

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ochrany lesa a entomologie

**Množství mrtvého a odumírajícího dřeva jako faktor ovlivňující
diverzitu čeledi Anthribidae (Insecta: Coleoptera: Curculionoidea),
významných indikátorů zachovalosti lesů na Madagaskaru**

Disertační práce

Autor: Ing. Miloš Trýzna

Školitel: prof. Ing. Bc. Jaroslav Holuša, Ph.D.

2020

Czech University of Life Sciences

Faculty of Forestry and Wood Sciences

Department of Forest Protection and Entomology

Quantity of dead and dying wood as the factor influencing the diversity of the family Anthribidae (Insecta: Coleoptera: Curculionoidea), being a significant indicator of well-preserved forests on Madagascar

Ph.D. Thesis

Author: Ing. Miloš Trýzna

Supervisor: prof. Ing. Bc. Jaroslav Holuša, Ph.D.

2020

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „*Množství mrtvého a odumírajícího dřeva jako faktor ovlivňující diverzitu čeledi Anthribidae (Insecta: Coleoptera: Curculionoidea), významných indikátorů zchovalosti lesů na Madagaskaru*“ vypracoval samostatně s použitím uvedené literatury a na základě konzultací a doporučení školitele. Souhlasím se zveřejněním disertační práce dle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách, v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Praze dne

Podpis autora

Poděkování

Děkuji svému školiteli prof. Ing. Bc. Jaroslavu Holušovi, Ph.D. za odborné vedení disertační práce, konzultace k metodice a vlastnímu sestavení práce. Děkuji svému konzultantovi doc. Ing. Bc. Jakobovi Horákovi, Ph.D. za konzultace při statistickém zpracování získaných výsledků a připomínky k samotné práci. Děkuji všem spoluautorům odborných publikací, Ing. Oldřichu Holešinskému a Bc. Lukášovi Blažejovi za všestrannou pomoc s počítačovým zpracováním.

V neposlední řadě děkuji své přítelkyni mjr. Korině Kudrnové a RNDr. Petru Baňáňovi, Ph.D. za permanentní podporu mé entomologické práce a rovněž za vydatnou pomoc při vlastní terénní činnosti na několika expedicích na Madagaskaru.

Disertační práce vznikla za finanční podpory interních grantů IGA FLD č. A04/15, IGA FLD č. A28/16 a IGA č. 20124364 České zemědělské univerzity v Praze.

Abstrakt

Množství mrtvého a odumírajícího dřeva jako faktor ovlivňující diverzitu čeledi Anthribidae (Insecta: Coleoptera: Curculionoidea), významných indikátorů zachovalosti lesů na Madagaskaru

Mrtvé dřevo je jedním z nejdůležitějších stanovišť biologické rozmanitosti v lesích. Význam mrtvého dřeva pro diverzitu hmyzu řešilo mnoho autorů, ale většina studií se zaměřuje na lesy temperátní, mnohem méně na lesy tropické. Brouci jsou považováni za ekologicky významný taxon saproxylických bezobratlých a otevřenost zápoje je pro tyto brouky velmi důležitým biotopovým faktorem. Stanovená hypotéza předpokládala, že v tropickém pralese nebude mít gradient otevřenosti zápoje na výskyt saproxylických brouků podstatný vliv, na rozdíl od přirozenosti lesa, která naopak bude mít vliv zásadní.

Výzkum byl zaměřen na vliv tropického prostředí na saproxylické brouky čeledi větevníkovití (Coleoptera: Curculionoidea: Anthribidae) na Madagaskaru, na jednom z osmi „nejžhavějších“ bodů biologické rozmanitosti z hlediska bohatosti a endemismu flóry a fauny. Bylo vybráno celkem deset rozsáhlých chráněných území zahrnujících primární i sekundární lesy. Byl proveden tříletý průzkum větevníků smykáním a oklepáváním mrtvého či odumírajícího dřeva pomocí entomologické sítě a byly změřeny související biotopové faktory. V období 2015–2017 bylo získáno celkem 2.767 exemplářů z čeledi Anthribidae, což představuje celkem 202 druhů, včetně dvou rodů a 108 druhů nových pro vědu.

Předkládané výsledky jsou první ekologickou studií týkající se saproxylických brouků na Madagaskaru. Zjištěné výsledky ukazují, že nejdůležitějším biotopovým faktorem ovlivňujícím výskyt větevníkovitých je otevřenost zápoje následovaná počtem velikostních frakcí mrtvého dřeva a stupněm rozkladu dřeva. Na druhé straně se ukázalo, že přirozenost tropického lesa je pro tyto brouky méně významná. Je tomu tak proto, že u této čeledi není důležitý konkrétní druh dřeva, ale přítomnost vhodného mrtvého nebo odumírajícího dřeva napadeného dřevokaznými houbami. To potvrzuje, že sekundární lesy jsou pro ochranu biologické rozmanitosti stále důležitější.

Klíčová slova. Diverzita, saproxyličtí brouci, otevřenost zápoje, mrtvé dřevo, Madagaskar, Anthribidae

Abstract

Quantity of dead and dying wood as the factor influencing the diversity of the family Anthribidae (Insecta: Coleoptera: Curculionoidea), being a significant indicator of well-preserved forests on Madagascar

Deadwood has been identified as one of the most important biodiversity habitats present in forests. The importance of deadwood for insect biodiversity has been addressed by many authors, but most studies have focused on temperate forests; far fewer deal with tropical forests. Beetles are considered an ecologically significant taxon of the saproxylic invertebrates and canopy openness is a highly important factor for saproxylic beetles. We began with the hypothesis that in a tropical forest the openness gradient would have no effect on the occurrence of saproxylic beetles and that forest naturalness would have an effect.

Our research focused on the influence of the tropical environment on saproxylic beetles of the family Anthribidae (Coleoptera: Curculionoidea) in Madagascar, one of the eight “hottest” biodiversity hotspots in terms of richness and endemism of flora and fauna. A total of ten large-scale protected areas encompassing both primary and secondary forests were selected. We conducted a three-year survey of anthribids involving sweeping and beating of deadwood using entomological nets and measured the associated environmental variables. A total of 2,767 specimens of the Anthribidae family were obtained in the 2015–2017 period, representing a total of 202 species, including two genera and 108 species new to science.

Ours is the first ecological study concerning saproxylic beetles in Madagascar. Our findings indicate that the most important habitat factor affecting the occurrence anthribids is canopy openness, followed by the number of deadwood size fractions and the stage of wood decay. Tropical forest naturalness, on the other hand, turned out to be less significant for these beetles. This is because for anthribids the type of wood is not as important as the presence of suitable deadwood or dying wood infested with fungi. This confirms that secondary forests are becoming increasingly important for biodiversity conservation.

Key words. Diversity, saproxylic beetles, canopy openness, dead wood, Madagascar, Anthribidae

Díl I. Disertační práce

Obsah

1	Úvod.....	9
2	Cíle práce.....	12
2.1	Cíle taxonomické.....	12
2.2	Cíle ekologické.....	12
3	Přehled problematiky.....	13
3.1	Lesy na Madagaskaru a jejich ochrana.....	13
3.2	Přirozenost lesů (<i>naturalness of the forests</i>).....	16
3.3	Význam mrtvého dřeva.....	18
3.4	Otevřenost zápoje (<i>canopy openness</i>).....	20
3.5	Studium entomofauny v tropických oblastech.....	22
3.6	Metoda sběru.....	25
3.7	Obecná charakteristika čeledi Anthribidae.....	31
3.8	Stručná analýza fauny čeledi Anthribidae na Madagaskaru.....	36
4	Metodika.....	39
4.1	Metodika terénní práce.....	39
4.1.1	Studovaná území (<i>study areas</i>) a plochy (<i>study sites</i>).....	39
4.1.2	Metoda sběru (<i>sampling method</i>).....	42
4.1.3	Studované veličiny (<i>predictors studied</i>).....	43
4.1.4	Popis jednotlivých studovaných veličin (<i>predictor studied</i>).....	43
4.2	Metodika taxonomické práce.....	49
4.2.1	Determinace druhů čeledi Anthribidae.....	51
4.3	Metodika statistické analýzy.....	52
5	Výsledky.....	53
5.1	Výsledky taxonomické.....	53
5.2	Výsledky ekologické.....	60
5.3	Výsledky statistické analýzy.....	71
5.3.1	Významné veličiny (<i>predictors studied</i>).....	73
6	Diskuze.....	74
6.1	Množství mrtvého a odumírajícího dřeva.....	74
6.2	Přirozenost lesů (<i>naturalness of the forests</i>).....	75
6.3	Otevřenost zápoje (<i>canopy openness</i>).....	76
6.4	Dimenze (<i>dimension of the wood</i>) a počet frakcí dřeva (<i>number of present size-fractions of dead wood</i>).....	78
6.5	Stadium rozkladu dřeva (<i>decomposition stage of wood</i>).....	78

6.6	Přítomnost či absence koridorů (<i>presence or absence of corridors</i>).....	79
6.7	Nadmořská výška (<i>elevation</i>)	80
6.8	Počet opakování sběrů (<i>number of sampling</i>).....	80
6.9	Podíl druhů zjištěných v jediném exempláři (<i>singleton, unique specimen</i>)	81
6.10	Rok výzkumu (<i>year of sampling</i>)	82
6.11	Studium taxonomie.....	82
6.12	Studium pohlavních orgánů.....	84
7	Závěr	87
8	Poděkování	89
9	Dovětek	90
10	Seznam použité literatury	95

Díl II. Přílohy k disertační práci

11 Seznam příloh

11.1	Příloha č. 1. The Natural History of Madagascar. Anthribidae	117
11.2	Příloha č. 2. Check list of the Fungus Weevils of Madagascar	137
11.3	Příloha č. 3. [... <i>Holophloeus</i> ... ecological notes...]	182
11.4	Příloha č. 4. [... <i>Diastatotropis</i> ... with strikingly elongated elytral apices]	203
11.5	Příloha č. 5. [... <i>Tophoderes</i> ... with images of all Madagascan species...]	211
11.6	Příloha č. 6. [... <i>Diastatotropis</i> ... from Montagne d'Ambre National Park]	221
11.7	Příloha č. 7. [Two... <i>Adapterops</i> ... with a key to species... faunistic data]	230
11.8	Příloha č. 8. [Two... <i>Diastatotropis</i> ... key to species of the genus...]	244
11.9	Příloha č. 9. [... <i>Tophoderes</i> ... a checklist of the species...]	253
11.10	Příloha č. 10. [... <i>Adapterops</i> ... a catalogue and key to species...]	263
11.11	Příloha č. 11. [... <i>Blaberops</i> ... with a key to species]	269
11.12	Příloha č. 12. [... new genus... <i>Pseudobasidissus barclayi</i> ...]	277
11.13	Příloha č. 13. [... <i>Apatenia</i> ... notes on female genitalia...]	287
11.14	Příloha č. 14. [... <i>Basidissus</i> ... with a key to species]	297
11.15	Příloha č. 15. [... <i>Adapterops</i> ... and biodiversity of the family]	306
11.16	Příloha č. 16. Dead wood dependent organisms in tropical equatorial forests thrive from open canopy: diversity of fungus weevils in Madagascar	318

1 Úvod

„Mrtvé dřevo je nejbohatším stanovištěm zdravého lesa.“

Keith Kirby
University of Oxford

Tropické lesy jsou jedním z nejbohatších ekosystémů na Zemi (WHITMORE 1998). V průběhu 20. století doznaly největších změn za celou svou historii, neboť byly lidskou činností degradovány či přímo ničeny. Přibližně polovina tropického lesa, který na Zemi existoval ještě na začátku 20. století, již zmizela. Vrcholná a zcela bezprecedentní deforestace tropických lesů proběhla v 80. a 90. letech 20. století (WRIGHT 2005).

Obrovská území rozmanitého tropického pralesa jsou každoročně zcela ztracena nebo degradována, což má dramatické důsledky na biologickou rozmanitost. Odlesňování a fragmentace lesů, nadměrné využívání území, negativní vliv invazních druhů a klimatické změny jsou hlavní příčinou úbytku biologické rozmanitosti tropických lesů (MORRIS 2010). Většina předchozích studií zkoumající tento trend se zaměřila na změny druhové rozmanitosti. Pokud však máme lépe porozumět dlouhodobým účinkům antropogenních vlivů na tropické lesy, je nutné studovat rovněž interakce mezi druhy, organizaci druhů v prostoru a čase a rovněž funkce, které jednotlivé druhy plní (MORRIS 2010).

Důkazy o pokračujícím úbytku tropických lesů jsou sice zjevné, ale v některých aspektech obtížněji kvalifikovatelné (GRAINGER 2008). Může to být způsobeno obtížemi při sledování dlouhodobého globálního trendu v oblasti tropických lesů a jeho regenerace (GRAINGER 2008). Odhady míry odlesňování mohou být rovněž ovlivněny skutečností, že ani velmi degradovaný les nemusí být zahrnut do deforestované plochy (MAYAUX A KOL. 2005). Odhady plochy zbylého tropického lesního porostu, například analýzy družicových snímků, více či méně dobře informují o změnách v rozsahu plochy lesa, ale v zásadě neposkytují informace o dopadech na biologickou rozmanitost uvnitř porostu (LEWIS 2006, 2009).

Nedílnou součástí správně fungujícího tropického lesa (a nejen tropického) je mrtvé a odumírající dřevo, které udržuje biodiverzitu na vysoké úrovni (např. SEIBOLD A KOL. 2015). Mrtvé dřevo zastává mnoho zásadních ekologických funkcí, je biotopem pro různé druhy organismů a podílí se na toku energií a cyklu živin (HARMON A KOL. 1986). Mrtvé dřevo je tvořeno různými formami stojícího nebo ležícího dřeva, které vzniká odumřením

stromů nebo jejich částí. Mrtvé dřevo tak zahrnuje i odumřelé části živých stromů (suché větve, kmenové dutiny), dále stojící souše, pahýly, pařezy, kmeny, kořeny a větve nejrůznějších dimenzí, ale i již fragmentované dřevo nejrůznějších velikostí v různých fázích rozkladu (ZHOU A KOL. 2007).

Mrtvé dřevo je biotopem mnohých druhů saproxylických organismů (např. GROVE 2002, ZHOU A KOL. 2007). Tyto druhy jsou v některé části svého vývoje (např. během larválního vývoje) závislé na mrtvém dřevě v různém stupni rozkladu, případně na jiných saproxylických druzích. K nejpočetnějším saproxylobiontům patří houby (POUSKA A KOL. 2010), lišejníky a mechorosty (KUSHNEVSKAYA A KOL. 2007) či mnohé druhy hmyzu, zejména brouci (DAVIES A KOL. 2008) či dvoukřídlí (DZIOCK 2006). Uvedený výčet saproxylických skupin není zdaleka konečný. K dalším skupinám s menším zastoupením patří např. měkkýši, obojživelníci, ptáci, ale i savci. Důležitou úlohu má mrtvé dřevo rovněž ve vodních ekosystémech (HARMON A KOL. 1986).

Výzkum biologické rozmanitosti mrtvého dřeva a jeho zachování v lesních porostech se dlouhodobě zaměřuje na roli jednotlivých charakteristik mrtvého dřeva, jako jsou druhy stromů, průměr kmenů, příčina odumření stromů, stadium rozkladu, hustota dřeva, příp. zuhelnatění a poloha dřeva (stojící/ležící) (GROVE 2002, JONSELL & WESLIEN 2003, SIMILÄ A KOL. 2003, LINDHE A KOL. 2004, JUNNINEN & KOMONEN 2011, JOHANSSON A KOL. 2017). Přestože se účinek otevřenosti zápoje na rozmanitost saproxylických brouků žijících na jednotlivých druzích stromů zdá být méně jasný (např. SIMILÄ A KOL. 2002, SVEDRUP-THYGESON & IMS 2002, JONSELL A KOL. 2004), studie z boreálních a temperátních lesů obecně docházejí k závěru, že rozmanitost se zvyšuje s tím, jak se zápoj stává otevřenějším (např. RANIUS & JANSSON 2000, WARRINER A KOL. 2002, WIDERBERG A KOL. 2012, BOUGET A KOL. 2013).

BOUGET A KOL. (2013) se domnívají, že pozitivní účinek otevřenosti zápoje na rozmanitost saproxylických druhů brouků může být způsoben zejména přítomností kvetoucích rostlin, vyšší aktivitou hmyzu v podmínkách osluněných biotopů, teplejšími podmínkami a zvýšeným množstvím vhodného substrátu na otevřených stanovištích. Otázkou zůstává, zda otevřenost zápoje pozitivně ovlivní rozmanitost saproxylických brouků v podmínkách tropů s vysokými teplotami.

Rostoucí intenzita otevřenosti zápoje v lesích je spojena se změnami druhového složení rostlin a struktury vegetace. Tyto faktory mohou ovlivnit místní teplotu a vlhkost, určovat zdroje potravy a dostupnost mikrohabitátů. Reakce určité skupiny hmyzu pak

závisí na změně těchto mikrohabitátů, které daná skupina vyžaduje (SCHULZE A KOL. 2004, LOUZADA A KOL. 2010).

Změny v druhovém spektru saproxylických brouků mezi primárními a sekundárními lesy nejsou obecně známy, ale nemusejí být velké. U brouků podčeledi Scolytinae bylo v tropických podmínkách zjištěno, že druhové spektrum v primárním a sekundárním lese se téměř neliší (MARTINEZ A KOL. 2019). Mezi tyto polyfágní brouky, patří i tzv. ambrosioví brouci, kteří jsou méně nároční na druhovou diverzitu dřevin, neboť se živí houbami, které přinášejí a kultivují ve svých chodbičkách (tzv. xylomycetofágie) (ATKINSON & MARTÍNEZ 1985, HULCR A KOL. 2007, 2015). Podobný konsenzus lze očekávat u brouků čeledi Anthribidae (větevničkovití), protože jsou vázáni na mrtvé či odumírající dřevo napadené dřevními houbami (ANDERSON 1995, KUSCHEL 1995, MARVALDI A KOL. 2002).

Stanovená pracovní hypotéza předpokládala, že v podmínkách tropického lesa s vyrovnaným klimatem (a s vysokou teplotou a vlhkostí prostředí) nebude mít otevřenost zápoje významný vliv na společenství saproxylických druhů brouků studované skupiny, zatímco přirozenost lesa naopak bude jedním z klíčových faktorů prostředí. Zároveň bylo předpokládáno, že stadium rozkladu dřeva, jeho dimenze a počet velikostních frakcí mrtvého dřeva, a vliv koridoru či nadmořské výšky budou ovlivňovat druhovou bohatost studovaných brouků.

Za modelovou skupinu byla zvolena čeleď Anthribidae, což je na Madagaskaru druhově velmi bohatá skupina saproxylických brouků. Madagaskar je také jednou z nejohroženějších a nejzranitelnějších oblastí světa, nicméně doposud s rozsáhlými zachovalými i v různém stupni pozměněnými tropickými lesy (GOODMAN 2018a,b,c).

Poznámka

Anglické a latinské termíny uvedené v textu jsou psány *kurzívou*.

2 Cíle práce

2.1 Cíle taxonomické

Předkládaná studie má za cíl poznat rodovou a druhovou rozmanitost druhů čeledi Anthribidae žijících na Madagaskaru. Vzhledem ke skutečnosti, že poznatky o čeledi jsou nedostatečné, byl zde předpoklad objevení nových druhů pro vědu. Cílem bylo určit veškerý získaný materiál až na druhovou úroveň za pomoci komparace získaných jedinců s primárními typy uloženými ve vědeckých institucích. Dílčím cílem bylo vytvoření nejen databáze primární literatury, ale i kompletace všech primárních taxonomických prací. V rámci práce je vytvořen seznam (katalog, *checklist*) všech na Madagaskaru žijících druhů s kritickým náhledem na dříve publikované katalogy světové fauny. V rámci katalogu jsou uvedeny pouze potvrzené a revidované geografické údaje tak, aby se eliminovaly chyby, které se objevují v literatuře. V rámci studie byly publikovány popisy pro vědu nových druhů.

2.2 Cíle ekologické

Studie je zaměřena na zjištění vlivu tropického prostředí na saproxylické brouky této čeledi. Byly vybrány jednoduše kvantifikovatelné faktory, u kterých byl předpoklad těsné závislosti početnosti i druhového složení brouků čeledi Anthribidae v podmínkách primárních a sekundárních lesů na Madagaskaru. Ke studovaným veličinám patřily: 1) přirozenost lesa (*naturalness of the forest*), 2) otevřenost zápoje (*canopy openness*), 3) dimenze dřeva (*dimensions of the wood*), 4) počet přítomných velikostních frakcí mrtvého dřeva (*number of present size-fractions of dead wood*), 5) stadium rozkladu dřeva (*decomposition stage of wood*), 6) přítomnost či absence koridoru (*presence or absence of corridor*) a 7) nadmořská výška (*elevation*), 8) vliv počtu opakování sběrů (*number of sampling*) na studovaných plochách a 9) rok sběru (*year of sampling*).

3 Přehled problematiky

3.1 Lesy na Madagaskaru a jejich ochrana

Madagaskar byl vybrán jako modelové území, protože se jedná o ostrov s typickým tropickým klimatem a velkou naléhavostí řešení problémů ochrany přírody. Rychlým a nekontrolovatelným odlesňováním původní vegetace dochází ke ztrátě stanovišť unikátních živočišných i rostlinných druhů, dochází rovněž ke zvýšení emisí oxidu uhličitého a erozi půdy (JÖRG A KOL. 2001, CLARK 2012).

Madagaskar je jedním z nejdůležitějších hotspotů biologické rozmanitosti na světě (MYERS A KOL. 2000). Znalost jeho faunistické rozmanitosti je však stále neúplná (např. GOODMAN & BENSTEAD 2003, 2005, IANNELLA A KOL. 2019). Tento ostrov má význam nejen pro svou zmiňovanou biologickou rozmanitost a velmi vysoký stupeň endemismu, ale také pro pokračující ztrátu původní primární vegetace (GANZHORN A KOL. 2001, HARPER A KOL. 2007). Před příchodem člověka pokrýval les většinu území Madagaskaru (KULL 2000), ale změny v lidské činnosti vedly k alarmující míře odlesňování (NELSON & HORNING 1993, GADE 1996), která stále pokračuje.

Madagaskar má rozlohu 587.041 km² a je čtvrtým největším ostrovem světa (Bureau of African Affairs, 3. května 2011). Ostrov leží převážně mezi zeměpisnými šířkami 12°S a 26°S a zeměpisnou délkou 43°E a 51°E. Kombinace jihovýchodních větrů a severozápadních monzunů vytváří horké období dešťů (listopad – duben) s často destruktivními cyklóny a relativně chladnější období sucha (květen – říjen) (VENCES A KOL. 2009). Po celé délce východní části ostrova se táhne úzký pruh zbývajícího tropického lesa. Na západ od tohoto hřebene leží náhorní plošina ve středu ostrova v nadmořské výšce od 750 do 1500 m.

Madagaskar se oddělil od Africky přibližně před 165 miliony let a před 70 miliony let od Indie (RAKOTOSAMIMANANA 2003), což se projevuje především extrémně vysokým endemismem rostlinných a živočišných druhů. HARPER A KOL. (2007) uvádí, že na Madagaskaru je endemitních 85 % druhů rostlin (viz také SCHATZ 2000), 51 % ptáků, 90 % savců, více jak 90 % plazů a 99 % obojživelníků (viz také LANGRAND & WILME 1997). Více než 90 % endemitních druhů živočichů žije výhradně v lesích či lesnatých územích (DUFILS 2003). Tropické lesy Madagaskaru patří mezi oblasti s nejvyšší prioritou ochrany přírody na světě pro zachování biologické rozmanitosti (MYERS A KOL. 2000).

