčka takřka ihned po vykuklení, a to do prasklin ve tlejícím či čerstvě spadlém dřevě (Tsherepanov, 1981). Nebylo zaznamenáno, že by dospělí jedinci přijímali potravu (Edwards, 1961; Tsherepanov, 1981). Brouci jsou zpravidla aktivní od 10 do 17 hodin (Drag et al., 2011). Velikost dospělců se pohybuje v rozmezí 14 až 40 milimetrů (Sama, 2002).



## **CÍLE PRÁCE**

Hlavním cílem této práce je komplexní rešerše týkající se ekologie, demografie, vnitrodruhových mechanismů a chování *Rosalia alpina*.

# TEORETICKÁ ČÁST

## 1.1 Charakteristika druhu *Rosalia alpina*

Druh *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) získal své druhové jméno podle toho, že první jedinec, kterého objevil Carl Von Linné a následně ho popsal jako nový druh v *Systema naturae* roku 1758, pocházel z Alp (Duelli a Wermellinger, 2005).

*Rosalia alpina* spadá do čeledi *Cerambycidae*, podčeledi *Cerambycinae*, tribus *Rosaliini* (Danilevsky, 2015). Jedná se o polytypický druh o dvou poddruzích (Tavakilian, 2012), z nichž nominotypický *Rosalia alpina alpina* (Linnaeus, 1758) je rozšířen ve většině Evropy a poddruh *R. a. syriaca* (Pic, 1895) je endemický na území Turecka (Tavakilian, 2012; Čížek et al., 2015). V západním Palearktu se vyskytuje pouze tento jediný druh rodu *Rosalia* (Heyrovský, 1955; Horion, 1974; Löbl a Smetana, 2010; Drag et al., 2012; Čížek et al., 2015). Větší diverzitu má rod ve východní palearktické a orientální oblasti (Tavakilian, 2012), zejména v jihovýchodní Asii, Číně a Americe (Loble a Smetana, 2010). V současné době má rod *Rosalia* 27 uznávaných druhů (GBIF, 2023).

Tesařík alpský je xerotermofilní obligátně saproxylický xylofág (Cizek et al., 2009; Russo et al., 2011; Drag et al., 2012) a má tedy významný ekologický i ekonomický dopad na lesní ekosystémy (Grove, 2002). Tento brouk je klasifikován jako deštníkový druh bukových pralesů (Drag et al., 2012). V rámci území České republiky je veden k roku 2017 v červeném seznamu ohrožených druhů v kategorii ohrožený (Kabátek a Skořepa, 2017).

Dle Draga et al. (2011) je průměrná délka života imág v rozmezí 4–7 dní. Maximální délka života je u samců 24 dnů a u samic 15 dnů (Drag et al., 2011, 2012). Dospělí jedinci se vyskytují zpravidla od června do konce srpna. Například v Itálii je největší aktivita od července do konce srpna (Duelli a Wermellinger, 2005; Lequet, 2005).

### 1.1.1 Morfologie

Velikost dospělých jedinců se pohybuje v rozmezí 14–40 mm (Sama, 2002; Duelli a Wermellinger, 2005; Drag et al., 2012) v závislosti na kvalitě a stupni rozkladu dřeva, ve kterém se vyvíjely larvy a přítomností kůry (Ciach a Michalcewicz, 2013). Pronotální šířka dospělce se pohybuje v průměru od 3,2 mm do 6,2 mm, elytrální šířka je v rozmezí průměrných hodnot od 3,8 mm až 8,1 mm a elytrální délka se pohybuje průměrně od 11,1 mm do 22,3 mm (Ciach a Michalcewicz, 2013). Tykadla jsou dlouhá a nápadná s charakteristickými chomáčemi chlupů na třetím až šestém tykadlovém článku. Tykadla samic jsou jen o trošku delší než tělo, zatímco tykadla samců jsou téměř dvakrát delší než tělo (Duelli a Wermellinger, 2005). Kusadla jsou u samců širší než u samic a mají na vnější straně hrbolk z důvodu kompetičních soubojů samců (Duelli a Wermellinger,

2005; Lequet, 2005). Tento druh má charakteristické šedomodré až jasně tyrkysové zbarvení těla s výskytem jasně ohraničené černé skvrny na hlavě, pronotu a dalších několika na krovkách (Sama, 2002; Duelli a Wermellinger, 2005). Strídající se modré a černé segmenty najdeme také na tykadlech. Tvar a velikost skvrn jsou poměrně variabilní. Na krovkách bývají střední skvrny často spojeny do příčného pruhu. Vzor skvrn je u každého jedince jedinečný a jednotlivci se tedy dle nich dají rozlišit. Dokonce byly nalezeni jedinci, kteří měli skvrny nevýrazné až chybějící (Sama, 2002; Duelli a Wermellinger, 2005). Elytry některých populací, např. sicilských, mohou být zcela tmavé, zatímco jiné pro změnu zcela bez skvrn (Campanaro et al., 2011a). Krovky jsou ploché a souměrné (Sama, 2002). Přesto, že se zbarvení jedinců *Rosalia alpina* zdá být nápadné, poskytuje dobré maskování na světle šedé bukové kůře (Duelli a Wermellinger, 2005).

Popis larev *Rosalia alpina*: Larvy se vyznačují homogenní morfologií. Jsou bílé, masité, se sklerotizovanou hlavou oranžovo červené barvy a s výraznými černými kusadly. Na břišní straně larvy se na každém článku nachází masitý polštářek, který slouží k usnadnění pohybu larvy. Průměrná velikost larev je 28–30 mm (Trizzinno et al., 2013) a vyvíjí se po dobu dvou až tří let (Sama, 1988, 2002).

### 1.1.2 Životní cyklus

Larvy se po vylíhnutí živí přímo pod kůrou v lýkovém dřevě. Následně prostupují až do jádrového dřeva (Duelli a Wermellinger, 2005). Orientace požerku je dle směru vláken dřeva (Campanaro et al., 2011a). Larvy sice preferují převážně suché dřevo, jež neobsahuje příliš hub (Duelli a Wermellinger, 2005; Drag et al., 2012), ale dokážou se úspěšně a plnohodnotně vyvíjet i ve vlhkém a shnilém dřevě s vysokým obsahem hub a plísní (Duelli a Wermellinger, 2005; Russo et al., 2011; Bartnik et al., 2020). Larvy během vývoje produkují vrtný prach. Tento prach není vytlačován pryč z chodbičkového systému, ale je zde stlačován. Kompletní vývoj jedince *Rosalia alpina* trvá 2–4 roky. Délka vývoje se odvíjí od kvality dřeva a míry oslunění (Duelli a Wermellinger, 2005; Russo et al., 2011; Michalcewicz a Ciach, 2012). Před poslední hibernací, tedy v posledním roce vývoje se larva opět přiblíží pod kůru, kde si na jaře až začátku léta následně postaví komoru, v níž se zakuklí (Campanaro et al., 2011a). Tato komora má již předvrtaný a následně uzavřený šrafovací kanálek, který slouží k tomu, aby se larva před kuklením mohla do komory dostat. Kukla má již dobře patrná dlouhá tykadla a nohy. Dospělí brouci se líhnou od konce června do počátku září s tím, že hlavní pík je v červenci. Po vylíhnutí zanechávají charakteristické výletové otvory (Duelli a Wermellinger, 2005; Campanaro et al., 2011a).

Samice již při vykousání ze dřeva disponují zralými vajíčky. Proto se mohou pářit a vyklást již krátce po vylíhnutí. O tom, zda je v okolí vhodný partner, ji informuje přítomnost nebo absence agregačního feromonu produkovaného samcem (Drag et al., 2012; Žunič Kosi et al., 2017). Pokud v jejím okolí žádný partner není, samička se vydá

hledat na jinou lokalitu. Samci, kterým se nedaří přilákat samičku a neregistrují ani žádné další samce v okolí se též rychle vydávají hledat na další lokality. Tato strategie je výhodná za předpokladu, že jsou stanoviště výskytu od sebe vzdálena nepříliš daleko, a to v řádu stovek metrů až několika kilometrů. Korelační vztah mezi hustotou populace a rozptylovou schopností imág je znatelný převážně v malých populacích (Bosso et al., 2013). Tímto se dá vysvětlit, proč je *Rosalia alpina* hojně rozšířena ve slovenských Karpatech, kde je vysoká denzita lokálních populací. U malých izolovaných populací má tato strategie fatální dopad. Jelikož je interval líhnutí adultů přibližně 6 týdnů, rychle klesá pravděpodobnost, že se v rozmezí pár dnů vylíhne samec i samice (Drag et al., 2012). Samci navíc létají přibližně o týden dříve než samice (Duelli a Wermellinger, 2005; Hegyessy a Merkl, 2014). Pokud se tedy populace zmenší pod kritickou mez, šance na potkání obou pohlaví se začnou rapidně snižovat, což může vést až ke kolapsu a vymizení lokální populace (Drag et al., 2012).

Potenciál rozptylové schopnosti druhu *Rosalia alpina* výrazně klesá kvůli historické neschopnosti rozmnožovat se pomocí okrajových hostitelů. Toto chování je dáno společnými ekologickými nároky na klimatické podmínky a prostředí jak pro *Rosalia alpina*, tak pro *Fagus sylvatica* jakožto hlavního hostitele (Drag et al., 2018). Populace, které nevyužívají buk, mohou čelit vyhynutí v případě následných glaciálních období (Drag et al., 2016). Dospělci dosahovali stejných velikostí jak u hlavního, tak u okrajových hostitelů díky čemuž můžeme říci, že kvalita dřeva, a tedy i nutriční hodnoty jednotlivých druhů hostitelů zjevně nehrály roli ve schopnosti šíření (Michalcewicz a Ciach, 2012).

Souboje samců při obraně teritoria jsou velmi intenzivní. Dochází ke vzájemnému zaklesnutí kusadly do sebe a následně se jeden jedinec pokouší druhého zahnat, případně shodit ze střeženého kusu dřeva (Obr. 1). Obvykle se samci snaží chytit za hlavu, aby mohli nadzvednout tělo soupeře a shodit ho ze stromu. Narušitelé bývají vytrvalí, takže se souboje často opakují a mohou i gradovat mimo daný strom. Až do doby, kdy to jeden ze samců vzdá. Vítězný samec následně usilovně hledá samičku, aby mohlo opět dojít k páření (Di Nikola a Poloni, 2020). Samci obvykle brání své území na vysokém silném stojícím kmeni. Zároveň zde byly nejčastěji pozorovány i kladoucí samice (Vogeli, 2001). Samci s většími rozměry a delšími tykadly mají větší šanci, že vyhrají souboj a následně se budou moci spářit (Wang a Zeng, 2004). Agresivita samců je závislá na hustotě populace. Mezi agresivitou a rozměry existuje korelace. Větší samci jsou agresivnější, než menší, což může vést k eskalaci soubojů, které umožňují přirozenou selekci samců (Bosso et al., 2013).



**Obrázek 1:** Fotografie souboje samců *Rosalia alpina*. Oba jedinci se snaží zaklesnout výrůstky na kusadlech, uchopit a následně shodit soka ze střeženého místa (Di Nikola a Poloni, 2020).

V rámci atrakce samci nejprve zaberou svůj malý kus území na povrchu kůry vhodného kmene. Je důležité, aby byl dobře osluněný, suchý a s prasklinkami v kůře (Duelli a Wermellinger, 2005). Následně začne samec lákat samičku pomocí produkce agregačního feromonu. Feromon ale přitahuje i další samce, takže si lákající samec musí své teritorium urputně bránit. Velká kusadla samců mohou někdy posloužit k soubojům, podobně jako u roháčů (*Lucanus cervus*; Linné, 1758) kde je tento projev chování známější (Duelli a Wermellinger, 2005; Drag et al., 2012). Pokud jedinec úspěšně drží pozici a podaří se mu přilákat samičku, tak se s ní následně spáří. Po aktu ji ještě po určitý čas hlídá. Mezitím samice začne klást vajíčka do samcem vybraného dřeva (Duelli a Wermellinger, 2005; Drag et al., 2012).

Napářená samice ihned po spáření začne pomocí makadel a kladélka hledat vhodnou část povrchu na kladení (Duelli a Wermellinger, 2005). Preferovány jsou osluněné plochy starých rozpadajících se stromů a pahýly stojící v prostoru. Výjimečně může docházet ke kladení i na zemi či na větších větvích, případně na pařezech (Campanaro et al., 2011a; Castro a Fernández, 2016). Vývoj v pařezech ale bývá často neúspěšný, neboť larvy se zde nejsou schopny se správně orientovat a prodělat kompletní vývoj (Gatter, 1997). Samice tedy hledají suché a tvrdé dřevo (Drag et al., 2012) obsahující zasychající trhlinky, drobné prasklinky, nerovnosti či díry, do kterých mohou

následně naklást jednotlivě vajíčka svým krátkým kladélkem (Duelli a Wermellinger, 2005; Russo et al., 2011,). Duelli a Wermellinger (2005) uvádějí, že jak pro kladení vajíček, tak pro vývoj larev je preferována osluněná strana kmene. Nicméně Keena (2006) tvrdí, že samice preferují kladení vajíček na zastíněných plochách z důvodu, aby se vyhnuli riziku vyschnutí vajíček. Kladoucí samice má tykadla skloněná dozadu (Obr. 2). Samice může klást vajíčka i do již částečně shnilého substrátu poškozených stromů (Duelli a Wermellinger, 2005).

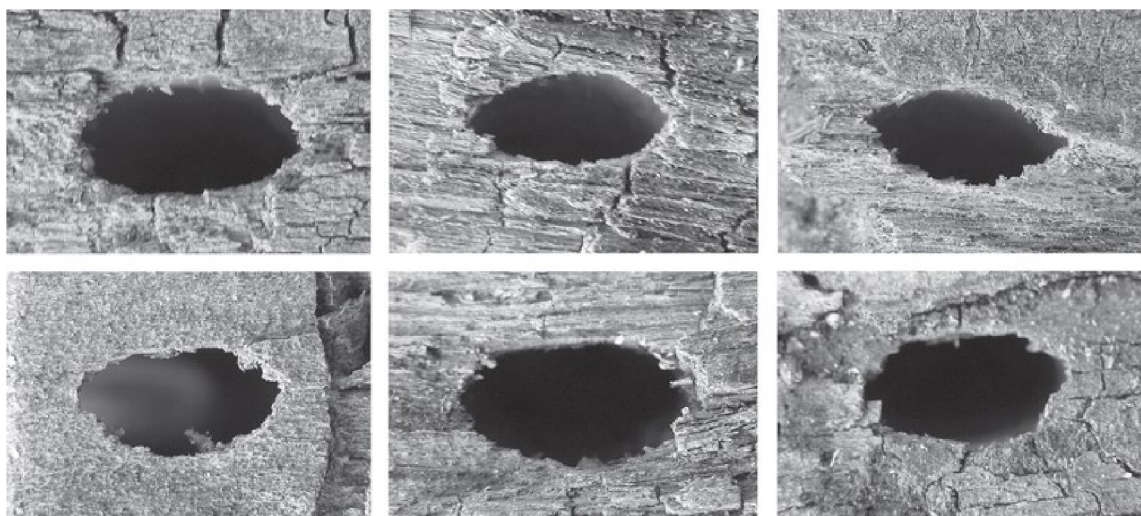


**Obrázek 2:** Kladení samice *Rosalia alpina* (foto Ondřej Konvička)

Substrátem pro vývoj larev je mrtvé až tlející dřevo s průměrem zpravidla přesahujícím 20 cm (Campanaro et al., 2011a; Drag et al., 2012). Nejčastěji se jedná o *Fagus sylvatica*. Druh se dokáže vyvíjet i v dřevě menšího průměru, jako jsou spadané větve nebo kořeny (Duelli a Wermellinger, 2005; Castro et al., 2012). Úspěšný vývoj byl pozorován i ve dřevě javoru kleny (*Acer pseudoplatanus*; Linné, 1753), jehož průměr dosahoval maximálně 15 cm (Michalcewicz et al., 2013).

V blízkosti se obvykle vylíhne více jedinců současně (Gatter, 1997), čímž vznikají larvální galerie (Ciach a Michalcewicz, 2013). Míra nových výletových otvorů u živých a mrtvých stromů je téměř stejná (Castro a Fernández, 2016). Výletové otvory jsou kolmé s podélnou osou vždy rovnoběžnou s kmenem nebo osou větve. Otvory mají ostře ohraničené okraje (Duelli a Wermellinger, 2005; Campanaro et al., 2011a). Šířka a výška výletových otvorů se obvykle pohybují v rozmezí 4,9 až 15,2 mm šířky a 3 až 7 mm výšky (Ciach a Michalcewicz, 2013) je znázorněno na obrázku níže (Obr. 3). Existuje

významná korelace mezi velikostí těla dospělého brouka a rozměry výletových otvorů. Rozměry výstupních otvorů, chodbiček a výletových otvorů v dřevě a kůře jsou důležitým ukazatelem přítomnosti *Rosalia alpina*. Díky tvaru a velikosti výletových otvorů můžeme lépe poznat charakteristiky konkrétní populace, včetně její velikosti (Bense, 2001; Binner a Bussler, 2006). Odhad velikosti dospělého jedince lze provést na základě velikosti a tvaru výletových otvorů (Obr. 4), přestože se jedná pouze o předpoklad (Ciach a Michalcewicz, 2013). Nové výstupní otvory lze odlišit od starých podle pilin poblíž otvorů nebo světlejší barvy dřeva ve srovnání s dřevem, které se přirozeně oddělilo od kůry (Binner a Bussler, 2006; Castro et al., 2012). Každý výletový otvor svědčí o úspěšném dokončení vývoje larvy *Rosalia alpina* uvnitř stromu a umožňuje kvantifikaci populace, pokud se dospělí jedinci vyskytují jen zřídka (Castro et al., 2012; Ciach a Michalcewicz, 2013). Vhodný substrát umožňuje vývoj jedinců po několik generací (Dajoz, 1967; Bense, 1995; Duelli a Wermelinger, 2005). Larvy mají schopnost vyvíjet se hluboko ve dřevě, což jim umožňuje přežít i v případě zaplavení (Drag et al., 2012). Rozdíly ve velikosti výletových otvorů mezi populacemi nebo lokalitami mohou být indikátorem kvality místa nebo atraktivity hostitelského materiálu. Tato diferenciací umožňuje kvantitativní hodnocení jednotlivých populačních charakteristik *Rosalia alpina* (Bosso et al., 2013; Ciach a Michalcewicz, 2013). Larvální galerie mohou naznačovat setrvávání populace na konkrétním území (Ciach a Michalcewicz, 2013).



