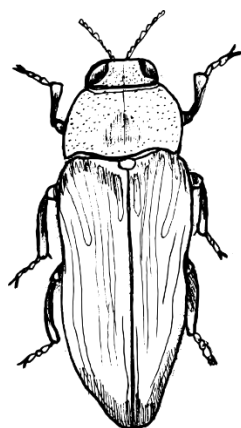


Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta



Habitatové nároky krasce dubového (*Eurythyrea quercus*)

Diplomová práce

Bc. Michaela Helclová

Školitel: Mgr. Lukáš Čížek, Ph.D.

České Budějovice 2022

Helclová, M., 2022: Habitatové nároky krasce dubového [Habitat requirements of *Eurythyrea quercus*. Mgr. Thesis, in Czech.] – 41 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

In this Master's thesis, I present the results of the study on the critically endangered species *Eurythyrea quercus* and its habitat requirements in the four sites of occurrence. In total, 14 environmental variables at tree level were analysed. To establish the most important variable, the recursive partitioning method was used. The results are further discussed.

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracoval(a) pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích, dne 8. prosince 2022

Michaela Helclová

Poděkování

Děkuji Lukášovi za pomoc při zpracování této práce a také především těm, kteří s velkým odhodláním nasbírali velké množství dat, bez kterých by tato práce nevznikla. Velké díky patří Petrovi, který se mnou toto období přežil bez jakékoli újmy.

Obsah

1 Literární rešerše	5
1.1 Globální pokles biodiverzity	5
1.2 Úbytek biodiverzity v evropských lesích	5
1.3 Saproxylické organismy a jejich šíření.....	6
1.3.1 Šířící se druhy	7
1.3.2 Ubývající druhy	8
1.4 Senescentní stromy	8
1.5 Výchozí informace o krasci dubovém (<i>Eurythya quercus</i>).....	9
1.5.1 Taxonomie	9
1.5.2 Rozšíření druhu.....	10
1.5.3. Bionomie druhu	10
1.5.4 Příčiny ohrožení druhu.....	11
2 Cíle práce.....	12
3 Literatura citovaná v rešerši	12
4 Manuskript	19
4.1 Abstract.....	19
4.2 Keywords.....	20
4.3 Introduction	20
4.4 Material and methods	21
4.4.1 Study sites	21
4.4.2 Sampling design.....	26
4.4.3 Statistical analysis.....	27
4.5 Results	28
4.5.1 Overall effect of environmental variables.....	28
4.5.2 Barkless area	30
4.5.3 DBH	31
4.6 Discussion.....	32
4.8 Supplementary material.....	39

1 Literární rešerše

1.1 Globální pokles biodiverzity

Úbytek biologické rozmanitosti je jedním z hlavních témat ochrany přírody týkající se všech složek biodiverzity; zdokumentován je zejména v případě cévnatých rostlin, obratlovců a hmyzu (McNeely 2002, Dirzo a kol. 2014, Hanski a kol. 2012). Pokles biodiverzity může vést k narušení funkčnosti ekosystémů, či ke změně struktury společenstev. Mezi hlavní příčiny ztráty biodiverzity patří fragmentace a ztráta stanovišť a nedostatek disturbancí způsobené změnami využití krajiny, především intenzifikací zemědělství a lesnictví (Primack a kol. 2011). Je složité odhadnout, kolik druhů je ohroženo vyhynutím, jelikož řada z nich žije skrytě a nemáme o nich dostatek informací. Odhaduje se však, že od roku 1500 bylo ohroženo nebo vyhynulo 30 % všech druhů (Isbell a kol. 2022).

Hmyz je důležitou součástí terestrických ekosystémů a tvoří podstatnou část jejich biodiverzity (Conrad a kol. 2016, Goulson 2019). Ztráty celkové biomasy či celkové abundance u všech druhů hmyzu mohou být závažnější než lokální pokles druhové diverzity, protože běžné druhy hmyzu nejvíce přispívají k ekosystémovým službám, např. opylování (Biesmeijer a kol. 2006). Pokles biodiverzity je mnohem významnější u vodních hmyzích řádů, zejména u pošvatek (Plecoptera), chrostíků (Trichoptera) a jepic (Ephemeroptera) (Pond 2012). Z terestrických hmyzích řádů jsou tímto nejvíce dotčené populace motýlů (Lepidoptera), brouků (Coleoptera) a blanokřídlý hmyz (Hymenoptera) (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019).

1.2 Úbytek biodiverzity v evropských lesích

Ačkoli neznáme podobu lesů před příchodem člověka, předpokládá se, že lesní struktura byla ovlivňována pastvou megaherbivorů, ohněm a řadou dalších faktorů (Rackham 1998) vedoucí k tvorbě otevřených lesů s větší hustotou velkých stromů a také k tvorbě řady mikrostanovišť, jako jsou plochy bez kůry, dutiny apod. (Bengtsson a kol. 2000). S příchodem lidí a vymřením megaherbivorů roli spásáčů převzala domestikovaná zvířata, jejichž pastva změnila lesy na pastviny s roztroušenými stromy a mladými sukcesními stádii dřevin (Nilsson 1992). Kromě pastvy dobytka zahrnovalo tradiční hospodaření také řízené vypalování a výmladkové hospodaření (Bengtsson 2000, Vera 2000). Výmladkové lesy jsou opakovaně kácené lesy, které se obnovují vyrůstáním výmladků z pařezů nebo kmenů (Buckley 2012). Tyto tradiční postupy vedly k udržování krajiny v neustále se měnící dynamice, která zajišťovala heterogenitu prostředí, otevřené lesy a mnoho mikrostanovišť

vázaných na staré stromy (Grove a kol. 2002). Tím bylo udržováno vhodné prostředí pro široké spektrum světlomilných i stínomilných lesních organismů (Vera 2000, Vodka a kol. 2009).

V minulém století došlo v souvislosti s intenzifikací zemědělství k rychlé změně krajiny. Úrodné půdy začaly být velmi intenzivně využívány, zatímco méně úrodné plochy byly opuštěny a postupem času zarostly nebo byly aktivně přeměněny na obhospodařované lesy. Zároveň došlo k intenzifikaci lesního hospodaření. Během těchto procesů došlo k homogenizaci vegetačního krytu, ubyly staré stromy a nejrůznější světliny (Bengtsson a kol. 2000). Navzdory dlouhodobému nárůstu rozlohy lesů (Świerkosz a kol. 2017) čelí evropské lesy poklesu lesní biodiverzity. Důvodem poklesu není tedy kvantita, ale změna kvality lesních stanovišť. Ne všechny druhy byly změnami ovlivněny stejně. Někteří generalisté nebo specialisté jimž převažující hospodaření vyhovuje (např. lýkožrout smrkový) (Hlásny a kol. 2021) byli ovlivněni málo či pozitivně, zatímco organismy, které vyžadují mizející struktury (například prosluněná stanoviště nebo staré stromy) jsou vážně postiženy ztrátou a fragmentací stanovišť (Bengtsson a kol. 2000).

Dnešní moderní hospodaření využívá dva hlavní postupy – mýcení (clear – cutting) a výběrovou těžbu (Müllerová a kol. 2014). Při mýcení se stromy kácely po dlouhých obdobích (80-120 let) (Hilmers a kol. 2018, Buckley 2020). To však není dostatečná doba pro tvorbu makrostanovišť (senescentních stromů) a mikrostanovišť jako jsou houby, holé dřevo nebo trhlíny ve dřevě (Bouget a kol. 2014, Schall a kol. 2018, Larrieu a kol. 2018). Při výběrové těžbě, kdy se kácí několik vybraných stromů, se stromy kácí po kratší době (5-10 let) (Müllerová a kol. 2014). Bohužel tyto mezery rychle zaplňují koruny okolních stromů a organismy závislé na světle mají jen omezený čas na obsazení stanovišť (Decocq a kol. 2005). Současná situace v lesích tak neposkytuje vhodné podmínky pro lesní biotu, což vede k nárůstu počtu ohrožených druhů.

1.3 Saproxylické organismy a jejich šíření

Saproxylický organismus je organismus, který je během svého života nebo v některé jeho části závislý na mrtvém či odumírajícím dřevě, na dřevokazných houbách nebo na jiných saproxylických organismech (Speight 1989). Nejdůležitějšími taxony v lesních ekosystémech ovlivňující dynamiku a strukturu lesa spolu s urychlením rozkladu dřeva jsou houby (Fungi) a brouci (Coleoptera) (Cobb a kol. 2010, Stokland a kol. 2012). Právě saproxyličtí brouci jsou druhově bohatou skupinou obsahující ve střední Evropě zhruba 1600 druhů (Bouget a kol. 2008) a často slouží jako modelová skupina v ekologických studiích

(Grove 2002). Řada saproxylických brouků patří mezi ohrožené druhy (Eckelt a kol. 2018). Ne všichni brouci jsou však ohrožení natolik. Některé druhy se naopak šíří.

1.3.1 Šířící se druhy

Intenzifikace zemědělství a lesnictví začala průmyslovou revolucí, která byla podmíněna využíváním fosilních paliv (Raven & Wagner 2021). Právě nahrazení dřeva, jakožto hlavního zdroje energie, fosilními palivy přineslo do evropských lesů změny, které z hlediska saproxylických organismů nebyly jen negativní (Bengtsson 2000). V krajině sice mizely staré stromy, ale rostla rozloha lesů a postupně narůstal objem mrtvého dřeva, například ve formě ležících kmenů, jehož byl v hustěji osídlených oblastech dramatický nedostatek.

Typickým příkladem druhů, který na tuto změnu zareagoval je lesák rumělkový (*Cucujus cinnaberinus*), ve většině Evropy donedávna vymizelý nebo ohrožený druh žijící pod uvolněnou kůrou mrtvých listnatých i jehličnatých stromů (Horák 2011). Býval uváděn jako pralesní reliktní druh a obyvatel přirozených lesů (Speight 1989, Holzer & Fries, 2001). Od konce 20. století se druh, který do té doby přežíval hlavně v horách, začal šířit nížinami a kolem velkých řek i do hustě osídlených oblastí (Horák a kol. 2011, Kozel & Kostanjšek 2020). Za jeho šířením zřejmě stojí zvýšení objemu mrtvého dřeva v nížinách, například v lignikulturách, větrolamech a zanedbaných pobřežních porostech (Horák a kol. 2010).

Dalším přibývajícím broukem je kriticky ohrožený rýhovce pralesní (*Rhysodes sulcatus*). Jedná se o reliktní druh obývajících primární lesy a patří k nejohroženějším druhům v Evropě (Eckelt a kol. 2018). Vyskytuje se v listnatých a smíšených lesích od nížin až po hory. Kostanjšek a kol. (2018) zjistil, že výskyt rýhovce ovlivňuje především přítomnost velkých padlých kmenů o vhodné vlhkosti a stupni rozkladu. I přes jeho malé a fragmentované populace je v České republice nalézán na nových lokalitách (Konvička & Čagánek 2011). Jeho šíření je vysvětlováno právě nárůstem dostupnosti mrtvého dřeva na lokalitách výskytu (Čížek a kol. 2015).