Odhady ploch lesních a lesních porostů před příchodem člověka na Madagaskar mezi čtvrtým a sedmým stoletím našeho letopočtu se velmi lišily. Někteří autoři se domnívají, že lesy v té době tvořily 90, možná i více % rozlohy ostrova (HUMBERT & COURTS DARNE 1965), jiní se domnívají, že to bylo podstatně méně (např. KULL 2000).

Kolem roku 1600 našeho letopočtu bylo odlesnění centrální vrchoviny velmi značné, k čemuž přispělo i využití ohně při vypalování zemědělské půdy a pastva místního skotu (*zebu*) (GADE 1996). Koncem 19. století byly přijaty zákony výrazně omezující vypalování krajiny za účelem získání pozemků vhodných k hospodaření (JAROSZ 1993), nedosáhly však očekávaného účinku. Počet obyvatel na Madagaskaru činí v současné době přibližně 26 mil. s ročním přírůstkem cca 2,8 % (<https://worldpopulationreview.com/countries/madagascar-population>). Expandující lidská populace je existenčně závislá na zemědělství a těžbě palivového dřeva, a proto je velmi obtížné alespoň zpomalit odlesňování Madagaskaru. Provedené terénní studie potvrdily negativní účinky odlesňování a fragmentace lesa ve všech zalesněných oblastech Madagaskaru (např. LANGRAND & WILMÉ 1997 či VALLAN 2000).

Deforestací území Madagaskaru se zabývalo mnoho autorů. Velmi zajímavé údaje poskytuje práce HARPER A KOL. (2007). Autoři použili ortorektifikované zdroje, konkrétně mapy pořízené v rámci NASA's Geocover Project (TUCKER A KOL. 2004) a digitalizované původní mapy pocházející z padesátých let 20. století (HUMBERT & COURTS DARNE 1965). Zjistili, že v padesátých letech pokrývalo území Madagaskaru celkem 160.000 km², z toho bylo 55 % vlhkých lesů (*moist evergreen forest, western humid and sub-humid forest*), 26 % suchých lesů (*western dry forest*), 19 % trnitého buše (*spiny forest*), zanedbatelnou plochu tvořily mangrovové porosty (*mangroves*). V roce 2000 výsledky ukázaly přítomnost 89.000 km² lesa s odhadovanou přesností 90 %. Odhadovaná přesnost 90 % byla způsobena skutečností, že další plocha o rozloze 11.200 km² byla v době snímkování zakryta mraky, avšak z toho 9.200 km² bylo zalesněno v době bezprostředně předchozího snímkování a 2.100 km² zůstalo při všech měřeních zakryto mraky). Lesnatý povrch zjištěný v roce 2000 tak po aproximaci představoval plochu v rozmezí 89.800–101.100 km², s pravděpodobnou plochou 99.000 km². Zajímavá je míra odlesňování v jednotlivých dekádách. Zatímco v letech 1950–1970 činila míra odlesňování 0,3 % ročně, v letech 1970–1990 1,7 % a v letech 1990–2000 pak 0,9 % ročně. Deforestace nejvíce zasáhla vlhké lesy, od padesátých let 20. století do roku 2000 jich ubylo 43 %, následovaly lesy suché, kterých ubylo 41 % jejich původní rozlohy. Trnitý buš za stejnou dobu zmenšil svou rozlohu o 28 %. Míra odlesňování vlhkých a suchých lesů se zpomalila během

devadesátých let 20. století, avšak v posledních letech se opět zvyšuje (HARPER A KOL. 2007).

Snahy madagaskarské vlády ve smyslu alespoň omezení odlesňování a zachování významných druhů živočichů a rostlin jsou odrazem historie využívání lesní krajiny. RAIK (2007) sleduje vývoj tohoto lesního hospodářství na Madagaskaru od doby předkoloniální po současnost ve snaze kontextovat současné úsilí vytvářet nových chráněných oblastí a přenášet správu lesů a odpovědnosti ústřední vlády vůči místním komunitám.

GANZHORN A KOL. (2001) navíc upozorňuje, že nejen nejvíce zastoupený typ lesa, totiž deštný les na východě Madagaskaru (*evergreen moist eastern forest*), ale především jiné a opomíjené typy lesa, např. litorální les, západní suchý listnatý les či stálezelený les vyšších horských poloh, urgentně vyžadují účinné programy ochrany přírody.

Změnami v rozloze východních litorálních (přímořských) lesů se zabývali CONSIGLIO A KOL. (2006), kteří odhadli současný rozsah litorálních lesů pomocí nástrojů geografických informačních systémů s využitím satelitní snímků a digitálních fotografií pořizovaných při nízké nadmořské výšce. Zjistili, že původní litorální les zůstal zachován na rozloze pouhých 10,3 % ve formě malých lesních pozemků, z toho pouze 1,5 % rozlohy je zahrnuto do stávající sítě chráněných území.

Využíváním a přeměnou tapiových lesů se zabývá KULL (2002). Původní tapiové lesy jsou tvořeny druhem *Uapaca bojeri* Baill. (malgašská výslovnost: ta-pee) a nacházejí se na centrální pahorkatině (např. v Národním parku Isalo). Autor se podrobně zamýšlí nad dynamickými sociálními, politickými, ekonomickými a ekologickými kontexty, které jsou nedílnou součástí tapia lesů, jak dnes existují.

Vypovídající je práce GADEHO (1996) o deforestaci a jejích účincích na náhorní plošinu (*central highlands*). Autor shrnuje historický vývoj lesů náhorní plošiny. Vysočina byla kdysi pokryta stálezeleným lesem, kterému dominovalo cca 20 endemických dřevin. Ty byly postupem času trvale nahrazeny floristicky ochuzenou stepní vegetací na ferralitických (= silně zvětralých) půdách, což bylo způsobeno lidskými zásahy a nedostatečnou regenerací horských lesů, které spontánně špatně regenerovaly. Počínaje kolem roku 600 začali indonéští osadníci odstraňovat lesy v této oblasti a vytvářet pole pro pěstování zemědělských plodin. Po roce 1000 došlo k významnému rozšíření z Afriky dováženého skotu (zebu), což dalo domorodcům silný motiv ke zvýšení rozlohy pastvin na úkor lesa. Od roku 1600 lesní pokryv horských oblastí vysočiny byl již většinou zničen. Historické záznamy a současná pozorování poukazují na důležitost ohně při ničení lesa. Deforestace měla devastující účinky. Odstraněním stromů a humusu vedlo k masivní erozi,

záplavám, nedostatku vody a samozřejmě dramatickému úbytku biodiverzity. Obnovení dlouhodobé ekologické stability v tomto území by vyžadovalo ukončení pálení jako formy hospodaření na pastvinách, změn v držbě obecních pozemků a zalesňování vysočiny původními druhy stromů (GADE 1996).

V poslední letech se přece jen objevují i některé pozitivnější zprávy. Záslouhou prezidenta Marca Ravalomanana (v prezidentském úřadě 2002–2009), který v roce 2003 plochu chráněných území více než ztrojnásobil, vzrostla tato plocha z tehdejších cca 17.000 km² na cca 60.000 km², tedy z celkových přibližně 3 % na 10 %. Dnes je na ostrově vyhlášeno celkem 122 chráněných území (98 terestrických a 24 akvatických) pokrývají dohromady území o rozloze 70.906 km². Terestrická chráněná území pokrývají plochu 63.851,9 km², což je téměř 11 % území Madagaskaru (GOODMAN A KOL. 2018a).

MANJARIBE A KOL. (2013) prezentují úsilí o opětovné zalesnění v obci Kianjavato na jihovýchodě Madagaskaru, které kombinuje podporu přirozené rozmanitosti s výsadbou původních, avšak ekologicky tolerantních a rychle rostoucích pionýrských dřevin. Zajímavostí této pilotní studie je skutečnost, že semena původních dřevin jsou získávána z trusu volně se vyskytujícího lemura variho (*Varecia variegata* (Kerr), někdy také zvaného lemur černobílý, *black and white ruffed lemur*) neboť bylo zjištěno, že většina semen klíčí výrazně lépe po průchodu střevem. Studie rozebírá i plán rozvoje lesnictví v oblasti, která má za cíl snížit tlak na zdroje dřevní hmoty a vytváření doplňkových zdrojů potřebných příjmů.

3.2 Přírozenost lesů (*naturalness of the forests*)

Primární lesy mají zcela nezastupitelnou roli při podpoře vysoké biologické rozmanitosti (MACKEY A KOL. 2014). Celosvětově se plocha lesů, které mají jakýkoliv status chráněného území a ve kterých tedy dochází k ochraně biologické rozmanitosti na jakémkoliv stupni ochrany, zvýšila. Přestože se plocha tzv. primárního lesa rok od roku snižuje, celková celosvětově chráněná lesní plocha se od roku 1990 do roku 2015 zvýšila více než dvakrát (MORALES-HIDALGO A KOL. 2015). Současně panuje shoda v tom, že sekundární lesy nabývají na ochraně biologické rozmanitosti stále větší význam (ZAPFACK A KOL. 2002, GEMERDEN A KOL. 2003) a zároveň je třeba reálně vyhodnotit přínos lesních plantáží k ochraně vlastních tropických lesů.

Heterogenita lesních stanovišť a rozmanitost hostitelských dřevin jsou silně ovlivňujícím faktorem složení druhů bezobratlých živočichů (TEWS A KOL. 2004, MACEDO-

REIS A KOL. 2016, SEIBOLD A KOL. 2016). Očekává se, že přírodní lesy (*natural forests*) poskytnou více ekologických nik a druhové rozmanitosti dřevin, které jsou důležitými atributy druhové rozmanitosti fytofágního hmyzu (MACEDO-REIS A KOL. 2016).

V rámci mnohých studií však nebývá nalezen žádný významný rozdíl v druhové bohatosti některých členovců mezi primárními lesy a sekundárními a/nebo degradovanými lesy (NUMMELIN & HANSKI 1989, HOLLOWAY A KOL. 1992, KALIF A KOL. 2001, LACHAT A KOL. 2006). Tedy i narušené lesní biotopy mohou sloužit jako cenné chráněné oblasti omezující úbytek biologické rozmanitosti (BARLOW A KOL. 2007a,b,c) a jsou lepším útočištěm pro lesní druhy v porovnání s intenzivně obhospodařovanou zemědělskou půdou (CHEY A KOL. 1997). Hodnota narušených lesů coby útočiště lesních druhů byla prokázána u nejrůznějších skupin bezobratlých živočichů, např. u motýlů (BARLOW A KOL. 2007a), brouků (MARTINEZ A KOL. 2019), mravenců (MARTELLO A KOL. 2018) a pavouků (LO-MAN-HUNG A KOL. 2008, RODRIGUES A KOL. 2009, 2014, BALDISSERA A KOL. 2012, 2013).

EDWARDS A KOL. (2014) studovali vliv selektivní těžby a přeměny půdy na spektrum ploštic (Heteroptera) na severním Borneu. Zjistili, že velký podíl druhů vyskytující se v primárních lesích lze také detekovat v degradovaných lesích a některé degradované lesy obsahovaly dokonce ještě výrazně vyšší druhovou rozmanitost než lesy primární (229 oproti 174 druhům). Ačkoliv tato studie zdůrazňuje význam zachování hodnoty selektivně těžbených tropických lesů pro biologickou rozmanitost, určitým jejím nedostatkem je, že chybí dostatečná data o dlouhodobých dopadech těžby dřeva na saproxylické druhy.

Jak upozorňuje GOSSNER A KOL. (2018) v mnoha případech může těžba dřeva poskytnout mrtvé dřevo pro vývoj vysoce mobilních druhů pouze v krátkodobém horizontu. Bude však mít nepříznivý dlouhodobý vliv na celkovou rozmanitost saproxylických druhů vyplývající z odstranění stromů s velkými průměry a s tím spojený zánik mikrohabitatů mrtvého dřeva a vznik fragmentace a narušení stanovišť lesního podrostu způsobený těžbou dřeva. To může mít dopad na některé méně mobilní druhy, které jsou omezené na menší fragmenty mrtvého dřeva. Kácení, avšak ne okamžité odstranění komerčně méně cenných dřevin, by mohlo naopak působit jako ekologické pasty, pokud jsou odstraňovány až poté, co byly kolonizovány saproxylickými druhy, avšak před vznikem nové generace. V evropských podmínkách již tato skutečnost byla prokázána (např. ADAMSKI A KOL. 2016).

Ochrana primárních lesů je považována za prioritu v oblasti ochrany biologické rozmanitosti (např. MYERS A KOL. 2000). Zároveň však již panuje shoda v tom, že i lesní plantáže (stejně tak jako sekundární lesy), mají význam v ochraně biologické rozmanitosti

(ZAPFACK A KOL. 2002, GEMERDEN A KOL. 2003). Tato skutečnost však musí být ještě podrobněji vyhodnocena.

Lesní plantáže se rozšiřují po celém světě. Od roku 1990 se světová plocha využívaných lesních plantáží zčtyřnásobila (FAO 2000). Lesní plantáže poskytují řadu lesních produktů na relativně omezené ploše a tím mohou přispět ke snížení deforestace a degradace původních typů lesů (FAO 2001). Proto musí být i plantáže považovány za pomocníka při podpoře nízké biologické rozmanitosti.

Studium biologické rozmanitosti tropických lesních plantáží se v minulosti netěšilo velkému zájmu výzkumníků (CHEY A KOL. 1997, WATT A KOL. 1997, LAWTON A KOL. 1998, DAVIS A KOL. 2001). Tyto studie ukázaly, že lesní plantáže nemusí být nutně „pouštěmi biodiverzity“ (SPEIGHT & WYLIE 2001), ale mohou podporovat bohatou a rozmanitou faunu.

Význam tropických lesních plantáží pro zachování biodiverzity volně žijících živočichů a jako jádra pro přirozenou obnovu lesa bylo prokázáno v mnoha geografických regionech, např. na Štří Lance (ASHTON A KOL. 1993), v Thajsku (ELLIOTT A KOL. 1998) či v Austrálii (TUCKER & MURPHY 1997). Pozitivní výsledky byly zjištěny i na Madagaskaru (GOODMAN A KOL. 1996), kde byla v oblasti Ankaratary na centrální vrchovině zjišťována biodiverzita ptáků a některých dalších obratlovců. I v tomto případě však byly pozitivní výsledky zjištěny v plantážích původních dřevin. Několik autorů studovalo odpověď hmyzu na stupeň degradace tropických lesů. Studijními skupinami byly nejčastěji mravenci (Hymenoptera: Formicidae) a termiti (Isoptera), méně častěji můrovití (Lepidoptera: Noctuidae) či hnojníci (Coleoptera: Aphodiidae) (NUMMELIN & HANSKI 1989, HOLLOWAY A KOL. 1992, VASCONCELOS A KOL. 2000, EGGLETON A KOL. 2002). Studie ukázaly, že diverzita fauny se liší především v závislosti na stupni degradace tropických lesů.

3.3 Význam mrtvého dřeva

Mrtvé dřevo patří k jednomu z nejdůležitějších typů stanovišť určujících biodiverzitu lesních ekosystémů (SPEIGHT 1989, SIITONEN 2001, STOKLAND 2001, GROVE 2002, STOKLAND & SIITONEN 2012). Význam mrtvého dřeva pro biodiverzitu hmyzu řešila řada autorů, ale většina studií se zaměřuje pouze na temperátní lesy, tedy lesy středních zeměpisných šířek, které vykazují jasně odlišené období vegetačního klidu a jsou charakteristické převahou listnatých dřevin (vyjma vyšších nadmořských výšek) s významnou příměsí jehličnanů (NILSSON & BARANOWSKI 1997, SCHLAGHAMERSKÝ 2000, BOBIEC 2002, JONSSON A KOL.

2005, BOUGET A KOL. 2011, 2013, 2014, MAZZEI A KOL. 2018, WEISS A KOL. 2016, SEIBOLD A KOL. 2018). Prací o tropických lesích je pak výrazně méně (např. ERWIN 1983, NUMMELIN & HANSKI 1989, HOLLOWAY A KOL. 1992, KALIF A KOL. 2001, GROVE 2002, LACHAT A KOL. 2006, ØDEGAARD 2006, WEISS A KOL. 2019), na což poukazuje rovněž SEIBOLD A KOL. (2015).

SEIBOLD A KOL. (2015) dále vyzdvihují význam mrtvého dřeva pro biologickou rozmanitost, ale i pro strategie ochrany přírody v některých regionech po celém světě. Většina těchto strategií kombinuje poznatky z observačních a experimentálních studií, ty ale zůstávají často pouze předběžné, neboť mnoho aspektů složitých vztahů není dosud prozkoumáno. Autoři poukazují na skutečnost, že výzkum byl v minulosti zaměřen především na temperátní či boreální lesy, kde zjištěné výsledky napomohly rozvoji strategií ochrany lesních porostů založené na důkazech. Naproti tomu studie uskutečněné v tropických či subtropických lesích tvoří menšinu. Většina studií byla navíc omezena pouze na raná stadia rozkladu dřeva a mnoho různých a funkčně důležitých saproxylobiontů je prozkoumáno zcela nedostatečně (např. houby, mouchy, termity a další skupiny bezobratlých).

Mrtvé dřevo je označováno za klíčovou součást biologické rozmanitosti lesů (např. JONSSON A KOL. 2005). Autoři poukazují na skutečnost, že zatímco výzkum jednoznačně zlepšil naše znalosti při porozumění vztahů mezi přítomným mrtvým dřevem a saproxylickými druhy, důsledky pro správu lesů však nebyly dosud detailně studovány. Ačkoliv se autoři zaměřují převážně na vyhodnocení studií realizovaných v severských evropských zemích, předpokládají, že problémy budou v mnoha lesních ekosystémech podobné.

Mezi organismy vázanými na lesní prostředí má široké spektrum saproxylických bezobratlých živočichů jedinečné postavení (SPEIGHT 1989). Jak se ukázalo, toto spektrum reprezentativně indikuje stupeň přirozenosti lesních ekosystémů (přehled v SIITONEN 2001). Brouci (Coleoptera) jsou považováni za nejvíce studovanou a ekologicky významnou skupinu saproxylických živočichů (JONSELL A KOL. 1998, STOKLAND A KOL. 2012) a stali se tak velmi užitečným studijním objektem při posuzování ochrany jednotlivých ekosystémů (HAMMOND A KOL. 2001, GROVE 2002, DAVIES A KOL. 2008, HJÄLTÉN A KOL. 2012, JONSELL 2012, BOUGET A KOL. 2014). Zdá se tedy, že saproxylicí brouci jsou vhodnou zastřešující skupinou i pro praktickou ochranu lesa (ECKELT A KOL. 2018).

Druhy vázané na mrtvé dřevo se stále častěji stávají objektem studovaným v rámci výzkumu a ochrany biologické rozmanitosti lesů. Abychom lépe pochopili vzájemné vztahy v rámci této biologické rozmanitosti a mohli tak stanovit zásady trvale udržitelného managementu, musíme lépe objasnit ekologické a antropogenní faktory působící na společenstva saproxylických organismů (BOUGET A KOL. 2013).

Výzkum biologické rozmanitosti vázané na mrtvé dřevo a jeho ochrana je většinou zaměřena na sledování nejrůznějších charakteristik mrtvého dřeva, jako je druh stromu, průměr kmene, příčina odumření, zjištěná fáze rozkladu dřevní hmoty, hustota dřeva, poloha zkoumaného dřeva (stojící či ležící), případně je zkoumán stupeň zuhelnatění apod. (GROVE 2002, JONSELL & WESLIEN 2003, SIMILÄ A KOL. 2003, LINDHE A KOL. 2004, JUNNINEN & KOMONEN 2011, JOHANSSON A KOL. 2017).

Význam mrtvého dřeva se však neomezuje pouze na skupinu bezobratlých živočichů a v případě Madagaskaru někteří autoři studují jeho význam pro lemura druhu *Daubentonia madagascariensis* (Gmelin) (ksukol ocasatý, zvaný též *aye-aye*) (MILLER A KOL. 2017). SEFCZEK A KOL. (2017) poukazují na důležitost mrtvého dřeva pro obživu lemura. Přestože získávání nejrůznějších bezobratlých živočichů jakožto potravy pro uvedený druh lemura je významnější v případě živých stromů, autoři poukazují na mimořádnou flexibilitu při získávání potravy z různých forem dřeva v závislosti na prostředí, a tedy i z dřeva mrtvého.

3.4 Otevřenost zápoje (*canopy openness*)

Přestože se vliv otevřenosti zápoje na druhovou rozmanitost saproxylických brouků žijících na nejrůznějších druzích stromů nezdá být ve všech případech zcela jednoznačný (např. SIMILÄ A KOL. 2002, SVEDRUP-THYGESON & IMS 2002, JONSELL A KOL. 2004), studie uskutečněné v temperátních lesích ukazují, že druhová rozmanitost saproxylických brouků se zvyšuje se zvyšující se otevřeností zápoje (např. RANIUS & JANSSON 2000, WARRINER A KOL. 2002, WIDERBERG A KOL. 2012, BOUGET A KOL. 2013).

Stupeň otevřenosti zápoje požadovaný k udržení bohaté fauny saproxylických brouků na tzv. otevřených stanovištích (*open habitat*) temperátních lesů nemusí být příliš vysoký a ke kumulaci běžných saproxylických druhů např. v dubových porostech může docházet i při 17 % otevřenosti zápoje (BOUGET A KOL. 2013). ALEXANDER (1999) uvádí nejvyšší počet přítomných druhů saproxylických brouků na dubu ve fázi střední otevřenosti zápoje a BOUGET A KOL. (2014) našli práh 40 % otevřenosti zápoje. Ačkoli se přízemní vrstva lesní vegetace s postupem času opětovně rozrůstá, to samé neplatí pro koruny

v dubových lesích, které tak i nadále mohou poskytnout důležité stanoviště pro saproxylické brouky (BOUGET A KOL. 2011).

BOUGET A KOL. (2013) se domnívají, že pozitivní účinek otevřenosti zápoje na rozmanitost saproxylických druhů brouků může být způsoben zejména třemi faktory: (i) nárůstem kvetoucích rostlin v okolí mrtvého dřeva, z nichž mají prospěch saproxylobionti, jejichž dospělci navštěvují květiny; (ii) vyšší úrovni aktivity hmyzu za slunečnějších a teplejších podmínek, což vede ke zvýšenému počtu přítomných jedinců v porovnání s uzavřenějšími blízkými stanovišti; a (iii) zvýšením množství vhodného substrátu na otevřeném stanovišti (např. odumřelé dřevo a houby vystavené slunci), který je vyhledáván a kolonizován mnohými druhy saproxylických brouků.

Zvýšení otevřenosti zápoje může v tropických deštných pralesích zvýšit druhovou diverzitu hmyzu, jak to na příkladu motýlů (Lepidoptera) severního Vietnamu uvádějí SPITZER A KOL. (1997). Zjistili sice, že početnost druhů byla vyšší na místech narušených nelegální těžbou dřeva, avšak význam míst s uzavřeným zápojem nebyl nikterak menší, neboť zde byly zjištěny druhy nezjištěné na otevřených místech. Autoři dokonce považují takto uměle vytvářené otevřené zápoje za hrozbu pro biotu vázanou na uzavřený les. Za důležitou skutečnost považují především velikost takto narušených míst.