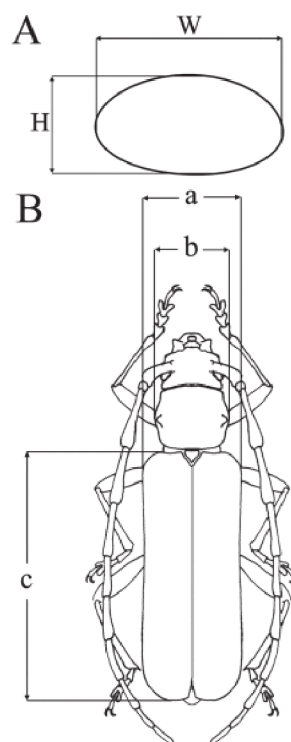
**Obrázek 4:** Různé varianty obrysů výletových otvorů u *Rosalia alpina* (Ciach a Michalcewicz, 2013)

### 1.1.3 Stinné preference

*Rosalia alpina* je považována za druh jenž miluje oslunění a vybírá si dle něj vhodná místa pro kladení. Nové výzkumy ale odhalují, že se dospělí jedinci vyhýbají přímému slunečnímu svitu a preferují převážně stinné prostředí (Castro et al., 2019). Tesařici tedy sice preferují osluněné stromy, ale jejich aktivita je soustředěna převážně na jejich stinná místa (Kreuger a Potter, 2001; Bancroft a Smith, 2005; Drag et al., 2011; Russo et al., 2011; Castro et al., 2019). Množství jedinců, kteří byli aktivní na osluněných místech nepřesahuje 20 % (Castro et al., 2019). Tím, že jsou dospělci aktivní převážně ve

stínu snižují riziko predace (Di Nikola a Poloni, 2020) a šetří energii (Carrascal et al., 2001; Carr a Lima, 2014), díky tmavým skvrnám na elytrách a tykadlech, které plní termoregulační funkci. Jejich princip spočívá v tom, že snadno absorbuje a udržují teplo, což umožňuje dospělcům rychle se aktivovat, aniž by se museli dlouho vystavovat přímému slunečnímu záření (Kostić et al., 2016). Jde o typ termozbarvení (Duelli a Wermellinger, 2005).

Preference horských a nížinných populací jsou odlišné. Horské populace preferují osluněné dřevo. Jedince nížinných populací lze nalézt i na prosvětlených místech, ale spíše vyhledávají stinné, bohatě strukturované porosty s dostatkem mrtvého dřeva, například bučiny na strmých svazích (Lachat et al., 2013).



**Obrázek 3:** Popis metody měření, dle které se vypočítávají rozměry výletových otvorů a imága *Rosalia alpina*. A: rozměr výstupního otvoru, Š: šířka, H: výška, B: měření imága, a: elytrální šířka, b: pronotální šířka, c: délka levé elytry (Ciach a Michalcewicz, 2013).

#### 1.1.4 Přirození nepřátelé

Jedná se hlavně o patogenní houby, které způsobují smrt brouků během jejich vývoje (Gatter, 1997). Na lokalitě Nizkých Beskyd v jihovýchodním Polsku byl potvrzen výskyt entomopatogenní houby *Beauveria bassiana* (Vuill, 1912). Na těle dospělého jedince *Rosalia alpina*, což je první zaznamenaný případ (Bartnik et al., 2016). *Beauveria bassiana* je značně patogenní houba z oddělení *Ascomycota*, která parazituje na hmyzu a způsobuje onemocnění známé jako muscardine white. Pokud se spory této houby dostanou do kontaktu s tělem brouka, klíčí a pronikají do jeho těla přes epidermis, což vede k jeho smrti během následujících dní. Na mrtvém těle se poté rozrůstá bílé mycelium



(obr. 5), které produkuje nové spory (Bartnik et al., 2016). Dalšími živočichy, kteří predují larvy jsou lumci či ptáci jako je datel (Gatter, 1997), brhlík (Drag et al., 2012) a strakapoud velký, kteří cíleně vyhledávají kukly umístěné pod kůrou. Kromě predace na vývojových stádiích je *Rosalia alpina* lovena také hmyzožravým ptactvem, ještěrkami a mravenci (Gatter, 1997; Witkowski, 2007; Adamski et al., 2013).



**Obrázek 5:** Mycelium houby *Cordyceps bassiana* na spodní straně těla imága *Rosalia alpina* (Bartnik et al., 2016).

### 1.1.5 Vzájemný vztah *Rosalia alpina* s houbami

Mrtvé dřevo, které slouží jako zdroj energie pro *Rosalia alpina*, často postrádá mnoho biologicky důležitých prvků nezbytných pro správný vývoj larev a často trpí nedostatkem makro a mikroprvků ve srovnání s potřebami konzumenta. Larvy, které se živí nerozpadlým dřevem, procházejí delším vývojem ve srovnání s těmi, které mají k dispozici vhodnější živnou půdu (Filipiak, 2018). Mykobiota kolonizuje substrát, ve kterém se larvy budou vyvíjet, ještě předtím, než jej naleznou brouci (Bartnik et al., 2020). Houby vytvářejí důležitou niku ovlivňující rozklad dřeva a následný koloběh živin (Dominik a Starzyk, 2004; Filipiak et al., 2016; Birkemoe et al., 2018).

Z dřevního prachu a trávy, které zůstaly v zaživacím traktu dospělých jedinců, bylo identifikováno 6 druhů hub, včetně *Cladosporium cladosporioides* ((Fresen.) G.A.de Vries, 1952), *Cladosporium* sp., *Hypoxyton macrocarpum* (Pouzar, 1978), *Phaeoacremonium fraxinopennsylvanicum* (T.E. Hinds) Gramaje, L. Mostert a Crous, 2015), *Sistotrema brinkmannii* ((Bres.) J. Erikss., 1948) a *Stereum hirsutum* ((Willd.) Pers., 1800). Tyto houby mohou hrát rozhodující roli v kolonizaci substrátu broukem (Bartnik et al., 2020), protože vylučují enzymy, které jej modifikují, snižují odolnost stromů a zvyšují nutriční přínos pro brouky (Jankowiak, 2004; Birkemoe et al., 2018, Bartnik et al., 2020). Houby také upravují chemické složení, vlhkost a strukturu

dřeva, což umožňuje broukům lépe se pohybovat uvnitř dřeva (Dominik a Starzyk, 2004). Stechiometricky přeskupují dřevo importem cizích živin, čímž ho obohacují o složky, jako je dusík, vitamíny a steroidy, což zkvalitňuje potravu a ovlivňuje přežití a rychlost růstu larev (Filipiak et al., 2016; Birkemoe et al., 2018; Filipiak, 2018). Saprotrofní houby jsou schopny rozkládat celulózu na jednodušší sloučeniny, přenášet makro a mikroprvky, akumulovat bílkoviny a vitamíny a jsou tedy cenným zdrojem potravy. Omezují růst jiných druhů hub, které by mohly negativně ovlivnit vývoj larev, a dokonce ovlivňují hormonální ekonomiku brouků, což má vliv na jejich chování a účinnost feromonů (Jankowiak, 2004; Bartnik et al., 2020).

Výskyt houby rodu *Hypoxylon* a *Rosalia alpina* je pravděpodobně propojený, protože se houba vyskytuje na vhodném substrátu brouka i v jeho trávicím traktu (Bartnik et al., 2020). Tato houba produkuje aromatické látky (Pouzar, 1978), které pravděpodobně působí jako atraktanty pro brouky (Mühlbauer et al., 2002). Hlavním faktorem úspěšného vývoje je typ rozkladu dřeva. Druh stromu není tak podstatný (Parisi et al., 2018).

#### **1.1.6 Mobilita**

Brouci jsou mimořádně agilní a aktivní. Dokáží překonat vzdálenosti v řádu stovek metrů až několika kilometrů (Gatter, 1997; Drag et al., 2011). Předpokládá se, že zhruba u 80 % jedinců dochází pouze k lokálním přesunům v řádu desítek až stovek metrů. Průměrně překoná přibližně 5 % jedinců vzdálenost 500 m a kolem 1 % dokonce až 3 km, jak bylo zaznamenáno v oblasti Malého Bezdězu v České republice. Průměrná rozptylová schopnost brouka dosahuje hodnoty 1,6 km (Drag et al., 2011). Maximální rozptylová vzdálenost je odhadována na 3–10 km, ale toto rozmezí není definitivní a může být ještě větší (Drag et al., 2011; Lachat et al., 2013). Tato vysoká migrační schopnost spojená s účinnou vnitrodruhovou komunikací paradoxně snižuje přežívání populací *Rosalia alpina* v malých izolovaných populacích. To může být jedním z důvodů rychlého ústupu tohoto druhu v Evropě (Drag et al., 2012).

#### **1.1.7 Feromony**

Dospělci vylučují agregační feromon. Jedná se o alkylovanou pyrolovou sloučeninu označenou jako Z-3-hexen-1-ol, což představuje zástupce nové strukturní třídy feromonů v rámci čeledi *Cerambycidae* (Žunič Kosi et al., 2017). Pro zjištění, zda je tento feromon druhově specifický je třeba provést výzkum dalších druhů rodu *Rosalia* (Millar a Hanks, 2013). Feromon umožňuje tvorbu chytacích zařízení usnadňující detekci adultů především v oblastech s nízkou populační hustotou. Pro zvýšení účinnosti chytacích zařízení je možné k roztoku agregačního feromonu přidat Fluon, který zvyšuje účinnost odchytu až desetkrát (Žunič Kosi et al., 2017).

Identifikace a použití feromonů s sebou nese i rizika (Larsson, 2016). Je nezbytné, aby použití a dostupnost agregčního feromonu byly regulovány. Důležité je rovněž zajistit, aby funkční pasti nebyly smrtící, a to z důvodu možného vypuštění chycených jedinců zpět do přírody bez jakéhokoli poškození (Žunič Kosi et al., 2017).

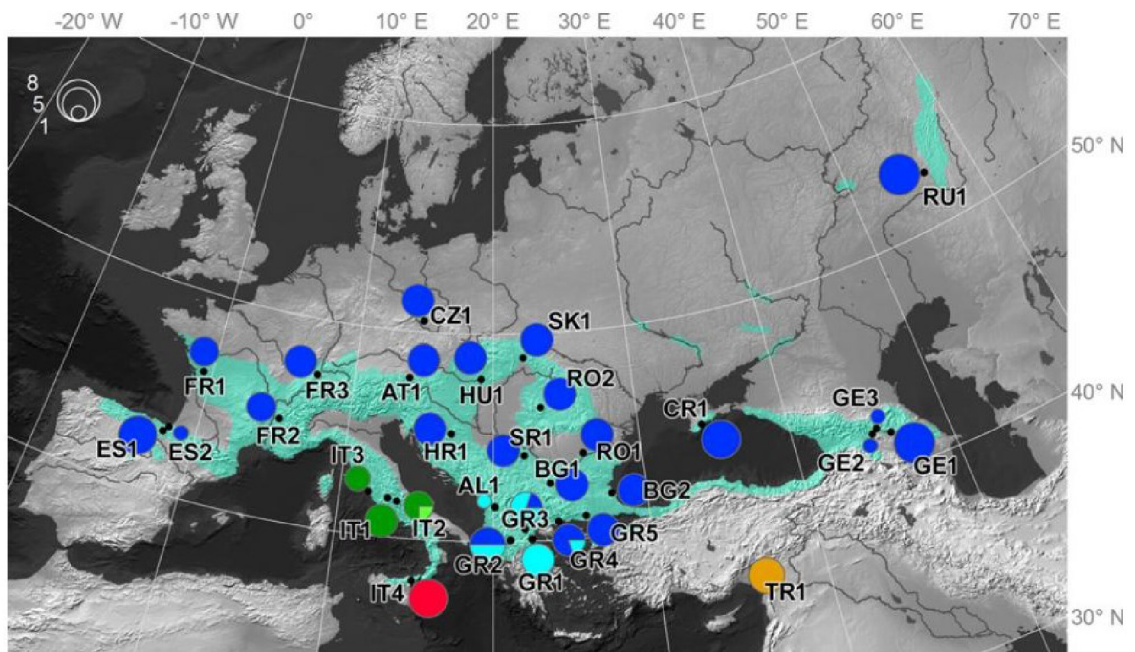
Bylo zjištěno, že kombinace feromonů spolu s těkavými látkami hostitelské rostliny slouží jako silný atraktant, který funguje na velké vzdálenosti pro obě pohlaví (Žunič Kosi et al., 2017). Shlukování dospělých jedinců urychluje následnou kolonizaci těchto stromů, což je značnou adaptivní výhodou, neboť tak roste efektivita využití potenciálně vhodných hostitelů (Hanks, 1999). Tento feromon napomáhá hlouběji porozumět biologii a ekologii *Rosalia alpina*, včetně jeho aktivit, vzorců šíření, reprodukční biologie a preferencí stanovišť. Tím umožňuje zlepšení ochrany a využívání lesů a lepšího hospodaření v chráněných i nechráněných oblastech (Žunič Kosi et al., 2017).

## 1.2 Rozšíření

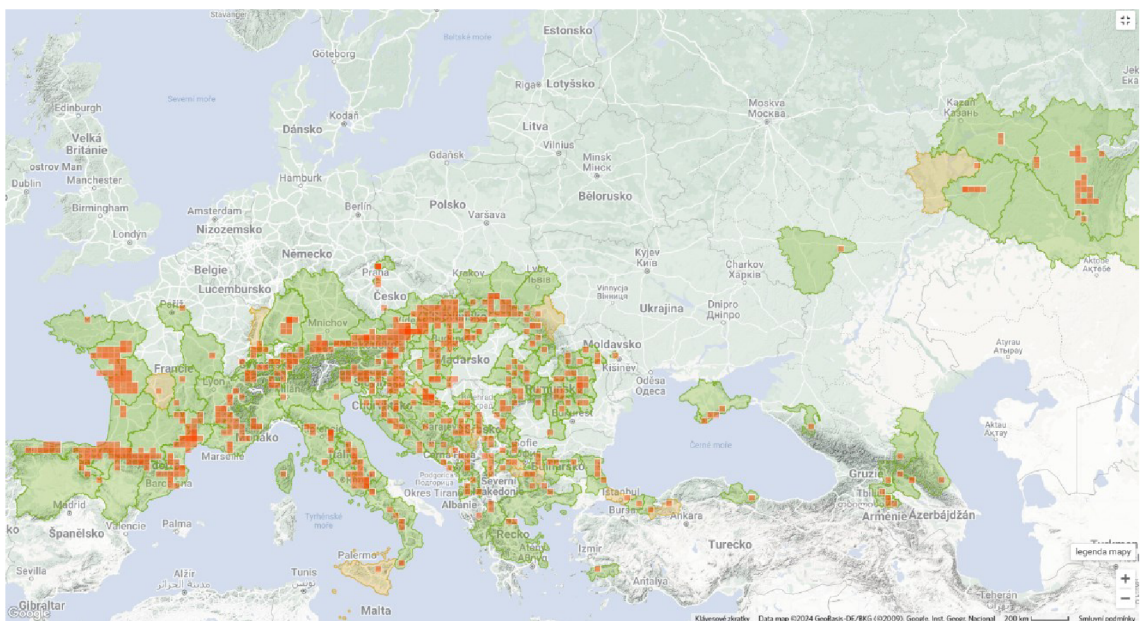
### 1.2.1 Areál

*Rosalia alpina* ve střední Evropě je široký, avšak lokálně fragmentovaný s obsahem izolovaných populací na území Alp, Karpat (Sláma, 1998; Gepp, 2002; Duelli a Wermelinger, 2005) a Balkánského poloostrova (Sama, 2002; Binner a Bussler, 2006; Jurc et al., 2008). Toto platí i pro nížinné oblasti z důvodu nedostatku migračních bariér v obývaném areálu (Cizek et al., 2009; Drag et al., 2015). Brouk je znám kromě bukového pásma také z několika lokalit podél hlavních řek východní Evropy (Shapovalov, 2012), včetně niv a lužních lesů Dunaje, Moravy a Dyje v rámci Slovenska, Maďarska, Rakouska a České republiky, což poukazuje na jeho schopnost šířit se podél řek (Jendek a Jendek, 2006; Cizek et al. 2009; Drag et al., 2011; Hovorka, 2011). Dále se vyskytuje na Krymu, v Kavkazu a sahá až na Ural a do Sýrie (Drag et al., 2012). Navíc brouk prokazatelně osidluje více typů stanovišť, než se původně předpokládalo, včetně mořských pobřeží a lužních lesů (Simandl, 2002). V provincii Hatay na území jižního Turecka se vyskytuje izolovaná populace popsána jako poddruh *Rosalia alpina syriaca* (Pic, 1895). Mapa rozšíření je znázorněna níže dle molekulárního hlediska (Obr. 6) a aktualizovaného geografického hlediska (Obr. 7).

Klíčovými proměnnými ovlivňujícími prediktivní schopnost distribučních modelů jsou pokryvnost bukových lesů, jak skutečná, tak potenciální, která bere v potaz rozptyl druhu závisující na lesní činnosti, lesní porosty, sklon terénu a nadmořskou výšku (Lachat et al., 2013).



**Obrázek 6:** Rozložení výskytu pěti kladů *Rosalia alpina* na základě COI sekvence v Evropě. Barvy odpovídají jednotlivým kladům znázorněným níže na (Obr. 8). Velikost kruhů odpovídá počtu jedinců lokálních populací. Modrá barva na mapě představuje distribuci *Rosalia alpina* (Drag et al., 2018).



**Obrázek 7:** Znázornění distribuce *Rosalia alpina* v Evropě. Zelená barva představuje území, kde se brouk prokazatelně vyskytuje. Oranžové čtverečky vyjadřují konkrétní nálezy doložené fotografií. Distribuce kvadrátů však může být ovlivněna návštěvností lokalit (Inaturalist, 2024).

### 1.2.2 Altitudinální rozšíření

*Rosalia alpina* je úzce spjatá s teplomilnými a dobře strukturovanými bukovými lesy nebo s fragmenty těchto lesů až do nadmořské výšky přibližně 1500 metrů (Müller, 1950; Sama, 2002; Duelli a Wermelinger, 2005; Lequet, 2005; Ciach et al., 2007; Horak et al., 2009; Campanaro et al., 2011a; Drag et al., 2012). Oblasti s nejvyšší pravděpodobností výskytu tohoto druhu zahrnují listnaté lesy s převažujícím bukem lesním (*Fagus sylvatica*) ve výšce nad 1000 metrů nad mořem, především v horských oblastech Evropy, jako jsou Pyreneje, Alpy, Apeniny a Karpaty (Duelli a Wermelinger, 2005, Russo et al., 2011, 2015; Bosso et al., 2013; Adamski et al., 2016; Castro a Fernandez, 2016). Tento jev je spíše důsledkem ztráty nebo fragmentace stanovišť způsobené intenzivním lesním hospodářstvím v nižších nadmořských výškách (Duelli a Wermelinger, 2005; Russo et al., 2011; Zamoroka a Panin, 2011; Michalcewicz a Ciach, 2012; Bosso et al., 2013; Adamski et al., 2016; Castro a Fernandez, 2016). V důsledku toho se populace *Rosalia alpina* obvykle přesouvají do vyšších nadmořských výšek, které stále nabízejí dostatek vhodného prostředí (Duelli a Wermelinger, 2005; Russo et al., 2011, 2015; Bosso et al., 2013; Adamski et al., 2016; Castro a Fernandez, 2016). Krom toho je *Rosalia alpina* rozšířena i v nížinných oblastech v nadmořské výšce do 500 metrů, kde lesy poskytují dostatek vhodného substrátu (Cizek et al., 2009; Bosso et al., 2013; Tihelka, 2017). Jedná se převážně o lužní lesy podél říčních delt (Drag et al., 2011). Genetické analýzy neprokázaly žádné významné rozdíly mezi horskými a nížinnými populacemi (Drag et al., 2015).