Některým druhům brouků v šíření pomáhají také kůrovcové kalamity, které jim poskytují nové příležitosti výskytu v podobě zvýšeného počtu mrtvého dřeva (Müller a kol. 2008, Busse a kol. 2022). Příkladem tomu může být lokální šíření a znovuobjevení druhů

v CHKO Šumava, a to konkrétně roháčka jedlového (*Ceruchus chrysomelinus*), kornatce velkého (*Peltis grossa*) a trnoštitce horského (*Tragosoma depsarium*) (Procházka 2020).

1.3.2 Ubývající druhy

Mnohem hůře jsou na tom druhy, které jsou specializované na mizející stanoviště a dřeviny, konkrétněji druhy žijící na starých a solitérních stromech, např. tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*), páchník hnědý (*Osmoderma barnabita*) a krasec dubový (*Eurythyrea quercus*), který je rozebrán v samostatné kapitole (Miklín a kol. 2017, Plátek a kol. 2019, Čížek a kol. 2021). Tesařík obrovský je ohroženým druhem obývajícím osluněné odumírající stromy s velkým průměrem (Plátek a kol. 2019). Tyto stromy se vyskytují v parcích, v alejích či v otevřeném lese. Tesařík z velké části svého původního areálu výskytu vymizel kvůli změnám ve způsobu lesního hospodaření (Plátek a kol. 2019). Páchník hnědý je považován za reliktní druh původních lesů (Eckelt a kol. 2018) a je deštníkovým druhem pro druhy žijící v dutinách listnatých stromů (Ranius 2002). Pravděpodobnost výskytu páchníka je ovlivněna počtem ořezávaných stromů a je negativně korelována se vzdáleností mezi stromy a zdravotním stavem (Čížek a kol. 2021). Tento druh vyžaduje osluněné stromy rostoucí mimo zápoj. Současně jsou populace fragmentované kvůli nízkému počtu mladých stromů a špatnému zdravotnímu stavu stávajících ořezávaných stromů.

Dalším příkladem mohou být druhy specializované na mizející vzácné dřeviny, například jedle (*Abies alba*) nebo jilm (*Ulmus sp.*). V případě jilmových specialistů se jedná o druhy zařazené na Červeném seznamu bezobratlých jako ohrožené a kriticky ohrožené z čeledi krascovití (*Anthaxia hackeri*, *A. manca* a *A. senicula*) a jeden zástupce z čeledi tesaříkovití (Cerambycidae) (kozlíček jilmový – *Saperda punctata*) (Hejda a kol. 2017, Škorpík & Křivan 2011). Tyto druhy společně přežívají ve zbytcích jilmových lesů v jihomoravských luzích. Jilm je bohužel často postižen grafiózou a dochází k jeho postupnému odumírání (Čížek & Zábranský 2009).

1.4 Senescentní stromy

Mohutné staré stromy s mikrostanovišti jako jsou plodnice hub, holé dřevo či dutiny, nabízí potravní příležitosti pro rozmanitá společenstva organismů, zejména pro ohrožené druhy brouků, netopýři, ptáci atd. (Hartel a kol. 2014, Siitonen & Ranius 2015, Šebek a kol. 2016). Tyto stromy jsou důležitou součástí zámeckých parků, obor, sadů nebo alejí a hrází rybníků (Siitonen & Ranius 2015, Horák 2017). Jako senescentní stromy mohou být označeni i mladší

jedinci, kteří mají podobné vlastnosti v důsledku změny růstových podmínek nebo poranění (Lonsdale 2013, Siitonen & Ranius 2015). Odumřelé části stromu jsou velice důležité pro kolonizaci saproxylických brouků, kteří se moc nevyskytují na zdravých a živých stromech (Speight 1989). Bohužel, senescentní stromy čelí v poslední době velkému úbytku po celém světě (Fay 2004, Jacobsen 2023). Nejvíce ohroženy jsou změnami lesního hospodaření, a to nejen kácením, ale také zvýšením zápoje korun (Miklín a kol. 2018) a záměrným odstraňováním. V oblastech s výskytem starých stromů je většinou nedostatek mladých nástupnických stromů v podrostu, což může vést k časové diskontinuitě (Plátek a kol. 2019) a k ohrožení vzácných organismů, které se na těchto stromech s velkým průměrem vyskytují (Kostanjsek a kol. 2018, Kašák a kol. 2019, Plátek a kol. 2019).

Tyto stromy se dříve vyskytovaly v lesích, kde se hospodařilo tradičními lesnickými postupy jako řízené vypalování, lesní pastva či výmladkové hospodaření. Díky těmto disturbancím docházelo k zamezení zvyšování zápoje porostu a zlepšení otevřených podmínek na stanovištích. Zvýšení zástinu mladšími věkovými kategoriemi v podrostu však může být ohroženo jejich přežívání (Miklín a kol. 2018). Důležitost otevřených podmínek dokazují i preference jednotlivých druhů vázaných na tyto stromy (Ranius & Jansson 2000, Plátek a kol. 2019, Čížek a kol. 2021). Pro zachování těchto klíčových habitatů by mělo být v zájmu ochrany biodiverzity zajištění dlouhodobého přežití stávajících stromů a podpořit výsadbu nových věkových kohort stromů (Šebek a kol. 2016).

1.5 Výchozí informace o krasci dubovém (*Eurythyrea quercus*)

1.5.1 Taxonomie

Rod *Eurythyrea* (Dejean, 1833), příbuzný rodu *Buprestis* (Linnaeus, 1758) patří do čeledi Buprestidae a podčeledi Buprestinae. V Evropě je tento rod zastoupen čtyřmi druhy – *E. aurata* (Pallas, 1776), *E. austriaca* (Linnaeus, 1767), *E. micans* (Fabricius, 1793) a *E. quercus* (Herbst, 1780). Dříve se na území České republiky nacházely dva druhy (*E. aurata* a *E. quercus*). *E. aurata*, vázaný na dřevo jedlí, vymizel v 80. letech 20. století (Škorpík a kol. 2011). Současně se na našem území nachází pouze krasec dubový *Eurythyrea quercus*, 18–25 mm velký brouk. Podle vyhlášky č. 395/1992 Sb. k zákonu č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny je zařazen jako kriticky ohrožený druh. Takto zařazen je i v Červeném seznamu ohrožených druhů ČR (Hejda a kol. 2017).

1.5.2 Rozšíření druhu

Krasic je rozšíren téměř v celé Evropě kromě Britských ostrovů, Skandinávie a severozápadě Evropy. Ve všech zemích jsou populace zastoupeny v malém počtu a jsou výrazně izolované. Na všech lokalitách je krasic dubový považován za reliktní druh obývající poslední pozůstatky světlých dubových lesů (Eckelt a kol. 2018). První záznam o výskytu krasic dubového v České republice pochází z Moravy z lužního lesa (Fleischer 1927-1930), dále byl nalezen v již současných moravských lokalitách – CHKO Moravský kras a jihomoravských luzích. V Čechách byl výskyt krasic potvrzen až o 20 let později na Třeboňsku (Heyrovský 1961) a v NPR Stará a Nová řeka (Albrecht 2003).

Současný výskyt je soustředěn na 4 hlavní oblasti – Třeboňsko (hráz rybníka Rožmberk, NPR Stará a Nová řeka), NPR Býčí skála (CHKO Moravský kras), PP a EVL Náměšťská obora a jihomoravské luhy zahrnující i zámecký park ve Veselí nad Moravou a lednicko-valtický areál (Škorpík a kol. 2011). Největší populace krasic dubového se nachází v jihomoravských luzích, které jsou součástí EVL Niva Dyje a EVL Soutok Podluží (vlastní data). Celá oblast jihomoravských luhů je Biosférickou rezervací UNESCO – Dolní Morava. I přes vysokou druhovou diverzitu nejsou jihomoravské luhy chráněny zákonem.

1.5.3. Bionomie druhu

Krasic dubový je brouk obývající suché, živé i odumírající duby (*Quercus* sp.), vývoj byl zjištěn i na kaštanovníku (*Castanea sativa*). (Bílý 2002). Na lokalitách často obývá stromy s výskytem dalších saproxylických druhů brouků, jako je tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*), tesařík *Trichoferus pallidus* či pestrokrovečník *Dermestoides sanguinicollis* (Kaděra 2013, Bořucký 2017). Páření probíhá vysoko v korunách stromů, následně samičky kladou vajíčka do obnažené kůry živého stromu s odumřelými částmi dřeva vzniklými poškozením vlivem prostředí – bleskem, mrazem či větrem (Brechtel & Kostenbader 2002). Vhodné je i poškození kmene galeriemi larev tesaříka obrovského či výletové otvory červotočů (Zabranský 1991). Aby larva dokončila svůj vývoj, je pro ni nejvhodnější mrtvé dřevo bez kůry. Zabranský (1991) uvádí, že larva potřebuje stromy s velkým průměrem (minimálně půl metru), aby se tam držela vhodná vlhkost. Pokud vývoj probíhá ve větvích, tak větve tenké cca 20 cm nemohou zajistit vhodné dlouhodobé přežití populace. Vývoj larvy trvá v optimálních podmínkách dva roky. Imaga jsou nalézána v červnu a zdržují se na listech

v korunách dubů, samice odpoledne naletují na vhodné kmeny dubů, kde kladou vajíčka (Kletečka 2009).

1.5.4 Příčiny ohrožení druhu

Krasce dubového lze považovat za reliktní druh 1. kategorie (druh, který vyhynul ve velké části svého přirozeného území a obývá pouze málo ze zachovalých přirozených ostrůvkových biotopů) (Eckelt a kol. 2018). Rozhodující podmínkou pro přežití krasce dubového je dostatek odumírajících, okrajových nebo solitérních starých dubů (Škorpík a kol. 2011). Bohužel jeden z hlavních problémů nejen krasce dubového ale i ostatních saproxylických organismů je právě úbytek vhodných stromů a nedostatek nástupnických stromů (Grove 2002). Na lokalitách s krascem dubovým dochází ke zhoršování kvality stanovišť což vede i k úbytku solitérních stromů (Miklín & Čížek 2014).

Dalším problémem je snížení rozlohy světlých lesů (Ranius & Jansson 2000). Tento problém je především na lokalitě s největší populací krasce, v jihomoravských luzích, kde převládají uzavřené lesy nad otevřenými (Miklín & Čížek 2014). Kvalita zbývajících otevřených lesních porostů (5.7 % v roce 2009) se rapidně snížila a snížil se i počet solitérních stromů téměř o 150 jedinců (Miklín & Čížek 2014). Tento úbytek vhodných stanovišť vedl k fragmentaci biotopů a také k izolovanosti populací krasce dubového do jednotlivých mikrostanovišť.