Zajímavou studii nabízejí BASSET A KOL. (2001), kteří studovali krátkodobé efekty otevřenosti zápoje na fytofágní hmyz v tropických lesích Guyany. Zjistil, že početnost hmyzích druhů a jejich abundance se zvyšuje při zvyšující se otevřenosti zápoje, nicméně se to často týká druhů s širokými ekologickými tolerancemi a širším geografickým rozšířením, zatímco u jiných druhů, s užší ekologickou vazbou, může početnost naopak klesat. Analýza ukázala, že při středních hodnotách otevřenosti zápoje (26 %) závisela abundance a distribuce fytofágního hmyzu spíše na množství zmlazujícího se podrostu vzniklého na místech po disturbanci než na samotné otevřenosti zápoje. Vzniklé disturbance v tropickém lese často spustí nárůst biomasy v podrostu (BONGERS & POPMA 1990) a přítomnost fytofágních druhů hmyzu s touto skutečností pozitivně koreluje (WOLDA 1983).

WU A KOL. (2013) studovali vliv otevřenosti zápoje na diverzitu saproxylických brouků ve smíšeném sekundárním subtropickém lese v rezervaci West Tianmushan ve východní Číně (provincie Zheijang). Autoři zkoumali faunu saproxylobiontů stojících mrtvých stromů pomocí nárazových pastí tvořených transparentní fólií o velikosti 10x20 cm s trychtýřem a sběrnou nádobkou (tzv. *window flight traps*) umístěnou na torzo stromu do výšky 130 cm. Celkem bylo studováno 87 stojících mrtvých stromů patřících k 11

druhům stromů umístěných v různých nadmořských výškách. Nebyly zjištěny žádné významné rozdíly v druhové bohatosti saproxylických brouků mezi vzorkovanými druhy dřevin. Bylo naopak zjištěno, že sluneční expozice má mnohem větší vliv na druhovou bohatost saproxylických brouků a tvoří nejvýznamnější studovaný stanovištní faktor.

Pokud však stejní autoři v téže oblasti změnili metodiku studia, byly výsledky odlišné (WU A KOL. 2015). V rámci pokusu v porostu vyřezali pruhy o šíři 10–15 m. Instalovali 64 polen z dřevin *Cryptomeria fortunei* Hooibr. ex Otto & A. Dietr. a *Pinus taiwanensis* Hayata, což jsou tamní běžné druhy jehličnatých dřevin. Špalky rozmístili rovnoměrně na plochy otevřené i zastíněné v různých nadmořských výškách i expozicích. Brouci byli zachycováni během 2 let pomocí nárazových pastí (*flight interception traps*, *FIT*) a tzv. malých nárazových pastí s odběrovým trychtýřem (*window flight traps*). Výsledky byly velmi překvapivé. Nebyly zjištěny významné rozdíly mezi plochami s otevřeným či uzavřeným zápojem. Byly však zjištěny rozdíly v abundanci mezi jižními a severními svahy, avšak nikoliv v počtu druhů. Výsledky tedy naznačily, že sluneční expozice, resp. otevřenost zápoje, nemusejí být dostatečným faktorem pro zvýšení druhového spektra saproxylických brouků. Mohou však mít kruciální význam pro udržení integrity fauny saproxylických brouků v podmínkách subtropického lesa. Na rozdíl od většiny studií v temperátních lesích, sluneční expozice v této studii neprokázala významný vliv na druhovou bohatost saproxylických brouků. Lesy v subtropických podmínkách mohou pravděpodobně nabídnout příjemnější mikroklima pro saproxylické druhy brouků než lesy mírného pásma. Druhy preferující slunce jsou pravděpodobně v subtropických lesích více tolerantní ke stínu než jejich ekvivalenty v temperátních lesích (WU A KOL. 2015).

3.5 Studium entomofauny v tropických oblastech

Entomofauna tropických a subtropických oblastí je v porovnání s entomofaunou lesů mírného pásma mnohem méně prozkoumanější (SEIBOLD A KOL. 2015). Řád brouků bezpochyby patří k nejvíce studované a ekologicky významné skupině saproxylických bezobratlých (JONSELL A KOL. 1998, STOKLAND A KOL. 2012). Zdá se tedy, že saproxylicí brouci jsou vhodnou a zastřešující skupinou využitou při ochraně lesů. Bohužel však o ekologii většiny druhů stále chybí dostatečné znalosti (např. ECKELT A KOL. 2018).

GROVE (2002) v rámci své studie z nížinného tropického lesa Queenslandu poukazuje především na skutečnost, že studium, resp. samotný sběr (vzorkování)

saproxylického hmyzu v podmínkách tropů představuje řadu praktických obtíží a nemůže být doporučen jako metoda pro sledování dopadů lesního hospodářství v tropických oblastech. Domnívá se, že přítomnost širokého spektra saproxylických druhů závisí na zachování kontinuity stromů s větším průměrem, což jsou takové stromy, které vytvářejí z dlouhodobého hlediska většinu mrtvého dřeva, tedy zejména materiál s větším průměrem. Dle autora není možné přesně měřit množství mrtvého dřeva vzhledem k jeho velké prostorové variabilitě. Navrhuje proto, aby k posuzování kvality lesa z hlediska výskytu saproxylických druhů hmyzu byl využit poměr plochy stromů s větším průměrem k ostatní ploše dřevin, a tato měřitelná veličina, resp. její v čase se měnící poměr, by naznačovala ekologickou udržitelnost stanoviště. Proto by podle autora měla být tato sledování přijmuta za jasná ekologická kritéria a ukazatele pro monitorování udržitelného lesního hospodářství nejen v tropických oblastech.

Velmi zajímavý pohled na studium hmyzu v tropických oblastech přináší HEYWOOD (1995). Podle jeho závěrů není studium biodiverzity pouhou otázkou lidské zvědavosti, ale je často pevným nástrojem nejrůznějších politických agend. Mnoho druhů je vystaveno neustálým hrozbám, ekosystémy se mění, jsou znečišťovány a degradovány nebo jsou nadměrně využívány, a narůstá vliv klimatických změn. Znalost počtu druhů, jejich rozšíření a biologie je proto velmi důležitým a praktickým argumentačním nástrojem v praxi ochrany přírody, například při odhadech míry vymírání či úbytku druhů na lokální, ale i světové úrovni.

Odhady celkové hmyzí diverzity tropických oblastí jsou téměř vždy založeny na studiích zabývajících se druhovou rozmanitostí hmyzu pouze v jednotlivých konkrétních lokalitách (ERWIN 1982, 1983, 1991, BASSET A KOL. 1996, ØDEGAARD 2000, NOVOTNÝ KOL. 2002). Nicméně, jak upozorňuje ØDEGAARD (2006), tyto studie alfa diverzity mohou mít z hlediska predikce druhové diverzity větších oblastí pouze omezenou hodnotu v důsledku ne zcela kompletního vzorkování. Je dokonce těžké odhadnout druhovou diverzitu i na základě dat pocházejících z rozsáhle studovaných oblastí, neboť získané výsledky odpovídají velikosti vzorků a mohou se významně kvalitativně měnit s rostoucí intenzitou vzorkování (SHMIDA & WILSON 1985, NOVOTNÝ & BASSET 2000).

Druhové spektrum se rovněž může lišit v rámci konkrétních míst téže studijní plochy, jak to u fytofágních brouků prokázal BASSET (1992). Tento rozdíl vysvětluje rozdílnou dostupností zdrojů potravy, hojností hostitelských rostlin, jejich distribucí a druhovou bohatostí či mnohými abiotickými faktory. Z těchto důvodů budou mít komparativní studie

větší obecnou platnost, pokud se odběry vzorků budou provádět v co možná nejvíce heterogenním prostředí (např. vzorkování různých typů biotopů v různých typech lesa).

V literatuře lze najít nemálo studií zaměřených na entomofaunu tropických oblastí. ØDEGAARD (2006) komplexně studoval druhovou diverzitu fytofágních brouků v Panamě na dvou studijních plochách nížinného tropického lesa s velkým srážkovým gradientem. Odběry vzorků byly prováděny v korunách stromů pomocí instalovaného jeřábu. Zjištěný materiál obsahoval 65.000 exemplářů fytofágních brouků 2.465 druhů, z nichž pouze 306 druhů se společně vyskytovalo na obou plochách. Výsledky prokázaly, že vlhčí les hostil o třetinu více druhů než les s menším úhrnem srážek, což bylo způsobeno především větším počtem přítomných saproxylických druhů a větším množstvím kvetoucích rostlin, které byly navštěvovány dalšími druhy. Rovněž počet specializovaných druhů byl vyšší ve vlhkém lese.

Diverzita členovců v lesní rezervaci Lama na jihu Beninu zkoumali LACHAT A KOL. (2006). Rezervace byla tvořena lesními plantážemi, degradovaným lesem a zbytky původních lesů. Cílem bylo porovnat druhovou diverzitu v jednotlivých typech lesa, objasnit hodnotu lesních plantáží pro zachování biologické rozmanitosti a identifikovat klíčové druhy pro konkrétní lesní stanoviště. Bylo potvrzeno celkem 393 druhů bezobratlých. Zajímavé bylo, že nebyly zjištěny významné rozdíly v druhové diverzitě přírodních a degradovaných lesních stanovišť v centrální části rezervace. Potvrzuje to tak poznatky dalších autorů, kteří poukazují na důležitou funkci lesních plantáží či sekundárních lesů na zachování biologické diverzity.

V některých případech bylo při výzkumu biodiverzity hmyzu využito poněkud kontroverzní, v každém případě však velmi účinné a komplexní metody vzorkování, a to sice fumigace stromů insekticidním přípravkem (*insecticidal knockdown, fogging*). Metoda byla povolena např. výzkumnému týmu na Borneu v Malajsii (SPRICK & FLOREN 2018). Od roku 1992 do roku 2009 bylo fumigováno celkem 334 stromů. Bylo zjištěno 9.671 exemplářů náležejících k 1.589 druhů nadčeledi Curculionoidea. Více než 80 % zjištěných druhů patřilo k novým druhům pro vědu. Specialisté tvořili často pouhých několik exemplářů v rámci jednotlivých druhů. Data ukázala, jak nedostatečně je entomofauna korun stromů tropického lesa prozkoumána. Nedostatek takových autekologických dat je přímo alarmující a při jakémkoliv hodnocení musí být brána v úvahu obrovská rozmanitost dosud nepoznaných druhů žijících v korunách stromů. K obdobným zjištěním dospěl ERWIN (1983) při fumigaci stromů ve čtyřech typech tropického lesa v Manausu (Brazílie).

Přestože je Madagaskar jedním z nejdůležitějších světových regionů biologické rozmanitosti, znalost jeho faunistické rozmanitosti je stále neúplná, a to i přes mnoho terénních výzkumů probíhajících již od 17. století do současnosti. Během této doby došlo k enormnímu nárůstu znalostí o fauně bezobratlých živočichů, ale vzhledem k velké rozmanitosti jsou získané výsledky nedostatečné.

Entomologická data dle datových souborů organizace Global Biodiversity Information Facility*) (GBIF) hodnotila IANNELA A KOL. (2019). GBIF analyzovala celkem 286.764 záznamů devíti hmyzích řádů (Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Neuroptera, Odonata, Orthoptera a Trichoptera). Zjistila, že získané záznamy jsou v rámci území Madagaskaru zcela nerovnoměrně rozvrženy, neboť 70 % záznamů pocházelo z chráněných území, které v současnosti tvoří přibližně desetinu plochy Madagaskaru. Více než 80 % záznamů se vztahovalo k vlastním chráněným územím či vzdálenosti do 1 km od jejich hranic. Obdobné údaje byly zjištěny u silniční sítě - 62,9 % získaných záznamů se nacházelo ve vzdálenosti do 1 km od silnice, přičemž od vzdálenosti 10 km od silnice a více již nebyl nalezen jediný záznam.

Tato data jednoznačně vypovídají o nerovnoměrném rozložení získaných záznamů v rámci Madagaskaru.

*) GBIF - mezinárodní organizace, která se zaměřuje na zpřístupňování vědeckých údajů o biologické rozmanitosti prostřednictvím internetu pomocí webových služeb. Údaje jí poskytuje mnoho institucí z celého světa.

3.6 Metoda sběru

O metodě sběru větevníčků existuje pouze několik prací. Nejpodrobnější metody sběru publikovala HOLLOWAYOVÁ (1970, 1982), která uvádí, že „dospělce lze získat oklepáváním živých, umírajících nebo mrtvých listů a větví stromů a keřů, přičemž některé druhy jsou extrémně hojné v trsech jednoděložných rostlin. Větve, které mají černé plodnice houby ze skupiny Ascomycota stojí za to oklepávat intenzivně, protože tyto houby konzumuje mnoho druhů. Nemnoho druhů, hlavně ty, které jsou nelétavé a velmi malé, se vyskytují v lesní půdě nebo pod nízkým porostem pobřežních keřů nebo v hnízdech racků a dalších mořských ptáků. Větevníčci asociovaní s lišejníky se pohybují velmi pomalu a lze je tak snadno chytit, protože nelétají ani neskáčí. Některé druhy lze získat oklepem palmových listů, smýkáním trávy či sběrem na různých mumifikovaných rostlinných

plodech“. Uvedené metody se však vztahují speciálně k větevníčkům Nového Zélandu a v rámci studia čeledi na Madagaskaru lze tyto údaje použít pouze částečně.

ZIMMERMAN (1994) uvádí, že „zvýšený počet zjištěných druhů Anthribidae pro Austrálii je způsoben především použitím nových metod, např. použitím Berleseho trychtýře (což je ovšem metoda separace jedinců hmyzu ze substrátu v laboratoři, nikoliv odchyťová metoda v terénu), použitím Malaiseho a nárazových pastí a lovu na světlo. Nicméně tyto metody dokáží zachytit pouze „zatoulané“ jedince větevníčků. Nejvíce efektivní metoda sběru zůstává tradiční oklep“.

Jak dále uvádí ZIMMERMAN (1994), „Anthribidae jsou v terénu málokdy pozorováni a až na několik výjimek nejsou sběrateli úspěšně sbíráni“. RHEINHEIMER (2004) píše: „Anthribidae jsou velmi dobře maskováni, proto jsou nalézáni pouze jednotlivě, větší série existují pouze u některých druhů“.

A konečně STREJČEK (1990) uvádí: „sběr imag je nejvodnější oklepáváním odumřelých, ale dosud pevných větévek a větví napadených dřevními houbami, dále vyhledáváním nehybně sedících imag na kmenech odumírajících stromů či na pařezech ve štěrbinách kůry. Vzácně lze imaga nalézt i v zimě v kuklových komůrkách pod kůrou odumřelých kmenů a větví“.

Ani rozbor dostupných prací autorů, zabývajících se metodikou odchyty saproxylických brouků jako takových nepřinesl využitelné informace. Nalezené práce se navíc převážně netýkají tropických či subtropických oblastí. Mnozí autoři srovnávají v rámci studia fauny saproxylobiontů několik využitelných metod. Tak např. SIITONEN (1994) v severním Finsku porovnával jedince saproxylických brouků zachycené pomocí tzv. *window flight traps* (malé nárazové pasti s trychtýřem) s prostým loupáním kůry. Dospělci Anthribidae, na rozdíl od larev, však pod kůrou nežijí (maximálně vyhledávají odchlupující se kůru jako dočasných úkrytů před nepřízní počasí, M. TRÝZNA OBSERV.) a nelze tak tuto metodu využít. ØKLAND (1996) studoval a porovnával 3 metody sběru saproxylických brouků – použití tzv. *window flight traps* volně zavěšených, *window flight traps* pevně přichycených ke kmeni stojícího stromu a použití izolátoru v určité délce kmene. Podobné metody studoval WIKARS A KOL. (2005).

Dobré výsledky pro studium saproxylických brouků mohou poskytnout tzv. nárazové pasti (tzv. *flight interception trap*, FIT) (např. HAMMOND 1997), ačkoliv, jak upozorňuje PARMAN A KOL. (2013), k dispozici je dosud málo explicitních znalostí o účinnosti této metody lovu. RANIUS & JANSSON (2002) výslovně vyzdvihují důležitost saproxylického hmyzu vázaného zejména na staré stromy a upozorňují na nutnost vyvinout metodiku pro

výzkum této fauny. Uvedení autoři rovněž porovnávali jednotlivé zjišťovací metody (v tomto případě tzv. *window flight traps*, zemní pasti (*pitfall traps*) a prosev mrtvého dřeva). Opět i v tomto případě konstatují, že každá uvedená metoda je vhodná pouze pro zachycení určitého spektra druhů.

Jak uvádí např. LIU A KOL. (1995), aktivita hmyzu se zvyšuje s rostoucí teplotou. Pokud se tedy použijí např. nárazové pasti (tato metoda je používána ve většině obdobných studií) na otevřených plochách (místa pádu stromu, místa po orkánu, otevřená místa vzniklá lidskou činností apod.), pak je zde předpoklad pro zachycení širšího spektra a kvantit v porovnání s instalací těchto pastí v zastíněných či uzavřených místech. To se však týká zkušeností převážně z temperátních listnatých lesů.

V letech předcházejících vlastnímu řešení disertační práce a rovněž v rámci studie, jsem opakovaně vyzkoušel poměrně široké spektrum možných entomologických metod, o kterých jsem se domníval, že by mohly zachytit alespoň částečné spektrum těchto brouků. Konkrétně byly vyzkoušeny následující metody:

- 1) modifikovaný smyk a oklep mrtvého dřeva entomologickou sítí, tedy smyk spodní strany kmene, větví a větviček se silným občasným oklepem,
- 2) prosévání detritu především u pat velkých stromů, kde je zaručena dostatečná vlhkost substrátu,
- 3) instalace Malaiseho pastí v blízkosti mrtvého dřeva,
- 4) použití nárazových pastí z průhledné fólie (tzv. *flight interception trap*, FIT),
- 5) použití tzv. *window flight traps* (de facto malé nárazové pasti s trychtýřem umístěným v koruně stromu),
- 6) smýkání vegetace speciální smýkácí sítí,
- 7) použití sklepače pro oklep větví a kmenů mrtvého dřeva,
- 8) sběr do barevných tzv. Moerickeho misek (žluté a modré),
- 9) lov na světelný zdroj,
- 10) individuální sběr.

Kromě mnoha srovnávacích pokusů jsem učinil i následující zkušenosti:

V roce 2016 byla opakovaně porovnána účinnost 3 vybraných metod v Národním parku Montagne d'Ambre. Na studované ploše Ambre 5/16 se na zcela osluněném místě na okraji primárního lesa nacházel padlý listnatý vzrostlý strom blíže neurčeného druhu (Obr. 3: D, str. 46, Obr. 4: C, str. 47). Na vlastním stromě byl proveden i) modifikovaný smyk a oklep mrtvého dřeva entomologickou sítí, ii) u stromu (vzdálenost menší než 1 m) byla umístěna Malaiseho past a iii) rovněž nárazová past. Výsledky byly velmi překvapivé.

Zatímco metodou smýkání spodní strany větví a kmenů entomologickou sítí bylo během 6 sběrů provedených v 6 dnech získáno celkem 31 druhů větevníčků v 395 exemplářích (Tab. 6, str. 62), v Malaiseho pasti ani v nárazové pasti nebyl přítomen jediný exemplář.

Podobnou zkušenost jsem učinil v roce 2017 v Národním parku Ranomafana. Tehdy na vlastní konstrukci (ploše) instalované Malaiseho pasti bylo možné spatřit několik exemplářů větevníčků, ve vlastní sběrné nádobě se nenacházel jediný exemplář.

V Národním parku Mantadia byly v roce 2017 porovnány tyto metody: na studované ploše Mantadia 1/17 byly instalovány Moerickeho misky (žluté a modré barvy). Ačkoliv na mrtvém dřevě bylo během šesti opakování zjištěno oklepáváním větví 33 druhů v 89 exemplářích (Tab. 6, str. 62), v Moerickeho miskách instalovaných bezprostředně okolo padlého stromu bylo zaznamenáno pouze několik exemplářů druhu *Baseocolpus punctifer* Frieser.

Rovněž v Národním parku Mantadia byl opakovaně v jednotlivých letech prováděn smyk v okolí studovaných ploch. Výsledky byly rovněž neuspokojivé, neboť se smykem vegetace podařilo získat pouze několik jednotlivých exemplářů druhů *Sintor sporadis* (Wolfrum) a *Lemuricedus torvus* (Jordan).

Instalace nárazových pastí z průhledné fólie (tzv. *flight interception trap*, FIT) včetně instalace tzv. *window traps* (malé nárazové pasti s trychtýřem umísťované většinou do větví či korun stromů) rovněž z hlediska větevníčků opakovaně nepřinesly uspokojivé výsledky. Touto metodou bylo získáno pouze několik druhů, jmenovitě *Baseocolpus punctifer* Frieser, *Sintor sporadis* (Wolfrum), *Lemuricedus cervinus* Jordan, *L. inferior* Frieser a *L. torvus* (Jordan) a dále *Lemuricedus* sp. n. a „Genus nov. near *Caranistes*“. Všechny tyto druhy však byly zjištěny rovněž metodou smýkání spodní strany větví a kmenů entomologickou sítí.

Dle mých terénních zkušeností použití nárazových pastí, jakožto nejčastěji používané metody při výzkumu saproxylických brouků, neposkytuje uspokojivé záchyty jedinců čeledi Anthribidae. Navíc krátkodobé (např. 2–3 týdny) využití nárazových pastí je velmi problematické, neboť, jak jsme si mnohokrát ověřili přímo v terénu např. v Národním parku Mt. d'Ambre, Lokobe či ve Speciální rezervaci Ambohitantely, výsledky jsou velmi závislé na aktuálním průběhu počasí. Ačkoliv jsme na studovaných plochách při déle trvajícím suchu ve stejnou dobu zachytili široké a bohaté spektrum větevníčků metodou smýkání spodní strany větví a kmenů entomologickou sítí, instalované nárazové pasti byly téměř prázdné a nepodařilo se do nich zachytit ani jiné zástupce saproxylobiontů.

Naopak, dle našich terénních zkušeností z tropického Madagaskaru, mají obecně větší účinnost nárazové pasti instalované v tmavších uzavřenějších lokalitách s minimem pronikajícího slunečního svitu. V takovýchto podmínkách jsou nárazové pasti schopny zachytit větší biomasu hmyzu v porovnání s nárazovými pastmi umístěnými v otevřených lokalitách. Uvedené zjištění se však netýká studované čeledi Anthribidae, neboť tyto brouci jsou nárazovými pastmi zachycováni zcela výjimečně (M. TRÝZNA OBSERV.).

Námi umístěné *window flight traps* (malé nárazové pasti s trychtýřem) v korunách stromů v Národním parku Ranomafana sice zachycovaly určité spektrum saproxylických brouků, bohužel přítomnost větevníčků byla i zde pouze zanedbatelná a není ke studiu této čeledi vhodná. Použití *window flight traps* tak považuji za velmi vhodnou metodu např. při porovnávání různých lesních prostředí.

Smýkáním nízké vegetace speciální pevnou smýkací sítí na lesních pěšinách či v okolí mrtvých dřev (v Národním parku Andasibe, Mantadia a ve Speciální rezervaci Ambohitantely) bylo možné získat pouze velmi omezené spektrum převážně velikostně menších druhů, např. *Adapterops hankae* Trýzna & Baňar, *Sintor sporadicus* (Wolfrum), *Triplodus* spp., ale výjimečně i většího druhu *Lemuricedus* sp. n.

Anthribidae nejsou v žádných zoogeografických oblastech ve větší míře atrahováni světlem a ani Madagaskar není v tomto výjimkou. Během všech našich výzkumů se pouze v Národním parku Mantadia podařilo na světelný zdroj odchytit druh *Tophoderellus ovalimacula* Wolfrum a v Národním parku Ankarafantsika pak druh *Litotropis provida* (Fahraeus). Ke stejným negativním výsledkům lovu větevníčků na světlo dochází HOLLOWAYOVÁ (1982), která uvádí, že ze všech druhů žijících na Novém Zélandu (61) je na světlo atrahován pouze jediný (*Tribasileus noctivagus* Holloway), který se zdá být noční druhem.