Tento druh není výhradně vázán na horské oblasti ani na bukové lesy (Michalcewicz a Ciach, 2012). Existují důkazy o aktivní kolonizaci i nížinných oblastí (Marigo et al., 2000; Garbarino et al., 2014), jako je situace ve Francii, kde se *Rosalia alpina* vyskytuje v jasaněch (*Fraxinus spp.*), a také v lužních lesích východního Maďarska (Hovorka, 2011). Expanze do nížin je částečně způsobena zvýšenou dostupností vhodného mrtvého dřeva, kupříkladu jasanu (*Fraxinus spp.*) a Javoru (*Acer spp.*), jak uvádí např. Marigo et al. (2000) nebo Garbarino et al. (2014). Rozšíření těchto stromů v oblastech střední Evropy je pro *Rosalia alpina* přínosné, ale současně naznačuje změny v dřevinné skladbě nížinných lesů, konkrétně přechod od teplomilných, otevřených dubových lesů k lesům s bohatší stromovou korunou a mírnějšími podmínkami (Hédl et al., 2010; Miklín a Čížek, 2014).

Existují dva scénáře kolonizace středoevropských nížin (Cizek et al., 2009). První hypotéza předpokládá kolonizaci z blízkých horských populací, druhá kolonizaci z adaptovaných nížinných populací. To, že většina nížinných populací přímo či nepřímo navazuje na horské populace (Michalcewicz a Ciach, 2012; Michalcewicz et al., 2013), zatímco nížinné populace jsou od sebe více izolované, svědčí spíše ve prospěch první hypotézy. Druhá hypotéza byla zamítnuta, jelikož kolonizace z jihu nebyla možná (Drag et al., 2015).

### 1.2.3 Mikroklimatické podmínky

Tři hlavní proměnné, které ovlivňují rozšíření druhu v Evropě, jsou nadmořská výška, průměrná teplota nejsuššího čtvrtletí (ideálně mezi 0–10 stupni Celsia) a vzdálenost od listnatých lesů (Duelli a Wermelinger, 2005; Russo et al., 2011, 2015; Bosso et al., 2013, 2018; Adamski et al., 2016; Castro a Fernandez, 2016). Tyto proměnné podporují vývoj suchého odumřelého dřeva s menší tendencí k plesnivění (Dajoz, 1967; Duelli a Wermelinger, 2005; Castro et al., 2012; Castro a Fernández, 2016). Rovněž je významné roční teplotní rozpětí, které se pohybuje mezi 4 až 8 stupni Celsia, a rozsah středních srážek v nejméně chladném čtvrtletí, dosahující hodnot od 180 do 250 mm (Bosso et al., 2018).

Tato data odpovídají příznivým klimatickým podmínkám pro bukové lesy (Fang a Lechovicz, 2006), což umožňuje minimalizovat pozdní jarní vodní stres, zejména v nižších nadmořských výškách (Piovesan et al., 2005). Dalšími klíčovými abiotickými faktory pro *Rosalia alpina* jsou typ stanoviště, expozice (nejvhodnější jihozápadní či severozápadní), relativní vlhkost vzduchu (optimálně mezi 50–70 %) dle Manu et al., (2016), teplota vzduchu nad 25 stupni Celsia (Cizek et al., 2009; Vrezec et al., 2012; Manu et al., 2016; Di Nikola a Poloni, 2020).

*Rosalia alpina* je prokazatelně teplomilný druh (Cizek et al., 2009; Vrezec et al., 2012). Nicméně nadměrně vysoké teploty nad 33 stupňů Celsia obvykle způsobují strmý pokles aktivity dospělých jedinců (Manu et al., 2016). Také sklon svahu (ideálně do 45 stupňů s jihozápadní či severozápadní expozicí), lesnatost (50–60 %), teplota půdy nad 20 stupňů Celsia (Cizek et al., 2009; Vrezec et al., 2012), oblačnost (ideálně 0–50 %, přičemž vyšší oblačnost výrazně snižuje aktivitu dospělých) a podmínky větru ovlivňují přítomnost tohoto druhu (Manu et al., 2016; Di Nikola a Poloni, 2020).

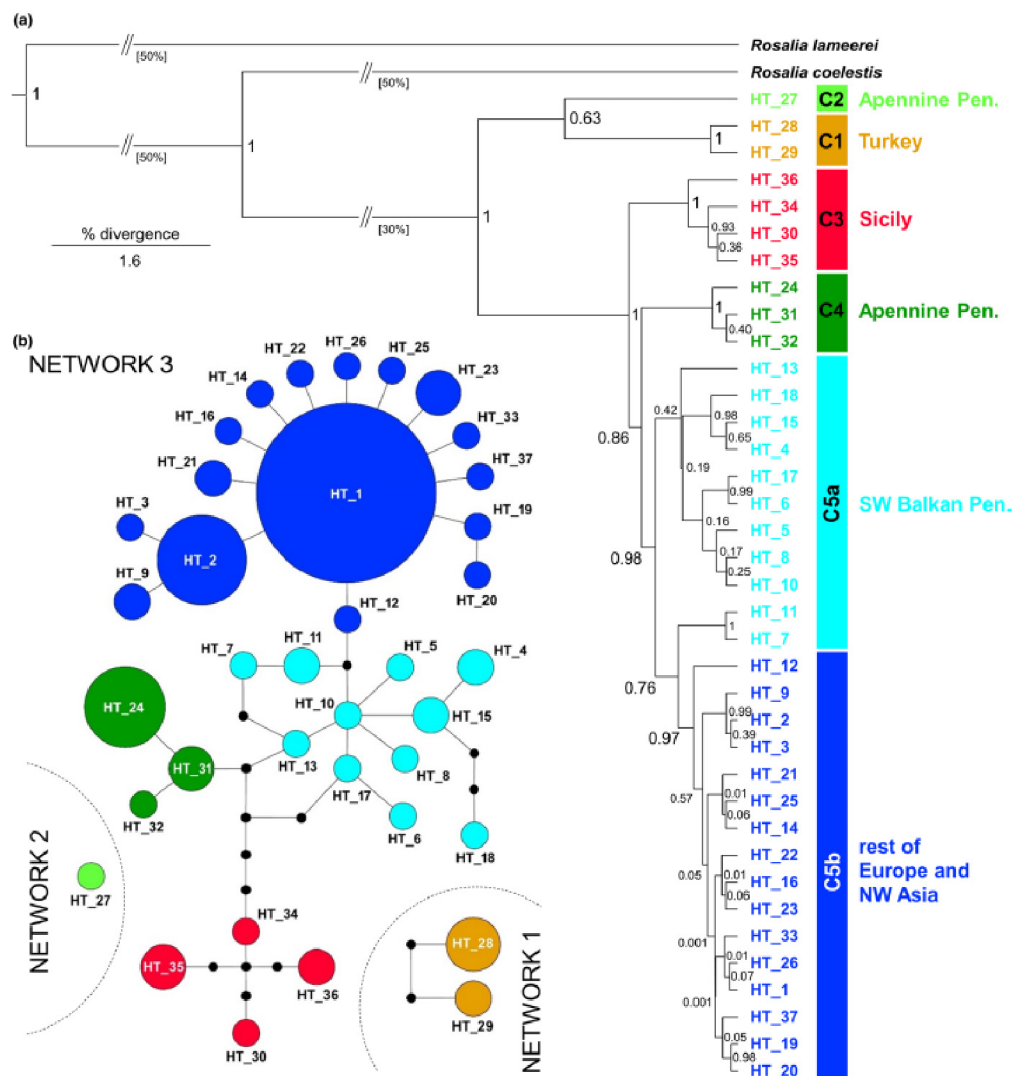
S klesající relativní vlhkostí vzduchu pod standardní úroveň klesá také aktivita dospělých jedinců, zejména samečků. V suchých obdobích dochází k agregaci jedinců na vlhčích a stinných místech, což snižuje jejich rozptyl (Manu et al., 2016).

### 1.2.4 Fylogeografie

Za posledních 2,4 milionu let byla zemská biota ovlivněna mnoha glaciálními a interglaciálními cykly, což vedlo i ke změnám v rozšíření tesaříka alpského. V glaciálu došlo k migraci do jižních oblastí areálu (Hewitt, 2000). Díky analýze fosilií, pylu a DNA byla identifikována tři hlavní evropská refugia (Taberlet et al., 1998; Hewitt, 1999, 2001). v Pyrenejích, Itálii a na Balkánském poloostrově. Tyto populace byly vzájemně izolované, což vedlo k vývoji tří samostatných linií, jež se podílely na postglaciální rekolonizaci severnějších částí Evropy (Taberlet et al., 1998; Hewitt, 1999, 2001). Tato refugia tvořila strukturované mozaiky heterogenních oblastí (Schmitt, 2007). *Fagus sp.* byl rovněž omezen na jihovýchodní Alpy a severozápadní Dinárské Alpy, což podporuje existenci výskytu refugií v této oblasti (Magri et al., 2006; Brus, 2010).

Fylogeografie a genetická struktura *Rosalia alpina* odpovídá historickým oscilacím v rozšíření *Fagus sylvatica* (Blouin et al., 1995; Nadler, 1995, Drag et al., 2018). Pomocí mitochondriálních markerů byla identifikována existence pěti kládů (Obr. 8) u *Rosalia alpina* (Drag et al., 2018). Dva z nich byly endemické v Itálii, jeden v jižním Turecku a jeden na Sicílii. Poslední klád pochází z Balkánu a kolonizoval zbytek území, kde se brook vyskytuje (Drag et al., 2018).

Populace z oblasti Hatay tvoří malou enklávu, která je vysoce diferenciovaná a endemická. Je vázána na *Fagus orientalis* (Lipsky), který se vyvinul z *Fagus sylvatica* a je charakterizována dlouhodobou izolací (Drag et al., 2018). Tato populace tvoří klád C1 na základě mtDNA (Obr. 8). Jedná se o nejbazálnější klád. Analytické metody neprokázaly žádný přenos genů mezi populací Hatay a jakoukoli jinou populací (Nakamine a Takeda, 2008; Audisio et al., 2009; Solano et al., 2013).

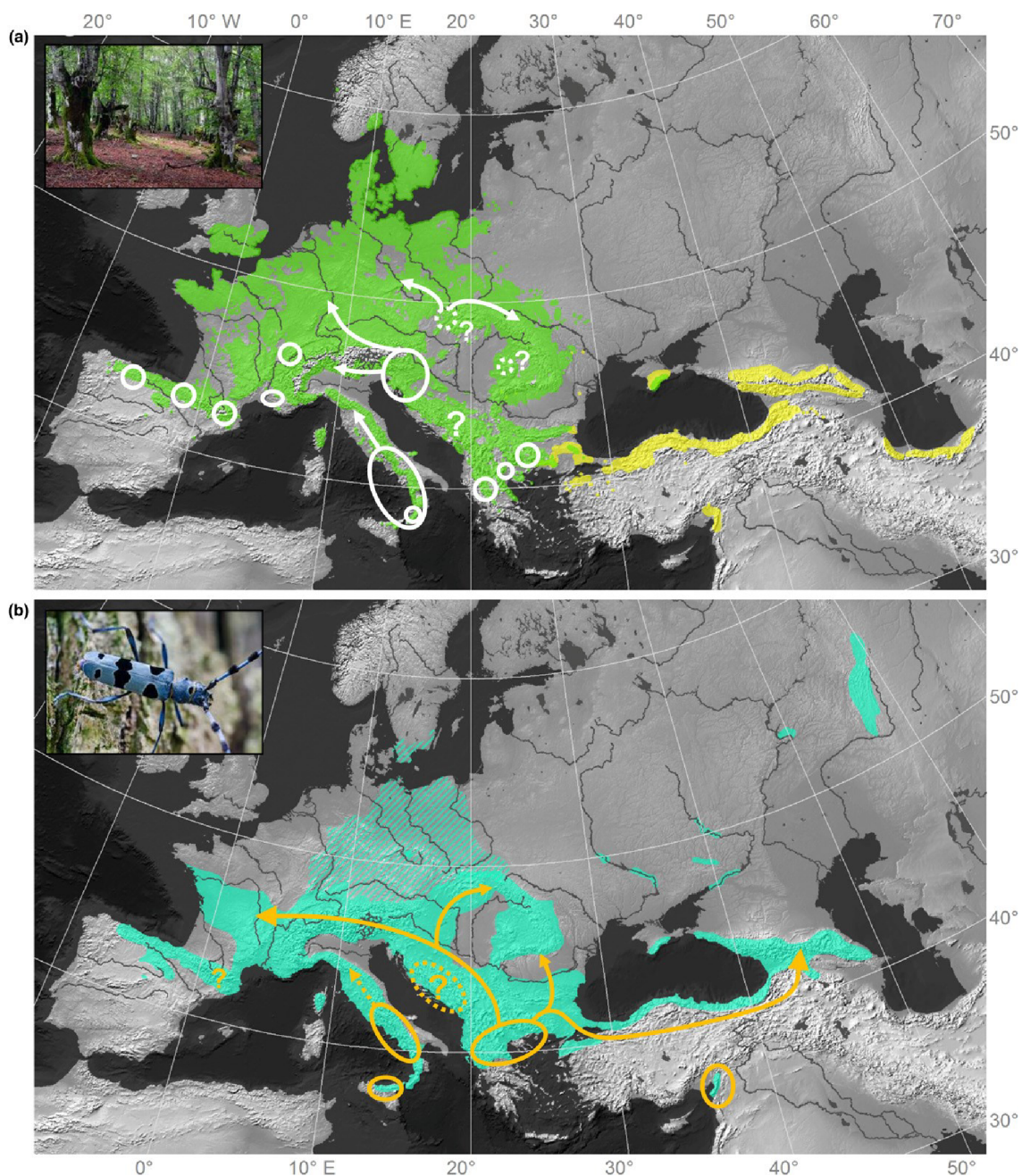


**Obrázek 8:** Bayesovský inferenční strom (Drummond et al., 2012) *Rosalia alpina* vycházející z dat získaných pomocí mitochondriální cytochrom c oxidázy I (COI) je znázorněn v horní části pod označením (a). *Rosalia coelestis* a *Rosalia lameerei* byly použity jako outgroup pro srovnání. Je zde vyobrazených pět jednotlivých kládů, jež jsou náležitě barevně označeny. Klád C5 zde byl rozdělen do podsložek C5a a C5b. V dolní části pod označením (b) jsou znázorněny tři haplotypové sítě zhotovené dle implementovaného odhadu daných sítí (Clement et al., 2000). Každý jednotlivý haplotyp je vyobrazen pomocí kruhu, jehož velikost je úměrná frekvenci haplotypů. Černé kroužky vyobrazují počet mutačních kroků mezi jednotlivými haplotypy (Drag et al., 2018).

Analýzou mtDNA a jaderných mikrosatelitů bylo odhaleno, že jsou Italské populace odlišné od zbytku Evropy. Tyto populace se nepodílely na postglaciální kolonizaci evropského území. Střední Itálie a Sicílie zřejmě byly dvě samostatná centra diferenciaci na území pevninské Itálie a Sicílie, které umožnily vnik dvou samostatných populací (Drag et al., 2018). Tato oblast představuje glaciální refugium (Gómez a Lunt, 2007). Provincie střední Itálie obsahovala dle mtDNA dva klády, C2 a C4 (Schmitt, 2007; Schmitt a Varga, 2012). Většina Evropy a Asie byla pravděpodobně rekolonizována z Balkánu pomocí kládu C2, což je podporováno podobností východobalkánských populací s postglaciálně kolonizovanými oblastmi. Populace středního a západního Řecka nepříspěly k postglaciální rekolonizaci tohoto území (Hampe a Petit, 2005). Genetická diverzita na jihozápadním Balkáně je výrazně bohatší s mnoha unikátními haplotypy, zatímco východní Balkán a zbytek rozšíření od Španělska až po Ural jsou geneticky chudé s dominancí jediného haplotypu (Drag et al., 2018). Distribuce brouka a jeho živné rostliny, včetně refugií a kolonizačních cest, je znázorněna na (Obr. 9). Hory na Balkáně sloužily jako strukturované glaciální refugium pro *Rosalia alpina* (Drag et al., 2015), na rozdíl od Kavkazu, který pro tento druh refugiem není (Drag et al., 2016).

Hlavní část genetické diverzity *Rosalia alpina* se nachází v malých enklávách bukového lesa na horách Sicílie, Řecka a provincii Hatay v jižním Turecku. Tyto lesy jsou výrazně zranitelné vzhledem ke klimatickým změnám, lidské činnosti, své malé rozloze, izolaci a vysoké vlhkosti v suchých oblastech. Z těchto důvodů by měla být ochrana těchto lesů považována za prioritní (Drag et al., 2018).





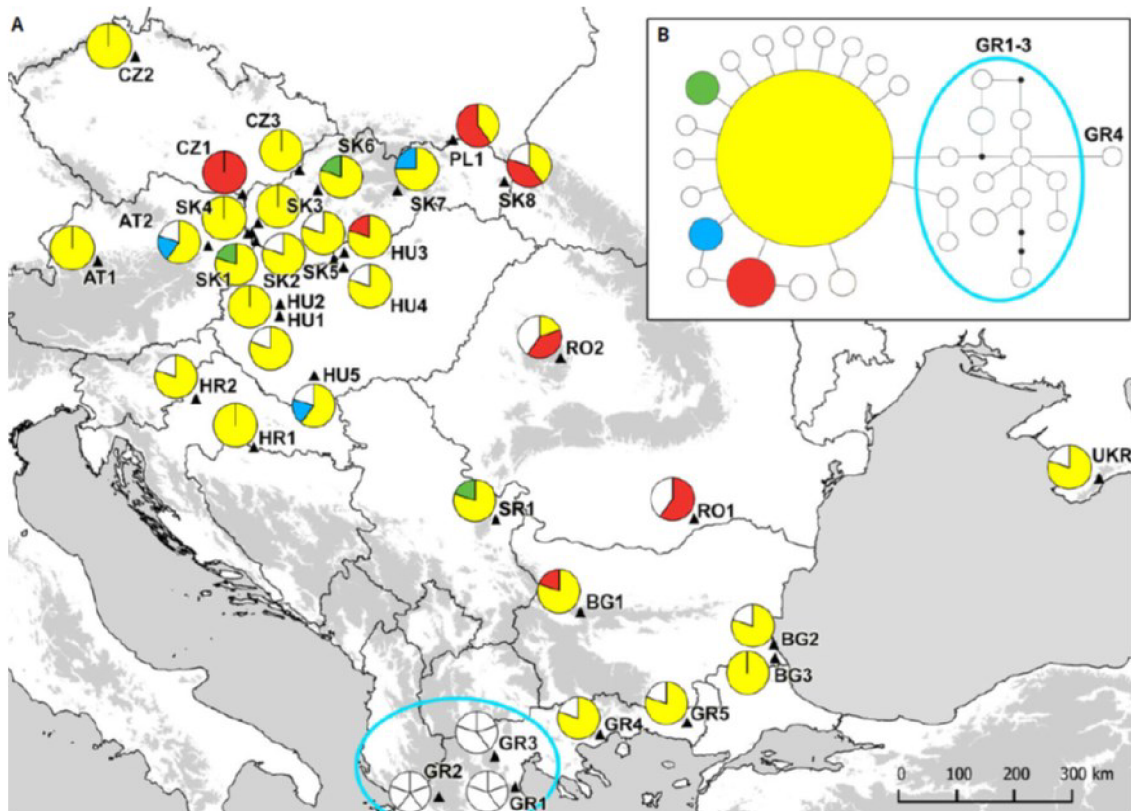
**Obrázek 9:** Na části (a) je zeleně znázorněné vyobrazení distribuce *Fagus sylvatica* a žlutě *Fagus orientalis*. Dále je zde vyobrazena odhadovaná poloha glaciálního refugia a postglaciální rekolonizační cesty u druhu *Fagus sylvatica* dle Magri et al. (2006). Část (b) znázorňuje odhadovanou distribuci druhu *Rosalia alpina* a předběžnou polohu refugia a postglaciálních cest vedoucí k rekolonizaci území tohoto druhu. Čárkovaná oblast představuje lokalitu historického výskytu *Rosalia alpina* (Drag et al., 2018).