Kromě úbytku světlých lesů je dalším problémem nárůst zápoje korun. Při velkém zápoji mladších dřevin se snižuje pravděpodobnost přežívání již osídlených dubů. Zvýšení zápoje korun má za následek zastínění vhodných dubů což může vést až k poklesu počtu stromů (Miklín a kol. 2018), jelikož dub je dřevina, která ke svému životu potřebuje dostatek světla (Kučeravá & Remeš 2014). Je proto nutné na lokalitách zavést vhodný management, který bude mít za cíl posílit dané populace a provést vhodná opatření. Krasce dubový momentálně na většině lokalitách přežívá na zbývajících lokalitách v rámci extinkčního dluhu.

Krasce dubový může sloužit jako tzv. deštníkový druh – z ochrany jeho stanovišť může profitovat řada dalších organismů vázaných na stejný substrát (lišejníky, pavouci, další bezobratlí) (Eckelt a kol. 2018). Jako deštníkové druhy nížinných listnatých lesů jsou uvedeny i tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*), kovařík fialový (*Gambrinus violaceus*),

páchník hnědý (*Osmoderma barnabita*) a lesák rumělkový (*Cucujus cinnaberinus*) (Foit a kol. 2016).

2 Cíle práce

Ve své diplomové práci jsem se zabývala habitatovými nároky krasce dubového na čtyřech lokalitách v České republice. Dosavadní poznatky o bionomii a nárocích tohoto krasce pocházejí z pozorování jedinců v přírodě a dlouholetým shromažďováním informací jednotlivými odborníky. Nicméně, systematické a statistické zhodnocení relevantních faktorů ovlivňujících populace tohoto druhu schází. Mým cílem bylo zjistit, které faktory mají největší vliv na jeho výskyt. Tato práce rozšiřuje pohled na habitatové nároky saproxylických druhů brouků a její výsledky budou důležitou součástí budoucí ochrany krasce dubového.

3 Literatura citovaná v rešerši

Albrecht, J. (2003). Českobudějovicko. – In: Mackovčín, P. & Sedláček, M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek VIII. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 808 pp.

Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., & Menozzi, P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest ecology and management*, 132(1), 39-50.

Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts, S.G., Kleukers, R., Thomas, C.D., Settele, J. & Kunin, W. E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351-354.

Bílý, S. (2002). Summary of the bionomy of the Buprestid beetles of Central Europe (Coleoptera: Buprestidae). *Acta Entomologica. Musei Nationalis Pragae Supplementum* 10:1–104.

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406.

- Bouget, C., Brustel, H., & Zagatti, P. (2008). The French information system on saproxylic beetle ecology (FRISBEE): an ecological and taxonomical database to help with the assessment of forest conservation status. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, (suppl. 10), p-33.
- Bouget, C., Larrieu, L., & Brin, A. (2014). Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, 36, 656-664.
- Čížek, L., & Zábanský, P. (2009). Nejohroženější obyvatelé jihomoravského luhu. *Lesnická práce*, 88, 28-29.
- Bořucký, J. (2017). První nález tesaříka *Trichoferus pallidus* (Olivier, 1790) (Coleoptera, Cerambycidae) v Čechách (First finding of the longhorn beetle *Trichoferus pallidus* (Olivier, 1790) (Coleoptera, Cerambycidae) in Bohemia). – *Západočeské entomologické listy*, 8: 55–57. Online: <http://www.zpcse.cz/entolisty/entolisty.html>, 12-10-2017.
- Brechtel, F., & Kostenbader, H. (Eds.). (2002). *Die Pracht-und Hirschkäfer Baden-Württembergs*. Ulmer.
- Buckley, G. P. (Ed.). (2012). *Ecology and management of coppice woodlands*. Springer Science & Business Media.
- Buckley, P. (2020). Coppice restoration and conservation: a European perspective. *Journal of Forest Research*, 25(3), 125-133.
- Busse, A., Cizek, L., Čížková, P., Drag, L., Dvorak, V., Foit, J., Heurich, M., Hubeny, P., Kasak, J., Kittler, F., Kozel, P., Lettenmaier, L., Nigl, L., Procházka, J., Rothacher, J., Straubinger, C., Thorn, S. & Müller, J. (2022). Forest dieback in a protected area triggers the return of the primeval forest specialist *Peltis grossa* (Coleoptera, Trogossitidae). *Conservation Science and Practice*, 4(2), e612.
- Čížek, L., Hauck, D., Miklín, J., Plátek, M., Kočárek, P., Olšovský, T., & Šebek, P. (2021). Relict of primeval forests in an intensively farmed landscape: what affects the survival of the hermit beetle (*Osmoderma barnabita*) (Coleoptera: Scarabaeidae) in pollard willows?. *Journal of Insect Conservation*, 25(3), 407-415.
- Cobb, T. P., Hannam, K. D., Kishchuk, B. E., Langor, D. W., Quideau, S. A., & Spence, J. R. (2010). Wood-feeding beetles and soil nutrient cycling in burned forests: implications of post-fire salvage logging. *Agricultural and Forest Entomology*, 12(1), 9-18.

- Conrad, K. F., Warren, M. S., Fox, R., Parsons, M. S., & Woiwod, I. P. (2006). Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological conservation*, 132(3), 279-291.
- Čížek, L., Kostanjšek, F., Hauck, D., Konvička, O., Foltan, P. & Okrouhlík, J. (2015). Management populací evropsky významných druhů hmyzu v České republice: Rýhovec pralesní (*Rhysodes sulcatus*). Certifikovaná metodika. České Budějovice.
- Decocq, G., Aubert, M., Dupont, F., Bardat, J., Wattez-Franger, A., Saguez, R., de Foucault, B., Alard, D. & Delelis-Dusollier, A. (2005). Silviculture-driven vegetation change in a European temperate deciduous forest. *Annals of forest science*, 62(4), 313-323.
- Hartel, T., Hanspach, J., Abson, D. J., Mathe, O., Moga, C. I., & Fischer, J. (2014). Bird communities in traditional wood-pastures with changing management in Eastern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 15(5), 385-395.
- Eckelt, A., Müller, J., Bense, U., Brustel, H., Bußler, H., Chittaro, Y., Cizek, L., Frei, A., Holzer, E., Kadej, M., Kahlen, M., Köhler, F., Möller, G., Mühle, H., Sanchez, A., Schaffrath, U., Schmidl, J., Smolis, A., Szallies, A., Németh, T., Wurst, C., Thorn, S., Christensen, R. H. B. & Seibold, S. (2018). “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(1), 15-28.
- Fay, N. (2004). Survey methods & development of innovative arboricultural techniques key UK veteran tree sites. In *International Conference on the Trees of History, Torino* (pp. 1-2).
- Fleischer, A. (1927-1930). Přehled brouků fauny Československé republiky. – Moravské zemské museum, Brno.
- Foit, J., Kašák, J., & Nevoral, J. (2016). Habitat requirements of the endangered longhorn beetle *Aegosoma scabricorne* (Coleoptera: Cerambycidae): a possible umbrella species for saproxylic beetles in European lowland forests. *Journal of insect conservation*, 20(5), 837-844.
- Goulson, D. (2019). The insect apocalypse, and why it matters. *Current Biology*, 29(19), R967-R971.
- Grove, S. J. (2002). Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual review of ecology and systematics*, 33(1), 1-23.
- Hanski, I., Von Herten, L., Fyhrquist, N., Koskinen, K., Torppa, K., Laatikainen, T., Karisola, P., Auvinen, P., Paulin, L., Mäkelä, M.J., Vartiainen, E., Kosunen, T.U., Alenius,

- H. & Haahtela, T. (2012). Environmental biodiversity, human microbiota, and allergy are interrelated. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 8334–8339.
- Hejda, R., Farkač, J., & Chobot, K. (2017). Červený seznam ohrožených druhů České republiky: BEZOBRATLÍ: Red List of Threatened Species of Czech Republic: INVERTEBRATES. *Příroda*, 1-611.
- Heyrovský, L. (1961). K bionomii a rozšíření československých krasců (Col., Buprestidae). – *Acta Musei Silesiae*, 10: 127–130.
- Hilmers, T., Friess, N., Bässler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., Seidl, R. & Müller, J. (2018). Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology*, 55(6), 2756-2766.
- Hlásny, T., König, L., Krokene, P., Lindner, M., Montagné-Huck, C., Müller, J., Qin, H., Raffa, K.F., Schelhaas, M.J., Svoboda, M., Viiri, H. & Seidl, R. (2021). Bark beetle outbreaks in Europe: State of knowledge and ways forward for management. *Current Forestry Reports*, 7(3), 138-165.
- Holzer, E. & Fries, T. (2001). Inventory and protective measures for the beetles *Cucujus cinnaberinus* Scop., *Osmoderma eremita* Scop., *Lucanus cervus* (L.) and *Cerambyx cerdo* L. (protected by the EC) within the Natura 2000 area of Feistritzklamm/Herberstein (Styria, Austria). *Entomologica Austriaca* 2001:11-14.
- Horak, J., Vavrova, E., & Chobot, K. (2010). Habitat preferences influencing populations, distribution and conservation of the endangered saproxylic beetle *Cucujus cinnaberinus* (Coleoptera: Cucujidae) at the landscape level. *European Journal of Entomology*, 107(1).
- Horák J. (2011): Contribution to knowledge of diet preferences of the endangered saproxylic beetle *Cucujus cinnaberinus* (Coleoptera: Cucujidae) from East Bohemia. – *Acta Musei Reginaehradecensis*, Ser. A 33:127–130.
- Horák, J. (2017). Insect ecology and veteran trees. *Journal of Insect Conservation*, 21(1), 1- 5.
- Isbell, F., Balvanera, P., Mori, A. S., He, J. S., Bullock, J. M., Regmi, G. R., ... & Palmer, M. S. (2022). Expert perspectives on global biodiversity loss and its drivers and impacts on people. *Frontiers in Ecology and the Environment*.
- Jacobsen, R. M., Birkemoe, T., Evju, M., Skarpaas, O., & Sverdrup-Thygeson, A. (2023). Veteran trees in decline: Stratified national monitoring of oaks in Norway. *Forest Ecology and Management*, 527, 120624.