Na základě terénních zkušeností mohu jednoznačně konstatovat, že jedinou metodou, která je schopna zjistit relativně komplexní spektrum druhů čeledi na konkrétním mrtvém dřevě je smýkání spodní strany větví a kmenů běžnou entomologickou sítí, což je metoda, která kopíruje bionomii druhů, je sice časově i organizačně velice náročná, avšak poskytuje nejspolehlivější údaje v porovnání s metodami využívající chytání do nejrůznějších pastí.

Všemi ostatními testovanými metodami lze zachytit pouze malou část druhového spektra větevníčků. Výjimku tvoří pouze prosev detritu a následné umístění do Winklerova eklektoru. Ověřili jsme, že touto metodou je možné zachytit sice nízké spektrum druhů, avšak především druhy, ale i rody pro vědu nové a jinými metodami nezjistitelné. Výhodou je jednoduchost této metody (prosev + několikadenní extrakce detritu ve Winklerových

eklektorech v konstantních vlhkostních podmínkách). Nevýhodou je zachycení pouze spektra druhů využívající půdní prostředí.

K základním předpokladům úspěšného odchyty jedinců čeledi Anthribidae na mrtvém dřevě smykáním patří zejména:

i) nalezení dřeva v optimálním stavu a velikosti pro výskyt větevníčků, to znamená najít vhodné mrtvé dřevo (strom, kmen, větev), které je již odumřelé, avšak ne v pokročilém stadiu rozkladu dřevní hmoty, stále s intaktní kůrou (často s přítomností zasychajících listů) a napadené vhodnými dřevními houbami. Napadení houbami však nebylo v rámci této studie vzhledem k enormní odborné i časové náročnosti speciálně zjišťováno.

ii) ovládnutí uvedené sběrací metody především v případě získání velikostně malých větevníčků, tj. použití velmi rychlého pohybu při smykání sítě, občasné oklepávání spodních stran větví a větviček tak, aby bylo zachyceno co možná největší množství kusů a nedocházelo k jejich opětovnému vylétnutí ze sítě. Použitá entomologická síť měla průměr 40 cm, což považuji za kompromis mezi dostatečnou velikostí efektivní lovné plochy sítě a možností rychlého pohybu v zarostlém terénu. Délka hole k síti měřila 150 cm, což opět představoval kompromis vzhledem k nutné obratnosti v terénu.

iii) ovládnutí rychlého a bezpečného odběru do sítě chycených jedinců (ručně, do PVC láhve držené v síti nebo pomocí aspirátoru). Tato skutečnost je důležitá především v případě odchyty velikostně malých druhů, neboť se zde uplatňuje jejich kryptické zbarvení a nehybnost na straně jedné, a naopak rychlý pohyb (včetně prudkých skoků u některých druhů podčeledi Choraginae) a schopnost rychle a nepozorovaně odletět ze sítě na straně druhé.

iv) opakování sběru na dřevu vhodného pro výskyt větevníčků. Jednoduše je možné konstatovat, že pokud se podaří v primárním či sekundárním lese najít mrtvé dřevo s výskytem těchto brouků, pak je nutné sběr na takovémto místě opakovat. Počet vhodného dřeva je v obou typech lesů oproti předpokladu velmi omezený a je nutné této příležitosti využít.

Velmi efektivní metodou získávání brouků této čeledi z lesního prostředí by jistě bylo kácení odumírajícího dřeva, které by se poté umístilo do izolátorů a následně se sledovalo. Tento způsob zjišťování výskytu saproxylického hmyzu jsem viděl ve Francouzské Guyaně (viz též TAVAKILIAN A KOL. 1997, G. TAVAKILIAN OSOBNÍ SDĚLENÍ). Při této metodě je však nutné sledovat a sbírat líhnoucí se brouky nejlépe v denních intervalech, a to po dobu nejméně několika týdnů a je proto nutná dlouhodobá přítomnost

výzkumníka přímo v dané oblasti nebo alespoň zajištění vyškoleného personálu. Navíc povolení této metody v podmínkách chráněných území na Madagaskaru by bylo více než problematické.

Dobrou alternativou k uvedeným metodám je dochování hmyzu z mrtvého dřeva ve velikostně menších izolátorech v laboratorních podmínkách, neboť tato metoda je méně závislá na vlivu teplot a na pravděpodobnosti odchyťů přímo v terénu (např. VODKA A KOL. 2009, BOUGET A KOL. 2011, MÜLLER A KOL. 2015). Tato metoda je však časově i organizačně velmi náročná, opět vyžaduje dlouhodobou přítomnost výzkumníka, neboť v dnešní době již není ani možné vzhledem k mnoha restriktivním opatřením vyvézt vzorky dřev přes státní hranice.

Jednou z posledních možností odchyťů větevníčků v podmínkách tropického lesa by bylo použití poněkud kontroverzní, v každém případě však účinné a komplexní metody vzorkování, a to sice fumigace stromů insekticidním přípravkem (*insecticidal knockdown, fogging*). Metodu použili SPRICK & FLOREN (2018) v tropických lesích Bornea, kde zjistili, že ze získaného vzorku nosatcovitých brouků patřilo více než 80 % k novým druhům pro vědu. Výsledky ukázaly na nedostatečnou prozkoumanost entomofauny korunového patra v podmínkách tropů. Domnívám se, že podobných výsledků by bylo dosaženo i na Madagaskaru, ovšem o povolení této metody lze vyjádřit jisté pochybnosti.

Studiu různých metod potenciálně vhodných pro studium čeledi Anthribidae byla věnována velká pozornost, neboť bylo zřejmé, že na zvolení vhodné metody budou záviset získané výsledky.

3.7 Obecná charakteristika čeledi Anthribidae

Čeď Anthribidae Billberg patří do řádu brouků (Coleoptera Aristotle), nadčeledi Curculionoidea Latreille. V současné době čeď celosvětově zahrnuje cca 3.800 druhů a tvoří tak přibližně 1 % všech dosud známých druhů brouků (RHEINHEIMER 2004).

V rámci systému této nadčeledi jsou Anthribidae řazeni na její začátek, patří tedy k primitivním zástupcům. Velmi zajímavou a výstižnou charakteristiku postavení čeledi v systému Curculionoidea uvádí E. C. Zimmerman: „*Anthribidae are atypical weevils. Their anatomical features are so unusual as to lead to the conclusion that they diverged from the mainstream of curculionid evolution and pursued an independent course a very long time ago. There appears to be no close nexus between them and Nemonychidae, which*

are among the oldest living members of the main stem of curculionid evolution. The Anthribidae appear to have come to a 'dead end'“ (ZIMMERMAN 1994).

První moderní katalog čeledi sestavil WOLFRUM (1929), který posléze uveřejnil i jeho dodatek (WOLFRUM 1953). Recentní a dosud poslední katalog byl publikován v roce 2004 (RHEINHEIMER 2004). Joachin Rheinheimer v tomto katalogu uvádí celkem 3.779 recentních a 27 fosilních popsanych druhů (RHEINHEIMER 2004).

Prozkoumanost této celosvětově rozšířené čeledi se velmi liší v závislosti na geografickém regionu. Zatímco v některých oblastech jsou znalosti o počtu vyskytujících se druhů již poměrně ucelené, na druhou stranu z některých oblastí známe pouze fragmenty fauny větevnicků tam skutečně žijící. K dobře prozkoumaným oblastem patří samozřejmě Evropa (dosud známo 56 druhů, přičemž ve střední Evropě 30 druhů), dále Severní Amerika (tedy USA a Kanada) (91 druhů), Japonsko (177 druhů) (RHEINHEIMER 2004), a k relativně dobře prozkoumaným oblastem patří i Nový Zéland (61 druhů) (HOLLOWAY 1982) a Nová Kaledonie (58 druhů) (KUSCHEL 1995).

Naproti tomu z ostatních regionů máme pouze částečné informace. RHEINHEIMER (2004) uvádí, že z celé velmi bohaté jihovýchodní Asie je dosud známo pouze 1.116 druhů, z kontinentální Afriky 886, z Madagaskaru 224 a z celé jižní Ameriky pouze 386 druhů. Přestože tyto údaje nejsou recentní, jasně dokládají nevyváženost ve znalostech druhového složení fauny větevnickovitých v rámci jednotlivých regionů. V současné době existuje na celém světě pouze několik specialistů na tuto čeleď, a proto i popisy nových druhů jsou velmi sporadické.

Jak již bylo naznačeno výše, Anthribidae jsou rozšířeni po celém světě, ale bohaté spektrum druhů je přítomno pouze v tropických a subtropických oblastech. Naopak nápadný je nízký počet druhů v Palearktické oblasti (např. TRÝZNA & VALENTINE 2011), ale vlastně v celé kontinentální Holarktické oblasti. Naproti tomu např. v relativně malém ostrovním Japonsku žije více druhů než v Evropě a Severní Americe dohromady. U blízké příbuzných nosatců (Curculionidae) je situace přesně opačná. Z celé Holarktické oblasti je známo více než 8.500 druhů, kdežto v Japonsku žije necelá desetina tohoto množství. Vysvětlením mohou být rozdílné potravní nároky obou skupin, kdy většina nosatců se vyvíjí v nejrůznějších rostlinách a jsou proto nalézáni ve většině vegetačních zón a mohou být hojní i v oblastech, kde se v průběhu roku výrazně mění teplota (což je většina kontinentální Holarktické oblasti). Naproti tomu Anthribidae ke svému vývoji potřebují houbami prorostlé mrtvé dřevo (ANDERSON 1995, KUSCHEL 1995, MARVALDI A KOL. 2002) nejlépe listnatých dřevin, které se přednostně nachází v zachovalých vlhkých lesích

s relativně vyrovnaným klimatem. To splňují především tropické a subtropické oblasti, ve kterých se rovněž vyskytuje nesrovnatelně více druhů dřevin (HOLLOWAY 1982, ANDERSON 1995, KUSCHEL 1995, OBERPRIELER 1999, MARVALDI A KOL. 2002, RHEINHEIMER 2004).

Dalším důvodem pro druhově nízký výskyt větevníčků v Palearktické, resp. celé Holarktické oblasti může být i vliv dob ledových. Tehdy došlo zaledněním k výraznému zničení třetihorních lesů v kontinentálním Holarktisu. Výsledkem je dnešní menší počet druhů dřevin v Holarktisu, kde navíc dominují především dřeviny jehličnaté, které touto skupinou brouků nejsou preferovány. Proto je výskyt jednotlivých druhů této čeledi výrazně soustředěn pouze na oblasti tropické a subtropické (RHEINHEIMER 2004).

Anthribidae jsou typičtí zástupci saproxylických organismů. Většina larev se vyvíjí v kůře nebo dřevě nahosemenných (Gymnospermae, kam patří mj. jehličnany (Pinopsida)) a krytosemenných (Angiospermae, Magnoliophyta) rostlin. Larvy většiny druhů se vyvíjí ve dřevě nehluboko pod kůrou, kde tvoří křivolaké chodby, na jejímž konci pak vyhlodávají kukelní komůrku (STREJČEK 1990).

Pouze některé druhy mají odlišnou biologii. Larvy rodu *Anthribus* Geoffroy jsou predátoři Sternorrhyncha (např. CROWSON 1981, HOEBEKE & WHEELER 1991), larvy většiny druhů podčeledi Urodontinae se vyvíjejí v semenech některých rostlin (např. STREJČEK 1990, KUSCHEL 1995) a larvy kosmopolitního druhu *Araecerus fasciculatus* (DeGeer) v suchých plodech a skladovaných komoditách rostlinného původu (např. VALENTINE 1999). Imága jsou, pokud je známo, převážně fungivorní (MERMUDES & LESCHEN 2014).

Potravní nároky Anthribidae lze zjistit z obsahu střev. OBERPRIELER (1999) uvádí, že larvy Anthribidae se většinou živí rozkládajícím se rostlinným materiálem napadeným houbami. V rámci studia jihoafrického rodu *Apinotropis* Jordan zjistil, že nejčastější houbou byl druh *Alternaria alternata* (Fr.) Keissl. (čerň střídavá), kosmopolitní saprofytický druh houby běžný v půdě a v různých tlejících organických substrátech. Druhou nejpočetnější zjištěnou houbou byla čerň rodu *Cladosporium* Link. V rámci studia střevního obsahu není možné jedince usmrcovat obvykle používaným ethylacetátem (= ethylester kyseliny octové), neboť ten je sám o sobě poměrně silným fungicidem (OBERPRIELER 1999).

HOLLOWAYOVÁ (1982) zjistila u Anthribidae z Nového Zélandu, že nejčastěji se ve střevech imág vyskytovaly fragmenty hub především ze skupiny Ascomycota (vřeckovýtrusé) a ze skupiny Incertae sedis (taxony nejasného zařazení), zahrnující jak

houby stopkovýtrusé (Basidiomycota), tak vřeckovýtrusé, ale i lišejníkové stélky a fragmenty kůry. Nebyla však nalezena žádná pylová zrna. Houbový materiál byl nejčastěji tvořen sporama a fragmenty hyf. Někteří jedinci měli ve střevech stovky až tisíce spor jednoho druhu, u jiných jedinců byly zjištěny jen malé počty spor různých druhů, některé exempláře obsahovaly pouze fragmenty plodnic hub a hyf. Jen velmi málo exemplářů nemělo ve střevech žádný houbový materiál. Nejběžnější spory ze skupiny Ascomycota patřily do čeledi Xylariaceae (dřevnatkovité) a Pleosporaceae (zd'ovkovité).

Do čeledi Pleosporaceae patří také plísně, které rostou na medovici produkované některými červci (Hemiptera: Sternorrhyncha: Coccoidea). HOLLOWAYOVÁ (1982) usuzuje, že odtud může pramenit predace larev druhů rodu *Anthribus* Geoffroy (druhy tohoto rodu žijí pouze v Palearktické oblasti), které se živí samotnými červci a jeho vajíčky. HOFFMANN (1945) uvádí výskyt evropských druhů *Anthribus nebulosus* Forster a *A. fasciatus* Forster na puklici švestkové (*Parthenolecanium corni*), BLAHUTIÁK (1998) choval *A. nebulosus* přímo z pokročilých stadií *P. corni*. Dle VALENTINEHO (1962) klade samice *A. nebulosus* jedno (zřídka 2 až 3) vajíčko pod štítek samic rodu *Lecanium* Reinw. (= *Parthenolecanium* Šulc). Čerstvě vylíhla larva se živí vajíčky puklice, odrostlejší larvy požírají i samotné jedince. Poté se pod štítkem zakuklí a imago se následně prokouše ven dorzální stranou hostitelského štítku. Celý vývoj trvá přibližně dva měsíce (SILVESTRI 1919). Imaga se pravděpodobně rovněž živí červci nebo jimi vytvářenými látkami či voskovitými štítky (STREJČEK 1990).

Do čeledi Xylariaceae patří i dřevomor červený (*Hypoxylon fragiforme* (Pers.) J. Kickx), který se v našich podmínkách nejčastěji vyskytuje v bučinách na odumřelých silných větvích a padlých kmenech buků. Často lze na něm spatřit hojnější druhy evropských větevníčků *Platystomos albinus* (Linnaeus) a *Platyrhinus resinosus* (Scopoli). HOFFMANN (1945) udává některé konkrétní rody hub, na kterých byli v podmínkách střední Evropy zjištěni zástupci čeledi: pro druh *Platyrhinus resinosus* to jsou dřevní houby z rodu *Ustulina* Tul. & C. Tul. (dřevomor), *Daldinia* Ces. & De Not. (sazovka) a *Peniophora* Cooke (kornatka), pro druh *Choragus sheppardi* Kirby pak houba korovitka tečkovaná (*Diatrype stigma* (Hoffm.) Fr.).

Morfologie imág čeledi Anthribidae je poměrně různotvárná s mnohými existujícími výjimkami (HOLLOWAY 1982, ZIMMERMAN 1994, MERMUDES & LESCHEN 2014). K obecné charakteristice patří často silně sklerotizované tělo často pokryté šupinami (*setae*) (výjimka např. u rod *Acanthopygus* Montrouzier z Nové Kaledonie, kde jsou imaga kovově lesklá), dospělci většinou s prodlouženým noscem (řada výjimek především v podčeledi

Choraginae), tykadla většinou 11článeková (výjimka u *Pseudochoragus* Petri, kde jsou pouze 9článeková), všichni příslušníci čeledi však vždy s tarzálním vzorcem 5–5–5, avšak 4. tarzální segment je velmi malý, skrytý a často téměř neviditelný neboť je skrytý 3. tarzálním článkem, který je výrazně a hluboce vykrojený. Zadeček (*abdomen*) tvořen 5 viditelnými sternity (*ventrity*). Charakteristická a k determinaci dobře využitelná je příčná a boční lišta štítu. Sexuální dimorfismus se většinou projevuje delšími tykadly u samců.

Důležité morfologické znaky využitelné pro determinaci Anthribidae na úroveň druhu (*species*) nesou pohlavní orgány zejména samců, ale v některých případech i samic. Základní terminologie je přehledně uvedena v práci HOLLOWAYOVÉ (1982).

Vlastní pohlavní orgány využitelné k determinaci představují u obou pohlaví zejména 8. a 9. modifikovaný abdominální segment, které se nachází uvnitř zadečku, u samců eadeagus a u samic hemisternity.

Samec. Segment 8 je složen z morfologicky různě utvářeného tergitu (*tergite*) a páru sternálních výběžků (*sternal lobes*), může zde být přítomna viditelná krátká apodema (*apodeme of sternite 8*) sloužící k úponu svalů. Segment 9 (často nazýván *spiculum gastrale*) je tvořen dlouhou apodemou (*apodeme*), která je často distálně dichotomicky rozdělena. *Tegmen* je tvořen z ventrální a proximální apodemy a sklerotizovaného prstence, který v souladu s WANATEM (2007) nazýváme *basal piece*, čímž jsme poněkud sjednotili a upevnili dosud nejednotnou terminologii, a vlastní tělo *tegmenu* pak nazýváme *tegmina plate* (TRÝZNA & BAŇAŘ 2017a). Jeho apikální část je často zcela specifických tvarů se specifickým chloupkováním, proximální část vybíhá v nepárovou apodemu (*apodeme of tegmen*). V klidu *tegmen* obklopuje vlastní *aedeagus*, který se skládá z vlastního těla, páru apodem a reverzibilního vnitřního vaku. Apikální část eadeagu se skládá z ventrální části zvané *pedon* (= *hypophallite* sensu JORDAN 1942) a dorzální části zvané *tectum* (= *epiphallite* sensu Jordan, 1942, hřbetní destička). Vlastní apodemy aedeagu jsou často spojeny můstkem (*bridge*). Samčí pohlavní orgány představují důležité znaky jak pro druhovou, tak i rodovou charakteristiku (např. JORDAN 1942, LINDROTH 1957, HOLLOWAY 1970, 1982, WANAT 2007).

Samice. Segment 8 je složen z tvarově proměnlivého tergitu a sternitu, který vybíhá v apodemu. Tergit 9 představuje slabě sklerotizovanou destičku, která je přímo napojena na rektum. Nejdůležitější determinační znaky nesou hemisternity (*hemisternites*), které jsou tvořeny distální válcovitou částí a v proximální části dvěma páry apodem, konkrétně středním párem (*median rod*) a bočním párem (*lateral rod*). Boční apodemy vedou apikálně buď k příčné liště (*transverse bar*) tvořící základ jednotlivých hemisternitů

(takovéto uspořádání nalezneme v případě podčeledi Anthribinae) nebo jsou přímo spojené s vlastním tělem hemisternitů a v tomto případě zde není vytvořena příčná lišta (*transverse bar*) (týká se podčeledi Choraginae). Každý hemisternit (jedná se o párový orgán) je na své apikální části tvořen silně sklerotizovanou ozubenou destičkou (*toothed plate*) s bočním stylem (*lateral setose stylus*). Velikost a tvar ozubené destičky, jakož i velikost, tvar a poloha umístění bočního stylu jsou výborným a konstantním určovacím znakem. Vlastní vulva se nachází mezi bočními apodemami (*lateral rod*). *Bursa copulatrix* je tvořena většinou jednoduchým vakem často s párovými sklerity, které se nacházejí v místě spojení se spermatéckým kanálkem (*spermathecal duct*). Vlastní spermatéka (*spermatheca*) je silně sklerotizovaná a často ledvinovitý či srpovitý útvar. Spermatécká žláza (*spermathecal gland*) vstupuje do vlastní spermatéky přes malý útvar, zvaný *atrium*. Samičí pohlavní orgány představují důležité znaky především pro rodovou charakteristiku (např. HOLLOWAY 1982).

Morfologie larev je uvedena v práci ANDERSONA (1947) a MAYOVÉ (1994).

3.8 Stručná analýza fauny čeledi Anthribidae na Madagaskaru

Znalosti o výskytu jednotlivých druhů čeledi Anthribidae na Madagaskaru jsou nedostatečné a často pouze fragmentární. RHEINHEIMER (2004) uváděl pro Madagaskar na počátku druhého tisíciletí výskyt 224 druhů. Dnes je z Madagaskaru známo celkem 295 druhů (RHEINHEIMER 2004, TRÝZNA IN LITT.) popsanych ve 3 podčeledích, 21 tribech a 64 rodech, včetně rodu *Triplodus* s jediným z Madagaskaru dosud popsaným druhem *T. cuspis* Wolfrum, který je řazen jako *incertae sedis*, tedy druh nejasného taxonomického zařazení. Počet známých druhů se od doby vydání RHEINHEIMEROVA (2004) katalogu významně zvýšil díky pracím FRIESERA (2005, 2007, 2009 a 2010) a TRÝZNY (TRÝZNA 2017, TRÝZNA & ANDRIANOMENJANAHARY 2019, TRÝZNA & BANAŘ 2012, 2013a, 2013b, 2014a, 2014b, 2015a, 2015b, 2016, 2017a, 2017b, 2020).

Čeď Anthribidae má v současném pojetí 4 podčeledi – Anthribinae Billberg, 1820, Apolectinae Lacordaire, 1865, Choraginae Kirby, 1819 a Urodontinae C. G. Thomson, 1859. Podčeď Anthribinae na Madagaskaru zahrnuje 18 tribů, 47 rodů a 215 druhů, podčeď Apolectinae 1 tribus, 6 rodů a 36 druhů a podčeď Choraginae 2 triby, 10 rodů a 43 druhů. Příslušníci podčeledi Urodontinae se na Madagaskaru nevyskytují, jejich nejbližší výskyt je v jižní Africe (RHEINHEIMER 2004).

Čeď byla na Madagaskaru v minulosti studována pouze několika autory. Prvním známým druhem byl *Uterosomus verrucosus* popsán francouzským entomologem Guillaume-Antoine Olivierem (*1756–†1814) v roce 1795 (tehdy popsán v rodě *Macrocephalus* Olivier, 1789).

Prvním entomologem, který však položil základy systematického studia čeledi Anthribidae na Madagaskaru byl francouzský entomolog Léon Marc Herminie Fairmaire (*1820–†1906), kterých zveřejnil popisy dodnes platných 13 rodů a 37 druhů. Německo-britský entomolog Heinrich Ernst Karl Jordan (*1861–†1959) popsal 2 rody a 16 druhů a němečtí entomologové Paul Wolfrum (*1886–†1969) 4 rody a 75 druhů a Robert Frieser (*1932–†2010) 7 rodů a 118 druhů. Za povšimnutí stojí, že čtyři výše uvedení entomologové popsalí dohromady 246 druhů z dnes 295 z Madagaskaru známých, tedy 83 % známé fauny (RHEINHEIMER 2004, TRÝZNA IN LITT.).