### 1.2.5 Fylogenetika

Znalost genetické diverzity v populacích *Rosalia alpina* je klíčová pro efektivní ochranu tohoto druhu (Drag et al., 2015). Pro hlubší porozumění byla zkoumána mtDNA a jaderné mikrosatelity mezi 32 populacemi ve střední a jihovýchodní Evropě (Drag et al., 2015). Analýza markerů prokázala výrazný pokles diverzity haplotypů mitochondriální DNA s geografickou šířkou (Hewitt, 1999; Drag et al., 2015), což může být způsobeno postupným vzdalováním od glaciálního refugia. Díky čemuž došlo k zjištění glaciálního refugia v severozápadním Řecku a existenci dvou geneticky odlišných linií poblíž hranice mezi Západními a Východními Karpaty (Drag et al., 2015).

Ve většině Evropy a západní Asie převažuje pouze jediný mtDNA haplotyp H1, což svědčí o genetické chudobě této oblasti a naznačuje rychlou expanzi této linie v daném regionu (Drag et al., 2018). Haplotyp H3 je těsně spjat s oblastí Karpat a jejich okolím. Není jasné, zda se jedná o mutaci haplotypu H1 nebo o samostatnou linii s vlastním refugiem v Karpatech (Drag et al., 2015). Přejít mezi haplotypy H1 a H3 probíhá poblíž hranice mezi Západními a Východními Karpaty (Drag et al., 2015). Zajímavostí je, že na tomto rozhraní se nacházejí geneticky jedny z nejchudších populací. Konkrétně nejchudší populace byla zaznamenána na Krymském poloostrově, což je důsledek omezeného příchodu nových jedinců po postglaciální rekolonizaci (Drag et al., 2015). Druhá geneticky nejchudší populace byla identifikována v severní části České republiky. Tato oblast byla po desetiletí izolována od ostatních populací a vyskytuje se pouze na malém území, přestože je relativně početná (Drag et al., 2011). Přítomnost vzácného haplotypu H3 naznačuje, že v této oblasti mohl hrát roli zakladatelský efekt a populace sem pravděpodobně migrovala z oblasti Karpat (Cizek et al., 2009; Hovorka, 2011).

Geografické rozložení haplotypů je znázorněno na (Obr. 10.). Stále není jasné, zda se refugium omezovalo pouze na uvedená pohoří, nebo zda se rozšířilo až do hor podél východního pobřeží Jaderského moře. Bylo také prokázáno, že populace *Rosalia alpina* se dělí na dvě geneticky odlišné linie. Linie SE pochází z refugia na východním pobřeží Jaderského moře, zatímco linie SZ, která zahrnuje populace v Rakousku, České republice, západním Slovensku, Maďarsku, Chorvatsku a Ukrajině, nemá jasný původ a naznačuje existenci dalšího glaciálního refugia, které dosud nebylo identifikováno. V severozápadní oblasti studovaného území je pozorován vysoký stupeň genetického splývání jednotlivých haplotypů, což může být způsobeno silnou schopností rozptylu *Rosalia alpina*, absencí migračních bariér a náhodným pohybem dřeva, což naznačuje vysoký tok genů v těchto populacích (Drag et al., 2015).

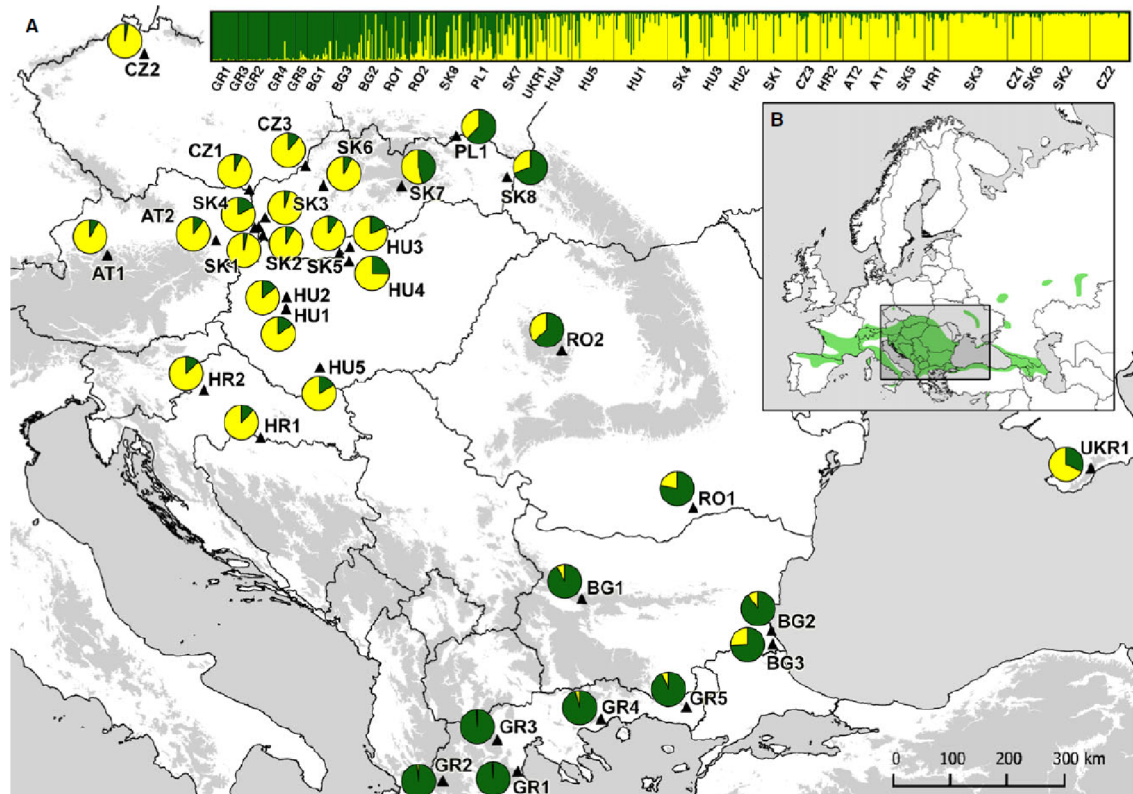


**Obrázek 10:** Znázornění geografické distribuce jednotlivých haplotypů populace *Rosalia alpina*. Každý kruh vyjadřuje podíl jednotlivých haplotypů dané populace. Obdobné haplotypy jsou znázorněny stejnou barvou. Bílé haplotypy jsou takové, které jsou jedinečné pro danou populaci. Šedý povrch na mapě znázorňuje oblasti, jež jsou ve výšce nad 800 m.n.m. Haplotypová síť zastoupená v pravém horním rohu znázorňuje každým jednotlivým kruhem konkrétní haplotyp. Barva kruhu je totožná s mapou haplotypového rozložení. Velikost kruhu odpovídá frekvenci haplotypů. Černé kroužky zastupují neznámé haplotypy, které jsou však nezbytné pro haplotypovou síť. Modrá oblast odkazuje na jedinečné haplotypy třech Řeckých populací (Drag et al., 2015).

Mezi oblastmi Východních Alp a západních Karpat není zřejmá žádná výrazná hranice. Tento fakt podporuje skutečnost, že vzdálenost mezi těmito dvěma oblastmi je přibližně pouze 50 km a *Rosalia alpina* se vyskytuje i v nižších polohách mezi nimi. Absence této hranice naznačuje, že tyto dvě populace se pravděpodobně setkaly na rozhraní západních a východních Karpat a následně došlo k jejich kolonizaci z více zdrojů, což naznačuje existenci kontaktní zóny tohoto druhu (Schmitt, 2009). Skutečnost, že nížinné a horské populace jsou si geneticky blízké, naznačuje opakovanou kolonizaci nížin. Vzhledem k absenci migračních bariér na tomto území se populace *Rosalia alpina* pravděpodobně jen minimálně ovlivnily genetickým driftem, který je typický pro malé populace (Frankham et al., 2002; Drag et al., 2015). Jelikož se zdá že izolované populace zde byly během své existence relativně početné. *Rosalia alpina* pravděpodobně není schopna přežít v malých izolovaných populacích, což vysvětluje, proč tento druh zmizel z většiny svého přirozeného prostředí, i přesto, že je mobilní a schopný využívat různé biotopy (Drag et al., 2015). Genetická struktura populace (Obr. 11), je určena genetickou

izolací, která je řízena silou genetického driftu, přirozeným výběrem a tokem genů (Slatkin, 1987). Navíc tok genů mezi jednotlivými stanovišti a tím i efektivní velikost populace může být snížena omezením propustnosti krajiny. Tyto populace jsou následně náchylnější na účinky genetického driftu, což vede ke snížení genetické rozmanitosti a snížení schopnosti přizpůsobení se měnícímu se prostředí (Frankham et al., 2002)

### 1.2.6 Charakteristika lokalit v České republice



**Obrázek 11:** Znázornění rozložení a genetické struktury populací *Rosalia alpina* vycházející z 8 mikrosatelitních lokusů. Kruhy vyjadřují genetickou strukturu jednotlivých populací vycházejících z Bayesiánské shlukové analýzy (STRUC-TURE). Šedý povrch na mapě znázorňuje oblasti, jež jsou ve výšce nad 800 m.n.m. Sloupcový graf situovaný v horní části vyjadřuje rozdělení každého jedince do dvou barev, které poukazují na odhadované začlenění do jednotlivých shluků. Černé čáry vyjadřují mezipopulační hranice obdobných populací. Světle zelená barva vyjadřuje rozšíření *Rosalia alpina* (Drag et al., 2015).

*Rosalia alpina* bývala v našem státě hojně rozšířena, avšak během 20. století začala rapidně ubývat (Heyrovský, 1955; Sláma, 1998). Nyní se jedná o kriticky ohrožený druh naší fauny. V současnosti přežívá v České republice pouze na třech lokalitách. První lokalita se nachází v Čechách v oblasti Ralské pahorkatiny, kde pravděpodobně přežívá díky pomalé sukcesi, s hlavním výskytem na Slatinských vrších. Další lokalita je v národní rezervaci Malý a Velký Bezděz, která je charakterizována borovou monokulturou s vyčnívajícími kužely bývalých sopek a prosluněnými vrcholky, s minimem podrostu v zbytcích starých bučin (Drag et al., 2012). Na rozdíl od porostu na Slatinských vrších, který tvoří převážně vysoké stromy (Castro et al., 2019), zde bučiny tvoří pouze přibližně 1 % stromové skladby (Drag et al., 2012). Populace brouka se

soustřeďuje na tyto fragmenty (Drag et al., 2011; Drag et al., 2012). Dalšími potvrzenými lokalitami jsou Mlýnský vrch, Břehyně, Borný, Velká Buková, Malá Buková a Pecopala, s odhadovanou velikostí populace v Čechách kolem 2000 jedinců (Drag et al., 2012).

Druhá lokalita se nachází na Moravě, konkrétně ve Vlárském průsmyku v Bílých Karpatech, součásti CHKO Bílé Karpaty. Jedná se o demonstrační projekt přirozené obnovy s cílem obnovit původní dřeviny, což vedlo k vykácení většiny starých bučin a jejich nahrazení mladými stromy. Tím vznikl nedostatek mrtvého dřeva, které je pro *Rosalia alpina* nezbytné. V současnosti zde zbývá pouze několik hektarů starých bukových porostů v lokalitách: PP Chladný vrch, PP Okrouhlá a PR Sidonie (Drag et al., 2011). Tato populace má nepříznivé vyhlídky kvůli nevhodnému lesnímu hospodaření (Drag et al., 2012; Čížek et al., 2015), přestože její odhadovaná velikost je až kolem 6000 jedinců (Venkrbec, 2022).

Třetí nová populace se nachází na Moravě a pochází ze Slovenska. Jedná se o oblast lužních lesů v okolí soutoku Moravy a Dyje, kde se zdá, že populace prosperuje a šíří se podél říčních toků. První doklady o přítomnosti tohoto druhu byly zaznamenány až u Hodonína (Drag et al., 2012), s nepotvrzenými pozorováními v oblastech Valtic a Mikulova. Výskyt v oblasti Chřibů je diskutabilní, ale na území PR Holý kopec byla dříve zjištěna populace, která se zdála být schopná rozmnožování a vývoje. Mohlo se však jednat o introdukovanou populaci (Konvička a Kandrnál, 2020).

### 1.3 Potrava

Lesy mírného pásma nabízejí ideální prostředí pro *Rosalia alpina* díky vysokému výskytu starých stromů a mrtvého dřeva, což je oproti ostatním oblastem atraktivní (Speight, 1989; Luce, 1996; Alexander, 1998; Loidi, 2005; Dajoz, 2007; Bergmeier et al., 2010; Stokland et al., 2012). Tento druh, označovaný jako urwaldský reliktní druh (Müller et al., 2005), což znamená že se vyskytuje především ve zralých lesích, které jsou mladší než sto let a mají otevřené porosty buků (Burakowski et al., 1990), často označované jako pralesní relikty (Gutowski, 2004a; Pawłowski, 2008; Eckelt et al., 2017). Pro přežití populace jsou klíčové obrovské rozkládající se stromy mající velké kmeny na osvětlených plochách (Duelli a Wermellinger, 2005; Russo et al., 2010, 2011), které jsou poškozené mrazem, větrem nebo požárem, ale jsou stále živé (Starzyk, 2004). Nečekané vystavení stromů přímému oslunění v důsledku poryvů větru a následného poškození kmenů urychluje stárnutí buků, čímž mohou vznikat nová vhodná stanoviště pro *Rosalia alpina* (Nicolai, 1995). Ideální jsou také staré osekávané, ořezávané nebo okusované nízké stromy rostoucí mimo hlavní část lesa (Russo et al., 2010). Výskyt je možný i v bezkürkovém, stále tvrdém a nerozpadlém dřevě živých stromů (Capecki, 1969; Gutowski, 2004b; Starzyk, 2004). Preferovány jsou spíše stojící stromy než ležící (Castro a Fernández, 2016). Stojící mrtvé dřevo je náchylnější k vysychání než ležící mrtvé stromy (Stokland et al., 2012). Ideální tloušťka dřeva pro larvy je zřejmě kolem 50 cm (Castro a Fernández, 2016). Pokud je takových stromů málo, dochází k efektu

fragmentace populace na menší dílčí populace (Bosso et al., 2013), které mohou snadno vyhynout (Hanski a Gaggiotti, 2004; Lachat et al., 2013).

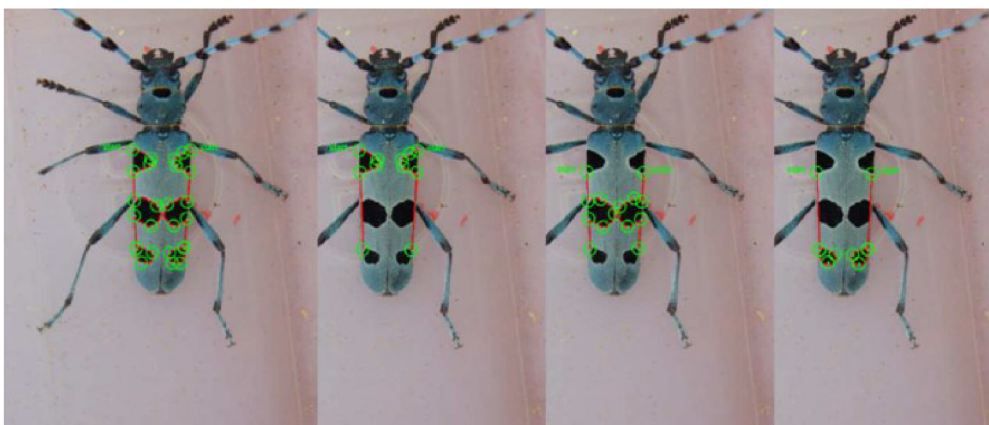
#### **1.4 Metody výzkumu:**

Nejúčinnějším způsobem monitorování přítomnosti jedinců na stanovišti je přímé vyhledávání dospělců nebo výstupních otvorů (Campanaro et al., 2011a). Ideální doba pro provádění monitoringu je od konce června do konce srpna, především v rozmezí od 11:00 do 17:30 hodin (Pagola Carte, 2010). Nejběžnější metodou je prezenční odchyt. Lapače s feromony jsou považovány za efektivnější možnost (Campanaro et al., 2011; Vrezec et al., 2012; Trizzinno et al., 2013).

Zásadní klimatické proměnné se měří pomocí dataloggeru. Jde o elektronické zařízení, která monitoruje teplotu a vlhkost vzduchu. Pokud je naprogramovaný pro pravidelné snímání po celou dobu sledování tak poskytuje spolehlivá data (Campanaro et al., 2011a).

Metoda Capture–Mark–Recapture zahrnuje několik kroků (1. odchyt jedinců, 2. jejich označení kódy a 3. následné propuštění do přírody). Během prvního odchytu je na každou elytru jednotlivě naneseno progresivní číslo pomocí netoxické černé permanentní barvy. Číslo se s každým dalším chyceným exemplářem zvyšuje (Rossi de Gasperis, 2016). CMR umožňuje provádět kvantitativní studie populace, a tedy odhadnout její velikost (Rossi de Gasperis, 2016). Průběh odchytu a způsob značení může chycené jedince stresovat nebo zranit (Bradfield, 2004). Alternativou, která minimalizuje zranění a stres u jedinců, je využití přirozeného značení pomocí fotodokumentace (Bradfield, 2004; Gamble et al., 2008; Hoque et al., 2011; Knox et al., 2012).