- Kaděra, M. (2013). Klenoty luhu v nebezpečí. *Ochrana přírody* [online]. 2013(3), 15-17 [cit. 2022-11-12]. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/pece-o-prirodu-a-krajinu/klenoty-luhu-v-nebezpeci/>
- Kašák, J., Mazalová, M., Šipoš, J., Foit, J., Hučín, M., & Kuras, T. (2019). Habitat preferences of *Ceruchus chrysomelinus*, an endangered relict beetle of the natural Central European montane forests. *Insect Conservation and Diversity*, 12(3), 206-215.
- Kletečka, Z. (2009). Krascovití (Buprestidae) v jižních Čechách: Jewel beetles (Buprestidae) of South Bohemia. České Budějovice: Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích, 2009. Sborník Jihočeského muzea v Českých Budějovicích. ISBN 9788087311059.
- Konvička O. & Čagánek D. (2011): Nové nálezy *Rhysodes sulcatus* (Fabricius, 1787) (Coleoptera: Rhysodidae) na Moravě (Česká republika). *Acta Carpathica Occidentalis*, 2: 81– 82.
- Kostanjsek, F., Sebek, P., Baranova, B., Seric Jelaska, L., Riedl, V., & Cizek, L. (2018). Size matters! Habitat preferences of the wrinkled bark beetle, *Rhysodes sulcatus*, the relict species of European primeval forests. *Insect Conservation and Diversity*, 11(6), 545-553.
- Kozel, P., & Kostanjšek, F. (2020). Šíření lesáka rumělkového (*Cucujus cinnaberinus* Scop.; Coleoptera: Cucujidae) v jižních Čechách.
- Kučeravá, B., & Remeš, J. (2014). Inventory and potential utilization of scattered individuals of European beech and pedunculate oak in conversion of species composition of spruce monoculture in the Bohemian Switzerland National Park. *Zprávy Lesnického Výzkumu*, 59(2), 109-116.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A.K., Regnery, B. & Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194-207.
- Lonsdale, D. (2013). Ancient and other veteran trees: further guidance on management. Tree Council.
- McNeely, J. A. (1992). The sinking ark: pollution and the worldwide loss of biodiversity. *Biodiversity & Conservation*, 1(1), 2-18.

- Miklín, J., & 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(1), 35-41.
- Miklín, J., Hauck, D., Konvička, O., & Cizek, L. (2017). Veteran trees and saproxylic insects in the floodplains of Lower Morava and Dyje rivers, Czech Republic. *Journal of Maps*, 13(2), 291-299.
- Miklín, J., Sebek, P., Hauck, D., Konvicka, O., & Cizek, L. (2018). Past levels of canopy closure affect the occurrence of veteran trees and flagship saproxylic beetles. *Diversity and Distributions*, 24(2), 208-218.
- Müller, J., Bußler, H., Goßner, M., Rettelbach, T., & Duelli, P. (2008). The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation*, 17(12), 2979-3001.
- Müllerová, J., Szabó, P., & Hédli, R. (2014). The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia: A history of the past 700 years. *Forest Ecology and Management*, 331, 104-115.
- Nilsson, S. G. (1992). Forests in the temperate–boreal transition—natural and man-made features. *Ecological principles of nature conservation* (pp. 373-393). Springer, Boston, MA.
- Plátek, M., Sebek, P., Hauck, D., & Cizek, L. (2019). When is a tree suitable for a veteran tree specialist? Variability in the habitat requirements of the great capricorn beetle (*Cerambyx cerdo*)(Coleoptera: Cerambycidae). *European Journal of Entomology*, 116.
- Pond, G. J. (2012). Biodiversity loss in Appalachian headwater streams (Kentucky, USA): Plecoptera and Trichoptera communities. *Hydrobiologia*, 679(1), 97-117.
- Primack, R. B., Kindlmann, P., & Jersáková, J. (2011). Úvod do biologie ochrany přírody. PORTÁL sro.
- Procházka, J. (2020). Saproxyličtí a epigeičtí brouci pralesovitého porostu Stožec–Medvědice v NP Šumava. *Silva Gabreta*, 26, 15-31.
- Rackham, O. (1998). Savanna in Europe. In: Kirby, K.J., Watkins, C. (Eds.), *The Ecological History of European Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 1±24.
- Ranius, T., & Jansson, N. (2000). The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation*, 95(1), 85-94.

- Ranius, T. (2002). *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiversity & Conservation*, 11(5), 931-941.
- Raven, P. H., & Wagner, D. L. (2021). Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2002548117.
- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, 232, 8-27.
- Schall, P., Gossner, M. M., Heinrichs, S., et al. (2018). The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *J Appl Ecol*. 2018;55:267–278.
- Siitonen, J., & Ranius, T. (2015). 11 The Importance of Veteran Trees for Saproxylic Insects. Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes, 140.
- Speight, M. C. (1989). *Saproxylic invertebrates and their conservation*. Council of Europe.
- Stokland, J. N., Siitonen, J., & Jonsson, B. G. (2012). Biodiversity in dead wood. Cambridge university press.
- Świerkosz, K., Reczyńska, K., & Kuras, I. (2017). Increasing Area of Deciduous Forest Communities (Querco-Fagetea Class) as an Unintended Effect of Regular Forestry Management-a Study from Central Europe. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(1).
- Šebek, P., Bace, R., Bartos, M., Benes, J., Chlumska, Z., Dolezal, J., Dvorsky, M., Kovar, J., Machac, O., Mikatova, B., Perlik, M., Plátek, M., Polakova, S., Skorpik, M., Stejskal, R., Svoboda, M., Trnka, F., Vlasin, M., Zapletal, M. & Cizek, L. (2015). Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 358, 80-89.
- Šebek, P., Vodka, S., Bogusch, P., Pech, P., Tropek, R., Weiss, M., Zimova, K. & Cizek, L. (2016). Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest Ecology and Management*, 380, 172-181.
- Škorpík, M., Křivan, V., & Kraus, Z. (2011). Faunistika krasicovitých (Coleoptera: Buprestidae) Znojemska, poznámky k jejich rozšíření, biologii a ochraně. *Thayensia*, 8, 109-291.
- Vera, F. W. M. (2000). *Grazing ecology and forest history*. Cabi.

Vodka, S., Konvicka, M., & Cizek, L. (2009). Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation*, 13(5), 553-562.

Zabransky, P. (1991). Beitrage zur Faunistik Österreichischer Kafer mit Bemerkungen zur Ökologie und Biologie 2. Teil-Familie Buprestidae (Coleoptera: Buprestidae). *Koleopt Rundschau*, 61, 139-156.

4 Manuskript

Title: Habitat requirements of *Eurythyrea quercus*, a highly endangered jewel beetle associated with old oaks

Authors: Helclová, M.¹, Šebek, P.², Kozel, P.^{1,2} & Čížek, L.²

¹Department of Zoology, Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice

²Institute of Entomology, Biology Centre CAS, České Budějovice

4.1 Abstract

Eurythyrea quercus (Herbst, 1780) (Coleoptera: Buprestidae) is a European species associated with old oaks. Due to its habitat requirements, the species is rare, and its distribution is highly fragmented. It usually occurs in areas with the presence of solitary trees or where the host trees grow in low canopy closure. The cover of such habitats, however, rapidly decreases, and the species is thus considered threatened across Europe. Oaks inhabited and uninhabited by the species in the Czech Republic were mapped at four localities; number of exit holes and the basic parameters of each tree were recorded. In total, data on 896 occupied and 1 861 unoccupied trees were collected. The analysis shows that even small barkless areas and a tree diameter larger than 28 cm (depending on locality) are crucial for the occupation of the tree by *E. quercus*. Our results provide background information for managers of forest or protected areas. The essential for populations of *E. quercus* is to preserve the old-grown solitary oaks, avoid increasing canopy closure, removal of dead trees, and measures supporting or creating microhabitats required by the beetle, such as patches of bare wood.

4.2 Keywords

critically endangered, environmental characteristics, habitat requirements, old trees, saproxylic beetle

4.3 Introduction

European forests host numerous organisms associated with dead wood and old trees. These wood-dependent organisms are called saproxylic (Speight 1989). They play an important role in forest ecosystems, specifically in nutrient cycling and wood decomposition (Cobb et al. 2010, Seibold et al. 2021, Seibold et al. 2022). Despite the long-term increase of forest cover in Europe, forests on the continent face biodiversity loss of saproxylic biota (Świerkosz et al. 2017). In the past centuries, traditional forest managements (prescribed burning, woodland pasture, coppicing etc.) were replaced by modern forestry methods, such as clear-cutting and selective cutting (Müllerová et al. 2014). Due to short rotation age and high canopy cover, today's forests are shady habitats that do not provide suitable conditions for the old trees, formation of macro (veteran trees) and micro-habitats (fungi, bare wood) (Bouget et al. 2014, Schall et al. 2018, Larrieu et al. 2018).

Veteran trees are a key structure sustaining diversity of saproxylic biota owing to the wide range of dead wood microhabitats (Gouix et al. 2015, Plátek et al. 2019, Čížek et al. 2021). These dead-wood parts are very important for the colonization of saproxylic beetles, which are rarely found on healthy, living trees (Speight 1989). Veteran trees, however, experience a global decline due to changes in forest management (Fay 2004, Jacobsen 2023). In Central Europe, large veteran trees occur mainly in open conditions with low canopy closure, such as alleys, game reserves or pond dams (Siitonen & Ranius 2015, Horák 2017). Open canopy conditions, where competition among trees is reduced, are crucial for veteran tree recruitment and their survival (Miklín et al. 2018). The importance of open conditions is also proven by the preferences of individual species bound to these trees (Ranius & Jansson 2000, Plátek et al. 2019, Čížek et al. 2021).

The knowledge of specific habitat preferences is crucial to species conservation. So far, these preferences were assessed for some European endangered species (Russo et al. 2011, Gouix et al. 2015, Foit et al. 2016, Kostanjsek et al. 2018, Kašák et al. 2019, Plátek et al. 2019). Some of them are also considered umbrella species – from their protection will also benefit the habitat and other species bound to the same environment (Eckelt et al. 2018)

or they are ecosystem engineers, whose presence supports other species (Siitonen & Ranius 2015). Nevertheless, habitat requirements of many threatened species are poorly known.

Jewel beetle *Eurythyrea quercus* (Coleoptera: Buprestidae) is an 18-25 mm large species inhabiting most of Europe except for Scandinavia, the British Isles and north-west Europe (Löbl & Smetana 2006). Otherwise, it is widespread across the continent from the Iberian Peninsula to the Caucasus and the southern Ural and from the Baltic Sea to Italy and the Balkans. In the Czech Republic, it is found in South Bohemia and Moravia, where its scattered populations inhabit four distant sites – Rožmberk pond dam, Náměšťská obora, Býčí skála and woodlands along lower Morava and Dyje rivers (Škorpík et al. 2011). The species usually occurs in areas with the presence of solitary trees or where the host trees (*Quercus* sp., *Castanea* sp.) grow in low canopy closure (Miklín & Hradecký 2018). Females oviposit in dry, hard, exposed wood. The life cycle of *E. quercus* takes at least two years under optimal conditions (Zabransky 1991). Then, adults emerge from the wood in July and their activity ends in September (Kletečka 2009, Černý 1994). As the number of suitable habitats decreases, the populations are being isolated and living in extinction debt. Therefore, the beetle is listed as critically endangered on the Red List of Invertebrates in the Czech Republic (Hejda et al. 2017). As an attractive species, *E. quercus* might be considered as an umbrella species associated with old oaks growing in open forests – its protection should ensure the conservation of other saproxylic species as well.