Fauna čeledi Anthribidae vykazuje na Madagaskaru velmi vysoký stupeň endemismu, který dosahuje více než 96 %. Z 295 dnes známých druhů je 284 endemitních (TRÝZNA IN LITT.), pouze 11 taxonů má širší rozšíření a vyskytují se i mimo vlastní území Madagaskaru. Údaje o rozšíření druhů mimo území Madagaskaru jsou převzaty z práce RHEINHEIMERA (2004). K těmto druhům patří:

- 1) *Plintheria trirudis* (Wolfrum). Druh je znám rovněž z Komor.
- 2) *Blaberops macrocerus* Jordan. Druh je popsán z Jihoafrické republiky z lokality 'Magila' (Natal). WOLFRUM (1961) uvádí druh rovněž z Madagaskaru, konkrétně z ostrova Nosy Mitsio a z lokality Maroantsetra, Antalaha, ale tyto údaje je nutné potvrdit (viz TRÝZNA & BAŇAŘ 2014a).
- 3) *Noxius fallax* (Fahraeus). Druh byl popsán z Jihoafrické republiky z lokality 'Caffraria' (Eastern Cape of South Africa). Z Madagascaru je znám z jihovýchodu (Sakaraha, Lambomakandro) a západu (Morondava, forêt sud de Befasy).
- 4) *Phloeobius gigas* ssp. *cervinus* Klug. Druh udáván rovněž z Komor, Seychel a Mauricia.
- 5) *Phloeobius pustulosus* Gerstaecker. Druh s výskytem v kontinentální Africe, konkrétně v Zimbabwe, Keni a Malawi.
- 6) *Pseudeuparius monoceros* (Fahraeus). Druh je rozšířen rovněž v Tanzanii, Malawi, Zimbabwe, Botswaně a Jihoafrické republice.
- 7) *Mauia subnotata* (Boheman). Dle REINHEIMERA (2004) se jedná o druh s velmi širokým rozšířením: Japonsko, Čína, Šrí Lanka, Nová Kaledonie, Vanuatu, Loyalty (Lifu), Cocos (Keeling), Solomon, Niue, Tonga, Cookovy ostrovy, Společenské ostrovy (Society Isl.), Tahiti, Hawai (ostrov Maui) a Seychely.

8) *Araecerus fasciculatus* (DeGeer). Tento kosmopolitní druh byl popsán z jižní Ameriky (Surinam) a dnes je zavlekaný po celém světě loděmi s komoditami rostlinného původu.

9) *Araecerus suturalis* Boheman. Druh s výskytem také v Indii, Nepálu, Malajsii, Jihoafrické republice, Seychelách a Maskarénách.

10) *Misthosimella detracta* Wolfrum. Druh nalezen rovněž na Komorech.

11) *Misthosimella subgibba* (Wolfrum). Druh známý i z Komorů.

Problematický je druh *Caranistes languidus* Fahraeus, u kterého je v původní práci uvedena jako typová lokalita „Insulae Bourbon [dnes ostrov Réunion] et Madagascar“ (bude nutno dořešit studiem primárního typu).

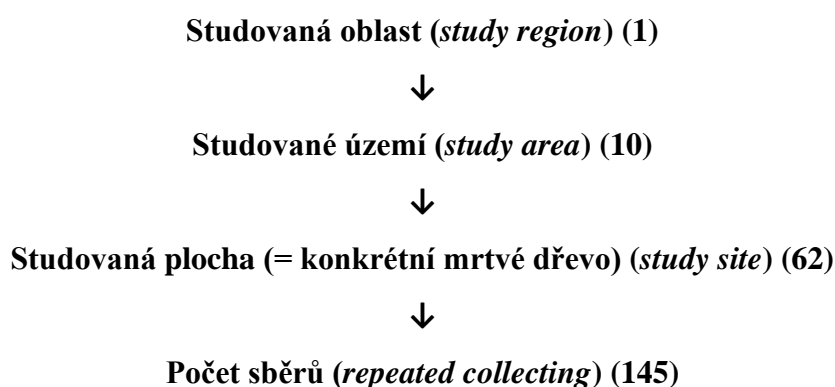
U druhu *Opanthribus scolytinus* Frieser byla v původní práci (FRIESER 1981: 256) omylem uvedena typová lokalita „Zaire, Congo da Lemba“. Viděl jsem však holotyp tohoto druhu a typová lokalita je „Madagascar, Ambodivangy“. Tento druh je na Madagaskaru endemitní.

Následujících 22 rodů je na Madagaskaru čistě endemitních: podčeleď Anthribinae – *Tophoderes* Dejean (14 druhů), *Tophoderellus* Wolfrum (11), *Trachycyphus* Fairmaire (1), *Anhelita* Jordan (5), *Lemurisintor* Frieser (1), *Pseudocedus* Fairmaire (1), *Diastatotropis* Lacordaire (14), *Nistacares* Fairmaire (1), *Pseudobasidissus* Trýzna and Baňář (1), *Entaphioides* Fairmaire (4), *Mentanus* Fairmaire (1), *Mylascopeus* Fairmaire (3), *Cercotaphius* Wolfrum (3), *Messalius* Fairmaire (1), podčeleď Apolectinae – *Duplionistes* Frieser (1), *Phrynoidius* Fairmaire (1), *Protomerus* Fairmaire (1), *Rhinoscopis* Frieser (1), podčeleď Choraginae – *Adapterops* Frieser (6), *Allochoragus* Frieser (5), *Epichoragus* Frieser (6) and *Eudysnos* Frieser (1 druh) (RHEINHEIMER 2004).

4 Metodika

4.1 Metodika terénní práce

Studie byla provedena na Madagaskaru (*study region*) (Obr. 1: A–C, str. 41) v letech 2015–2017. V rámci tohoto tříletého výzkumu bylo v 10 chráněných územích (*study areas*) (Obr. 1: D–G, str. 41, Tab. 1, str. 42, Tab. 5, str. 61) sledováno celkem 62 studijních ploch (= konkrétních mrtvých dřev) (*study sites*) (Tab. 6, str. 62). Pro lepší přehlednost lze design práce vyjádřit takto (počty území, ploch a sběrů uvedeny v závorce):



4.1.1 Studovaná území (*study areas*) a plochy (*study sites*)

Společenstvo brouků čeledi Anthribidae bylo studováno v 10 územích (Tab. 1, str. 42), konkrétně ve vybraných národních parcích (Ankarafantsika, Andasibe [=Analamazaotra], Mantadia, Mt. d’Ambre a Ranomafana), speciálních rezervacích (Ambohitantely, Ankarana), rezervacích přírodních zdrojů (*réserve de ressources naturelles*) (Maromizaha), v chráněných harmonických územích (*protected harmonic landscape*) (Mt. des Français) či mimo vyhlášená chráněná území, avšak těsně k nim přiléhající (Forêt d’Ambre) (Poznámka: přesná kategorizace a názvy jednotlivých chráněných územích se v mnohých publikacích značně liší, v tomto případě byly využity recentní publikace GOODMAN A KOL. 2018a, 2018b, 2018c). Na třech studijních územích se nacházely jak primární, tak i sekundární pralesy, tedy obě stadia přirozenosti, ve třech územích pouze primární a na zbylých čtyřech územích pak pouze pralesy sekundární. Minimální plocha studovaného území činila 25 km².

Jednotlivé studované plochy byly vybrány na základě mnohaletých odborných terénních zkušeností s přihlédnutím zejména k organizačním faktorům (dostupnost

lokality, logistika, bezpečnost apod.). Všechny plochy vznikly pouze působením přírodních sil, nebylo tedy studováno žádné mrtvé dřevo vzniklé činností člověka. Plochy rovněž pokrývaly rozsáhlé spektrum nadmořské výšky v rozmezí 88 m (Ankarafantsika) až 1.634 m (Ambohitantely).

Každá studovaná plocha (*study site*) odpovídala jednomu konkrétnímu sledovanému mrtvému dřevu. Výběr této plochy představoval časově velmi náročný úkol. I když plochu tvořilo mrtvé, resp. odumírající dřevo, ne všechno takové dřevo v území (*study area*) bylo pro výskyt studované čeledi vhodné. Znamenalo to zlomené a povalené dřevo nalézt, prohlédnout a zjistit, zda je pro studium vhodné. První den ve studovaném byl vždy věnován rekognoskaci terénu a z množství dřev v každém území nalezených byla vybrána definitivní „vhodná“ dřeva pro výskyt větevníčků určená k následnému studiu.

Protože zároveň bylo zjištěno, že kvantifikace veškerého ležícího dřeva na určité ploše je nemožná (viz např. GROVE 2002), podíl „vhodných“ dřev ke všem nalezeným dřevům v daném území (*study area*) za časovou jednotku (1 den = 10 hodin) reprezentuje množství „vhodného“, tedy ke studiu vybraného mrtvého dřeva.

Na každé studované ploše byly rovněž zaměřeny souřadnice GPS udávajících zeměpisnou šířku a délku i nadmořská výška pomocí zařízení Garmin eTrex 10 (výrobce: Garmin International, Inc., U.S.A., místo výroby: Tchaj-wan).

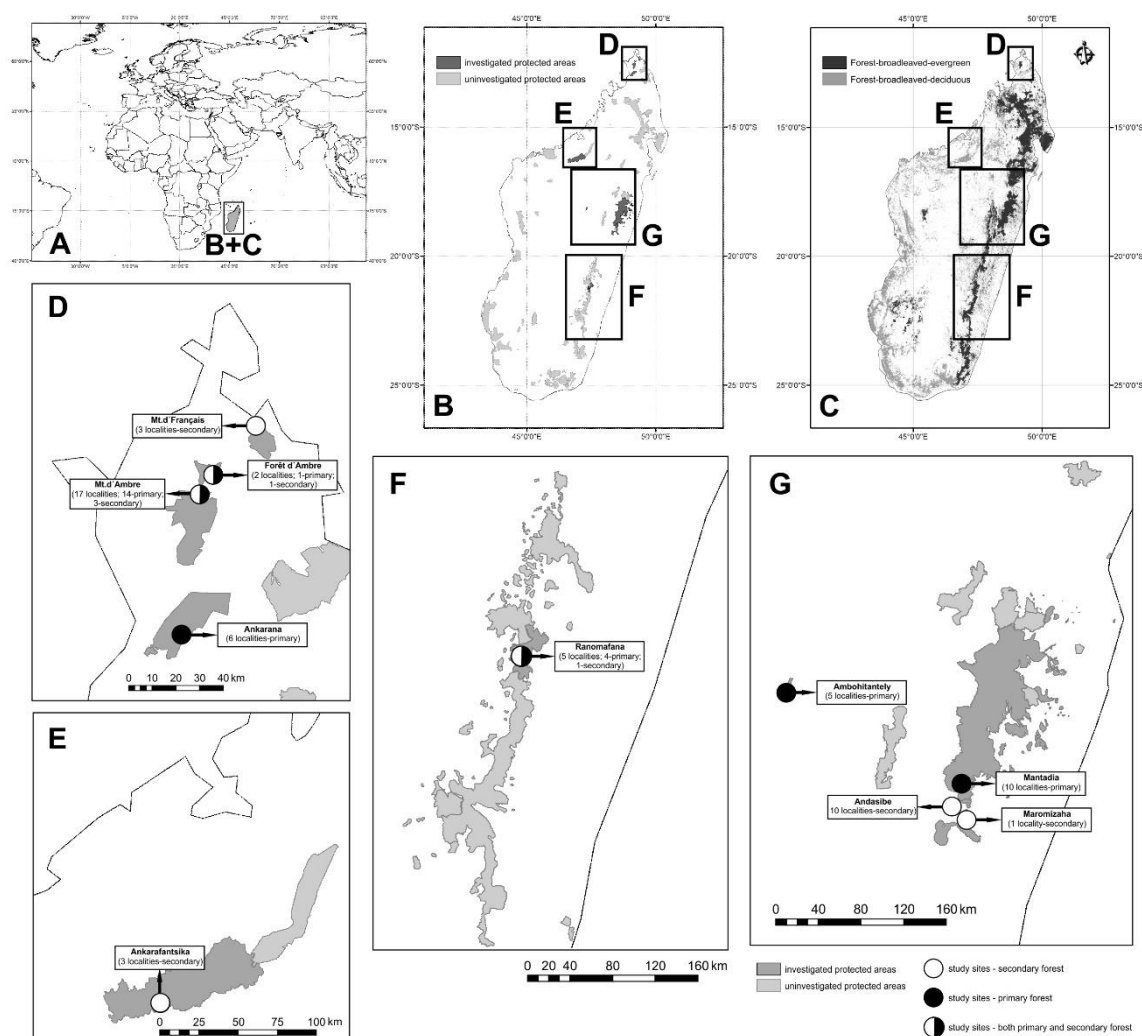
V rámci studie bylo studováno pouze dřevo ležící na zemi, tedy např. vyvrácené či zlomené stromy a odlomené na zem spadlé větve. Anthribidae žijí rovněž v korunách stromů na jednotlivých zasychajících větvích, ke kterým je však možné dostat se pouze speciální lezeckou technikou či s použitím jeřábu (např. STORK 2007) či je možné využít pokácení celého vhodného stromu (např. TAVAKILIAN A KOL. 1997, G. TAVAKILIAN, OSOBNÍ SDELENÍ), což však v chráněných územích Madagaskaru není principiálně možné.

Některá území byla navštívena 3x (Andasibe a Mantadia), jiná 2x (Ambohitantely a Mt. d'Ambre), ostatní 1x (Ankarafantsika, Ankarana, Mt. d'Français, Maromizaha a Ranomafana). Počet uskutečněných návštěv závisel na mnoha okolnostech, často nepředvídatelných (špatný stav silnic v konkrétním období, časnější a razantní příchod monzunových dešťů či cyklonů či naopak pozdní příchod dešťů a tím pozdní začátek entomologické sezóny, pozdní vydání povolení k výzkumu, nemoc některého z členů expedice apod).

Vždy byla snaha přijet na Madagaskar v období začátku monzunových dešťů, kdy ještě nejsou tak silné a prší maximálně několik hodin denně (a to převážně v noci) a kdy je nejlepší doba pro sběr hmyzu a vlastnímu pohybu v terénu. Z těchto důvodů se jednotlivé

terénní práce uskutečnily v období 7.1.–29.1.2015, 10.1.–5.2.2016 a 23.12.–22.1.2017, tedy v celkovém rozpětí od 23. prosince do 5. února.

V posledních letech je příchod dříve pravidelných monzunových dešťů na Madagaskaru o cca 1 měsíc opožděn, což bylo opakovaně potvrzeno i místními pracovníky ze spolupracujících institucí. To způsobuje logistické problémy s výběrem vhodného termínu a navazující organizaci cesty, kterou je nutné připravovat v dostatečném předstihu. Od doby první uskutečněné expedice (2007) byla doba vhodná k realizaci výzkumů vždy optimalizována dle predikce příchodu monzunů.



Obr. 1. Podrobná mapa studovaných území na Madagaskaru (A). Zkoumaná chráněná území (B) a existující typy lesů (C); je zobrazeno podrobné umístění všech studovaných území podle přítomnosti primárních (černý kruh) a sekundárních lesů (prázdný kruh) v jednotlivých studovaných územích (D–G). Zdroj: ESA CCI land cover data

Tab. 1. Stručný přehled studovaných území (*study areas*) na Madagaskaru s uvedením hlavních ekologických charakteristik

Studovaná území (<i>study areas</i>)	Nadmořská výška (m)	Roční úhrn srážek (mm)	Rozmezí průměrných denních teplot (°C)
Ambositantely	1615–1634	1.461	12.5–23.0
Andasibe	922–1005	1.684	14.5–23.6
Ankarafantsika	88–126	1.596	21.0–29.9
Ankarana	116–134	1.643	21.1–30.9
Forêt d'Ambre	496	-	-
Mt. d'Ambre	994–1086	1.424	17.0–24.6
Mt. d'Français	195–319	1.172	21.5–30.6
Mantadia	946–993	1.772	15.1–23.2
Maromizaha	1063	1.711	14.5–23.6
Ranomafana	924–1157	2.066	14.2–22.3

Vysvětlivky. Údaje čerpány z publikací GOODMAN A KOL. (2018a,b,c). Údaje pro území Forêt d'Ambre nejsou v těchto pracích uvedeny, neboť se nejedná přímo o chráněnou oblast (přiléhá k Mt. d'Ambre).

4.1.2 Metoda sběru (*sampling method*)

Dosud bylo publikováno pouze několik prací, ve kterých je popsána metoda možného odchytu druhů čeledi Anthribidae (HOLLOWAY 1982, ZIMMERMAN 1994).

Výběru vhodné a reprezentativní metody byla věnována značná pozornost, neboť bylo zřejmé, že na zvolené metodě budou záviset získané výsledky. K odběru vzorků v rámci vlastní disertační práce byla použita pouze nejefektivnější metoda sběru Anthribidae v tropických a subtropických oblastech, tj. modifikovaný smyk a oklep mrtvého dřeva entomologickou sítí, konkrétně smyk spodní strany kmenů, větví a větviček se silným občasným oklepem. Ostatní metody neposkytly pro sběr cílových druhů uspokojivé výsledky a mohou být ke sběru využity pouze okrajově, a to k doplnění celkového spektra přítomných druhů.

Podle vhodnosti stanoviště byl vždy v rámci konkrétní studované plochy (*study site*) vymezen začátek a konec plochy s výskytem Anthribidae. Poté bylo postupováno od jednoho kraje plochy k druhému rychlostí cca 0,5 ms⁻¹, během čehož byl stále prováděn smyk a oklep. Tímto způsobem bylo postupováno po dobu 15 minut, kdy byla osmýkána a oklepána všechna možná místa s výskytem Anthribidae. Následně bylo postupováno stejným způsobem ještě 3x vždy po dalších 15 minutách. Celkem tak byly uskutečněny 4 odběry během 60 minut. Rychlý až velmi rychlý pohyb sítí je při lovu velmi důležitý, neboť většina tropických druhů jsou velmi dobří a hbití letci. Další odběr vzorků (pokud byl realizován) byl na stejné studované ploše uskutečněn vždy s odstupem minimálně 24 hodin. Metodika sběru viz též v práci TRÝZNY & BAŇAŘE (2012).

4.1.3 Studované veličiny (*predictors studied*)

Předkládaná práce analyzuje hlavní biotopové faktory ovlivňující distribuci druhů čeledi Anthribidae vázaných na mrtvé dřevo. K těmto biotopovým faktorům patří:

- 1) přirozenost lesa (*naturalness of the forest*),
- 2) otevřenost zápoje (*canopy openness*),
- 3) dimenze dřeva (*dimension of wood*),
- 4) počet přítomných velikostních frakcí mrtvého dřeva (*number of present size-fractions of dead wood, DW fractions*),
- 5) stadium rozkladu dřeva (*decay wood stage*),
- 6) přítomnost či absence koridoru (*presence or absence of corridor*),
- 7) nadmořská výška (*elevation*).

Další studované veličiny (*predictors studied*), které však nepatří k biotopovým faktorům:

- 8) počet opakování sběrů (*number of sampling*),
- 9) rok výzkumu (*year of sampling*).

4.1.4 Popis jednotlivých studovaných veličin (*predictor studied*)

1. Přirozenost lesa (*naturalness of the forest*)

Byly použity 2 ukazatele prostředí; 1 = primární les, 2 = sekundární les. K výkladu přirozenosti lesa existuje velké množství literatury. K obecné a velmi jednoduché formulaci můžeme použít např. definici www.greenfacts.org/glossary/def/forest.htm: „Primární lesy jsou lesy původních dřevin, kde neexistují jasně viditelné náznaky lidské

činnosti a ekologické procesy nejsou významně narušeny. Naproti tomu sekundární lesy se regenerují na místech původních lesů, které byly narušeny přírodními nebo člověkem způsobenými příčinami. Sekundární lesy se od primárních liší především svojí strukturou a/nebo druhovým složením. Sekundární lesy jsou obecně méně stabilní a představují sukcesní stádia“. Další obecnou definici primárních lesů nám mohou poskytnout např. práce BARLOWA A KOL. (2007b) či GIBSONA A KOL. (2011): „*Primární lesy jsou nejvíce biologicky rozmanité suchozemské ekosystémy na planetě, nesoucí mnoho druhů nových pro vědu, a jsou útočištěm druhů, které nemohou přetrvávat v sekundárních a degradovaných lesích“.*

Shrneme-li významné atributy tropického primárního (pra)lesa, zjistíme, že k nejdůležitějším patří: (1) nedotčený les existující v původním stavu, nenarušený antropogenním využitím či infrastrukturou, 2) je výsledkem ekologických a evolučních procesů, je nejvíce biologicky rozmanitým typem lesa, 3) obsahuje řadu charakteristických rostlinných a živočišných druhů, včetně pro vědu nových a vykazuje naopak malý počet druhů nepůvodních či invazních, (4) otevřenost zápoje (*canopy openness*) je pouze velmi omezená a ačkoli zde obvykle existuje několik vrstev vegetace (patrovitost), díky malému pronikání světla do podrostu, není tato úroveň nikterak rozvinutá, a 5) mají neznečištěnou půdu a vodu.

Naproti tomu tropický sekundární (pra)les 1) byl již nějakým způsobem narušen, buď přirozeně, nebo většinou antropogenně, 2) je biologicky již méně rozmanitým typem lesa, 3) počet charakteristických rostlinných a živočišných druhů, včetně pro vědu nových, je nižší v porovnání s primárním typem lesa, mohou se zde vyskytovat neofyty či invazní druhy, 4) otevřenost zápoje (*canopy openness*) je již větší, což souvisí i s převažujícími stromy menších rozměrů a menší druhové rozmanitosti, a to umožňuje růstu bujné vegetace i v nižších vrstvách. Více např. na: <https://rainforests.mongabay.com> či CORLETT (1994).

Je zřejmé, že při vlastní práci v terénu bylo vždy nutné posoudit přirozenost jednotlivého typu lesa na místě samém (Obr. 2, str. 45). K tomuto účelu sloužily výše uvedené definice, informace ze správ jednotlivých území a publikace GOODMANA A KOL. (2018a, 2018b, 2018c).



Obr. 2. Ilustrace struktury lesa studovaných území na Madagaskaru. Primární les (Mt. d'Ambre) v pohledu z dálky (A) a interiér lesa s autorem uprostřed pro porovnání (B). Typický sekundární les (Maromizaha) při pohledu z dálky (C) a interiér lesa (D).

2. Otevřenost zápoje (*canopy openness*)

Otevřenost zápoje byla vyjádřena jako % zastínění korun stromů. Na každé studijní ploše byla pořízena fotografie oblohy ze země přímo kolmo vzhůru přístrojem s širokoúhlým objektivem (Nikon Coolpix S8000). Získané fotografie byly převedeny na monochromatické obrázky a zpracovány tak, aby byla otevřená obloha (včetně mraků) celá bílá. Poté byly analyzovány na procenta bílé (nebe) a černé (koruny) pomocí programu ImageJ, v.1.47 (KORHONEN A KOL. 2006), přičemž bylo stanoveno procento zastínění kolmo nad studovanou plochou (WU A KOL. 2013).