Metoda fotografického značení využívá specifického rozložení černých skvrn na krovkách (Trizzinno et al., 2013). Současná metodika se opírá o standardní postup odchytu a značení v rámci metody CMR, následovaný fotografováním dorzálního povrchu těla chycených jedinců za účelem zachycení elytrálních skvrn (Van Tienhoven et al., 2007). Fotografická analýza umožňuje sledovat obrys elytrálních skvrn na jednotlivých snímcích (Obr. 12). Počítačem podporovaná fotografická identifikace se ukázala jako efektivní a spolehlivá metoda pro stanovení parametrů zkoumané populace (Rossi de Gasperis, 2016).



**Obrázek 12:** Znáromění porovnání čtyř jednotlivých bodových obrysů *Rosalia alpina*. Popis je zleva doprava: celkové obrysy skvrn (TSC), obrysy předních bodů (ASC), obrysy centrálních bodů (CSC) a obrysy zadních bodů (PSG) dle (Rossi de Gasperis, 2016).

## 1.5 Ochrana

### 1.5.1 Vliv hospodaření

Stav populace *Rosalia alpina* úzce souvisí s praktikami lesního hospodaření (Grove, 2002; Jonsell, 2008; Jurc et al., 2008; Lassauce et al., 2012). Obecně doporučený postup pro zlepšení hospodaření v lesích, kde se tento druh vyskytuje, zahrnuje ponechání několika bukových kmenů o délce minimálně 2 metry a šířce nejméně 25 cm. To umožňuje samičkám kladení vajíček na dřevo, které nebude zničeno. Před líhnutím brouků je vhodné tyto kmeny přemístit na osluněná místa bez palivového dřeva, kde se nachází vhodný substrát. Dále je doporučeno ponechat ve slunných částech lesa staré, poškozené nebo odumřelé buky. Dřevo určené k zpracování by mělo být před obdobím letu dospělců uloženo mimo sluneční svit (Duelli a Wermellinger, 2005).

Na pastvinách je důležité udržovat roztroušené staré buky, neboť jejich zvýšení příznivě ovlivňuje populaci brouků (Grossmann, 1927; Lachat et al., 2013). Také tradiční lesní hospodaření má pro druh velký význam. Mezi tyto praktiky, které umožňují dlouhodobé přežívání populací spadá aplikace výmladkových porostů a zalesňování pastvin (Buse et al., 2007; Russo et al., 2011), a také ořezávání, především pollarding, pařezání, osekávání a pastva. Pollarding také zabrání pastvě zvířat na nových větvích (Read, 2000; Thomas a Packham, 2007; Butler, 2010).

Pokud se pollarding v porostech přestane praktikovat, vytvářejí se opuštěné polardy, náchylné k rozkladu kvůli nekontrolovanému růstu větví (Lonsdale, 2013). Přílišné zastínění lesa na území polardů po ukončení pollardingu a nedostatečná kontinuita stanoviště ohrožuje budoucí přežití druhu (Alexander, 1998; Bergmeier et al., 2010; Stokland et al., 2012; Castro a Fernández, 2016). Polardy obvykle obsahují stromy stejného věku, což vede k jejich rychlému úbytku (Alexander, 1998; Stokland et al., 2012). Opuštěné lesy typu polard vyžadují zvláštní ochranu, aby bylo možné zachovat populaci *Rosalia alpina*. To může zahrnovat tvorbu mýtin kolem již mrtvých stromů

a další biotopové úpravy (Alexander, 1998; Stokland et al., 2012). Je nezbytné zajistit životaschopnost polardů do doby, než zde bude více vhodného substrátu (Read, 2000; Cousins a DuVal, 2012; Lonsdale, 2013). Je také vhodné provést vykácení mladých buků do výšky 2 metrů, aby se odstranili konkurenční stromy v okolí polardů, a ponechat v lese mrtvé dřevo jako dočasný úkryt pro brouky (Krása, 2015; Castro a Fernández, 2016).

Nevhodným způsobem hospodaření je bezzásahový režim, jelikož díky němu dochází k houstnutí porostů a úbytku oslunění. Stromy v bezzásahových porostech jsou z dlouhodobého hlediska nevhodné pro *Rosalia alpina*. Takovéto porosty, a i ty postižené lidskou těžbou vyžadují čas na revitalizaci. Předpokládaná doba potřebná k obnovení porostu je 30 let (Bütler a Lachat, 2009).

### 1.5.2 Ekologické pasti

Tento jev lze definovat jako situaci, kdy organismus považuje určité místo za atraktivnější než jiné přirozené stanoviště (Gilroy a Sutherland, 2007; Robertson et al., 2013). Jinými slovy, dochází k rozpadu vazeb mezi skutečnou kvalitou stanoviště a atraktantem který přiměje brouka zvolit si jej jako místo pro reprodukci (Dwernychuk a Boag, 1972; Oaks et al., 2004). Když se organismus rozhodne rozmnožovat na takovém umělém místě, hovoříme o ekologické pasti. Pokud tato past negativně ovlivňuje populaci, jedná se o plnohodnotnou ekologickou past (Adamski et al., 2013, 2016).

Ekologické pasti jsou obvykle snadno rozpoznatelné antropogenními objekty v krajině (Robertson a Hutto, 2006; Horváth et al., 2007; Harabiš a Dolný, 2012), což umožňuje přesné zhodnocení jejich rozsahu a dopadu. Dalším příkladem jsou skládky dřeva, které lákají dospělé jedince *Rosalia alpina* k rozmnožování a následnému kladení na metrové dřevo, které je často odvezeno a zpracováno dřívě, než se larvy dokážou vyvinout (Adamski et al., 2018). Malé pařezy a dřevo na zemi, které se rychle rozkládá, mohou také působit jako ekologické pasti (Duelli a Wermellinger, 2005). Přítomnost ekologických pastí v oblasti výskytu populace může zhoršit kvalitu místního biotopu, i když jsou zachovány ostatní parametry (Adamski a Witkowski, 2007; Sutherland et al., 2013). Další hrozbou pro populace je přítomnost lesních cest, které fragmentují biotopy a následně také populace (Salafsky, 2008).

Pasti nabývají mnoha podob, jako jsou klády, čerstvé hromady dříví, metrové dřevo a zásoby dřeva u budov (Jonsell et al., 2007; Hedin et al., 2008; Jonsell, 2008; Lassauce et al., 2012; Adamski et al., 2013, 2016), polena a palivové dřevo na okrajích lesů (Hedin et al., 2008). Umístění dřeva podél cest zvyšuje účinnost pastí, zejména v otevřeném a silně osluněném okolí, což zvyšuje atraktivitu pro imága (Hedin et al., 2008; Drag et al., 2011; Russo et al., 2011). Hlavním problémem je, že toto dřevo bývá po několika měsících odstraněno a larvy brouka jsou zpracovány spolu s ním (Duelli a Wermellinger, 2005; Hedin et al., 2008; Adamski et al., 2013).



Zdrojovou oblast populace lze určit porovnáním parametrů stanovišť, jako je porovnání okolí stohů dřeva, kde se brouk vyskytuje, a kde ne. Klíčovým faktorem přítomnosti je plocha lesního celku a dominance *Fagus sylvatica*, přičemž stáří stromového porostu není zásadní (Kozak et al., 2002; Jaworski a Kolodziej, 2004). Rozšíření jedinců na lokalitě výskytu úzce souvisí s polohou skládek dřeva (Adamski et al., 2018). *Rosalia alpina* častěji obsazuje stohy dřeva než přirozeně vhodné biotopy, což naznačuje, že skládky dřeva jsou obsaženy ve stabilním distribučním jádru populace, což má negativní dopad na populaci (Bruggeman et al., 2009; Lu et al., 2012). Tyto pasti mohou ohrozit celou populaci snížením reprodukční účinnosti daných populací (Lawton, 1993; Holt, 1996; Diaz, 1996), buď z důvodu setrvávání dospělých jedinců na daném dřevě místo jejich přesunu do přírodních stanovišť, nebo kvůli kladení vajíček do skladovaného dřeva (Adamski et al., 2013, 2016). Prostorová síť ekologických pastí způsobuje funkční fragmentaci lesů, která může vést až k úplné ztrátě stanovišť (Bruggeman et al., 2009; Lu et al., 2012). Přítomnost samotných jedinců zvyšuje vábivý efekt skládek dřeva, a proto je nutné brát v úvahu, že současná interpretace ekologických pastí je spíše minimálním odhadem, protože faktor agregačního feromonu dosud nebyl zahrnut do celkového dopadu (Adamski et al., 2018).

Jedním z možných řešení je ponechat dřevo v lese po dostatečně dlouhou dobu pro dokončení plnohodnotného vývoje larev (Hedin et al., 2008; Adamski et al., 2016). Dále je vhodné instalovat stojící bukové kmeny v blízkosti skládek dřeva na okrajích lesů. Tyto kmeny mohou poskytnout alternativní stanoviště a umožnit aspoň části populace dokončit svůj vývoj (Duelli a Wermelinger, 2010).

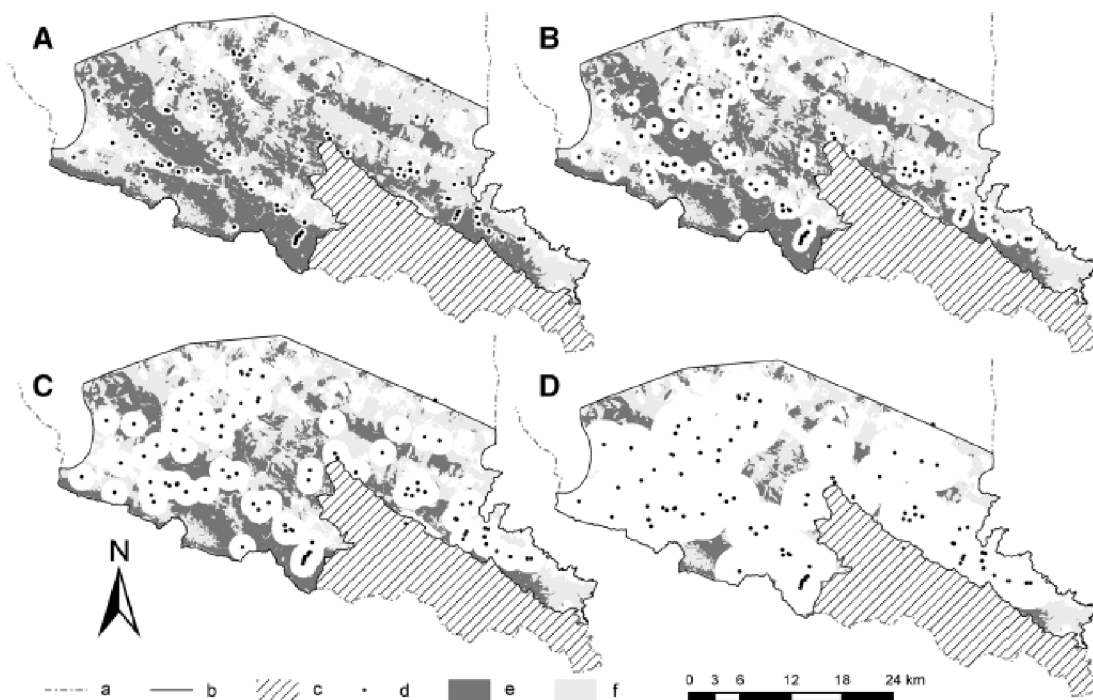
Důvodem vysoké atraktivity stohů dřeva je to, že velké množství pokáceného dřeva na malé ploše silně ovlivňuje senzorický systém brouka (Allison et al., 2004). Skladování pokáceného dřeva z období zimy a jara v lesích až do léta může vést k následné velké akumulaci imág (Adamski et al., 2016). Bylo prokázáno, že shlukování dřeva do méně častých, ale větších hromad má pozitivní dopad na populaci, protože ovlivní menší oblast než několik menších hromad (Adamski et al., 2018). Přítomnost dospělců na stohu dřeva není samotným důkazem ekologické pasti, dokud není zaznamenáno kladení vajíček. Dalším nebezpečím spojeným se stohy dřeva je to, že při manipulaci s nimi často dochází k zabití dospělých jedinců (Adamski et al., 2016). K účinnosti pastí přispívá stáří a homogenita lesních porostů kolem skládek. Z hlediska ochrany je klíčové vyvarovat se skládání bukového dřeva během období páření (Adamski et al., 2018). Dopady skládek mohou být alarmující (Obr. 13).

Hlavními hrozbami pro lesní ekosystémy jsou ztráta přirozených stanovišť a nedostatečné postupy lesního hospodaření (Davies et al., 2008; Duelli a Wermelinger, 2005). Zásadním faktorem přispívajícím k odlesňování je průmyslová činnost (Butler a Laurence, 2008). Těžba dřeva často vedlejšími efekty zahrnuje rozšiřování silniční sítě, což dále podněcuje odlesňování a fragmentaci lesních porostů (Stokland et al., 2012).

Kromě toho k úbytku lesních ploch přispívají i lidmi způsobené požáry, nekontrolovaný sběr dřeva a sběratelská aktivita (Achard et al., 2006; Duelli a Wermellinger, 2005).

Fragmentace lesních ekosystémů výrazně omezuje rozptylové schopnosti *Rosalia alpina*. Následné mezery mezi jednotlivými lokalitami zvyšují mezipopulační izolaci druhu (Siitonen a Saaristo, 2000; Bosso et al., 2013), což negativně ovlivňuje životaschopnost populace (Jonsson a Nordlander, 2006). Lokální odstraňování preferovaných stanovišť, jako jsou padlé stromy, kmene či pahýly, dále přispívá ke ztrátě biodiverzity (Martikainen et al., 2000).

V obhospodařovaných lesích je méně vhodného mrtvého dřeva než v přirozených lesích, protože mrtvé dřevo je často odstraňováno z estetických nebo bezpečnostních důvodů (Kirby et al., 1998; Brin et al., 2008). Druhým faktorem je neupravování porostu v rámci lesního hospodaření, což může vést k nadměrné hustotě porostu a uzavření korunového patra lesa, což není pro ekosystém vhodné (Russo et al., 2011). Navíc dochází k nahrazování původních bukových lesů rychle rostoucími monokulturami, zejména smrku (Duelli a Wermellinger, 2005).



**Obrázek 13:** Vyobrazení oblastí, na které neměla dopad síť ekologických pastí díky stanovení definovaných ochranných perimetrů úměrných schopnosti rozptylu *Rosalia alpina* (Drag et al., 2011). A: perimetr 500 m, B: 1000 m, C: 1600 m, D: 3000 m. a: Polská státní hranice, b: hranice zkoumané oblasti, c: území národního parku, d: skládky bukového dřeva, e: bukové lesy, f: lesy kde buk není majoritní dřevinou (Adamski et al., 2018).

### 1.5.3 Zásady ochrany

Důležitým aspektem ochrany druhu je pochopení prostorového uspořádání hrozeb, což umožňuje celkové zhodnocení dopadů hrozeb na populaci (Coffin, 2007; Nelson et al., 2009; Groot et al., 2010). Modely rozšíření druhů mají potenciál poskytovat cenné informace pro vytváření ochranných plánů a pro další studie, jako je analýza hlavních ekologických koridorů pro brouka a predikce změn vhodnosti stanovišť v reakci na klimatické změny (Bosso et al., 2018). Ekologická past je jednou z hlavních hrozeb na úrovni populace (Dwernychuk a Boag, 1972; Oaks et al., 2004).

Pro úspěšnou ochranu *Rosalia alpina* je důležité porozumět kritériím, které samice používají při výběru vhodného místa kladení vajec, a zajistit, aby jedinci nebyli přitahováni k vytěženému dřevu. To vyžaduje vytvoření atraktivnějších prostředí pro kladení vajec (Duelli a Wermellinger, 2005). Detailní znalost chování dospělých jedinců je klíčová pro efektivní ochranu a integraci přístupů do strategií a postupů ochrany biotopů (Berger-Tal et al., 2011). Genetická rozmanitost má přímý vliv na ochranu tohoto druhu (Drag et al., 2016).

Kvalita stanovišť je klíčovým faktorem pro úspěšnou ochranu populací *Rosalia alpina* (Adamski a Witkowski, 2007; Sutherland et al., 2013). Klíčové stromy, které zajišťují životaschopnost místní populace a poskytují informace o fenologii a růstu populace, nesmějí být odstraněny (Bosso et al., 2013). Lesní hospodaření by mělo podporovat údržbu starých a obrovských stromů roztroušených na otevřených plochách a chránit staré stromy v okolí klíčových stromů, které slouží jako rezervoár pro *Rosalia alpina* a umožňují propojení stanovišť (Rossi de Gasperis, 2016). Je důležité zamezit používání ekologických pastí na stanovištích (Adamski et al., 2018), a eliminovat je v rámci ochrany (Mills, 2012).

Ochrana *Rosalia alpina* jako jednotlivce je neefektivní, proto je důležité zaměřit se na ochranu biotopů a existujících populací (Konvička a Kandrnál, 2020), a chránit celé území výskytu (Adamski et al., 2018). Je třeba vytvořit stanoviště s dostatečně velkou rozlohou, která umožní rozptýlení jedinců v rozmezí 5–15 km (Russo et al., 2011; Castro et al., 2012; Sebek et al., 2013). Klasické přístupy k ochraně přírody, jako je zachování původní druhové skladby dřevin a přirozená obnova, mohou být nevhodné pro přežití *Rosalia alpina*. Klíčové je zachování dostatečného množství starých stromů a mrtvého dřeva a diverzifikace lesního hospodaření (Drag et al., 2012). Globální managementová opatření, která vytvářejí mikrohabitaty na jednotlivých stromech, mohou být účinnější než opatření zaměřená na celé porosty (Russo et al., 2011; Castro et al., 2012; Sebek et al., 2013). Ochrana v nížinných oblastech by měla spočívat v ponechání dostatečného množství mrtvého dřeva, zejména u jilmů (*Ulmus sp.*) a javorů (*Acer sp.*), jak na osídlených lokalitách, tak mimo ně (Drag et al., 2012). Průměry výletových otvorů lze aplikovat v rámci referenčních populací, jako jsou národní parky, k posouzení stavu stanovišť a populací

na méně vhodných lokalitách, jako jsou hospodářské lesy, izolované populace nebo reliktní a okrajové populace (Ciach a Michalcewicz, 2013).

#### 1.5.4 Legislativa

*Rosalia alpina* byla ve většině Evropy klasifikována jako zranitelný a přísně chráněný druh, uvedený v mezinárodním červeném seznamu ohrožených druhů IUCN (Duelli a Wermellinger, 2005; Nieto a Alexander, 2010; IUCN, 2016). Je také zařazena do směrnice EU o stanovištích v přílohách II a IV 92/43EEC jako prioritní druh v zájmu společenství (Sama 1988; Council of the European Communities, 1992, 2002). Poslední aktualizace z roku 2009 ji však již označuje jako málo dotčený druh (IUCN, 2021). V České republice je stále k roku 2017 klasifikována jako ohrožený druh (Kabátek a Skořepa, 2017).