This study aims to contribute to the conservation of the critically threatened species associated with rapidly declining habitat. More specifically, the aim was to identify parameters of the environment affecting the occurrence of *E. quercus* in Czechia and Moravia at individual sites based on analysis of data collected by various specialists during the national monitoring scheme of the species and the authors of this article. We expected that the most important variables would be a) barkless area, b) DBH and c) insolation. The following results will be applied as additional information for the upcoming action plan, as the monitoring data have not been analysed yet.

4.4 Material and methods

4.4.1 Study sites

Data were collected at four areas inhabited by *E. quercus*, including Rožmberk in Southern Bohemia and three sites in Southern Moravia (Náměšť, Býčí skála, and floodplain woodlands along Morava and Dyje; *Figure 1*).

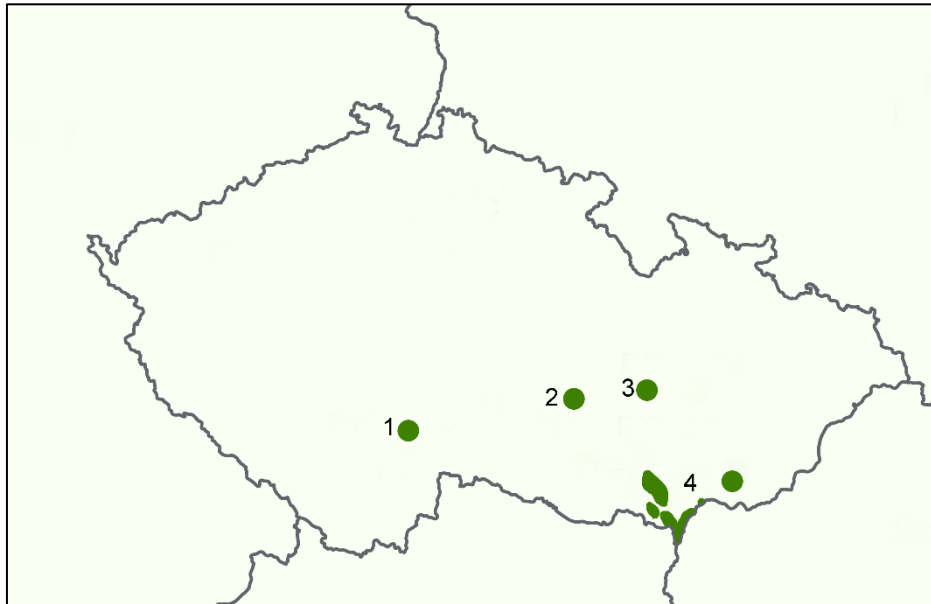


Figure 1: Location of study sites in the Czech Republic with a presence of *E. quercus*: 1 - Rožmberk pond dam; 2 – Náměšťská obora; 3 - Býčí skála; 4 – floodplain woodlands along lower Morava and Dyje.

Rožmberk (428–432 m a.s.l.) is a part of the Třeboňsko Protected Landscape Area. The stand inhabited by the beetle is a 2.5 km long growth on dam of Rožmberk fishpond where grow 76 protected memorial pedunculate oaks (*Quercus robur*). Besides *E. quercus*, the old oaks host other protected and rare saproxylic beetles, for instance, *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758, *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758), *Osmoderma barnabita* Motschulsky, 1845, and *Lacon querceus* (Herbst, 1784) (Plán péče 2018-2027).



Figure 2: Change of forest cover at Rožmberk pond dam from the year 1950 to the present.

Náměšťská obora Natural Monument (360–480 m a.s.l.) near Kralice nad Oslovou protects Obora Kralice, one of the oldest game reserves in Czechia established in the 16th century (Plán péče 2013-2022). The area is covered mainly by broadleaved forest. Almost 50% of the forest represents sessile oaks (*Quercus petraea*) (Plán péče 2013-2022). *E. quercus* occurs mainly in the central part of the reserve where solitary and old trees grow. Trees with large dimensions are subject to strict protection without any intervention. The area is an important

refugium for saproxylic organisms such as *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758, *Osmoderma barnabita* Motschulsky, 1845 or *Gambrinus violaceus* (Müller, 1821).



Figure 3: Change of forest cover at Náměšťská obora from the year 1950 to the present.

National Nature Reserve Býčí skála (256–502 m a.s.l.) is a steep rocky forest covering the canyon of Křtinský brook in Moravian Karst. The terrain is very rugged with varying slopes and exposures covered by thermophilic oak forest (*Q. petraea*, *Q. pubescens*). Oaks growing on the slopes are characterised by low DBH and height. *E. quercus* inhabit mainly the upper part of the canyon. The site hosts some critically endangered saproxylic beetles, such as *Necydalis ulmi* Chevrolat, 1838 and *Osmoderma barnabita* Motschulsky, 1845 (Konvička 2014).



Figure 4: Forest cover change at Býčí skála from the year 1950 to the present.

Floodplain woodlands along the lower Dyje and Morava rivers (146–200 m a.s.l.), from now on called Soutok, is a broader area along their confluence. Forests are characterised mainly by pedunculate oak (*Quercus robur*), narrow-leaf ash (*Fraxinus angustifolia*), hornbeam (*Carpinus betulus*), and field maple (*Acer campestre*). The pedunculate oaks grow in large diameters (mostly > 1m) (Miklín & Čížek 2014). This site is characterised by several landscape types including 1) floodplain forest along the lower reaches of the Morava and Dyje rivers, 2) chateau parks with solitary oaks in Lednice and Veselí n. Moravou and 3) sand terraces with thermophilous oak forests in Boří forest and Rendezvous (Plátek et al. 2019). Most of the parts of this site belong to the UNESCO Biosphere reserve Dolní Morava and is considered as a biodiversity hotspot hosting a great number of taxa, including a great number of endangered species (Miklín et al. 2017).



4.4.2 Sampling design

The bulk of the data was collected to obtain distributional and bionomy information for the action and management plan aimed at the conservation of this species by the Nature Conservation Agency of the Czech Republic (NCA CR) from 2006 to 2019. The data collected by several specialists were supplemented by data collected by the author in 2020 and 2021 (see *Table 2*).

To determine the habitat requirements of *E. quercus*, 14 environmental variables were recorded (*Table 1*). These include orientation and slope (conducted using the programme ArcGIS), position (GPS coordinates), tree species, position, a segment where exit holes were found, situation, DBH, height, canopy closure, and barkless area. Tree occupancy was assessed by the presence of old and new exit holes. Further, in order to assess the age of trees exploited by the beetle, nine trees at Býčí skála were cored using increment borer and analysed in the Dendrochronological Laboratory, Institute of Botany, CAS (*STab.1*).

Table 1: Environmental variables measured for each tree and their description.

Variable	Type	Description
Exit holes	Numerical	response variable
GPS coordinates	Continuous (° ' ")	GPS coordinates
Tree species	Categorical	<i>Quercus robur</i> , <i>Q. petraea</i> , <i>Q. cerris</i>
Position	Categorical	Current position of trees: lying log (L), standing tree (T)
Segment	Categorical	A segment where exit holes occur at trees: stem (S), branch (B), stem and branch (SB)
Situation	Categorical	Place where trees grow: forest (F), forest edge (E), alley (A), solitary (S)
Habitus	Categorical	Tree habitus: Solitary growing (S), edge growing (E), or forest tree (F)
DBH	Continuous (cm)	Diameter of the trunk at breast height (1.3 m above ground)
Height	Continuous (m)	Estimation of tree height
Insolation	Continuous (%)	The insolation of exit holes
Canopy closure	Continuous (%)	Estimation of canopy closure around trees
Barkless area	Continuous (%)	Estimation of an area where bark miss on trees
Slope	Categorical	(0-2°), (2-10°), (10-50°)
Orientation	Categorical	The direction of the slope in 8 levels: flatland (0-2 Slope) (F), 30°-60° (1), 60°-90° and 0°-30° (2), 90°-120° and 330°-360° (3), 120°-150° and 300°-330° (4), 150°-180° and 270°-300° (5), 180°-210° and 240°-270° (6), 210°-240° (7)

4.4.3 Statistical analysis

We tested the effect of measured environmental variables on the probability of occurrence of *E. quercus* in the studied sites. We used Confidence inference trees (recursive partitioning methods) combined with bootstrapping, to get thresholds of important variables (Hothorn et al. 2006) using *ctree* function in the 'party' package (Hothorn & Zeileis 2015). This method allows us to test the effect of the variables despite that they may be correlated with each other. We used a number of exit holes as a response variable and all measured environmental characteristics as explanatory variables. The analysis was performed for the whole dataset, and separately for subsets of three large study sites. For the whole dataset and Soutok site subset, we set `minsplit = 200` and `minbucket = 150` for the function in order to avoid the formation of overbranched trees. For other subsets we set default values of the arguments: `minsplit = 20` and `minbucket = 7` (Hothorn & Zeileis 2015).

For calculating the confidence intervals of the thresholds, we run generalised linear models with binomial distribution, presence/absence data of exit holes as a response variable

and barkless area, and DBH - the most important variables (based on Confidence inference trees analysis) as explanatory variables. The significance of the model was tested by “Chisq”. The analyses were run either for the whole dataset or separately for subsets of three large study sites.

We also tested the effect of variable habitus on the probability of occurrence of *E. quercus*. We used the presence/absence data of exit holes as a response variable and barkless area, DBH, and habitus (as a last variable resulting in its clear effect) as explanatory variables and run the generalised linear model with normal distribution. Due to the low number of occupied trees on Rožmberk pond dam, data from this site were not analysed separately and entered only analyses concerning the whole dataset. The significance of the model was tested by “Chisq”. All analyses were performed in R 4.1.1. (R Core Team 2022).

4.5 Results

In total, data on 896 occupied and 1 861 unoccupied trees were collected (Table 2).

Table 2: A total number of occupied and unoccupied trees at four study sites. The table also summarises the names of the fieldworkers and years of sampling.