3. Dimenze dřeva (*dimensions of the wood*)

Madagaskarští větvníci mají velké rozpětí velikosti imág od 1 mm až po 3 cm. Podle velikosti si vybírají i dimenzi kmene/větve/větvičky pro svůj vývoj, velikostně malé druhy pravděpodobně nejsou schopny prokousat kůru kmenů či silnějších větví, druhy rozměrově větší se pochopitelně nemohou vyvíjet ve dřevě tenčích dimenzí. Studované mrtvé dřevo bylo proto zařazováno podle tloušťky do 4 kategorií: 1 = průměr větvičky užší než 2 cm, 2

= průměr větve 2–10 cm, 3 = průměr větve/kmene 10–20 cm, 4 = průměr větve/kmene větší než 20 cm.

4. Počet přítomných velikostních frakcí mrtvého dřeva (*number of present size-fractions of dead wood, DW fractions*)

Kromě toho byla každá studovaná plocha (= konkrétní mrtvé dřevo) charakterizována rovněž celkovým počtem velikostních frakcí přítomného mrtvého dřeva, neboť bylo předpokládáno, že větší počet frakcí dřeva povede k většímu počtu zjištěných druhů. Tento faktor tak vykazoval hodnot 1 až 4 (Obr. 3, str. 46).



Obr. 3. Počet velikostních frakcí mrtvého dřeva. A – Mt. d'Ambre, 1 frakce č. 4; B – Mt. d'Ambre, 1 frakce č. 1; C – Ankarafantsika, 3 frakce č. 1, 2 a 3; D – Mt. d'Ambre, 4 frakce č. 1–4.

5. Stadium rozkladu dřeva (*decomposition stage of wood, decay stage*)

Anthribidae ke svému vývoji využívají specifické stadium rozkladu dřeva. Kůra musí být většinou vždy přítomna, ale přítom dřevo je již napadeno dřevokaznými houbami (HOFFMANN 1945). CHANDRASHEKARA & SIBICHAN (2006) pro hodnocení stupně rozkladu dřeva v podmínkách tropického lesa vylíšili 4 fáze: 1) čerstvé dřevo, nedávno odumřelé,

suché větvičky přítomny, kůra intaktní a tvrdá, 2) mírně nahnílé dřevo, kůra i větvičky začínají chybět, 3) pokročilá hniloba dřeva, kůra zcela chybí, vnější vrstva dřeva zjevně chátrající, kořeny okolních rostlin začínají napadat povrch dřeva, 4) pokročilá hniloba dřeva, zcela bez kůry, dochází k fragmentaci dřeva, dřevo špatně definovatelného tvaru, někdy již částečně pohlceno v půdě, kořeny okolních rostlin již tvoří síť na zbytcích dřeva.

Rovněž TIKKANEN A KOL. (2007) a TARASOV & BIRDSEY (2001) použili 4 kategorie. Protože však poslední čtvrtá kategorie již není vhodná pro výskyt Anthribidae, byly použity kategorie pouze tři a ty byly zpřesněny:

1 = iniciační stadium: čerstvě spadlý strom či větev, větve stále s přítomností zavadajících či zasychajících většinou ještě zelených listů,

2 = střední stadium: dřevo stále pokryto neporušenou kůrou, větve často ještě se suchými visícími hnědými listy spojených řapíky s dřevní hmotou, nebo již bez listů, avšak s přítomností i nejtenčích větviček,

3 = pokročilejší stadium: dřevo bez listů a tenčích větévek (které již opadly), kůra dřeva se již může začínat mírně odchlípnout a místy i chybět (Obr. 4, str. 47).



Obr. 4. Ilustrace jednotlivých stadií rozkladu dřeva. A – iniciační stadium (Mt. d’Ambre); B, C – střední (optimální) stadium (B – Mantadia, C – Mt. d’Ambre); D – pokročilejší stadium (Mt. d’Ambre).

6. Přítomnost či absence koridoru (*presence or absence of corridor*)

Jelikož větvníčkovití byli pozorováni, jak rychle proletují lesními koridory (TRÝZNA OBSERV.), bylo předpokládáno, že mnohé druhy by mohly využívat v lese existující koridory při obsazování nových vhodných mrtvých dřev.

Byla zaznamenána přítomnost (=1) či absence (=0) výrazného koridoru přímo navazujícího na studovanou plochu, např. pěšiny pro turisty, provozní pěšiny pro zaměstnance, zřejmé cesty po průjezdu velké techniky, umělé technické průseky, průseky udělané v rámci vědeckého výzkumu apod. (Obr. 5, str. 48).



Obr. 5. Příklady koridorů na Madagaskaru. A – koridor vytvořený turistickou stezkou na okraji lesa (Andasibe); B – koridor vytvořený starou lesní cestou uprostřed lesa (Mt. d’Ambre).

7. Nadmořská výška (*elevation*)

Studijní plochy pokrývaly rozsáhlé spektrum nadmořské výšky v rozmezí 88 m (Ankarafantsika) až 1.634 m (Ambohitantely) (Tab. 1, str. 42). Protože poloha studovaných ploch měla diametrálně odlišnou nadmořskou výšku, byl tento faktor zahrnut do analýzy. Nemohli jsme eliminovat a vybrat plochy pouze v podobné nadmořské výšce, jako to udělal např. WU A KOL. (2015) v subtropických podmínkách.

Nadmořská výška (v metrech) každé studované plochy byla změřena pomocí zařízení Garmin eTrex 10.

8. Počet opakování sběrů (*number of sampling*)

Byl zaznamenán celkový počet opakovaných sběrů na jedné konkrétní studijní ploše (*study site*), který činil od 1 až do 7 opakování. Počet sběrů záležel na mnoha okolnostech (možnost opakovaného návratu, logistika, průběh počasí aj.).

9. Rok výzkumu (*year of sampling*)

Byl zaznamenán rok sběru (2015, 2016 či 2017).

4.2 Metodika taxonomické práce

V rámci studia tématu disertační práce vyvstala z mnoha důvodů potřeba vyhotovit seznam všech druhů čeledi Anthribidae známých z Madagaskaru (Příloha 2, str. 137), včetně jejich typových lokalit, známého rozšíření a seznamu primární literatury. Takovýto seznam zaměřený speciálně na faunu Madagaskaru nebyl pro čeleď Anthribidae dosud vytvořen. Druhy žijící na Madagaskaru je možné dohledat pouze ve dvou celosvětových seznamech čeledi, konkrétně v práci WOLFRUMA (1929) s později vydaným dodatkem (WOLFRUM 1953), a v práci RHEINHEIMERA (2004). Tyto práce jsou však již poněkud zastaralé a neobsahují tak veškeré v regionu žijící druhy a rovněž neobsahují údaje o typových lokalitách a podrobném rozšíření.

Seznam byl vytvořen na základě nastudování primární literatury uvedené v kapitole „References“ (Příloha 2, str. 137) a tam, kde to bylo nutné (vzhledem k chybně publikovaným údajům o typových lokalitách), i studiem primárních typů ve významných vědeckých institucích, zejména v Zoologische Staatssammlung, München, Natural History Museum, London and Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.

V seznamu jsou uvedeny typové lokality jednotlivých druhů, pokud byly v primárních pracích uvedeny. Zejména u starších primárních popisů je jako typová lokalita mnohých druhů uveden pouze „Madagaskar“, neboť muzejní exempláře z této doby velmi často obsahovaly pouze tento údaj, tak jak to bylo v minulých dobách v entomologické praxi zcela běžné (zejména v 19. a počátkem 20. století). Rovněž zeměpisný název „Antananarivo“ [= hlavní město Madagaskarské republiky] na starších muzejních exemplářích může znamenat Madagaskar jako takový, tedy nikoliv pouhé město či jeho okolí, jak na to upozornil např. MORAVEC (2010).

V případě, že u druhu byla uvedena jako typová lokalita pouze „Madagascar“ a neexistují další recentní exempláře, je v seznamu uvedeno „[no recent specimens]“. Znamená to tedy, že nejsou známy bližší údaje o rozšíření druhu na Madagaskaru.

V seznamu jsou názvy typových lokalit psány tak, jak byly zveřejněny v příslušné práci. Během studia primárních typů v příslušných institucích jsem však zjistil, že mnohé typové lokality byly některými autory z lokalitních lístků typů (holotypů) opsány chybně. Takovéto chyby se objevují v pracích WOLFRUMA (např. 1961), což bylo evidentně

způsobeno chybným přepisem špatně čitelného a nekvalitního tisku původních lokalitních lístků, a dále pak FRIESERA (např. 2010), který správně vyhotovené lokalitní lístky chybně přepisoval. V rámci důslednosti taxonomické práce jsou u typových lokalit jednotlivých druhů uvedeny takto chybné názvy, v hranatých závorkách jsou však uvedeny názvy správné. Případné další komentáře autora jsou rovněž uvedeny v hranatých závorkách.

Při dohledávání méně známých lokalit či v případě dvojích místních názvů (*homonymy*) byla využita detailní a praktická práce VIETTEHO (1991).

Všechny druhy jsou uvedeny ve tvaru: rod, druh, autor a rok popisu a příslušná strana, na které byl popis publikován. V případě, že později došlo k přeřazení popsaného druhu do jiného rodu, je původní kombinace (rod) uvedena v závorce a to kurzívou. Dále je, rovněž v závorce, uveden autor této nové kombinace, včetně odkazu na jeho práci a stranu, na které byl akt proveden.

Jako příklad uvádím údaje u druhu *Sternocyphus atylus*:

STERNOCYPHUS Wolfrum, 1961: 291

atylus (Jordan, 1925): 242 (*Tophoderes*) (Frieser, 1980: 953),

což znamená, že popis druhu *atylus* byl publikován JORDANEM v práci z roku 1925 (viz kapitola „References“ seznamu) na straně 242 pod rodem *Tophoderes*. FRIESER následně ve své práci z roku 1980 na straně 953 (opět viz kapitola „References“) přeřadil tento druh z původního rodu *Tophoderes* do rodu *Sternocyphus*.

Ve dvou případech není u druhu a autora uveden rok práce, nýbrž zkratka „in litt.“ znamenající *in litteris* (latinsky), tedy „v rukopisu“ (popis existuje, ale nebyl dosud vydán tiskem). Stalo se tak u druhu *Diastatotropis elegans* Fairmaire a *Anhelita imperfecta* Frieser. V prvním případě nebyl popis druhu pro mě z neznámých důvodů publikován, avšak druh je uveden v pozdější literatuře jiných autorů pravděpodobně na základě Fairmairem označených exemplářů v Natural Museum History, London (FRIESER 1992). V případě druhém autor Frieser zemřel ještě před dokončením rukopisu, avšak existují exempláře typové série označené samotným Frieserem v Zoologische Staatssammlung, München a ve sbírce Trýzny. Oba uvedené problémy bude nutné dořešit.

V seznamu jsou uvedeny běžné geografické zkratky: N – severní, S – jižní, E – východní a W – západní, C – centrální vrchovina.

4.2.1 Determinace druhů čeledi Anthribidae

Determinace jednotlivých zjištěných druhů byla provedena především porovnáním exemplářů s typovým materiálem (holotype, type, lectotype). Typový materiál je uložen ve významných vědeckých institucích (v případě větevnicků zejména v Zoologische Staatssammlung, München, Natural History Museum, London and Muséum national d'Histoire naturelle, Paris), které byly v průběhu studie navštíveny. V těchto institucích byl komparován vlastní materiál získaný nejen v rámci této studie, ale bylo pořízeno rovněž velké množství fotografií primárních typů (v souhrnu více než 10.000 fotografií) včetně kritických morfologických znaků. Zároveň byly využity publikované popisy jednotlivých druhů. Především starší popisy (např. Fahraeus, Fairmaire, Klug, Lacordaire) jsou však velmi stručné a postrádají jakýkoliv obrazový materiál a diferenciální diagnózy, a proto srovnání s typovým materiálem je v taxonomické práci zcela zásadní.

V rámci řešení disertační práce byly zjištěny i druhy pro vědu nové, jejichž popisy nemohly být vzhledem k omezenému času publikovány před dokončením vlastní práce. V seznamu zjištěných druhů (Tab. 2, str. 54, Tab. 7, str. 66) jsou proto tyto druhy uvedeny ve formě [rod] sp. n. [pořadové číslo taxonu], tedy například „*Anhelita* sp. n. 01“. Ve stejném formátu jsou pro vědu nové druhy uvedeny např. v práci ZIMMERMANA (1994). Každému taxonu bylo v rámci determinačních prací přiděleno jedinečné identifikační číslo (= ID), pod kterým je veden konkrétní taxon v rámci všech lokalit a roků, na/ve kterých byl zjištěn.

Při popisu nových druhů je postupováno dle obecných taxonomických zásad respektující Mezinárodní pravidla zoologické nomenklatury (ANONYM 2000).

K popisu morfologických struktur byly použity obecné morfologické termíny či speciální termíny použité zejména v pracích HOLLOWAYOVÉ (1970, 1982), ZIMMERMANA (1994) a WANATA (2007) a případně byla sjednocena dosud nejednotně používaná morfologická terminologie v případě popisu pohlavních orgánů (TRÝZNA & BAŇAŘ 2017a).

V rámci popisů nových druhů pro vědu byl využit tzv. okulární index, jako poměr minimální šíře čela k maximální šíři oka, tedy dle jednoduchého vzorce:

$$(2x \text{ minimální vzdálenost mezi očima}) / (\text{maximální šíře přes oči minus minimální vzdálenost mezi očima}).$$

Výsledný okulární index exaktně popisuje velikost a poměr očí k ostatním poměrům hlavy (čela, nosce). Tento morfometrický znak se již uplatňuje např. v rámci studia vybraných čeledí řádu Heteroptera (např. BAŇAŘ & ŠTYS 2013, ŠTYS & BAŇAŘ 2013) a je

zde předpoklad, že by mohl být důležitým determinačním znakem v případě morfologicky podobných druhů zejména v rámci podčeledi Choraginae (např. B. D. VALENTINE, ÚSTNÍ SDĚLENÍ). Okulární index byl použit u všech prací (TRÝZNA 2017, TRÝZNA & ANDRIANOMENJANAHARY 2019, TRÝZNA & BANAR 2012, 2013a, 2013b, 2014a, 2014b, 2015a, 2015b, 2016, 2017a, 2017b, 2020).

Preparace pohlavních orgánů byla provedena u rozvlhčených exemplářů, u kterých byl oddělen celý zadeček (*abdomen*) a poté ponořen do zkumavky s 12 % hydroxidem draselným (KOH). Dále byl zahříván nad kahanem několik minut v bodu varu potřebného k změknutí a maceraci měkkých struktur (alternativou je macerace abdomenu v KOH po dobu několika hodin bez zahřívání, tato metoda však nebyla použita). Následně ze zadečku vypreparované genitálie byly přemístěny do destilované vody pro popis a ilustraci. Konečně byly genitálie převedeny do malé epruvetky obsahující glycerol, která byla umístěna na stejném entomologickém špendlíku jako daný exemplář. Zcela nově byly v jednom případě genitálie umístěny na transparentní štítek do Euparalu, přičemž štítek je i zde nedílnou součástí studovaného exempláře.

Pro popis genitálií byla použita zejména terminologie HOLLOWAYOVÉ (1982) a WANATA (2007). Většina barevných fotografií exemplářů a detailních morfologických struktur (pohlavní orgány) byly pořízeny fotoaparátem Leica MSV266 či Canon EOS 6D s objektivem Canon MP-E 65 mm či v případě genitálií objektivem Nikon BD Plan. V jednom případě byly využity fotografie z elektronové rastrovací mikroskopie (SEM) (TRÝZNA & BANAR 2020).

4.3 Metodika statistické analýzy

Lineární regrese byla použita pro hledání nejdůležitějších environmentálních proměnných, které ovlivňovaly druhovou bohatost. Bohatost druhů byla transformována třetí odmocninou v důsledku dosažení normálního rozdělení residuálů.

Variační inflační faktory (VIF) jednotlivých nezávislých proměnných byly nižší než 2 a zjištěné výsledky tedy nebyly ovlivněny kolinearitou mezi nezávislými proměnnými.

Pro vyhledání nejvlivnějších environmentálních proměnných byl použit výběr modelů s kritériem AICc a z 511 modelů byly vybrány pouze ty, které Δ AICc byly nižší než 2 (pouze 1 model). Data byla analyzována v SAM v4.0.

5 Výsledky

5.1 Výsledky taxonomické

V rámci studia tématu disertační práce byl vytvořen seznam (*checklist*) všech na Madagaskaru žijících druhů (Příloha 2, str. 137).

V průběhu této studie bylo na Madagaskaru ve všech vybraných územích (10) v letech 2015–2017 zjištěno celkem 2.767 exemplářů brouků z čeledi Anthribidae. Toto množství představovalo celkem 202 druhů z 36 rodů. Z toho počtu byly determinovány 2 rody a 108 druhů nových pro vědu (Tab. 2, str. 54).

Většina pro vědu nových druhů náležela rodu *Choragus* Kirby (30 druhů), následovaly rody *Caranistes* Schönherr (14), *Noxius* Jordan (11), *Hormiscops* Jordan (7), *Lemuricedus* Jordan (6), *Diastatotropis* Lacordaire (5), *Triplodus* Wolfrum (5), *Sintor* Schönherr (4), *Adapterops* Frieser (3), *Anhelita* Jordan (3), *Litotropis* Fairmaire (3), *Tophoderellus* Wolfrum (2), *Apatenia* Pascoe (1), *Cenchromorphus* Fairmaire (1), *Epitaphius* Fairmaire (1), *Holophloeus* Jordan (1) (ekologie druhů rodu *Holophloeus* viz Příloha 3, str. 182), *Perichoragus* Wolfrum (1), *Sphinctotropis* Kolbe (1), *Sternocyphus* Wolfrum (1), *Tophoderes* Dejean (1) a *Ulorhinus* Sharp (1), a dva dosud nepopsané rody: „genus nov. near *Tropideres*“ (5) a „genus nov. near *Caranistes*“ (1 druh).

Celkový počet druhů nalezený v jednotlivých studovaných územích byl následující: Mantadia (71), Andasibe (61), Mt. d'Ambre (59), Ankarana (31), Ranomafana (28), Ambohitantely (25), Maromizaha (21), Forêt d'Ambre (16), Mt. des Français (16) and Ankarafantsika (15). Celkový počet všech zjištěných druhů v konkrétním území se pohyboval od 15 (Ankarafantsika Nat. Park) do 71 (Mantadia Nat. Park) (Tab. 2, str. 54).

Celkový počet pro vědu nových druhů v jednotlivých územích byl pak následující: Mt. d'Ambre (22), Ankarana (15), Mantadia (12), Mt. des Français (11), Ambohitantely (10), Andasibe (8), Ankarafantsika (7), Forêt d'Ambre (5), Maromizaha (4) and Ranomafana (3). Počet nově objevených druhů v konkrétním území se pohyboval od 3 (Ranomafana) do 22 (Mt. d'Ambre) (Tab. 2, str. 54).

Tab. 2. Druhy čeledi *Anthribidae* zjištěných v jednotlivých studovaných územích (*study areas*)

Pořadové číslo	ID	Druh	Mantadia	Andasibe	Mt. d' Ambre	Ankarana	Ranomafana	Ambohitantely	Maromizaha	Mt. d' Français	Forêt d' Ambre	Ankarafantsika
1	1	<i>Adapterops cedrici</i> Trýzna & Baňář, 2015			x						x	
2	2	<i>Adapterops dimbyi</i> Trýzna & Baňář, 2017				x						
3	3	<i>Adapterops festivus</i> Frieser, 2010	x	x	x						x	
4	4	<i>Adapterops hankae</i> Trýzna, 2012			x			x				
5	5	<i>Adapterops mamyi</i> Trýzna & Baňář, 2017									x	
6	6	<i>Anhelita lineata</i> Jordan, 1895		x			x	x	x			
7	7	<i>Anhelita</i> sp. n. 01			x							
8	8	<i>Anhelita</i> sp. n. 02				x				x		
9	9	<i>Anhelita</i> sp. n. 03							x			
10	10	<i>Apatenia fallax</i> Frieser, 2010	x	x					x			
11	11	<i>Apatenia longiclava</i> Wolfrum, 1955	x	x	x		x	x				
12	12	<i>Apatenia</i> sp. n. 01						x				
13	13	<i>Apatenia sulcicollis</i> Frieser, 2000		x								
14	15	<i>Baseocolpus punctifer</i> Frieser, 2000							x			
15	16	<i>Basidissus cristatus</i> Fairmaire, 1897			x	x						
16	17	<i>Basidissus fulvitaris</i> Frieser, 2007					x					
17	18	<i>Blaberops korinae</i> Trýzna & Baňář, 2014		x								
18	19	<i>Caranistes cyphosis</i> Wolfrum, 1959	x	x			x		x			
19	20	<i>Caranistes dubius</i> Frieser, 2007						x				
20	21	<i>Caranistes filitarsis</i> (Fairmaire, 1897)	x	x								
21	22	<i>Caranistes fulvopictus</i> Fairmaire, 1898	x	x	x				x		x	
22	23	<i>Caranistes gibbosus</i> Frieser, 2007 (cf.)	x	x	x							
23	25	<i>Caranistes laticollis</i> Frieser, 2007 (cf.)								x		
24	26	<i>Caranistes latifrons</i> (Fairmaire, 1901) (cf.)			x							
25	27	<i>Caranistes lineatus</i> Fahraeus, 1839		x	x							
26	28	<i>Caranistes marmorinus</i> Wolfrum, 1959	x		x						x	
27	29	<i>Caranistes rhanisus</i> Wolfrum, 1959	x	x			x					
28	30	<i>Caranistes rufipes</i> Jordan, 1895	x	x			x					
29	31	<i>Caranistes sonjai</i> Frieser, 2010		x								
30	32	<i>Caranistes</i> sp. n. 01			x							
31	33	<i>Caranistes</i> sp. n. 02			x							
32	34	<i>Caranistes</i> sp. n. 03			x							
33	35	<i>Caranistes</i> sp. n. 04								x		
34	36	<i>Caranistes</i> sp. n. 05									x	
35	37	<i>Caranistes</i> sp. n. 06			x							
36	38	<i>Caranistes</i> sp. n. 07				x						
37	39	<i>Caranistes</i> sp. n. 08				x						
38	40	<i>Caranistes</i> sp. n. 09		x								
39	41	<i>Caranistes</i> sp. n. 10	x									
40	42	<i>Caranistes</i> sp. n. 11		x								
41	43	<i>Caranistes</i> sp. n. 12		x								
42	44	<i>Caranistes</i> sp. n. 13					x					
43	45	<i>Caranistes</i> sp. n. 14					x					
44	46	<i>Caranistes strenus</i> Frieser, 2007 (cf.)	x									
45	47	<i>Caranistes subvittatus</i> Frieser, 2007 (cf.)	x									
46	48	<i>Caranistes taeniatus</i> Frieser, 2007								x		
47	50	<i>Cenchromorphus</i> sp. n. 01					x					
48	51	<i>Diastatotropis clavigera</i> Frieser, 1992	x	x			x		x			
49	52	<i>Diastatotropis elegans</i> Fairmaire (in litt.)			x							