Síť Natura 2000 (N2000) a národní chráněné oblasti (NPA) představují klíčové jednotky biologické ochrany v Evropě, do nichž *Rosalia alpina* spadá (Kati et al., 2015; Maiorano et al., 2015; Kukkala et al., 2016). Pro detekci potenciálního rozšíření v Evropě a hodnocení množství vhodných biotopů v rámci sítě N2000 byly vyvinuty modely distribuce druhů (SDM) (Guisan a Zimmermann, 2000; Razgour et al., 2016). V rámci N2000 jsou zastoupeny speciální oblasti ochrany (SAC), speciální chráněné oblasti (SPA) a další chráněné oblasti, jako jsou národní parky, regionální parky, státní rezervace a přírodní památky (Kati et al., 2015; Maiorano et al., 2015; Kukkala et al., 2016). Analyzují-li se mapy překryvnosti aktuálního systému chráněných oblastí v Evropě (N2000 a NPA) s binárními mapami potenciální distribuce pro *Rosalia alpina*, pouze 42 % potenciálně vhodných stanovišť je v současnosti chráněno.

*Rosalia alpina* je rovněž zahrnuta do Bernské úmluvy OECD, která zajišťuje ochranu v celé Evropě (Duelli a Wermellinger, 2005). Konkrétně je zařazena do příloh II a IV směrnice EU o stanovištích (Luce, 1996). Je také klasifikována jako prioritní druh veřejného zájmu rozhodnutím rady 92/43/EHS. Ve Švýcarsku je *Rosalia alpina* zařazena jako chráněný druh podle vyhlášky o ochraně přírodního dědictví (Duelli a Wermellinger, 2005). V Polsku je právně chráněna a zařazena do Polské červené knihy zvířat a do červeného seznamu ohrožených druhů Polska (Głowaciński a Nowacki, 2004; Pawłowski et al., 2002). Ve Španělsku je zařazena na seznam druhů volně žijících živočichů pod pravidlem zvláštní ochrany dle královského dekretu 139/2011 (Council of the European Communities, 1992).

## ZÁVĚR

Tato bakalářská práce představuje detailní rešerši o způsobu života a ekologických nárocích tesaříka alpského. Kromě údajů o morfologii larev a imág, potravních nárocích, rozmnožování, parazitech a fylogeografii obsahuje také přehled faktorů, které mají pozitivní či negativní vliv na přežívání populací druhu v místech recentního rozšíření. Zároveň upozorňuje na rizikové způsoby hospodaření, které vedou k fragmentaci populací nebo k jejich lokálnímu vyhubení (ekologické pasti). Je paradoxem, že vysoká míra migrační schopnosti tohoto druhu může mít významné důsledky pro ohrožení jeho populací v České republice.

## LITERATURA

ADAMSKI, P. a WITKOWSKI, Z. J., 2007. Effectiveness of population recovery projects based on captive breeding. *Biological Conservation*. 140(1-2), 1–7. ISSN 0006-3207.

ADAMSKI, P.; HOLLY, M.; MICHALCEWICZ, J. a WITKOWSKI, Z., 2013. Decline of Rosalia longicorn Rosalia alpina (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) in Poland: selected mechanisms of the process. In: ZĄBECKI, W. (Ed.). *The role and contribution of insects in the functioning of forest ecosystems*. Kraków: Wydawnictwo UR, pp. 185–200.

ADAMSKI, P.; BOHDAN, A.; MICHALCEWICZ, J.; CIACH, M. a WITKOWSKI, Z., 2016. Timber stacks: potential ecological traps for an endangered saproxylic beetle, the Rosalia longicorn Rosalia alpina. *Journal of Insect Conservation*. 20(6), 1099–1105. ISSN 1572-9753.

ADAMSKI, P.; MICHALCEWICZ, J.; BOHDAN, A. a CIACH, M., 2018. Potential range of impact of an ecological trap network: the case of timber stacks and the Rosalia longicorn. *Journal of Insect Conservation*. 22(2), 209–219. ISSN 1572-9753.

AHERN, R. G.; HAWTHORNE, D. J. a RAUPP, M. J., 2009. Phylogeography of a specialist insect, *Adelges cooleyi*: Historical and contemporary processes shape the distribution of population genetic variation. *Molecular Ecology*. 18(2), 343–356. Dostupné z: PubMed, <https://doi.org/10.1111/j.1365-294x.2008.04034.x>. [cit. 2023-12-20].

ACHARD, F.; MOLLICONE, D.; STIBIG, H.-J.; AKSENOV, D.; LAESTADIUS, L. et al., 2006. Areas of rapid-forest cover change in Boreal Eurasia. *Forest Ecology and Management*. 237(1-3), 322–334. ISSN 0378-1127.

ALBERDI, I., HERNÁNDEZ, L., SAURA, S., BARRERA, M., GIL, P. et al., 2012. Estimación de la biodiversidad forestal en el Tercer Inventario Forestal Nacional. País Vasco/Euskadi. Gobierno de España, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y Gobierno Vasco.

ALEXANDER, K. N. A., 1998. The links between forest history and biodiversity: the invertebrate fauna of ancient pasture-woodlands in Britain and its conservation. In: KIRBY, K. J. (ed.). *Habitats and of wild fauna and flora*. Nottingham: University of Nottingham, pp. 7–50.

ALLISON, J. D.; BORDEN, J. H. a SEYBOLD, S. J., 2004. A review of the chemical ecology of the Cerambycidae (Coleoptera). *Chemoecology*. 14, 123–150. ISSN 1423-0445.

APG, I. I. I., 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 161, 105–121. ISSN 1095-8339.

AUDINET-SERVILLE, J. G., 1834. Nouvelle classification de la famille des longicornes. Online. *Annales de la Société Entomologique de France*. 2(4), 528–573. Dostupné z: Gbit, <https://www.gbif.org/species/1159831>. [cit. 2023-12-20].

- AUDISIO, P. H.; BRUSTEL, H.; CARPANETO, G. M.; COLETTI, G.; MANCINI, E. et al., 2009. Data on molecular taxonomy and genetic diversification of the European Hermit beetles, a species complex of endangered insects (Coleoptera: Scarabaeidae, Cetoniinae, Osmoderma). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*. 47, 88–95. ISSN 1439-0469.
- BANCROFT, J. S. a SMITH, M. T., 2005. Dispersal and influences on movement for *Anoplophora glabripennis* calculated from individual mark–recapture. *Entomologia Experimentalis et Applicata*. 116, 83–92. ISSN 0013-8703.
- BARTNIK, C.; MICHALCEWICZ, J. a KUBIŃSKI, R., 2016. *Rosalia longicorn Rosalia alpina* (LINNAEUS, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) as a host of the entomopathogenic fungus *Cordyceps bassiana* LI, LI, HUANG & FAN, 2001 (Ascomycota: Hypocreales). *Polish Journal of Entomology*. 85(2), 261. ISSN 2299-9884.
- BARTNIK, C.; MICHALCEWICZ, J.; LEDWICH, D. a CIACH, M., 2020. Mycobiota of dead *Ulmus glabra* wood as breeding material for the endangered *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae). *Polish Journal of Ecology*. 68(1), 13–22. ISSN 1505-2249.
- BENSE, U., 1995. *Longhorn beetles – Illustrated key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe*. Weikersheim: Margraf Verlag.
- BENSE, U., 2001. Alpenbock (*Rosalia alpina*). In: FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. a SCHRÖDER, E. (ed.). *Berichtspflichten in Natura-2000 – Gebieten*. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz (BfN), pp. 319–323.
- BENSE, U., 2002. Schutzmaßnahmen für den Alpenbock (*Rosalia alpina*) im Bereich der Schwäbischen Alb. *DgaaE Nachrichten*. 16, 57–58. ISSN 0931-4873.
- BERGER-TAL, O.; POLAK, T.; ORON, A.; LUBIN, Y.; KOTLER, B. P. et al., 2011. Integrating animal behavior and conservation biology: a conceptual framework. *Behavioral Ecology*. 22(2), 236. ISSN 1465-7279.
- BERGMEIER, E.; PETERMAN, J. a SCHRÖDER, E., 2010. Geobotanical survey of wood-pasture habitats in Europe: diversity, threats and conservation. *Biodiversity and Conservation*. 19, 2995–3014. ISSN 1572-9710.
- BHARGAVA, A. a FUENTES, F. F., 2010. Mutational dynamics of microsatellites. *Molecular Biotechnology*. 44(3), 250–266. ISSN 1559-0305.
- BINNER, V. a BUSSLER, H., 2006. Erfassung und Bewertung von Alpenbock-Vorkommen. *Naturschutz und Landschaftsplanung*. 38, 378–382. ISSN 1869-5191.
- BIRKEMOE, T.; JACOBSEN, R. M.; SVERDRUP-THYGESON, A. a BIEDERMANN, P. H. W., 2018. Insect-fungus interactions in dead wood systems. In: ULYSHEN, M. (ed.). *Saproxyllic insects*. Cham: Springer, pp. 377–427.
- BLOUIN, M. S.; YOWELL, C. A.; COURTNEY, C. H. a DAME, J. B., 1995. Host movement and the genetic structure of populations of parasitic nematodes. *Genetics*. 141, 1007–1014. ISSN 0973-7731.

- BOSSO, L.; REBELO, H.; GARONNA, A. P. a RUSSO, D., 2013. Modelling geographic distribution and detecting conservation gaps in Italy for the threatened beetle *Rosalia alpina*. *Journal of Natural Conservation*. 21(2), 72. ISSN 1618-1093.
- BOSSO, L.; SMERALDO, S.; RAPUZZI, P.; SAMA, G.; GARONNA, A. P. et al., 2018. Nature protection areas of Europe are insufficient to preserve the threatened beetle *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae): evidence from species distribution models and conservation gap analysis. *Ecological Entomology*. 43(2), 192. ISSN 0307-6946.
- BRIN, A.; MEREDIEU, C.; PIOUS, D.; BRUSTEL, H. a JACTEL, H., 2008. Change in quantitative patterns of deadwood in maritime pine plantations over time. *Forest Ecology and Management*. 256, 913–921. ISSN 1872-7042.
- BRUGGEMAN, D. J.; JONES, M. L.; SCRIBNER, K. a LUPI, F., 2009. Relating tradable credits for biodiversity to sustainability criteria in a dynamic landscape. *Landscape Ecology*. 24, 775–790. ISSN 1805-4196.
- BRUS R., 2010. Growing evidence for the existence of glacial refugia of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the south-eastern Alps and north-western Dinaric Alps. *Periodicum Biologorum*. 112, 239–246. ISSN 1849-0964.
- BURAKOWSKI, B.; MROCZKOWSKI, M. a STEFAŃSKA, J., 1990. *Beetles – Coleoptera. Cerambycidae and Bruchidae. Catalogue of Polish Fauna*. Warszawa: PWN.
- BUSE, J.; SCHRODER, B. a ASSMANN, T., 2007. Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle—a case study for saproxylic insect conservation. *Biological Conservation*. 137(3), 372–381. ISSN 0006-3207.
- BUTLER, R. A. a LAURENCE, F. L., 2008. New strategies for conserving tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*. 23, 469–472. ISSN 0169-5347.
- BUTLER, J., 2010. Ancient, working pollards and Europe's silvo-pastoral systems—back to the future. *Landscape Archaeology and Ecology*, 8, 54–57. ISSN 2730-6984.
- BÜTLER, R. a LACHAT, T., 2009. Forests without harvesting: an opportunity for the saproxylic biodiversity. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*. 160, 324–333. ISSN 2235-1469.
- CAMPANARO, A.; BARDIANI, M.; SPADA, L.; CARNEVALI, L.; MONTALTO, F. et al., 2011. Guidelines for monitoring and conservation of saproxylic insects. *Quaderni Conservazione Habitat*. Vol. 6.
- CAPECKI, Z., 1969. Owady uszkadzające drewno buka zwyczajnego (*Fagus sylvatica* L.) na obszarze jego naturalnego zasięgu w Polsce. *Prace Instytutu Badań Leśnych*. (367), 1–166. ISSN 2082-8926.
- CARR, J. M. a LIMA, S. L., 2014. Wintering birds avoid warm sunshine: predation and the costs of foraging in sunlight. *Oecologia*. 174, 713–721. ISSN 1432-1939.



- CARRASCAL, L. M.; DÍAZ, J. A.; HUERTAS, D. L. a MOZETICH, I., 2001. Behavioral thermoregulation by treecreepers: trade-off between saving energy and reducing crypsis. *Ecology*. 82(6), 1642–1654. ISSN 0012-9658.
- CASTRO, A. a FERNÁNDEZ, J., 2016. Tree selection by the endangered beetle *Rosalia alpina* in a lapsed pollard beech forest. *Journal of insect conservation*. 20(2), 201–214. ISSN 1572-9753.
- CASTRO, A., MURGUÍA, L.M., FERNANDEZ, J., CASIS, A. a MOLINO-OLMEDO, F., 2012. Size and quality of wood used by *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in beech woodlands of Gipuzkoa (northern Spain). *Munibe (Ciencias Naturales-Natur Zientziak)*. 60, 77–100. ISSN 2172-4547.
- CASTRO, A.; DRAG, L.; ČÍŽEK, L. a FERNÁNDEZ, J., 2019. *Rosalia alpina* adults (Linnaeus, 1758) (Insecta, Coleoptera) avoid direct sunlight. *Animal Biodiversity and Conservation*, 42(1), 59–63. ISSN 1578-665X.
- CASTRO, A.; MARTÍNEZ DE MURGUÍA, L.; FERNÁNDEZ, J., CASIS, A. a MILONO-OLMEDO, F., 2012. Size and quality of wood used by *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in beech woodlands in Gipuzkoa (northern Spain). *Munibe Ciencias Naturales*. 60, 77–100. ISSN 2172-4547.
- CIACH, M. a MICHALCEWICZ, J., 2009. Egg morphology of *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) from southern Poland. *Entomological News*. 120, 61–64. ISSN 2162-3236.
- CIACH, M. a MICHALCEWICZ, J., 2013. Correlation between selected biometric traits of adult *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) and size of their exit holes: new perspectives on insect studies. *Polish Journal of Ecology*. 61(2), 349–355. ISSN 0420-9036.
- CIACH, M.; MICHALCEWICZ, J. a FLUDA, M., 2007. The first report on development of *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in wood of *Ulmus* L. in Poland. *Polish Journal of Entomology*. 76, 101–105. ISSN 2299-9884.
- CIARI, S.; BARDIANI, M.; ZAULI, A.; HARDERSEN, S.; MASON, F. et al., 2013a. Monitoring of the saproxylic beetle *Morimus asper* (Sulzer, 1776) (Coleoptera: Cerambycidae) with freshly cut log piles. *Journal of Insect Conservation*. 17, 1255–1265. DOI:10.1007/s10841-013-9606-4. ISSN 1572-9753.
- CÍZEK, L.; SCHLAGHAMERSKY, J.; BORUCKY, J.; HAUCK, D. a HELESIC, J., 2009. Range expansion of an endangered beetle: alpine Longhorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) spreads to the lowlands of Central Europe. *Entomologica Fennica*. 20(3), 200–206. ISSN 2489-4966.
- CLEMENT, M.; POSADA, D. a CRANDALL, K., 2000. TCS: A computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology*. 9, 1657–1660. ISSN 0962-1083.
- COFFIN, A.W., 2007. From roadkill to road ecology, a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*. 15, 396–406. ISSN 0966-6923.

COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. OJ L 206, 22. 7. 1992, 7 pp.

COUSINS, S. J. a DUVAL, A. E., 2012. Management approaches for protected areas of cultural and biological significance: the beech Pollards of Aiako Harria Natural Park. In: ASHTON, M.; MURUETAGOENIA, T. a DUVAL, A. (ed.). *Integrative protected area management: reconciling conservation, restoration, and recreation objectives in Aiako Harria Natural Park*. Hauppauge: Nova Publishers, pp. 1–21.

ČÍŽEK, L.; SCHLAGHAMERSKY, J.; BORUCKY, J.; HAUCK, D. a HELEŠIČ, J., 2009. Range expansion of an endangered beetle: Alpine Longhorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) spreads to the lowlands of Central Europe. *Entomologica Fennica*. 20, 200–206. ISSN 2489-4966.

DAJOZ, R., 1967. Écologie et biologie des Coléoptères xylophages de la hêtraie. *Vie Milieu C Biol Te*. 17, 523–763.

DAJOZ, R., 2007. *Les insectes et la forêt. Rôle et diversité des insectes dans le milieu forestier*. Paris: Lavoisier. ISBN 9782743009823.

DAKIN, E. E. a AVISE, J. C., 2004. Microsatellite null alleles in parentage analysis. *Heredity*. 93, 504–509. ISSN 1365-2540.

DANILEVSKY, D. (2015). [online] Cerambycidae.net. Dostupné z: <http://www.cerambycidae.net>

DAVIES, Z. G.; TYLER, C.; STEWART, G. B. a PULLIN, A. S., 2008. Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity & Conservation*. 17, 209–234. ISSN 1572-9710.

DE GROOT, R.S.; ALKEMADE, R.; BRAAT, L.; HEIN, L. a WILLEMEN, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning. *Ecological Complexity*. 7(3), 260–272. ISSN 1476-945X.

DEMELT, C., 1957. 6. Beitrag zur Kenntnis der Biologie palaearkt. Cerambyciden. *Entomologisches Nachrichtenblatt Österreichischer und Schweizer Entomologen*. 8(2), 28–29. ISSN 0375-5223.

DEMESURE, B.; COMPS, B. a PETIT, R.J., 1996. Chloroplast DNA phylogeography of the common beech (*Fagus sylvatica* L.) in Europe. *Evolution*. 50(6), 2515–2520. ISSN 1558-5646.

DI NICOLA, M.R. a POLONI, R., 2020. First documentation of males' flights in *Rosalia longicorn* *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Cerambycidae). *Entomological Review*. 100(7), 993–999. ISSN 1555-6689.

DIAS, P. C., 1996. Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology & Evolution*. 11(8), 326–330. ISSN 1872-8383.

DOMINIK, J. a STARZYK, J. R., 2004. *Owady uszkadzające drewno*. Warszawa: PWRiL. ISBN 83-09-01785-5.