Site	Occupied	Unoccupied	Collected	Year
Býčí skála	158	212	D. Hauck, J. Kadlec, M. Helclová, P. Kozel, O. Konvička, P. Šebek	2016, 2021
Náměšťská obora	106	167	D. Hauck	2012
Soutok	620	1496	D. Hauck, M. Škorpík, O. Konvička, V. Křivan	2006-2015
Rožmberk pond dam	12	not recorded	M. Helclová, L. Čížek, P. Kozel	2020

4.5.1 Overall effect of environmental variables

The recursive partitioning analysis revealed that barkless area and DBH are the principal factors affecting the probability of the presence of *E. quercus*. The Confidence Inference tree models revealed that the barkless area larger than 10 % or its increase by at least 3 % is positively related to the probability of *E. quercus* presence on a tree. The probability of *E. quercus* presence on trees with barkless area smaller than 10 % depended on DBH, tree species, and habitus of the tree (Figure 5). Separate analysis for individual study sites revealed that the pattern determining the important factors differ among the study sites. For Náměšťská obora, the most important factor for the probability of occurrence of *E. quercus*

was barkless area. For Býčí skála, the most important factors was DBH and barkless area. The highest number of exit holes may be found on the trees with DBH larger than 28.6 cm. In thinner trees, more exit holes may be found at trees with barkless area larger than 80 %, then it depends again on DBH and barkless area. For Soutok, the most important factor was barkless area and tree habitus (*Figure 6*). The number of exit holes increases with barkless area. At the trees with barkless area smaller than 1 %, solitary trees have more exit holes. The results showed that the effect of habitus was significant after excluding the effect of barkless area and DBH ($\chi^2_{(1)} = 11.5$, $P < 0.0001$).

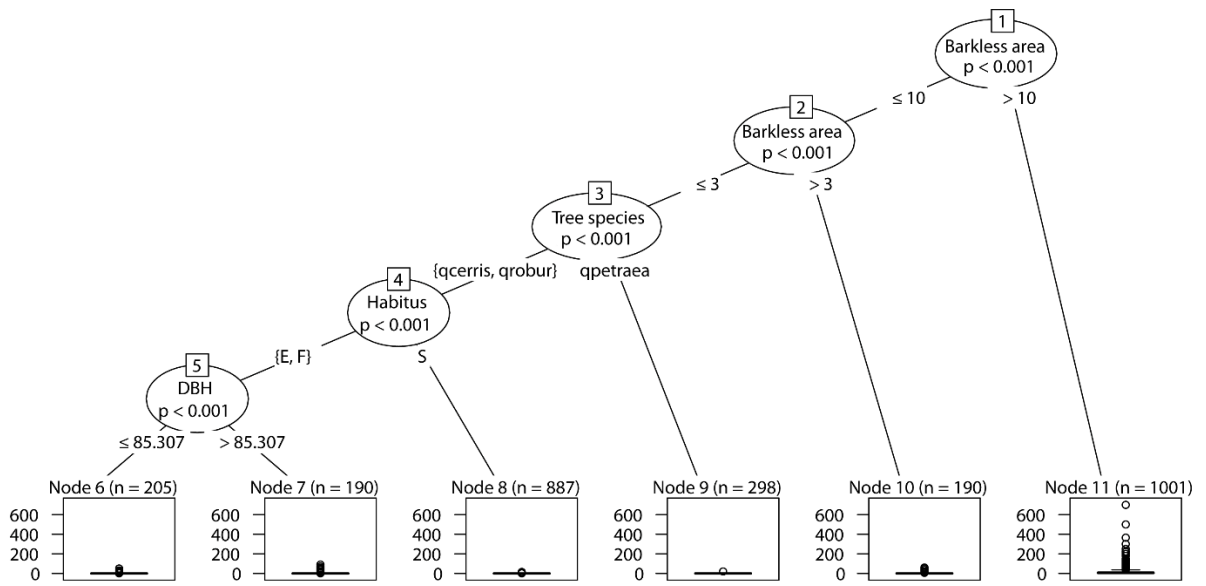


Figure 5: Analysis of the threshold values for the occurrence probability of E. quercus using the conditional inference tree in four study sites.

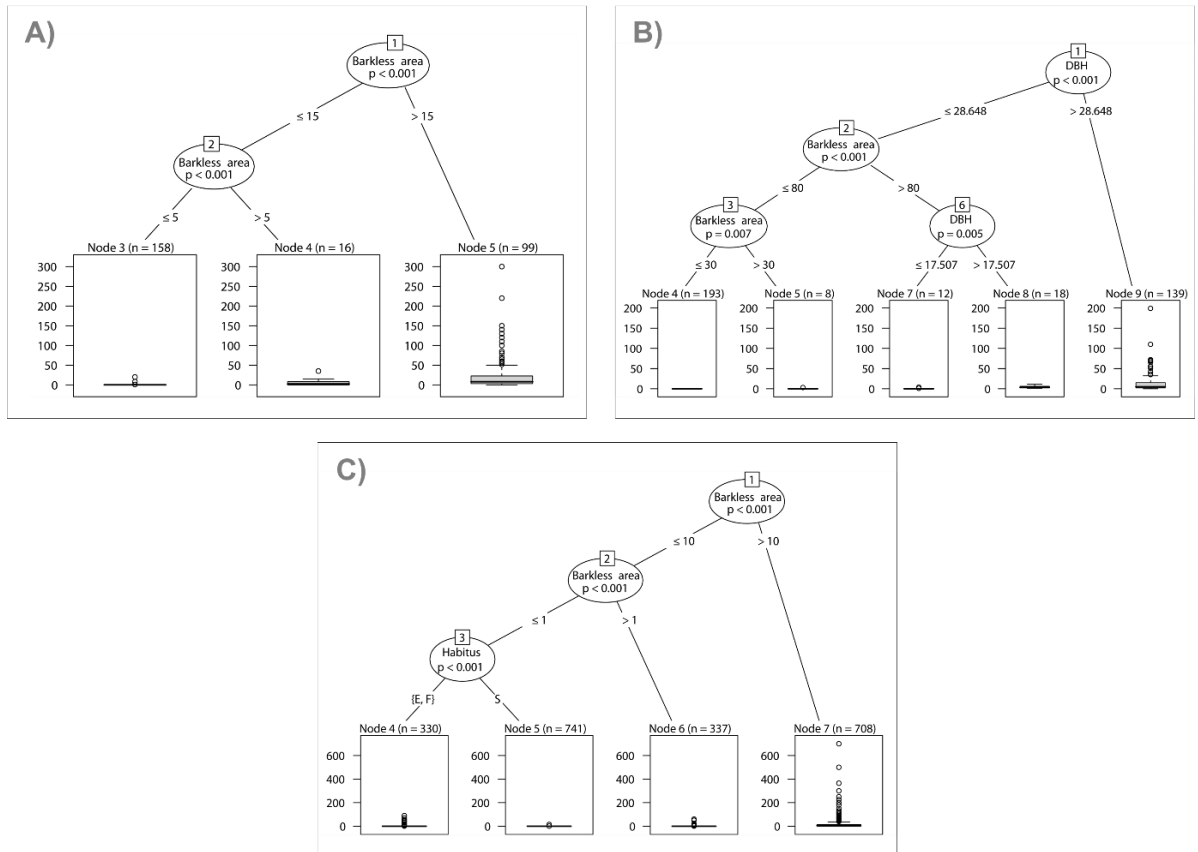


Figure 6: Analysis of the threshold values for the occurrence probability of *E. quercus* for individual study sites using the Conditional inference tree method. A) Náměšťská obora, B) Býčí skála, and C) Soutok.

4.5.2 Barkless area

Barkless area threshold value showed that even a small proportion of area (around 10 %) without bark is important for the probability of occurrence of *E. quercus* ($\chi_{(1)}^2 = 1252.2$, $P < 0.0001$) in the whole dataset (Figure 7). Barkless area also had a significant effect on the occurrence of *E. quercus* at individual sites (Figure 6). The thresholds for the barkless area on two study sites (Soutok and Náměšťská obora) were similar to overall data ($\chi_{(1)}^2 = 267.8$, $P < 0.0001$; and $\chi_{(1)}^2 = 144.7$, $P < 0.0001$, respectively). The threshold at Býčí skála was shifted to the barkless area of 20 % ($\chi_{(1)}^2 = 183.9$, $P < 0.0001$).

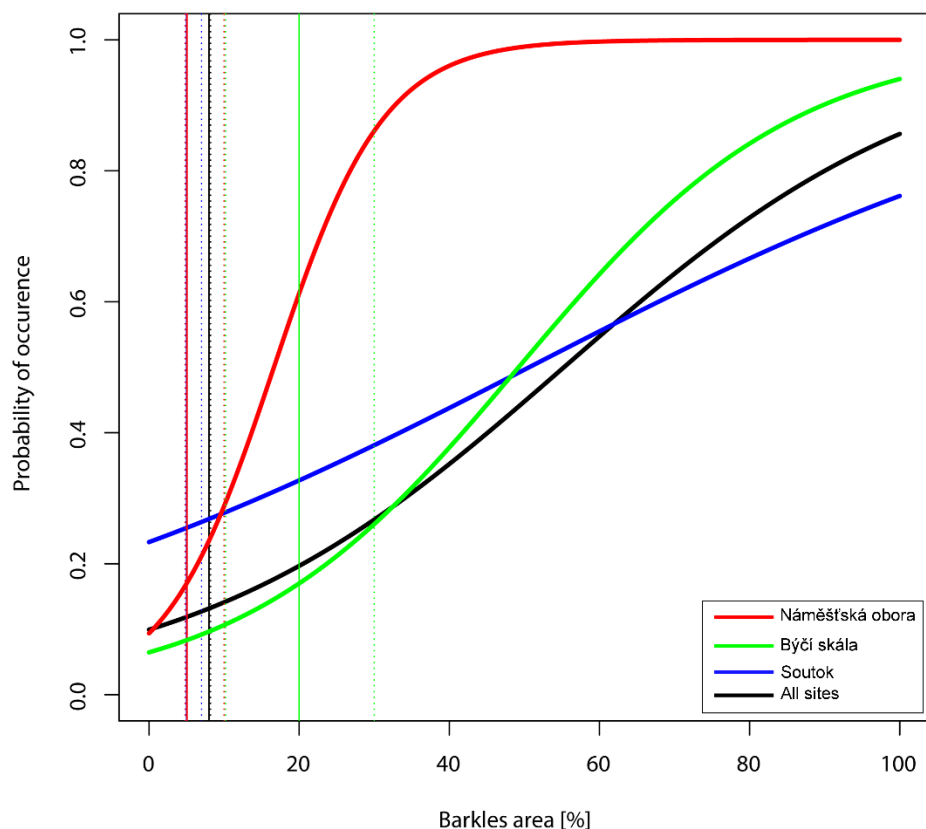


Figure 7: Threshold values (denoted by full vertical lines) and their confidence intervals (denoted by dash lines) in relation to the surface without bark in the whole dataset and the three studied sites. The sigmoid curves represent the occurrence prediction probability by logistic regression.

4.5.3 DBH

The model revealed a significant differences in diameter of the tree trunk among the study sites ($\chi^2_{(1)} = 189.7$, $P < 0.0001$) (Figure 8). The thresholds for DBH on two study sites (Soutok and Náměšťská obora) were similar to overall data ($\chi^2_{(1)} = 67.1$, $P < 0.0001$; and ($\chi^2_{(1)} = 61.9$, $P < 0.0001$, respectively). The threshold at Býčí skála was significantly lower (around 25 cm) ($\chi^2_{(1)} = 271.4$, $P < 0.0001$).