Pořadové číslo	ID	Druh	Mantadia	Andasibe	Mt. d' Ambre	Ankarana	Ranomafana	Ambohitantely	Maromizaha	Mt. d' Français	Forêt d' Ambre	Ankarafantsika
50	53	<i>Diastatotropis humeralis</i> Trýzna & Baňar, 2016	x	x								
51	54	<i>Diastatotropis irrorata</i> Lacordaire, 1866	x	x					x			
52	55	<i>Diastatotropis olivacea</i> Waterhouse, 1882	x	x			x		x			
53	56	<i>Diastatotropis perrinae</i> Trýzna & Baňar, 2017			x							
54	57	<i>Diastatotropis</i> sp. n. 01										x
55	58	<i>Diastatotropis</i> sp. n. 02	x									
56	59	<i>Diastatotropis</i> sp. n. 03				x						
57	60	<i>Diastatotropis tessellata</i> Fairmaire, 1897			x	x	x				x	
58	61	<i>Diastatotropis viridans</i> Fairmaire, 1897			x							
59	62	<i>Dysnomelas melagris</i> Frieser, 1981	x	x	x	x		x				x
60	63	<i>Entaphoides brunneofasciata</i> Wolfrum, 1961			x							
61	64	<i>Epitaphius albatrus</i> Wolfrum, 1961	x									
62	65	<i>Epitaphius annulicornis</i> Fairmaire, 1898 (cf.)	x									
63	66	<i>Epitaphius cincticollis</i> Frieser, 2004						x				
64	67	<i>Epitaphius inconspicuus</i> Wolfrum, 1959	x									
65	68	<i>Epitaphius rheinheimeri</i> Frieser, 2004	x									
66	69	<i>Epitaphius</i> sp. n. 01		x								
67	70	<i>Eudysnos pilicornis</i> Frieser, 2010	x	x								
68	71	Genus near <i>Tropideres</i> sp. n. 01						x		x		
69	72	Genus near <i>Tropideres</i> sp. n. 02			x							
70	73	Genus near <i>Tropideres</i> sp. n. 03	x		x			x				
71	74	Genus near <i>Tropideres</i> sp. n. 04				x						
72	75	Genus near <i>Tropideres</i> sp. n. 05	x									
73	76	Genus near <i>Caranistes</i> sp. n. 01	x		x							
74	77	<i>Holophloeus tuberosus</i> (Fairmaire, 1897)			x							
75	78	<i>Holophloeus loebli</i> Trýzna & Baňar, 2020	x	x								
76	79	<i>Hormiscops angustefasciatus</i> Frieser, 2010 (cf.)			x							
77	80	<i>Hormiscops blandus</i> Frieser, 2007	x				x		x			
78	81	<i>Hormiscops brevior</i> Frieser, 2007	x	x								
79	82	<i>Hormiscops confluens</i> Frieser, 2010	x	x			x					
80	83	<i>Hormiscops frater</i> Frieser, 2007	x		x							
81	84	<i>Hormiscops frater</i> Frieser, 2007 (cf.)	x	x	x				x			
82	85	<i>Hormiscops</i> sp. n. 01			x							
83	86	<i>Hormiscops</i> sp. n. 02			x							
84	87	<i>Hormiscops</i> sp. n. 03				x						
85	88	<i>Hormiscops</i> sp. n. 04						x				
86	89	<i>Hormiscops</i> sp. n. 05							x			
87	90	<i>Hormiscops</i> sp. n. 06						x				
88	91	<i>Hormiscops</i> sp. n. 07	x									
89	92	<i>Choragus attacktus</i> Frieser, 2010	x	x	x						x	
90	93	<i>Choragus fasciger</i> Frieser, 2010	x				x					x
91	94	<i>Choragus flavofasciatus</i> Frieser, 2004	x	x								x
92	95	<i>Choragus interruptofasciatus</i> Frieser, 2004	x									
93	96	<i>Choragus</i> sp. n. 01			x							
94	97	<i>Choragus</i> sp. n. 02			x	x						
95	98	<i>Choragus</i> sp. n. 03			x	x						
96	99	<i>Choragus</i> sp. n. 04			x						x	
97	100	<i>Choragus</i> sp. n. 05			x			x			x	
98	101	<i>Choragus</i> sp. n. 06										x
99	102	<i>Choragus</i> sp. n. 07										x
100	103	<i>Choragus</i> sp. n. 08										x

Pořadové číslo	ID	Druh	Mantadia	Andasibe	Mt. d' Ambre	Ankarana	Ranomafana	Ambohitantely	Maromizaha	Mt. d' Français	Forêt d' Ambre	Ankarafantsika
101	104	<i>Choragus</i> sp. n. 09			x			x				
102	105	<i>Choragus</i> sp. n. 10			x							
103	106	<i>Choragus</i> sp. n. 11			x							
104	107	<i>Choragus</i> sp. n. 12		x	x	x						
105	108	<i>Choragus</i> sp. n. 13			x							
106	110	<i>Choragus</i> sp. n. 15				x					x	
107	111	<i>Choragus</i> sp. n. 16				x						
108	112	<i>Choragus</i> sp. n. 17				x						
109	113	<i>Choragus</i> sp. n. 18				x						
110	114	<i>Choragus</i> sp. n. 19				x						
111	115	<i>Choragus</i> sp. n. 20				x						
112	116	<i>Choragus</i> sp. n. 21									x	
113	117	<i>Choragus</i> sp. n. 22	x					x				
114	118	<i>Choragus</i> sp. n. 23						x				
115	119	<i>Choragus</i> sp. n. 24	x	x								
116	120	<i>Choragus</i> sp. n. 25	x	x				x	x			
117	121	<i>Choragus</i> sp. n. 26	x						x			
118	122	<i>Choragus</i> sp. n. 27	x	x			x	x	x			
119	123	<i>Choragus</i> sp. n. 28						x				
120	124	<i>Choragus</i> sp. n. 29						x				
121	125	<i>Choragus</i> sp. n. 30		x								
122	126	<i>Choragus</i> sp. n. 31	x									
123	127	<i>Lemuricedus audouini</i> (Fahraeus, 1839)	x	x	x		x		x			
124	128	<i>Lemuricedus dexius</i> Jordan, 1911		x								
125	129	<i>Lemuricedus equulus</i> Wolfrum, 1961	x	x					x			
126	130	<i>Lemuricedus guttulifer</i> Frieser, 2007	x									
127	131	<i>Lemuricedus inferior</i> Frieser, 1981	x	x	x		x					
128	132	<i>Lemuricedus inferior</i> Frieser, 1981 (cf.)	x		x		x					
129	133	<i>Lemuricedus integer</i> Wolfrum, 1961		x								
130	134	<i>Lemuricedus maculicollis</i> (Fairmaire, 1896)	x	x	x		x		x			
131	135	<i>Lemuricedus madagascariensis</i> (Faust, 1889)	x	x	x				x			
132	136	<i>Lemuricedus microphthalmus</i> Wolfrum, 1961				x						
133	137	<i>Lemuricedus punctatipennis</i> Frieser, 1959		x								
134	138	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 01	x				x		x			
135	139	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 02						x				
136	140	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 03		x								
137	141	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 04				x						
138	142	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 05 (<i>L. svojsiki</i>)	x				x					
139	143	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 06 (<i>L. ypsilon</i>)						x				
140	144	<i>Lemuricedus subscutellatus</i> (Fairmaire, 1896)			x							
141	145	<i>Lemuricedus subscutellatus</i> (Fairmaire, 1896)(cf.)				x						
142	146	<i>Lemuricedus torvus</i> (Jordan, 1895)	x	x								
143	148	<i>Litotropis semipustulata</i> Frieser, 2000		x								
144	149	<i>Litotropis semipustulata</i> Frieser, 2000 (cf.)			x							
145	150	<i>Litotropis</i> sp. n. 01				x						
146	151	<i>Litotropis</i> sp. n. 02								x		
147	152	<i>Litotropis</i> sp. n. 03		x			x					
148	153	<i>Mecotarsus longitarsis</i> (Fairmaire, 1903)				x						
149	154	<i>Megatermis rugipennis</i> Frieser, 2000			x							
150	155	<i>Mentanus costulatus</i> Fairmaire, 1902								x		
151	156	<i>Nistacares leucostictus</i> Fairmaire, 1898								x		

Pořadové číslo	ID	Druh	Mantadia	Andasibe	Mt. d' Ambre	Ankarana	Ranomafana	Ambohitantely	Maromizaha	Mt. d' Français	Forêt d' Ambre	Ankarafantsika
152	157	<i>Noxius albomaculatus</i> Wolfrum, 1961	x	x								
153	158	<i>Noxius</i> sp. n. 01								x		
154	159	<i>Noxius</i> sp. n. 02								x		x
155	160	<i>Noxius</i> sp. n. 03								x		
156	161	<i>Noxius</i> sp. n. 04								x		
157	162	<i>Noxius</i> sp. n. 05										x
158	163	<i>Noxius</i> sp. n. 06				x						
159	164	<i>Noxius</i> sp. n. 07				x						
160	165	<i>Noxius</i> sp. n. 08				x						
161	166	<i>Noxius</i> sp. n. 09	x									
162	167	<i>Noxius</i> sp. n. 10		x								
163	168	<i>Noxius</i> sp. n. 11		x								
164	169	<i>Opanthribus paraleuca</i> (Wolfrum, 1955) (cf.)		x	x		x			x		
165	170	<i>Opanthribus scuttatus</i> Frieser, 2004	x									
166	171	<i>Opanthribus undulatus</i> Frieser, 2004	x	x								
167	172	<i>Pantorhaena inornatus</i> Frieser, 2010						x				
168	173	<i>Perichoragus</i> sp. n. 01						x				
169	174	<i>Phloeotragus albicans</i> Fahraeus, 1839									x	
170	176	<i>Sintor conglobatus</i> Wolfrum, 1961 (cf.)			x							
171	177	<i>Sintor frenatus</i> Frieser, 2000	x	x								
172	178	<i>Sintor impressus</i> Frieser, 2000			x							x
173	179	<i>Sintor ochraceus</i> Frieser, 2000	x	x								
174	180	<i>Sintor ochraceus</i> Frieser, 2000 (cf.)			x						x	
175	181	<i>Sintor paradistans</i> Wolfrum, 1961			x							
176	182	<i>Sintor</i> sp. n. 01										x
177	183	<i>Sintor</i> sp. n. 02			x							
178	184	<i>Sintor</i> sp. n. 03				x						
179	185	<i>Sintor</i> sp. n. 04				x						
180	186	<i>Sintor sporadicus</i> (Wolfrum, 1959)	x	x			x					x
181	187	<i>Sphinctotropis celata</i> Frieser, 2007				x					x	
182	188	<i>Sphinctotropis</i> sp. n. 01								x		
183	189	<i>Sternocyphus</i> sp. n. 01										x
184	190	<i>Sternocyphus ferranti</i> (Jordan, 1925)								x		
185	191	<i>Tophoderellus</i> sp. n. 01										x
186	193	<i>Tophoderellus</i> sp. n. 02								x		
187	194	<i>Tophoderes annulatus</i> Waterhouse, 1875					x					
188	195	<i>Tophoderes frenatus</i> (Klug, 1833)		x								
189	196	<i>Tophoderes fuscoareatus</i> Wolfrum, 1959	x				x					
190	197	<i>Tophoderes griseipes</i> Fairmaire, 1901	x									
191	198	<i>Tophoderes lidmilae</i> Trýzna & Baňář, 2015			x							
192	199	<i>Tophoderes nubeculosus</i> Fairmaire, 1888		x			x					
193	200	<i>Tophoderes sikorae</i> Jordan, 1895	x									x
194	201	<i>Tophoderes sinuatocollis</i> Jordan, 1895	x	x								
195	202	<i>Triplodus cuspis</i> Wolfrum, 1961	x	x	x				x			
196	203	<i>Triplodus</i> sp. n. 01	x									
197	205	<i>Triplodus</i> sp. n. 03	x					x				
198	206	<i>Triplodus</i> sp. n. 04	x									
199	207	<i>Triplodus</i> sp. n. 05	x									
200	208	<i>Triplodus</i> sp. n. 06		x								
201	209	<i>Ulorhinus</i> sp. n. 01			x							
202	210	<i>Uterosomus verrucosus</i> (Olivier, 1795)	x	x	x	x					x	

Pořadové číslo	ID	Druh	Mantadia	Andasibe	Mt. d' Ambre	Ankarana	Ranomafana	Ambohitantely	Maromizaha	Mt. d' Français	Forêt d' Ambre	Ankarafantsika
			71	61	59	31	28	25	21	16	16	15

Vysvětlivky. ID = identifikační číslo taxonu přidělené při determinaci, x = přítomnost druhu na daném území.

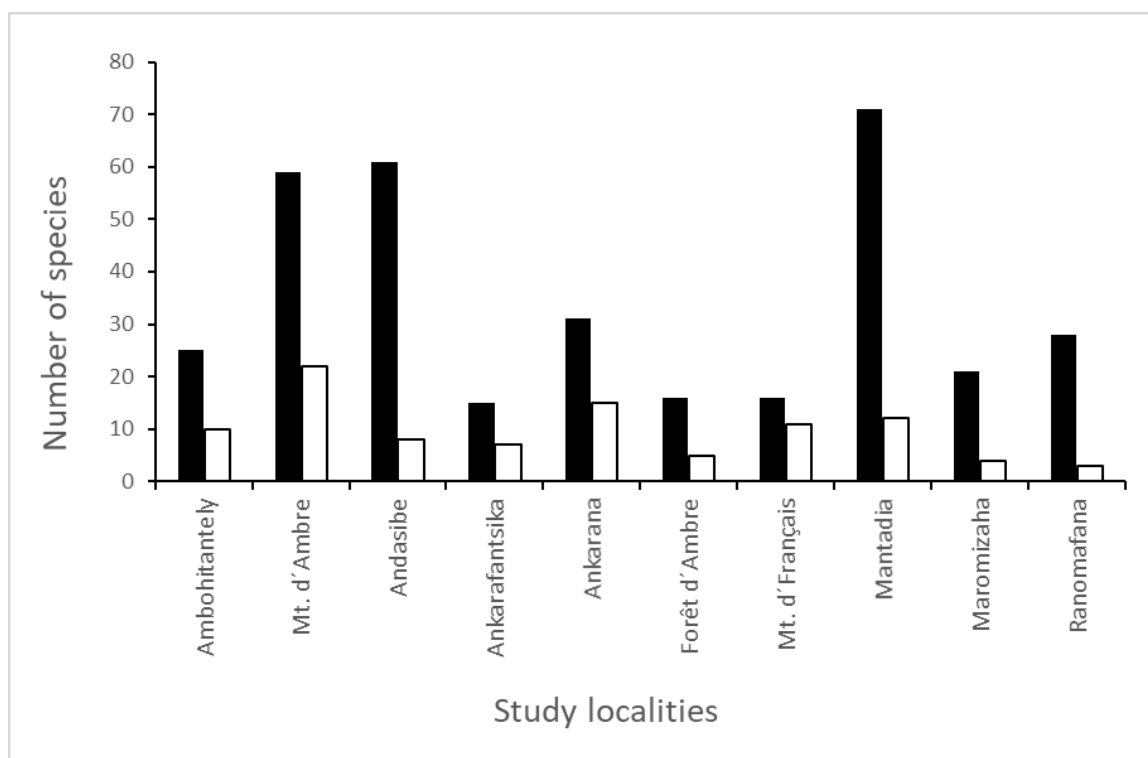
Podíl pro vědu nových druhů na celkovém počtu zjištěných druhů činil od 11 % (Ranomafana) do 69 % (Mt. des Français). Přehledné počty zjištěných druhů v rámci jednotlivých studovaných územích jsou uvedeny v Tab. 3, str. 58 a Grafu 1, str. 59.

Tab. 3. Celkový počet druhů čeledi *Anthribidae* a počet druhů nových pro vědu zjištěných v jednotlivých studovaných územích (*study areas*)

Studované území (<i>study areas</i>)	Celkový počet zjištěných druhů	Celkový počet zjištěných nových druhů pro vědu	Podíl nových druhů na celkovém počtu zjištěných druhů
Mt. d' Français	16	11	69 %
Ankarana	31	15	48 %
Ankarafantsika	15	7	47 %
Ambohitantely	25	10	40 %
Mt. d' Ambre	59	22	37 %
Forêt d' Ambre	16	5	31 %
Maromizaha	21	4	19 %
Mantadia	71	12	17 %
Andasibe	61	8	13 %
Ranomafana	28	3	11 %

Ze 108 pro vědu nových druhů zjištěných v rámci studie se dosud podařilo popsat pouhý zlomek. Nový druh *Adapterops hankae* z Andasibe zjištěný rovněž v rámci této studie byl popsán již v roce 2012 (TRÝZNA & BAŇAŘ 2012, Příloha 15, str. 306). K dalším pro vědu novým druhům nalezeným během studie patřily *Tophoderes lidmilae* z Mt. d' Ambre (TRÝZNA & BAŇAŘ 2015a, Příloha 9, str. 253), *Adapterops cedrici* rovněž z Mt. d' Ambre (TRÝZNA & BAŇAŘ 2015b, Příloha 10, str. 263), *Diastatotropis humeralis*

z Andasibe (TRÝZNA & BAŇAŘ 2016, Příloha 8, str. 244), *Diastatotropis perrinae* z Mt. d' Ambre (TRÝZNA & BAŇAŘ 2017a, Příloha 6, str. 221), *Adapterops dimbyi* z Ankarany a *A. manyi* z Forêt d' Ambre (TRÝZNA & BAŇAŘ 2017b, Příloha 7, str. 230) a *Holophloeus loebli* z Mantadia a Andasibe (TRÝZNA & BAŇAŘ 2020, Příloha 3, str. 182).



Graf 1. Celkový počet druhů čeledi *Anthribidae* zjištěných v jednotlivých studovaných územích (*study areas*) (černé sloupce) a počet druhů nových pro vědu (bílé sloupce)

V rámci studie byl determinován i ostatní materiál získaný na Madagaskaru v letech předchozích, materiál pocházející od entomologických kolegů či deponovaný v muzeích. Popisy těchto druhů jsou uvedeny v pracích TRÝZNY 2017 (Příloha 5, str. 211), TRÝZNY & ANDRIANOMENJANAHARYHO 2019 (Příloha 4, str. 203) a TRÝZNY & BAŇAŘE 2014a (Příloha 11, str. 269), 2014b (Příloha 12, str. 277), 2013a (Příloha 13, str. 287) a 2013b (Příloha 14, str. 297).

5.2 Výsledky ekologické

Množství mrtvého a odumírajícího dřeva vhodného pro výskyt větevníčků varíovalo v jednotlivých studovaných územích (*study area*) mezi 6,4 % (Ambohitantely 2017) a 28,6 % (Andasibe 2015). Celkově se počty mrtvých dřev pohybovaly pouze v desítkách kusů zjištěných za dobu 10 hodin (Tab. 4, str. 60).

Tab. 4. Počet mrtvých dřev vybraných ke studiu (*study site*) a jejich poměr k celkově nalezeným mrtvým dřevům v rámci jednotlivých studovaných území (*study areas*) zjištěných za jeden den

Studované území (<i>study area</i>)	Celkový počet nalezených mrtvých dřev v území	Počet vybraných mrtvých dřev (<i>study site</i>)	Množství vybraných mrtvých dřev z celkově nalezených (v %)
Mt. d'Ambre 2015	53	11	20,8
Mt. d'Ambre 2016	39	6	15,4
Ambohitantely 2016	31	2	6,5
Ambohitantely 2017	47	3	6,4
Andasibe 2015	7	2	28,6
Andasibe 2016	21	3	14,3
Andasibe 2017	39	5	12,8
Ankarafantsika 2015	24	3	12,5
Ankarana 2016	72	6	8,3
Forêt d'Ambre 2016	12	2	16,7
Mt. d'Français 2015	23	3	13,0
Mantadia 2015	8	1	12,5
Mantadia 2016	28	4	14,3
Mantadia 2017	36	5	13,9
Maromizaha 2017	12	1	8,3
Ranomafana 2017	39	5	12,8

Přehled studovaných území (*study areas*) s uvedením zjištěných studovaných veličin podává Tab. 5, str. 61.

Tab. 5. Podrobný přehled studovaných území (*study areas*) s uvedením zjištěných studovaných veličin (*predictors studied*)

Studovaná území (<i>study areas</i>)	Počet ploch (<i>study sites</i>)	Nadmořská výška (m)	Přirozenost lesa	Zastínění zápoje (%)	Dimenze dřeva	Počet frakcí dřeva	Stádium rozkladu dřeva	Koridor	Počet opakování sběru	Rok výzkumu
Mt. d'Ambre	17	1064,8±45,2	P, S	45,0±22,0	3,2±1,3	2,5±1,4	2,2±0,6	0,6±0,5	3,6±2,5	2015, 2016
Ambohitantely	5	1624,0±9,5	P	37,0±25,0	3,7±0,6	3,0±1,0	2,0±0	0,3±0,6	1,7±0,6	2016, 2017
Andasibe	10	968,9±27,0	S	34,0±22,7	3,8±0,4	2,4±1,2	2,0±0	0,9±0,3	2,1±2,3	2015–2017
Ankarafantsika	3	105,3±19,2	S	30,1±10,5	2,3±0,6	2,3±0,6	2,0±0	1,0±0	1,0±0	2015
Ankarana	6	125,7±7,9	P	37±23	3,3±0,8	2,0±1,3	2,0±0	0,7±0,5	1,0±0	2016
Forêt d'Ambre	2	496,0±0	P, S	40,0±14,1	4,0±0	4,0±0	2,0±0	0,5±0,7	1,0±0	2016
Mt. d'Français	3	270,7±66,4	S	6,7±5,8	2,0±1,0	2,0±1,0	2,0±0	1,0±0	2,0±0	2015
Mantadia	10	969,1±15,3	P	35,0±21,2	3,8±0,6	3,2±1,3	2,3±0,5	0,6±0,5	2,6±1,8	2015–2017
Maromizaha	1	1063	S	30	4	4	2	1	3	2016
Ranomafana	5	1028,6±88,2	P, S	48,0±16,4	3,4±0,5	2,6±1,5	2,2±0,4	0,8±0,4	1,8±1,3	2017

Celkový počet druhů zjištěných na studované ploše (*study site*) se značně lišil mezi 1 druhem (Mantadia, study site no. 4/2016) a 33 druhy (Mantadia, study site no. 1/2017). Stejně tak se značně lišil i počet zjištěných exemplářů mezi 1 (Mantadia, study site no. 4/2016) a 444 (Ranomafana, study site no. 3/2017).

Přehled jednotlivých studijních ploch s uvedením počtů zjištěných druhů a kusů udává Tab. 6, str. 62.