- DRAG, L., 2016. *Phylogeography and conservation genetics of endangered saproxylic beetles in Europe*. Online, disertační práce. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta. Dostupné z: <https://theses.cz/id/k3ozq7>. [cit. 2024-03-25].
- DRAG, L.; ČÍŽEK, L.; POKLUDA, P.; HAUCK, D.; HONCŮ, M. et al., 2012. Rosalia Longicorn and its occurrence in the Czech Republic. *Živa*. 60(5), 247–250. ISSN 0044-4812.
- DRAG, L.; ČÍŽEK, L.; POKLUDA, P.; HAUCK, D.; HONCŮ, M. et al., 2012. Tesařík alpský a jeho výskyt v ČR. *Živa*. 60(5), 247–250. ISSN 0044-4812.
- DRAG, L.; HAUCK, D.; POKLUDA, P.; ZUMMERMANN, K. a CÍZEK, L., 2011. Demography and dispersal ability of a threatened saproxylic beetle: a mark-recapture study of the Rosalia Longicorn (*Rosalia alpina*). *PLoS One*. 6(6), e21345:1–8. ISSN 1932-6203.
- DRAG, L.; HAUCK, D.; BERCEŠ, S.; MIICHALCEWICZ, J.; SERI, C. et al., 2015. Genetic differentiation of populations of the threatened saproxylic beetle Rosalia longicorn, Rosalia alpine (Coleoptera: Cerambycidae) in Central and South-east Europe. *Biological Journal of the Linnean Society*. 116(4), 911–925. ISSN 1095-8312.
- DRAG, L.; HAUCK, D.; ŘÍČAN, O.; SCHMITT, T.; SHOYKOON, D. F. et al., 2018. Phylogeography of the endangered saproxylic beetle Rosalia longicorn, Rosalia alpina (Coleoptera, Cerambycidae), corresponds with its main host, the European beech (*Fagus sylvatica*, Fagaceae). *Journal of Biogeography*. 45(12), 2631–2644. ISSN 0305-0270.
- DRUMMOND, A. J.; SUCHARD, M. A.; XIE, D. a RAMBAUT, A., 2012. Bayesian phylogenetics with BEAUti and the BEAST 1.7. *Molecular Biology and Evolution*. 29, 1969–1973. ISSN 1537-1719.
- DUELLI, P. a WERMELINGER, B., 2005. Der Alpenbock (*Rosalia alpina*). Ein seltener Bockkäfer als Flaggschiff Art. *Merkblatt für die Praxis*. 39, 1–8. ISSN 2296-4428.
- DUELLI, P. a WERMELINGER, B., 2010. *Der Alpenbock. Ein seltener Bockkäfer als Flaggschiff-Art (Vol. 39)*. Birmensdorf: WSL.
- DWERNYCHUK, L. W. a BOAG, D. A., 1972. Ducks nesting in association with gulls: an ecological trap? *Canadian Journal of Zoology*. 50, 559–563. ISSN 0008-4301.
- ECKELT, A.; MÜLLER, J.; BENSE, U.; BRUSTEL, H.; BUßLER, H. et al., 2017. Primeval forest relict beetles of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. *Journal of Insect Conservation*. 22, 15–28. ISSN 1572-9753.
- EDWARDS, J. S., 1961. On the Reproduction of *Prionoplus reticularis* (Coleoptera, Cerambycidae), with general remarks on reproduction in the Cerambycidae. *Quarterly Journal of Microscopical Science*. 102, 519–529. ISSN 1476-4687.

- ESTOUP, A.; JARNE, P. a CORNUET, J. M., 2002. Homoplasy and mutation model at microsatellite loci and their consequences for population genetics analysis. *Molecular Ecology*. 11, 1591–1604. ISSN 0962-1083.
- FANG, J. a LECHOVICZ, M. J., 2006. Climatic limits for the present distribution of beech (*Fagus L.*) species in the world. *Journal of Biogeography*. 33, 1804–1819. ISSN 0305-0270.
- FILIPIAK, M.; SOBCZYK, Ł. a WEINER, J., 2016. Fungal transformation of tree stumps into a suitable resource for xylophagous beetles via changes in elemental ratios. *Insects*. 7(2), 13. ISSN 2075-4450.
- FILIPIAK, M., 2018. Nutrient dynamics in decomposing dead wood in the context of wood eater requirements: The ecological stoichiometry of saproxylophagous insects. In: ULYSHEN, M. (ed.). *Saproxylic Insects*. Cham: Springer, pp. 429–469. ISBN 978-3-319-75936-4.
- FRANKHAM, R.; BALLOU, J. D. a BRISCOE, D. A., 2002. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge: Cambridge University Press, ISBN 9780511808999.
- GAMBLE, L.; RAVELA, S. a MCGARIGAL, K., 2008. Multi-scale features for identifying individuals in large biological databases: an application of pattern recognition technology to the marbled salamander *Ambystoma opacum*. *Journal of Applied Ecology*. 45, 170–180. ISSN 1365-2664.
- GARBARINO, M.; SIBONA, E.; LINGUA, E. a MOTTA, R., 2014. Decline of traditional landscape in a protected area of the southwestern Alps: the fate of enclosed pasture patches in the land mosaic shift. *Journal of Mountain Science*. 11, 544–554. ISSN 1672-6316.
- GATTER, W., 1997. Förderungsmöglichkeiten für den Alpenbock. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung. *Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*. 213, 1305–1306. ISSN 1430-2713.
- GEPP, J., 2002. *Rosalia alpina L.*—Österreichs Insekt des Jahres 2001. *Entomologica Austriaca*. (5), 3–4. ISSN 1681-0406.
- GILROY, J. J. a SUTHERLAND, W. J., 2007. Beyond ecological traps: perceptual errors and undervalued resources. *Trends in Ecology & Evolution*. 22, 351–356. ISSN 0169-5347.
- GŁOWACIŃSKI, Z. a NOWACKI, J. (ed.), 2004. *Polish Red Data Book of Animals, Invertebrates*. Kraków: Instytut Ochrony Przyrody PAN. ISBN 8309017359.
- GÓMEZ, A. a LUNT, D. H., 2007. Refugia within refugia: Patterns of phylogeographic concordance in the Iberian Peninsula. In: WEISS, S. a FERRAND, N. (ed.). *Phylogeography of Southern European Refugia*. Dordrecht: Springer, pp. 155–188. ISBN 1-4020-4903-X.
- GÖMÖRY, D. a PAULE, L., 2010. Reticulate evolution patterns in western-Eurasian beeches. *Botanica Helvetica*. 120, 63–74. ISSN 1420-9063.

- GROSSMANN, H., 1927. *Die Waldweide in der Schweiz*. Zurich: ETHZ.
- GROVE, S. J., 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 33, 1–23. ISSN 0066-4162.
- GUICHOUX, E.; LAGACHE, L.; WAGNER, S. et al., 2011. Current trends in microsatellite genotyping. *Molecular Ecology Resources*. 11, 591–611. ISSN 1755-0998.
- GUISAN, A., a ZIMMERMANN, N. E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*. 135(2-3), 147–186. ISSN 0304-3800.
- GUTOWSKI, J. M., 2004a. Longhorn beetles (Cerambycidae). In: BOGDANOWICZ, W.; CHUDZICKA, E.; PILIPIUK, I. a SKIBIŃSKA, E. (ed.). *Fauna of Poland—Characteristics and Checklist of Species, vol. 1*. Warszawa: Muzeum i Instytut Zoologii PAN, pp. 49–53.
- GUTOWSKI, J. M., 2004b. *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758), Nadobnica alpejska. Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). In: ADAMSKI, P.; BARTEL, P.; BERESZYŃSKI, R.; KEPEL, A. a WITKOWSKI, Z. (ed.). *Poradniki Ochrony Siedlisk i Gatunków Natura 2000*. Warszawa: Podręcznik Metodyczny. Ministerstwo Środowiska, pp. 130–134.
- HAMPE, A. a PETIT, R. J., 2005. Conserving biodiversity under climate change: The rear edge matters. *Ecology Letters*. 8, 461–467. ISSN 1461-0248.
- HANKS, L. M. a MILLAR, J. G., 2013. Field bioassays of cerambycid pheromones reveal widespread parsimony of pheromone structures, enhancement by host plant volatiles, and antagonism by components from heterospecifics. *Chemoecology*. 23, 21–44. ISSN 1423-0445.
- HANKS, L. M., 1999. Influence of the larval host plant on reproductive strategies of cerambycid beetles. *Annual Review of Entomology*. 44, 483–505. ISSN 0066-4170.
- HANSKI, I. a GAGGIOTTI, O., 2004. *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*. San Diego: Elsevier Academic Press. ISBN 9780080530697.
- HARABIŠ, F. a DOLNÝ, A., 2012. Human altered ecosystems, suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata), the matter of scale. *Journal of Insect Conservation*. 16, 121–130. ISSN 1572-9753.
- HARAN, J.; KOUTROUMPA, F.; MAGNOUX, E.; ROQUES, A. a ROUX, G., 2015. Ghost mtDNA haplotypes generated by fortuitous NUMTs can deeply disturb infra-specific genetic diversity and phylogeographic pattern. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*. 53(2). ISSN 14390469.
- HEDIN, J.; ISACSSON, G.; JONSELL, M. a KOMONEN, A., 2008. Forest fuel piles as ecological traps for saproxylic beetles in oak. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 23(4), 348–357. ISSN 0282-7581.

- HÉDL, R.; KOPECKÝ, M. a KOMÁREK, J., 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*. 16(2), 267–276. ISSN 1472-4642.
- HEGYESSY, G. a MERKL, O., 2014. *Rosalia longicorn* *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758). In: HARASZTHY, L. (Ed.). *Natura 2000 Species and Habitats in Hungary*. Csákvár: Pro Vértes Közalapítvány, p. 265–269.
- HEWITT, G. M., 1999. Post-glacial recolonization of European Biota. *Biological Journal of the Linnean Society*. 68, 87–112. ISSN 1095-8312.
- HEWITT, G., 2000. The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature*. 405, 907–913. ISSN 1476-4687.
- HEWITT, G., 2001. Speciation, hybrid zones and phylogeography—or seeing genes in space and time. *Molecular Ecology*. 10, 537–549. ISSN 1365-294X.
- HEYROVSKÝ, L., 1955. *Fauna ČSR. Cerambycidae*. Praha: ČSAV.
- HOEVÁTH, G.; MALIK, P.; KRISKA, G. a WILDERMUTH, H., 2007. Ecological traps for dragonflies in a cemetery, the attraction of *Sympetrum* species (Odonata, Libellulidae) by horizontally polarizing black gravestones. *Freshwater Biology*. 52, 1700–1709. ISSN 0046-5070.
- HOLT, R. D., 1996. Adaptive evolution in source-sink environments: direct and indirect effects of density-dependence on Niche evolution. *Oikos*. 75(2), 182. ISSN 0030-1299.
- HOQUE, S.; AZHAR, M. A. H. B. a DERAYI, F., 2011. ZOOMETRICS – Biometric Identification of Wildlife Using Natural Body Marks. *International Journal of Bio-Science and Bio-Technology*. 3, 45–53. ISSN 2233-7849.
- HORÁK, J.; TEZCAN, S.; MICO, E.; SCHMIDL, J. a PETRAKIS, P., 2010. *Rosalia alpina*. The IUCN red list of threatened species. Version e.T19743A9009045.
- HORION, A., 1974. *Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Cerambycidae – Bockkäfer*. Bd. 12. Verlagsdruckerei Ph. C. W. Schmidt, Überlingen – Bodensee, 228 pp.
- HOVORKA, W., 2011. Nachweise des Alpenbocks (*Rosalia alpina*, L.) bei Rabensburg im Weinviertel (Coleoptera: Cerambycidae). *Beiträge zur Entomofaunistik*. 12, 127–130. ISSN 1563-1400.
- INATURALIST, 2021. *Tesařík Alpský (Rosalia alpina)*. Online. In: Inaturalist.org. 1. 8. 2021. Dostupné z: <https://www.inaturalist.org/taxa/56228-Rosalia-alpina>
- Isles and Continental Europe from France (excl. Corsica) to Scandinavia and Urals. V. Kabourek, Zlin, 173 pp.
- IUCN, 2016. IUCN Red List of Threatened Species. Online. Dostupné z: <https://www.iucnredlist.org>. [cit. 2024-01-31].

- IUCN, 2021. *IUCN Red List of Threatened Species*. Online. Dostupné z: <https://www.iucnredlist.org>. [cit. 2023-11-25].
- JANKOWIAK, R., 2004. Interactions among cambiofagous insects, fungi, and plant. *Kosmos*. 53, 39–50. ISSN 0023-4249.
- JAWORSKI, A. a KOŁODZIEJ, Z., 2004. Beech (*Fagus sylvatica* L.) forests of a selection structure in the Bieszczady Mountains (southeastern Poland). *Journal of Forest Science*. 50, 301–312. ISSN 1212-4834.
- JENDEK, B. a JENDEK, E., 2006. An analysis of the beetle conservation in the Slovakia based on the longicorn beetles (Coleoptera, Cerambycidae) as a model group. *Folia Faunistica Slovaca*. 11, 15–28. ISSN 1336-4529.
- JONSELL, M., 2008. Saproxylic beetle species in logging residues: which are they and which residues do they use?. *Norwegian Journal of Entomology*. 55, 109–122. ISSN 1501-8415.
- JONSELL, M.; JANSSON, J. a WEDMO, L., 2007. Diversity of saproxylic beetle species in logging residues in Sweden—comparisons between tree species and diameters. *Biological Conservation*. 138, 89–99. ISSN 1873-2917.
- JONSSON, M. a NORDLANDER, G., 2006. Insects colonization of fruiting bodies of the wood-decaying fungus *Fomitopsis pinicola* at different distances from an old-growth forest. *Biodiversity and Conservation*. 15, 295–309. ISSN 1572-9710.
- JURC, M.; OGRIS, N.; PAVLIN, R. a BORKOVIC, D., 2008. Forest as a habitat of saproxylic beetles on Natura 2000 sites in Slovenia. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*. 63, 53–66. ISSN 0249-7395.
- KABÁTEK, P. a SKOŘEPA, L., 2017. Cerambycidae (tesaříkovití). In: HEJDA, R.; FARKAČ, J. a CHOBOT, K. (ed.). *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. (Red List of threatened species of the Czech Republic. Invertebrates)*. Prague: Nature Conservation Agency of the Czech Republic, pp. 302–305. ISBN 978-80-88076-53-7.
- KAHLEN, M.; MÖLLER, G.; MÜHLE, H.; SCHMIDL, J. a ZABRANSKY, P., 2005. Urwald relict species—saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie Online*. 2, 106–113. ISSN 1614-7103.
- Katalog fauny Polski. Coleoptera, Cerambycidae i Bruchidae*, 2015. Warszawa: PWN, 23, t. 15.
- KATI, V.; HOVARDAS, T.; DIETERICH, M.; IBISCH, R. L.; MIHOK, B. et al., 2015. The challenge of implementing the European network of protected areas Natura 2000. *Conservation Biology*. 29, 260–270. ISSN 0888-8892.
- KEENA, M. A., 2006. Effects of temperature on *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae) adult survival, reproduction, and egg hatch. *Environmental Entomology*. 35(4), 912–921. ISSN 0046-225X.

- KIRBY, K. J.; REID, C. M.; THOMAS, R. C. a GOLDSMITH, F. B., 1998. Preliminary estimates of fallen deadwood and standing dead trees in managed and unmanaged forests. *Journal of Applied Ecology*. 35, 148–155. ISSN 1365-2664.
- KNOX, C. D.; CREE, A. a SEDOON, P. J., 2012. Accurate identification of individual geckos (*Naultinus gemmeus*) through dorsal pattern differentiation. *New Zealand Journal of Ecology*. 37(1). ISSN 2162-1993.
- KONDRACKI, J., 2011. *Geografia regionalna Polski*. Warszawa: PWN.
- KONVIČKA, O. a KANDRNÁL, L., 2020. Tesařík alpský (*Rosalia alpina alpina*) ve Chříbech. *Acta Carpathica Occidentalis*. 11, 27–32. ISSN 2787-9976.
- KOSTIĆ, I.; PAVLOVIĆ, D.; LAZOVIĆ, V.; VASILJEVIĆ, D.; STOJANOVIĆ, D. et al., 2016. Thermal and camouflage properties of *Rosalia alpina* longhorn beetle with structural coloration. In: *7th International Scientific Conference on Defensive Technologies*. 6–7 October 2016. Belgrade: OTEH, pp. 525–529.
- KOVÁCS, T., 1998. Magyarországi cincérek tápnövény- és lelőhelyadatai II. (Coleoptera, Cerambycidae). *Folia historico-naturalia Musei Matraensis*. 22, 247–255. ISSN 2062-7602.
- KOVÁCS, T.; MUSKOVITS, J. a HEGYESSY, G., 2000. *Magyarországi cincérek tápnövény – és lelőhely adatai*.
- KOZAK, I.; MENSHTUKIN, V.; JÓZWINA, M. a POTACZAŁA, G., 2002. Computer simulation of fir forest dynamics in the Bieszczady Mountains in response to climate change. *Journal of Forest Science*. 48, 425–431. ISSN 1212-4834.
- KOZAK, I.; MENSHTUKIN, V.; JÓZWINA, M. a POTACZAŁA, G., 2002. Computer simulation of fir forest dynamics in the Bieszczady Mountains in response to climate change. *Journal of Forest Science*, 48, 425–431. ISSN 1805-935X.
- KRÁSA, A., 2015. *Ochrana saproxylického hmyzu a opatření na jeho podporu*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. ISBN 978-80-88076-15-5.
- KREUGER, B. a POTTER, D. A., 2001. Diel feeding activity and thermoregulation by Japanese beetles (Coleoptera: Scarabeidae) with host plant canopies. *Environmental Entomology*. 30(2), 172–180. ISSN 1938-2936.
- KUKKALA, A. S.; ARPONEN, A.; MAIORANO, L.; MOILANEN, A.; THUILLER, W. et al., 2016. Matches and mismatches between national and EU-wide priorities: examining the Natura 2000 network in vertebrate species conservation. *Biological Conservation*. 198, 193–201. ISSN 0006-3207.
- LACHAT, T.; ECKER, K.; DUELLI, P. a WEMELINGER, B., 2013. Population trends of *Rosalia alpina* (L.) in Switzerland: a lasting turnaround? *Journal of Insect Conservation*. 17(4), 653–662. ISSN 1572-9753.
- LARSOON, M. C., 2016. Pheromones and other semiochemicals for monitoring rare and endangered species. *Journal of Chemical Ecology*. 42, 853–868. ISSN 1573-1561.