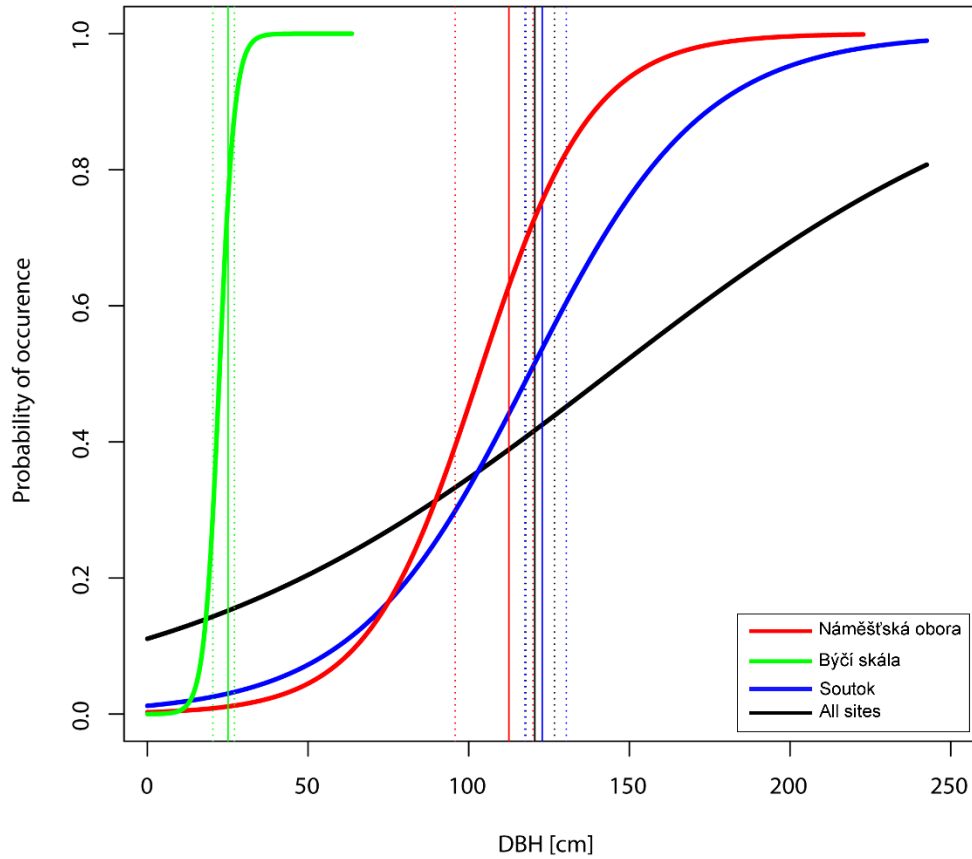


Figure 8: Threshold values (denoted by full vertical lines) and their confidence intervals (denoted by dash lines) in relation to tree diameter (DBH) in the whole dataset and in three studied sites. The sigmoid curves represent the occurrence prediction probability by logistic regression.

4.6 Discussion

We present the first study of the habitat requirements of the threatened beetle *Eurythyrea quercus* based on the analysis of quantitative data. Our knowledge about its bionomy was so far based on observing the individuals in the field and experience with their rearing by individual entomologists. Our results based on data from four sites in the Czech Republic confirm the previous bionomy knowledge of the importance of tree diameter (DBH) and barkless area for this species (Kletečka 2009, Škorpík et al. 2011). The results, however, also revealed that the impact of the most important factors on the probability of occurrence of *E. quercus* differ among the study sites.

Importance of barkless area and tree diameter

The analysis revealed that the most important factors influencing the probability of occurrence of *E. quercus* are barkless area and DBH. Their effects, however, differed among the study sites. Only a small increase of barkless area is sufficient to increase the probability of the occurrence of the beetle. This is in line with previous bionomy knowledge (Škorpík et al. 2011). The necessary amount of barkless area was considerably higher for Býčí skála site. This may be caused by small dimension of the trees and the fact that we measured barkless area as a percentage. Barkless area is also a crucial factor for other endangered saproxylic beetles, such as *Lymexylon navale* (Linneaus, 1758) (Dominik 1957, Hůrka 2017), *Dermestoides sanguinicollis* (Fabricius, 1782) (Asaw & Barclay 2018) or *Hylochaeres cruentatus* (Muona & Brüstle 2008).

Our results also point to the importance of tree diameter. It is known that *E. quercus* usually inhabits the largest available oaks (Miklín et al. 2017). Diameters of such oaks can differ substantially among sites though (see *Figure S1*). More specifically, the beetle inhabits trees of substantially lower diameters at Býčí skála than at the remaining sites. A similar pattern has been observed for another veteran oak specialist - *Cerambyx cerdo* (Plátek et al. 2019). This is probably caused by dry, nutrient-poor soil conditions at Býčí skála, where the tree growth is slow (radial increment growth of individual trees is 0,46 – 1,39 mm/year, see *Table S1*). As a result, the trees are low and rather thin in high age. For example, age of trees of 37 cm DBH (an average DBH of inhabited oaks at the site), could range from 130 to 400 years.

At Soutok, trees grow faster due to nutrient-rich soils so they are able to reach larger dimensions and may be about 110 years old (Miklín et al. 2018, Altman et al. 2016). Similarly, Náměšťská obora provides suitable conditions for growing oaks since they grow at sufficient distances from each other and do not compete for sunlight. Preference for large tree dimensions is a general pattern for other saproxylic beetles (Lindhe et al. 2005, Larrieu & Cabanettes 2012), especially endangered ones (Seibold et al. 2018, Kostanjsek et al. 2018).

No effect of sunlight?

Although the *E. quercus* is described as a species preferring open forests and sunny conditions (Kletečka 2009, Škorpík et al. 2011), our results indicate that sunlight availability (measured as canopy closure, and as insolation of exit holes) does not affect the probability

of the occurrence of *E. quercus*. This is rather surprising given that sunlight availability is an important factor for endangered saproxylic beetles (Ranius & Jansson 2000, Lindhe et al. 2005). Despite this, insolation and open canopy are important for the growth and survival of suitable oaks (Miklín et al. 2018). Moreover, our analyses show that solitary trees and trees of large DBH are preferred by the beetle; such trees, however, require a high amount of sunlight. Our results thus point to an interesting fact that although *E. quercus* does not necessarily require sunlit habitats for its development, its requirements on tree habitus and diameter, however, clearly show that it requires trees that were growing in open conditions.

Implications for conservation

Our results point to the importance of areas without bark, trunk diameter and tree habitus. Area without bark generally increases with decreasing health state of a tree. Retaining weakened, dying and dead trees of suitable dimensions is thus important for the survival of *E. quercus*. Active measures creating areas without bark, such as bark stripping and other veteranisation techniques (Wainhouse & Boddy 2022), are also likely to be an effective tool in aiding the species' survival. Such interventions should be relatively moderate not to affect the tree's health (Bengtsson et al. 2012).

Populations of *E. quercus* survive only at sites where the long-term continuity of suitable – i.e., large, and old oaks has not been interrupted. Its requirements for diameter and habitus show that the species depends on open-canopy woodlands. However, in the remaining areas of its range, the beetle is threatened by the continuing loss of suitable oak trees and lack of their recruitment due to decreasing area of open canopy forests (Bengtsson et al. 2000). Other endangered saproxylic species face similar problems, such as hollow tree specialist hermit beetle *Osmoderma barnabita* (Čížek et al. 2021) or longhorn beetle *Cerambyx cerdo* (Miklín et al. 2018, Plátek et al. 2019). Thus, the efforts to conserve the beetle populations should include adjustment of spatial structure (reducing canopy closure), adjustment in tree-species composition towards a higher ratio of oaks, active support of growth and survival of trees in large dimensions, and formation of barkless areas on oaks at sites inhabited by *E. quercus*. In addition, forest management should also aim for supporting the age-continuity of trees. It would be advisable to continue monitoring occupied trees and the future availability of younger trees on each site as planned in the action plan prepared by the Nature and Landscape Protection Agency of the Czech Republic (NCA CR).

4.7 References

- Altman, J., Doležal, J., & Čížek, L. (2016). Age estimation of large trees: New method based on partial increment core tested on an example of veteran oaks. *Forest Ecology and Management*, 380, 82-89.
- Asaw, D. D., & Barclay, M. V. (2018). *Dermestoides sanguinicollis* (Fabricius, 1787) (Cleridae: Korynetinae), a rare saproxylic beetle new to Britain. *The Coleopterist*, 27(2), 49-53.
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., & Menozzi, P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest ecology and management*, 132(1), 39-50.
- Bengtsson, V., Hedin, J., & Niklasson, M. (2012). Veteranisation of oak—managing trees to speed up habitat production. In *Trees beyond the wood: an exploration of concepts of woods, forests and trees. Conference proceedings. Wildtrack Publishing, Sheffield* (pp. 61-68).
- Bouget, C., Larrieu, L., & Brin, A. (2014). Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, 36, 656-664.
- Cobb, T. P., Hannam, K. D., Kishchuk, B. E., Langor, D. W., Quideau, S. A., & Spence, J. R. (2010). Wood-feeding beetles and soil nutrient cycling in burned forests: implications of post-fire salvage logging. *Agricultural and Forest Entomology*, 12(1), 9-18.
- Černý Z. (1994). Předběžné výsledky entomologického faunistického výzkumu Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Pálava a jejího širšího okolí na jižní Moravě. Dodatek 3 (Coleoptera, Buprestidae – Krascovití). – [ms. depon. in Správa CHKO a BR Pálava].
- Čížek, L., Hauck, D., Miklín, J., Plátek, M., Kočárek, P., Olšovský, T., & Šebek, P. (2021). Relict of primeval forests in an intensively farmed landscape: what affects the survival of the hermit beetle (*Osmoderma barnabita*)(Coleoptera: Scarabaeidae) in pollard willows?. *Journal of Insect Conservation*, 25(3), 407-415.
- Dominik, J. (1957). Część XIX. Chrząszcze – Coleoptera. Miazgowce – Lyctidae, Drwionki – Lymexylonidae. *Klucze do Oznaczania Owadów Polski*, 21: 43-44, Warszawa.
- Eckelt, A., Müller, J., Bense, U., Brustel, H., Bußler, H., Chittaro, Y., Cizek, L., Frei, A., Holzer, E., Kadej, M., Kahlen, M., Köhler, F., Möller, G., Mühle, H., Sanchez, A., Schaffrath, U., Schmidl, J., Smolis, A., Szallies, A., Németh, T., Wurst, C., Thorn, S., Christensen, R. H.

- B. & Seibold, S. (2018). "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(1), 15-28.
- Fay, N. (2004). Survey methods & development of innovative arboricultural techniques key UK veteran tree sites. In *International Conference on the Trees of History, Torino* (pp. 1-2).
- Foit, J., Kašák, J., & Nevoral, J. (2016). Habitat requirements of the endangered longhorn beetle *Aegosoma scabricorne* (Coleoptera: Cerambycidae): a possible umbrella species for saproxylic beetles in European lowland forests. *Journal of insect conservation*, 20(5), 837-844.
- Gouix, N., Sebek, P., Valladares, L., Brustel, H., & Brin, A. (2015). Habitat requirements of the violet click beetle (*Limoniscus violaceus*), an endangered umbrella species of basal hollow trees. *Insect conservation and diversity*, 8(5), 418-427.
- Hejda, R., Farkač, J., & Chobot, K. (2017). Červený seznam ohrožených druhů České republiky: BEZOBRATLÍ: Red List of Threatened Species of Czech Republic: INVERTEBRATES. *Příroda*, 1-611.
- Horák, J. (2017). Insect ecology and veteran trees. *Journal of Insect Conservation*, 21(1), 1- 5.
- Hothorn, T., Hornik, K., & Zeileis, A. (2006). Unbiased recursive partitioning: A conditional inference framework. *Journal of Computational and Graphical statistics*, 15(3), 651-674.
- Hothorn, T., & Zeileis, A. (2015). partykit: A modular toolkit for recursive partytioning in R. *The Journal of Machine Learning Research*, 16(1), 3905-3909.
- Hůrka, K. (2017). Brouci České a Slovenské republiky: Beetles of the Czech and Slovak Republics. 2. Nezměněné vydání. Zlín: Kabourek, 2017. Isbn 978-80-86447-17-9.
- Jacobsen, R. M., Birkemoe, T., Evju, M., Skarpaas, O., & Sverdrup-Thygeson, A. (2023). Veteran trees in decline: Stratified national monitoring of oaks in Norway. *Forest Ecology and Management*, 527, 120624.
- Kašák, J., Mazalová, M., Šipoš, J., Foit, J., Hučín, M., & Kuras, T. (2019). Habitat preferences of *Ceruchus chrysomelinus*, an endangered relict beetle of the natural Central European montane forests. *Insect Conservation and Diversity*, 12(3), 206-215.

- Kletečka, Z. (2009). Jewel beetles (Buprestidae) of South Bohemia. *Sborník Jihočeského Muzea v Českých Budějovicích, Přírodní Vědy*, (48 (Supplementum)).
- Konvička, O. (2014). Inventarizační průzkum Národní přírodní rezervace Býčí skála z oboru saproxyliční brouci.
- Kostanjsek, F., Sebek, P., Baranova, B., Seric Jelaska, L., Riedl, V., & Cizek, L. (2018). Size matters! Habitat preferences of the wrinkled bark beetle, *Rhysodes sulcatus*, the relict species of European primeval forests. *Insect Conservation and Diversity*, 11(6), 545-553.
- Larrieu, L., & Cabanettes, A. (2012). Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8), 1433-1445.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A.K., Regnery, B. & Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194-207.
- Lindhe, A., Lindelöw, Å., & Åsenblad, N. (2005). Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation*, 14(12), 3033–3053.
- Löbl, I., & Smetana, A. (2006). *Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Volume 3: Scarabaeoidea-Scirtoidea-Dascilloidea-Buprestoidea-Byrrhoidea*. Apollo Books.
- Miklín, J., & Hradecký, J. (2016). Confluence of the Morava and Dyje Rivers: a century of landscape changes in maps. *Journal of Maps*, 12(4), 630-638.
- Miklín, J., Hauck, D., Konvička, O., & Cizek, L. (2017). Veteran trees and saproxylic insects in the floodplains of Lower Morava and Dyje rivers, Czech Republic. *Journal of Maps*, 13(2), 291-299.
- Miklín, J., Sebek, P., Hauck, D., Konvička, O., & Cizek, L. (2018). Past levels of canopy closure affect the occurrence of veteran trees and flagship saproxylic beetles. *Diversity and Distributions*, 24(2), 208-218.
- Müllerová, J., Szabó, P., & Hédli, R. (2014). The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia: A history of the past 700 years. *Forest Ecology and Management*, 331, 104-115.
- Muona, J., & Brüstle, L. (2008). Observations on the biology of *Hylocharis cruentatus* (Gyllenhal)(Coleoptera: Eucnemidae). *Entomologica fennica*, 19(3), 151-158.

Plán péče o CHKO Třeboňsko na období 2018-2027. AOPK ČR.

Plán péče o přírodní památku Náměšťská obora na období 2013-2022. Krajský úřad Vysočina.

Plán péče o Národní přírodní rezervaci Býčí skála na období 2022–2031. AOPK ČR, regionální pracoviště Jižní Morava, oddělení Správa CHKO Moravský kras

Plátek, M., Sebek, P., Hauck, D., & Cizek, L. (2019). When is a tree suitable for a veteran tree specialist? Variability in the habitat requirements of the great capricorn beetle (*Cerambyx cerdo*)(Coleoptera: Cerambycidae). *European Journal of Entomology*, 116.

R Core Team (2022). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Ranius, T., & Jansson, N. (2000). The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation*, 95(1), 85-94.

Russo, D., Cistrone, L., & Garonna, A. P. (2011). Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *Journal of Insect Conservation*, 15(5), 685-693.

Schall, P., Gossner, M.M., Heinrichs, S., Fischer, M., Boch, S., Prati, D., Jung, K., Baumgartner, V., Blaser, S., Böhm, S., Buscot, F., Daniel, R., Goldmann, K., Kaiser, K., Kahl, T., Lange, M., Müller, J., Overmann, J., Renner, S.C., Schulze, E.-D., Sikorski, J., Tschapka, M., Türke, M., Weisser, W.W., Wemheuer, B., Wubet, T., Ammer, C. (2018). The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *J. Appl. Ecol.* 55, 267–278.

Seibold, S., Rammer, W., Hothorn, T., Seidl, R., Ulyshen, M. D., Lorz, J., ... & Müller, J. (2021). The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature*, 597(7874), 77-81.

Seibold, S., Müller, J., Allner, S., Willner, M., Baldrian, P., Ulyshen, M. D., Brandl, R., Bässler, C., Hagge, J. & Mitesser, O. (2022). Quantifying wood decomposition by insects and fungi using computed tomography scanning and machine learning. *Scientific reports*, 12(1), 1-12.

Siitonen, J., & Ranius, T. (2015). 11 The Importance of Veteran Trees for Saproxylic Insects. *Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes*, 140.

Speight, M. C. (1989). Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe.

Świerkosz, K., Reczyńska, K., & Kuras, I. (2017). Increasing Area of Deciduous Forest Communities (Querco-Fagetea Class) as an Unintended Effect of Regular Forestry Management-a Study from Central Europe. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(1).

Škorpík, M., Křivan, V., & Kraus, Z. (2011). Faunistika krascovitých (Coleoptera: Buprestidae) Znojemska, poznámky k jejich rozšíření, biologii a ochraně. *Thayensia*, 8, 109-291.

Wainhouse, M., & Boddy, L. (2022). Making hollow trees: Inoculating living trees with wood-decay fungi for the conservation of threatened taxa-A guide for conservationists. *Global Ecology and Conservation*, 33.

Zabransky, P. (1991). Beitrage zur Faunistik Österreichischer Kafer mit Bemerkungen zur Ökologie und Biologie 2. Teil-Familie Buprestidae (Coleoptera: Buprestidae). *Koleopt Rundschau*, 61, 139-156.

4.8 Supplementary material

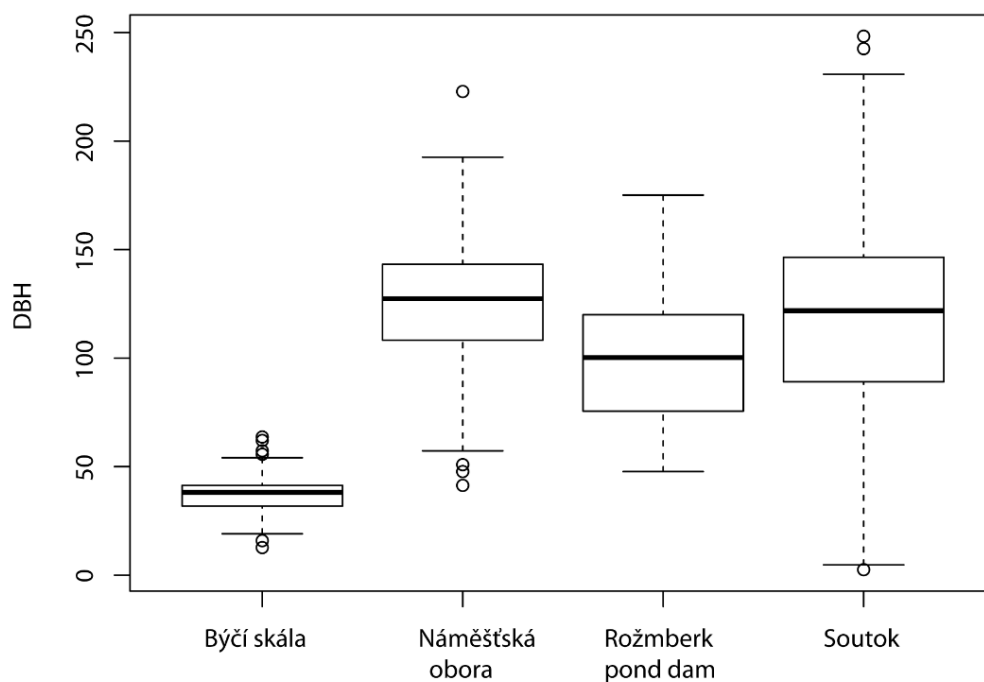


Figure S1: Inhabited trees and their diameter among the study sites – Býčí skála, Náměšťská obora, Rožmberk pond dam and Soutok. Boxplot shows median (bold line), 25 and 75%

quantils (boxes); whiskers minimum and maximum without outliers (error bars), and outliers (circles).

Table S1: Results of the dendrochronological analysis of the nine tree cores at Býčí skála. Some samples were broken, thus are marked as a,b,c. Age of trees was estimated based on dendrochronological analysis.

ID Tree core	Tree DBH (cm)	Estimated age	Average annual growth (mm)
BS_1a	19,4	103	75.3
BS_1b			61.5
BS_1c			94
BS_2	28,6	131	109.4
BS_3a	Impossible to determine	X	116.5
BS_3b			139.2
BS_4a	27,2	215	77.8
BS_4b			63.6
BS_5	Impossible to determine	X	78
BS_6a	16,2	132	72.4
BS_6b			61.4
BS_7	59,2	262	113
BS_8	57,4	264	108
BS_9a	12,5	114	46.3
BS_9b			63.6