- LASSAUCE, A.; LIEUTIER, F. a BOUGET, C., 2012. Woodfuel harvesting and biodiversity conservation in temperate forests: effects of logging residue characteristics on saproxylic beetle assemblages. *Biological Conservation*. 147, 204–212. ISSN 1873-2917.
- LAWTON, J. H., 1993. Range, population abundance and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*. 8(11), 406–413. ISSN 1872-8383.
- LEQUET, A., 2005. *La Rosalie des Alpes, ou Rosalie alpine! (Rosalia alpina, Coleoptere, Cerambycidae)*.
- Löbl, I., & Smetana, A. (Year). Title. In Catalogue of Palaearctic Coleoptera, Volume Number: Subtitle. Apollo Books, Stenstrup, Pages.
- LOIDI, J., 2005. The Cantabrian-Atlantic oak and beech forests: human influence throughout history. *Botanical Chronica*. 18, 161–173. ISSN 0036-8075.
- LOIDI, J.; BIURRUN, I.; CAMPOS, J. A.; GARCÍA-MIJANGOS a HERRERA, M., 2011. *La vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Leyenda del mapa de series de vegetación a escala 1:50.000*. Leioa: Universidad del País Vasco. ISBN 978-84-694-4731-4.
- LONSDALE, D. (ed.), 2013. *Ancient and other veteran trees: further guidance on management*. London: Tree Council, ISBN 9780904853094.
- LU, N.; JIA, C. X.; LLOYD, H. a SUN, Y. H., 2012. Species-specific habitat fragmentation assessment, considering the ecological niche requirements and dispersal capability. *Biological Conservation*. 152, 102–109. ISSN 0006-3207.
- LUCE, J. M., 1996. *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758). In: van HELSDINGEN, P. J.; WILLEMSE, L. a SPEIGHT, M. C. D. (ed.). *Background information on invertebrates of the Habitats directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera*. Strasbourg: Council of Europe, pp. 70–73. ISBN 978-9-287-13-0600.
- MAGRI, D.; VENDRAMIN, G. G.; COMPS, B. et al., 2006. A new scenario for the Quaternary history of European beech populations: paleobotanical evidence and genetic consequences. *New Phytologist*. 171, 199–221. ISSN 1469-8137.
- MAIORANO, L.; AMORI, G.; MONTEMAGGIORI, A.; RONDININI, C.; SANTINI, L. et al., 2015. On how much biodiversity is covered in Europe by national protected areas and by the Natura 2000 network: insights from terrestrial vertebrates. *Conservation Biology*. 29, 956–995. ISSN 0888-8892.
- MAIORANO, L.; AMORI, G.; MONTEMAGGIORI, A.; RONDININI, C.; SANTINI, L. et al., 2015. On how much biodiversity is covered in Europe by national protected areas and by the Natura 2000 network: insights from terrestrial vertebrates. *Conservation Biology*. 29, 956–995. ISSN 0888-8892.
- MANU, M.; LOTREAN, N.; BADIU, D.; BODESCU, F.; NICOARĂ, R. et al., 2016. Monitoring of the saproxylic beetles *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) using visual method in Măcin Mountains National Park-Romania. *Romanian Journal of Zoology*. 61(1-2), 43–59. ISSN 2248-3799.

- MARIGO, G.; PELTIER, J.-P.; GIREL, J. a PAUTOU, G., 2000. Success in the demographic expansion of *Fraxinus excelsior* L. *Trees*. 15, 1–13. ISSN 1432-2285.
- MARTIKAINEN, P.; SIITONEN, J.; PUNTTILA, P.; KAILA, L. a RAUH, J., 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation*. 94, 199–209. ISSN 0006-3207.
- MEIKLEJOHN, C. D.; MONTTOOTH, K. L. a RAND, D. M., 2007. Positive and negative selection on the mitochondrial genome. *Trends in Genetics*. 23, 259–263. ISSN 1362-4555.
- MERKL, O.; HEGYESSY, G. a KOVÁCS, T., 1996. Cerambycidae (Coleoptera) from the Bükk National Park. In: MAHUNKA, S. (ed.). *The Fauna of the Bükk National Park, II*. Budapest: Hungarian Natural History Museum, p. 655. ISBN 978-9-6305-25-183.
- MICHALCEWICZ, J. a CIACH, M., 2011. Biometry of adult rosalia longicorn *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) from the Polish Carpathians—a preliminary study. *Polish Journal of Entomology*. 81, 311–320. ISSN 2299-9884.
- MICHALCEWICZ, J. a CIACH, M., 2012. *Rosalia longicorn* *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) uses roadside European ash trees *Fraxinus excelsior* L.—an unexpected habitat of an endangered species. *Polish Journal of Entomology*. 81, 49–56. ISSN 2299-9884.
- MICHALCEWICZ, J. a CIACH, M., 2015. Current distribution of the *Rosalia longicorn* *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in Poland. *Polish Journal of Entomology*. 84, 9–20. ISSN 2299-9884.
- MICHALCEWICZ, J.; CIACH, M. a BODZIARCZYK, J., 2011. The unknown natural habitat of *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) and its trophic association with the mountain elm *Ulmus glabra* in Poland – a change of habitat and host plant. *Polish Journal of Entomology*. 80, 23–31. ISSN 2299-9884.
- MICHALCEWICZ, J.; BODZIARCZYK, J. a CIACH, M., 2013. Development of the *Rosalia longicorn* *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) in the sycamore maple *Acer pseudoplatanus* L. – the first report from Poland. *Polish Journal of Entomology*. 82(1), 19–24. ISSN 2299-9884.
- MIKLÍN, J. a ČÍŽEK, L., 2014. Erasing a European biodiversity hot-spot: open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *Journal for Nature Conservation*. 22, 35–41. ISSN 1617-1381.
- MILLS, S. L., 2012. *Conservation of wildlife populations: demography genetics and management*. 2nd ed. Oxford: Wiley, ISBN 978-0-470-67150-4.

MÜHLBAUER, A.; TRIEBEL, D.; PERSON, D.; WOLLWEBER, H.; SEIP, S. et al., 2002. Macrocarpones, novel metabolites from stromata of Hypoxylon macrocarpum, and new evidence on the chemotaxonomy of Hypoxylon species. *Mycological Progress*. 1, 235–248. ISSN 1861-8952.

MÜLLER, G., 1950. *I Coleotteri della Venezia Giulia. Vol. II: Coleoptera Phytophaga (Cerambycidae, Chrysomelidae, Bruchidae)*. Trieste: Editoriale Libreria.

MÜLLER, J.; BUSSLER, H.; BENSE, U.; BRUSTEL, H.; FLECHTNER, G. et al., 2004. Enemy-free space maintains swallowtail butterfly host shift. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 101, 18048–18052. ISSN 1091-6490.

NADLER, S., 1995. Microevolution and the genetic structure of parasite populations. *Journal of Parasitology*. 81(3), 395–403. ISSN 0022-3395.

NAKAMINE, H. a TAKEDA, M., 2008. Molecular phylogenetic relationships of flightless beetles belonging to the genus Mesechthistatus Breuning, (Coleoptera: Cerambycidae) inferred from mitochondrial COI gene sequences. *Journal of Insect Science*. 8, 1–11. ISSN 1536-2442.

NELSON, E.; MENDOZA, G.; REGETZ, J.; POLASKY, S.; TALLIS, H. et al., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7, 4–11. ISSN 1540-9309.

NICOLAI, V., 1995. The ecological significances of trees' bark during ecosystem dynamics. *Spixiana*. 18(2), 187–199. ISSN 0341-8391.

NIETO, A. a ALEXANDER, K. N. A., 2010. *European Red List of Saproxylic Beetles*. Lucembursko: Publications Office of the European Union. ISBN 978-92-79-14152-2.

NOWACKI, J. (ed.), 2004. *Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce*. Kraków: IOP PAN. ISBN 83-88934-60-0.

OAKS, J. L.; GILBERT, M.; VIRANI, M. Z.; WATSON, R. T.; METEYER, C. U. et al., 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*, 427, 630–633. [Jméno autora není uvedeno]. (Rok nezjištěn). Ongoing decline in the United Kingdom hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* population. *Mammal Review*, 47, 183–197.

OAKS, J. L.; GILBERT, M.; VIRANI, M. Z.; WATSON, R. T.; METEYER, B. A. et al., 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*. 427, 630–633. ISSN 1476-4687.

Pagola Carte, S. (2010). Seguimiento de la población de *Rosalia alpina* en el hayedo de trasmochos de Oieleku (LIC de Aiako Harria). Accion E.7 del proyecto Life+ “Manejo y conservación de los habitats de *Osmoderma eremita*, *Rosalia alpina* y otros saproxilicos de interes comunitario en Gipuzkoa”. Campana 2010. Landa Ingurunearen Garapenerako Departamentua / Departamento de Desarrollo del Medio Rural. Gipuzkoako Foru Aldundia / Diputacion Foral de Gipuzkoa. Donostia–San Sebastian, 61 stran.

- PARISI, F.; PIOLI, S.; LOMBARDI, F.; FRAVOLINI, G.; MARCHETTI, M. et al., 2018. Linking deadwood traits with saproxylic invertebrates and fungi in European forests – a review. *IForest*. 11, 423–436. ISSN 1971-7458.
- PAWŁOWSKI, J., 2008. Reliktowe chrząszcze Coleoptera “Puszczy Karpackiej”. *Roczniki Bieszczadzkie*. 16, 317–324. ISSN 1233-1910.
- PAWŁOWSKI, J.; KUBISZ, D. a MAZUR, M., 2002. Coleoptera Beetles In: Głowaciński, Z. (ed.). *Red list of endangered and threatened animals in Poland*. Kraków: Instytut Ochrony Przyrody PAN, s. 88–110. ISBN 83-901236-8-1.
- PICARD, F., 1929. *Faune de France*. Paris: Coleopteres. Cerambycidae.
- PINCEEL, J.; JORDAENS, K.; PFENNINGER, M. a BACKELJAU, T., 2005. Rangewide phylogeography of a terrestrial slug in Europe: Evidence for Alpine refugia and rapid colonization after the Pleistocene glaciations. *Molecular Ecology*. 14, 1133–1150. ISSN 1365-294X
- PIOVESAN, G.; BIONDI, F.; BERNABEI, M.; DI FILIPPO, A. a SCHIRONE, B., 2005. Spatial and altitudinal bioclimatic zones of the Italian Peninsula identified from a beech (*Fagus sylvatica* L.) tree-ring network. *Acta Oecologica*. 27, 197–210. ISSN 1146-609X.
- PLAVILSTSHIKOV, N. N., 1934. *Cerambycidae. III: Cerambycinae: Cerambycini III. Bestimmungstabellen der europäischen Coleopteren*. E. Reitter. Troppau.
- POUZAR, Z., 1978. Hypoxylon macrocarpum Pouz. spec. nov., a new fragrant Pyrenomycete. *Ceská Mykologie*. 32(1), 19–21. ISSN 0009-0476.
- RAZGOUR, O.; REBELO, H.; DI FEBBRARO, M. a RUSSO, D., 2016. Painting maps with bats: species distribution modelling in bat research and conservation. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*. 27(1). ISSN 0394-1914.
- READ, H., 2000. *Veteran trees: a guide to good management*. Peterborough: English Nature. ISBN 9781857164749.
- READ, H.; DAGLEY, J.; ELOSEGUI, J. M.; SICILIA, A. a WEATHER, C. P., 2013. Restoration of lapsed beech pollards: evaluation of techniques and guidance for future work. *Arboricultural Journal*. 35(2), 74–90. ISSN 2168-1074.
- READ, H.; WHEATER, C. P.; FORBES, V. a YOUNG, J., 2010. The current status of ancient pollard beech trees at Burnham Beeches and evaluation of recent restoration techniques. *Quarterly Journal of Forestry*. 104(2), 109–120. ISSN 0033-5568.
- ROBERTSON, B. A. a HUTTO, R. L., 2006. A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology*. 87(5), 1075–1085. ISSN 0012-9658.
- ROBERTSON, B. A.; REHAGE, J. S. a SIH, A., 2013. Ecological novelty and the emergence of evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution*. 28(9), 552–560. ISSN 0169-5347.

- ROSSI DE GASPERIS, S., 2016. *Distribution patterns and population analysis of threatened longhorn beetles in forest habitats of Central Italy*. PhD Thesis. Rome: Università degli Studi Roma Tre.
- RUIZ, C. J.; MAY-ITZA, W.; QUEZADA-EUAN, J. J. G. a DE LA RUA, P., 2013. Presence of nuclear copies of mitochondrial origin (NUMTs) in two related species of stingless bee genus *Melipona* (Hymenoptera: Meliponini). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*. 51(2), 107–113. ISSN 1439-0469.
- RUSSO, D.; CISTRONE, L. a GARONNA, A. P., 2010. Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *Journal of Insect Conservation*. 15, 685–693. ISSN 1572-9753.
- RUSSO, D.; DI FEBBRARO, M.; CISTRONE, L.; JONES, G.; SMERALDO, S. et al., 2015. Protecting one, protecting both? Scale-dependent ecological differences in two species using dead trees, the *rosalia* longicorn beetle and the barbastelle bat. *Journal of Zoology*. 297(3), 165–175. ISSN 1469-7998.
- SALAFSKY, N.; SALZER, D.; STATTERSFIELD, A. J.; HILTON-TAYLOR, C.; NEUGARTEN, R. et al., 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: Unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology*. 22(4), 897–911. ISSN 0888-8892.
- SAMA, G. a LÖBL, I., 2010. Family Cerambycidae Latreille, 1802: Western Palearctic taxa, eastward of Afghanistan, excluding Oman and Yemen and the countries of the.
- SAMA, G., 1988. *Coleoptera, Cerambycidae. Catalogo topografico e sinonimico. Fauna d'Italia, XXXVI*. Bologna: Calderini. ISBN 9788870192803.
- SAMA, G., 2002. *Atlas of the Cerambycidae of Europe and the Mediterranean Area, Volume 1*. Zlín: Nakladatelství Kabourek. ISBN 9788086447070.
- SCRIBER, J. M., 1986. Origins of the regional feeding abilities in the tiger swallowtail butterfly: Ecological monophagy and the *Papilio glaucus australis* subspecies in Florida. *Oecologia*. 71(1), 94–103. ISSN 0029-8549.
- SEBEK, P.; ALTMAN, J.; PLATEK, M. a CIZEK, L., 2013. Is active management the key to the conservation of saproxylic biodiversity? Pollarding promotes the formation of tree hollows. *PLoS ONE*. 8, e60456. ISSN 1932-6203.
- SCHMITT, T. a VARGA, Z., 2012. Extra-Mediterranean refugia: The rule and not the exception? *Frontiers in Zoology*. 9(1), 22. ISSN 1742-9994.
- SCHMITT, T., 2007. Molecular biogeography of Europe: Pleistocene cycles and postglacial.
- SCHMITT, T., 2009. Biogeographical and evolutionary importance of the European high mountain systems. *Frontiers in Zoology*. 6, 9. ISSN 1742-9994.

- SIITONEN, J. a SAARISTO, L., 2000. Habitat requirements and conservation of *Phyto colwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological Conservation*. 94(2), 211–220. ISSN 1873-2917.
- SIMANDL, J., 2002. New and interesting records of beetles (Coleoptera) from Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica*. 54, 59–66. ISSN 2603-3798.
- SLÁMA, M. E. F., 1998. *Tesaříkoviti (Cerambycidae) České republiky a Slovenské republiky (Brouci – Coleoptera)*. Krhanice: M. Sláma. ISBN 80-238-2627-1.
- SLATKIN, M., 1987. Gene flow and the geographic structure of natural populations. *Science*. 236, 787–792. ISSN 1095-9203.
- SOLANO, E.; MANCINI, E.; CUICCI, P.; MASON, F.; AUDISIO, P. et al., 2013. The EU protected taxon *Morimus funereus* Mulsant, 1862 (Coleoptera: Cerambycidae) and its western Palaearctic allies: Systematics and conservation outcomes. *Conservation Genetics*. 14(3), 683–694. ISSN 1566-0621.
- SONMEZ, T.; KELESB, S. a TILKIA, F., 2007. Effect of aspect, tree age and tree diameter on bark thickness of *Picea orientalis*. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 22(3), 193–197. ISSN 0282-7581.
- SPEIGHT, M. C. D., 1989. *Saproxylic invertebrates and their conservation*. Strasbourg: Counc Eur. ISBN 9789287116802.
- STARZYK, J. R., 2004. *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758), Nadobnica alpejska. In: GŁOWACIŃSKI, Z. *Stenstrup*. Apollo Books.
- STOKLAND, J. N.; SIITONEN, J. a JONSSON, B. G., 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge: Cambridge University Press. ISBN 9781139025843.
- SUTHERLAND, W. J.; FRECKLETON, R. P.; GODFRAY, H. C. J.; BEISSINGER, S. R.; BENTON, T. et al., 2013. Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of Ecology*. 101(1), 58–67. ISSN 1365-2745.
- aTABERLET, P.; FUMAGALLI, L.; WUST-SAUCY, A. G. a COSSON, J. F., 1998. Comparative phylogeography and postglacial colonization routes in Europe. *Molecular Ecology*. 7, 453–464. ISSN 0962-1083.
- TAVAKILIAN, G. a CHEVILLOTTE, H., 2012. *Titan: base de données internationales sur les Cerambycidae ou Longicornes*. Program. Ver. 3.0. Dostupné z: <http://lully.snv.jussieu.fr/titan>. [cit. 2020-04-21].
- THOMAS, P. A. a PACKHAM, J. R., 2007. *Ecology of woodlands and forests. Description, dynamics and diversity*. Cambridge: Cambridge University Press. ISBN 9780511334108.
- TIHELKA, E., 2017. The Alpine Longhorn (*Rosalia alpina*) is not expanding into lowlands in Central Europe (Coleoptera: Cerambycidae). *Entomofauna*. 38, 17–28. ISSN 0250-4413.

TIKKAMÄKI, T. a KOMONEN, A., 2011. Estimating population characteristics of two saproxylic beetles: a mark-recapture approach. *Journal of Insect Conservation*. 15(3), 401–408. ISSN 1572-9753.

TRIZZINO, M.; AUDISIO, P.; BISI, F.; BOTTACCI, A.; CAMPANARO, A. et al., 2013. Gli artropodi italiani in Direttiva Habitat: biologia, ecologia, riconoscimento e monitoraggio. Verona: Cierre Grafica. ISBN 978-88-95351-94-0.

TSSHEREPANOV, A. I., 1981. *Longicorn Beetles of North Asia (Cerambycidae)*. Novosibirsk: Nauka.

VENKRBEČ, T., 2022. *Schopnost šíření a habitatové preference populace tesařika alpského ve Vlárském průsmyku*. Online, diplomová práce. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta. Dostupné z: <https://theses.cz/id/rxevf9/>. [cit. 2024-03-25].

VIÑOLAS, A. a VIVES, E., 2012. *Rosalia alpina*. In: (eds.), Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, pp. 59.

VREZEC, A.; AMBROŽIČ, Š. a KAPLA, A., 2012. An overview of sampling methods tests for monitoring schemes of saproxylic beetles in the scope of Natura 2000 in Slovenia. In: JURČ, M. (ed.). *Saproxylic beetles in Europe: monitoring, biology and conservation*. Ljubljana: Studia Forestalia Slovenica, s. 73–90. ISBN 978-961-6425-60-5.

WANG, Q. a ZENG, W., 2004. Sexual selection and male aggression of *Nadezhdiella cantori* (Hope) (Coleoptera: Cerambycidae: Cerambycinae) in relation to body size. *Environ. Environmental Entomology*. 33(3), 657. ISSN 1938-2936.

WEI, N.; BEMMELS, J. B. a DICK, C. W., 2014. The effects of read length, quality and quantity on microsatellite discovery and primer development from Illumina to PacBio. *Molecular Ecology Resources*. 14, 953–965. ISSN 1755-0998.

WITKOWSKI, Z., 2007. *A national management plan for Rosalia longicorn (Rosalia alpina L.)*. Warszawa: Ministerstwo Środowiska.

ZÁBRANSKÝ, P., 2001. Xylobionte Käfer im Wildnisgebiet Dürrenstein. In: KRAUS, E.; LEDITZNIG, C.; PEKNY, R. a ZEHETNER, J. (ed.). *LIFE Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein: Forschungsbericht*. St. Pölten: Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, s. 149–179.