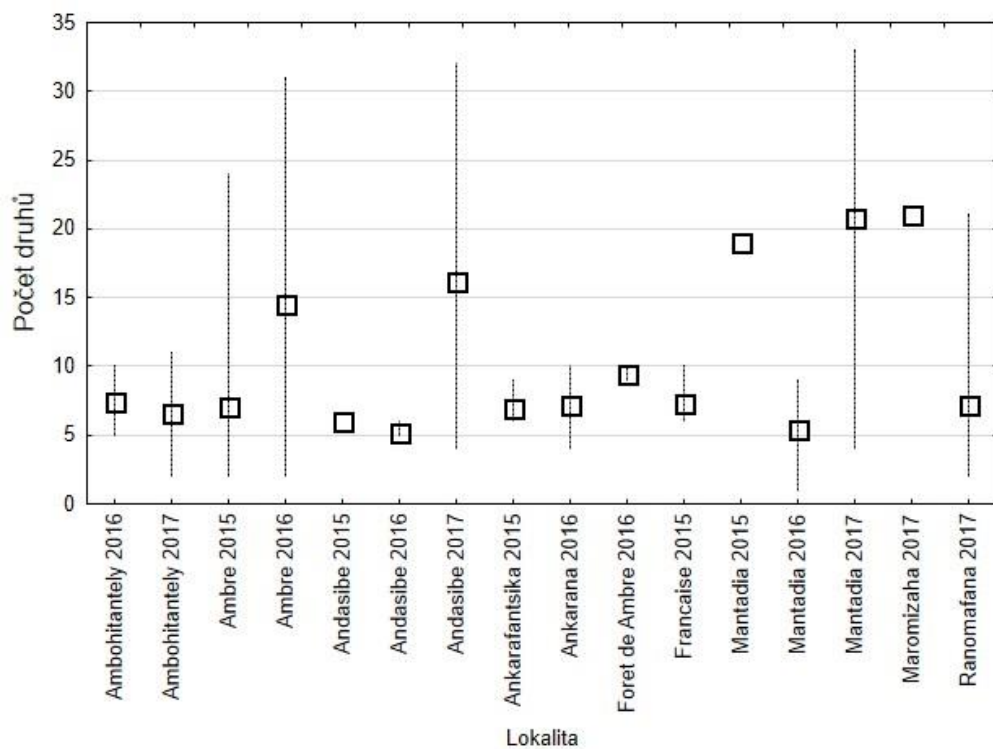
Tab. 6. Studované plochy (*study sites*) s uvedením studovaných veličin (*predictors studied*) a počtem zjištěných druhů a kusů čeledi *Anthribidae*

Číslo stud. plochy (ID)	Název stud. plochy (kód a rok sběru)	Přirozenost lesa	S	E	Nadmořská výška (m)	Zastínění zápoje (%)	Dimenze dřeva	Počet frakcí dřeva	Stádium rozkladu dřeva	Koridor	Počet sběrů	Celkový počet zjištěných druhů	Celkový počet chycených kusů
1	Mt. d'Ambre 1/15	1	12°30'50,7	49°10'37,8	1042	70	4	1	3	0	5	7	17
2	Mt. d'Ambre 2/15	1	12°31'01,0	49°10'32,9	1040	60	4	2	2	0	5	13	30
3	Mt. d'Ambre 3/15	1	12°31'07,2	49°10'24,2	1034	70	1	1	3	0	4	6	22
4	Mt. d'Ambre 4/15	1	12°31'54,0	49°10'19,2	1169	40	1	1	3	1	1	2	4
5	Mt. d'Ambre 5/15	1	12°31'52,0	49°10'17,2	1169	20	1	1	2	1	1	4	7
6	Mt. d'Ambre 6/15	1	12°31'03,0	49°10'34,9	1040	70	4	2	2	0	1	2	6
7	Mt. d'Ambre 7/15	1	12°31'17,4	49°10'31,3	1061	50	4	4	2	1	3	24	72
8	Mt. d'Ambre 8/15	2	12°31'34,5	49°10'14,3	1086	40	3	2	2	1	1	5	6
9	Mt. d'Ambre 9/15	2	12°31'36,6	49°10'16,4	1086	30	1	1	2	1	1	7	10
10	Mt. d'Ambre 10/15	2	12°31'36,7	49°10'16,5	1086	40	4	4	2	1	1	3	3
11	Mt. d'Ambre 11/15	1	12°31'03,0	49°10'34,9	1040	50	3	3	2	0	1	5	10
12	Mt. d'Français 1/15	2	12°19'21,5	49°20'18,1	195	0	2	2	2	1	2	10	20
13	Mt. d'Français 2/15	2	12°19'26,9	49°20'17,9	298	10	3	3	2	1	2	6	18
14	Mt. d'Français 3/15	2	12°19'33,4	49°20'15,3	319	10	1	1	2	1	2	6	15
15	Ankarafantsika 1/15	2	16°18'06,0	46°49'19,7	126	20	2	2	2	1	1	9	13
16	Ankarafantsika 2/15	2	16°18'00,3	46°48'42,2	88	40	2	2	2	1	1	6	23
17	Ankarafantsika 3/15	2	16°18'58,4	46°49'25,7	102	30	3	3	2	1	1	6	10
18	Andasibe 1/15	2	18°56'22,2	48°25'08,4	950	40	3	3	2	1	1	6	13
19	Andasibe 2/15	2	18°56'07,5	48°25'07,0	950	90	4	2	2	0	1	5	13
20	Mantadia 1/15	1	18°48'03,3	48°25'44,5	956	0	4	4	2	1	1	19	36
21	Mt. d'Ambre 1/16	1	12°31'18,4	49°10'32,3	1061	30	4	4	2	1	7	23	157
22	Mt. d'Ambre 2/16	1	12°31'17,4	49°10'31,3	1061	50	4	4	3	1	7	9	32
23	Mt. d'Ambre 3/16	1	12°31'08,9	49°10'30,3	1046	30	4	4	2	1	7	19	199
24	Mt. d'Ambre 4/16	1	12°31'10,9	49°10'32,3	1046	90	4	1	3	0	7	2	126
25	Mt. d'Ambre 5/16	1	12°31'37,8	49°10'15,9	1040	0	4	4	2	1	6	31	395
26	Mt. d'Ambre 6/16	1	12°31'10,7	49°10'22,2	994	30	4	4	1	1	4	3	10
27	Forêt d'Ambre 1/16	2	12°28'27,7	49°13'08,0	496	30	4	4	2	1	1	10	29
28	Forêt d'Ambre 2/16	1	12°28'29,7	49°13'10,0	496	50	4	4	2	0	1	9	11
29	Ankarana 1/16	1	12°57'53,9	49°07'17,6	116	10	4	4	2	0	1	10	23
30	Ankarana 2/16	1	12°57'20,9	49°07'28,2	117	50	4	1	2	1	1	4	5
31	Ankarana 3/16	1	12°58'07,3	49°08'12,9	132	50	3	1	2	1	1	8	17
32	Ankarana 4/16	1	12°56'06,2	49°07'05,3	131	20	2	2	2	1	1	10	47
33	Ankarana 5/16	1	12°55'56,8	49°06'57,8	124	20	4	1	2	1	1	6	17
34	Ankarana 6/16	1	12°57'52,3	49°07'17,6	134	70	3	3	2	0	1	5	44
35	Ambohitantely 1/16	1	18°11'21,4	47°17'09,3	1622	60	2	2	2	0	1	5	9
36	Ambohitantely 2/16	1	18°11'44,1	47°17'15,3	1623	40	4	3	2	1	1	10	19
37	Mantadia 1/16	1	18°48'03,5	48°25'44,5	975	40	4	1	2	0	1	7	8
38	Mantadia 2/16	1	18°47'54,8	48°25'38,2	972	30	4	4	2	0	1	9	20

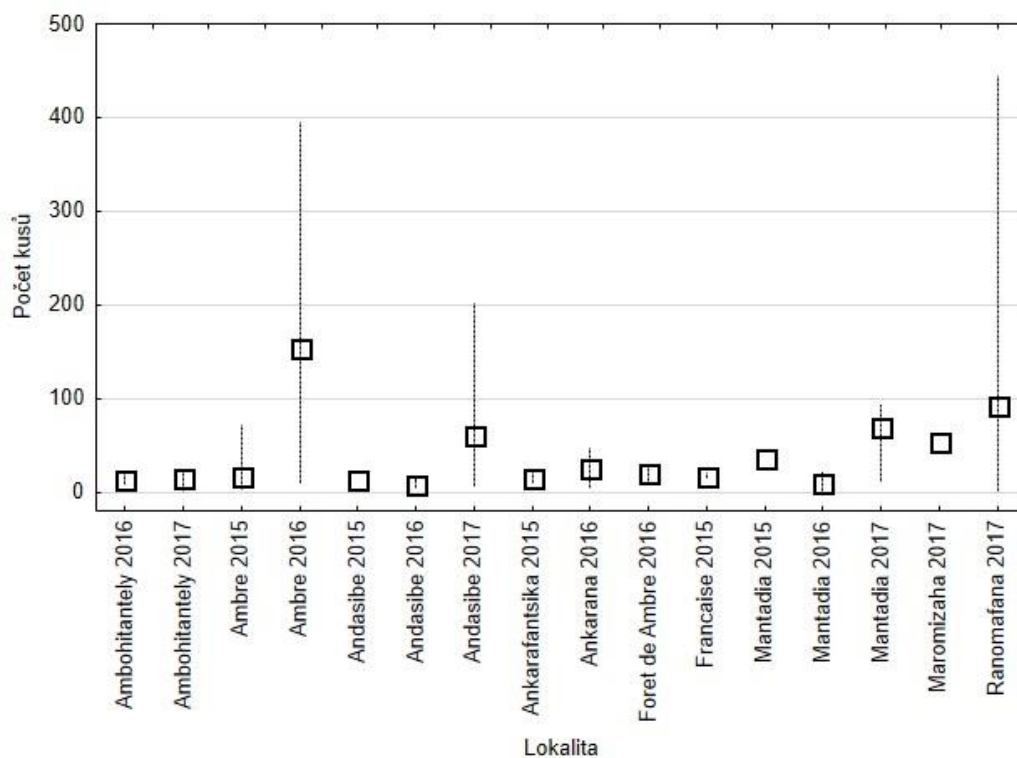
Číslo stud. plochy (ID)	Název stud. plochy (kód a rok sběru)	Přírozenost lesa	S	E	Nadmořská výška (m)	Zastínění zápoje (%)	Dimenze dřeva	Počet frakcí dřeva	Stádium rozkladu dřeva	Koridor	Počet sběrů	Celkový počet zjištěných druhů	Celkový počet chycených kusů
39	Mantadia 3/16	1	18°47'42,9	48°25'36,0	985	50	4	4	2	1	1	5	8
40	Mantadia 4/16	1	18°47'27,6	48°25'32,2	959	50	2	2	3	1	1	1	1
41	Andasibe 2/16	2	18°56'57,7	48°25'37,9	1005	30	4	1	2	1	1	5	8
42	Andasibe 3/16	2	18°56'43,9	48°25'16,0	990	40	4	2	2	1	1	5	5
43	Andasibe 4/16	2	18°56'16,8	48°25'09,1	979	30	4	1	2	1	1	6	6
44	Andasibe 1/17	2	18°56'16,9	48°25'09,2	979	30	4	1	2	1	1	8	15
45	Maromizaha 1/17	2	18°57'56,7	48°27'17,6	1063	30	4	4	2	1	3	21	54
46	Mantadia 1/17	1	18°48'16,2	48°25'41,3	962	30	4	4	2	0	6	33	89
47	Andasibe 4/17	2	18°56'52,6	48°25'38,9	985	40	4	4	2	1	7	32	70
48	Mantadia 2/17	1	18°48'16,1	48°25'43,1	958	20	4	4	2	1	4	29	93
49	Mantadia 3/17	1	18°47'27,8	48°25'29,1	946	10	4	4	2	1	4	32	84
50	Andasibe 5/17	2	18°56'33,9	48°25'05,1	922	10	4	4	2	1	1	5	14
51	Andasibe 6/17	2	18°56'47,3	48°25'21,9	991	20	3	2	2	1	1	4	7
52	Mantadia 4/17	1	18°48'05,8	48°25'44,9	993	70	4	1	3	0	4	4	74
53	Andasibe 7/17	2	18°56'44,5	48°25'35,5	938	10	4	4	2	1	6	32	202
54	Ambohitantely 1/17	1	18°11'42,9	47°17'19,5	1634	60	3	2	2	0	1	2	2
55	Ambohitantely 2/17	1	18°11'44,2	47°17'15,4	1623	40	4	3	2	1	2	7	20
56	Ambohitantely 3/17	1	18°11'51,3	47°17'20,2	1615	10	4	4	2	0	2	11	24
57	Ranomafana 1/17	1	21°15'32,7	47°25'13,5	924	40	4	4	2	0	1	7	7
58	Ranomafana 2/17	1	21°16'01,9	47°25'18,9	1055	30	3	3	3	1	1	2	2
59	Ranomafana 3/17	1	21°16'01,3	47°25'10,8	1033	40	4	4	2	1	4	21	444
60	Ranomafana 4/17	1	21°15'48,1	47°25'29,2	974	70	3	1	2	1	2	2	3
61	Ranomafana 5/17	2	21°13'48,7	47°23'50,1	1157	60	3	1	2	1	1	4	8
62	Mantadia 5/17	1	18°47'43,0	48°25'36,1	985	50	4	4	3	1	3	6	11
											145		2767

Vysvětlivky. Přírozenost lesa: 1 = primární les, 2 = sekundární les. Dimenze dřeva: 1 = průměr větvičky užší než 2 cm, 2 = průměr větve 2–10 cm, 3 = průměr větve/kmene 10–20 cm, 4 = průměr větve/kmene větší než 20 cm. Počet frakcí dřeva: parametr vyjadřuje celkový počet frakcí dřeva, tedy 1–4. Stádium rozkladu: 1 = iniciační fáze: čerstvě spadlý strom či větev, větve stále s přítomností zavadařících či zasychajících většinou ještě zelených listů, 2 = střední stádium (optimální): dřevo stále pokryto neporušenou kůrou, větve často ještě se suchými visícími hnědými listy spojených řapíky s dřevní hmotou, nebo již bez listů, avšak s přítomností i nejtenčích větviček, 3 = pokročilejší stádium: dřevo bez listů a tenčích větévek (které již opadly), kůra dřeva se již může začínat mírně odchlípnout a místy i chybět. Koridor: 1 = koridor přítomen, 0 = mrtvé dřevo umístěno uvnitř lesního porostu (= koridor nepřítomen).

Počty druhů čeledi Anthribidae zjištěných v jednotlivých studovaných územích (*study areas*) udává Graf 2, str. 64, počet zjištěných kusů pak Graf 3, str. 64.

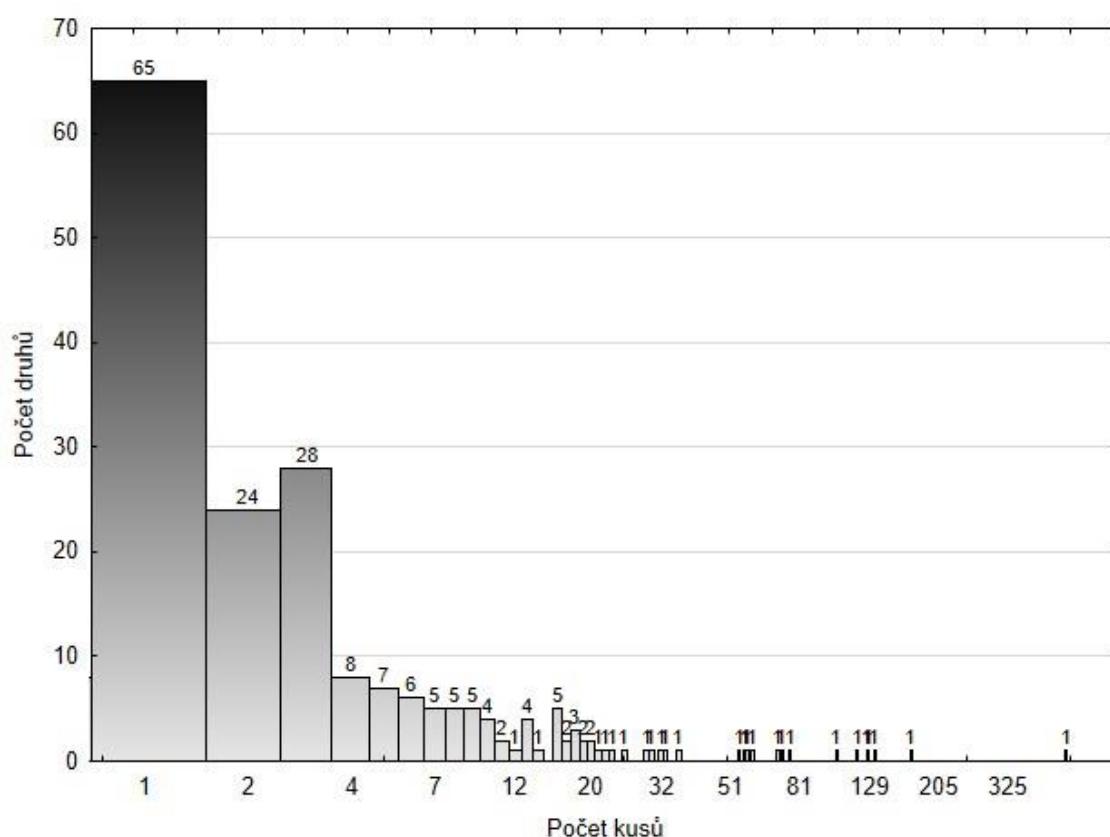


Graf 2. Počty druhů čeledi *Anthribidae* zjištěných v jednotlivých studovaných územích (*study sites*) v letech 2015–2017 (čtverec = průměr, linie = vyjádření minima a maxima)



Graf 3. Počty kusů čeledi *Anthribidae* zjištěných v jednotlivých studovaných územích (*study sites*) v letech 2015–2017 (čtverec = průměr, linie = vyjádření minima a maxima)

Počet jednotlivostí (*singletons*, tedy druhů, které byly zjištěny pouze v jednom kuse), byl relativně vysoký (65 druhů). Představují 32 % celkové druhové bohatosti. Pouze 6 % (tj. 14 druhů) druhů bylo chytáno v počtech více než 50 jedinců jedinců (Graf 4, str. 65, Tab. 7, str. 66), jmenovitě: *Caranistes fulvopictus* Fairmaire, *Caranistes rufipes* Jordan, *Diastatotropis perrinae* Trýzna & Baňář, *Dysnomelas melagris* Frieser, *Holophloeus tuberosus* Fairmaire, *Holophloeus loebli* Trýzna & Baňář, *Hormiscops* cf. *angustefasciatus* Frieser, *Choragus attactus* Frieser, *Choragus* sp. n. 05, *Choragus* sp. n. 27, *Lemuricedus audouini* (Fahraeus), *Lemuricedus maculicollis* (Fairmaire), *Lemuricedus madagascariensis* (Faust) a *Sintor paradistans* Wolfrum.



Graf 4. Počty druhů Anthribidae dle počtu odchycených exemplářů zjištěných na Madagaskaru v letech 2015–2017

Počty jednotlivých exemplářů čeledi Anthribidae zjištěných v rámci jednotlivých druhů v primárních a sekundárních lesích v letech 2015–2017 jsou uvedeny v Tab. 7, str. 66.

Tab. 7. Seznam všech zjištěných druhů čeledi *Anthribidae* v letech 2015–2017 s uvedením počtu zjištěných exemplářů v primárních a sekundárních lesích

Pořadové číslo	Nové druhy pro vědu zjištěné v rámci studie	ID	Druh	Počet exemplářů zjištěných v primárním lese (PL)	% (PL)	Počet exemplářů zjištěných v sekundárním lese (SL)	% (SL)	Celkový počet exemplářů
1	*	1	<i>Adapterops cedrici</i> Trýzna & Baňář, 2015	3	0,14	4	0,71	7
2	*	2	<i>Adapterops dimbyi</i> Trýzna & Baňář, 2017	1	0,05	0	0,00	1
3	-	3	<i>Adapterops festivus</i> Frieser, 2010	4	0,18	14	2,49	18
4	-	4	<i>Adapterops hankae</i> Trýzna, 2012	23	1,04	0	0,00	23
5	*	5	<i>Adapterops mamyi</i> Trýzna & Baňář, 2017	0	0,00	3	0,53	3
6	-	6	<i>Anhelita lineata</i> Jordan, 1895	5	0,23	11	1,96	16
7	*	7	<i>Anhelita</i> sp. n. 01	16	0,73	0	0,00	16
8	*	8	<i>Anhelita</i> sp. n. 02	2	0,09	4	0,71	6
9	*	9	<i>Anhelita</i> sp. n. 03	0	0,00	2	0,36	2
10	-	10	<i>Apatenia fallax</i> Frieser, 2010	14	0,63	6	1,07	20
11	-	11	<i>Apatenia longiclava</i> Wolfrum, 1955	19	0,86	3	0,53	22
12	*	12	<i>Apatenia</i> sp. n. 01	13	0,59	0	0,00	13
13	-	13	<i>Apatenia sulcicollis</i> Frieser, 2000	0	0,00	7	1,25	7
14	-	15	<i>Baseocolpus punctifer</i> Frieser, 2000	0	0,00	1	0,18	1
15	-	16	<i>Basidissus cristatus</i> Fairmaire, 1897	3	0,14	0	0,00	3
16	-	17	<i>Basidissus fulvitaris</i> Frieser, 2007	1	0,05	0	0,00	1
17	-	18	<i>Blaberops korinae</i> Trýzna & Baňář, 2014	0	0,00	1	0,18	1
18	-	19	<i>Caranistes cyphosis</i> Wolfrum, 1959	19	0,86	17	3,02	36
19	-	20	<i>Caranistes dubius</i> Frieser, 2007	1	0,05	0	0,00	1
20	-	21	<i>Caranistes filitarsis</i> (Fairmaire, 1897)	1	0,05	2	0,36	3
21	-	22	<i>Caranistes fulvopictus</i> Fairmaire, 1898	113	5,12	6	1,07	119
22	-	23	<i>Caranistes gibbosus</i> Frieser, 2007 (cf.)	10	0,45	6	1,07	16
23	-	25	<i>Caranistes laticollis</i> Frieser, 2007 (cf.)	0	0,00	4	0,71	4
24	-	26	<i>Caranistes latifrons</i> (Fairmaire, 1901) (cf.)	2	0,09	1	0,18	3
25	-	27	<i>Caranistes lineatus</i> Fahraeus, 1839	1	0,05	1	0,18	2
26	-	28	<i>Caranistes marmorinus</i> Wolfrum, 1959	9	0,41	0	0,00	9
27	-	29	<i>Caranistes rhanisus</i> Wolfrum, 1959	9	0,41	9	1,60	18
28	-	30	<i>Caranistes rufipes</i> Jordan, 1895	16	0,73	56	9,96	72
29	-	31	<i>Caranistes sonjai</i> Frieser, 2010	0	0,00	1	0,18	1
30	*	32	<i>Caranistes</i> sp. n. 01	2	0,09	0	0,00	2
31	*	33	<i>Caranistes</i> sp. n. 02	16	0,73	1	0,18	17
32	*	34	<i>Caranistes</i> sp. n. 03	1	0,05	0	0,00	1
33	*	35	<i>Caranistes</i> sp. n. 04	0	0,00	1	0,18	1
34	*	36	<i>Caranistes</i> sp. n. 05	0	0,00	1	0,18	1
35	*	37	<i>Caranistes</i> sp. n. 06	1	0,05	0	0,00	1
36	*	38	<i>Caranistes</i> sp. n. 07	2	0,09	0	0,00	2

Pořadové číslo	Nové druhy pro vědu zjištěné v rámci studie	ID	Druh	Počet exemplářů zjištěných v primárním lese (PL)	% (PL)	Počet exemplářů zjištěných v sekundárním lese (SL)	% (SL)	Celkový počet exemplářů
37	*	39	<i>Caranistes</i> sp. n. 08	1	0,05	0	0,00	1
38	*	40	<i>Caranistes</i> sp. n. 09	0	0,00	1	0,18	1
39	*	41	<i>Caranistes</i> sp. n. 10	1	0,05	0	0,00	1
40	*	42	<i>Caranistes</i> sp. n. 11	0	0,00	1	0,18	1
41	*	43	<i>Caranistes</i> sp. n. 12	2	0,09	1	0,18	3
42	*	44	<i>Caranistes</i> sp. n. 13	1	0,05	0	0,00	1
43	*	45	<i>Caranistes</i> sp. n. 14	1	0,05	0	0,00	1
44	-	46	<i>Caranistes strenus</i> Frieser, 2007 (cf.)	1	0,05	0	0,00	1
45	-	47	<i>Caranistes subvittatus</i> Frieser, 2007 (cf.)	2	0,09	0	0,00	2
46	-	48	<i>Caranistes taeniatus</i> Frieser, 2007	0	0,00	4	0,71	4
47	*	50	<i>Cenchromorphus</i> sp. n. 01	2	0,09	0	0,00	2
48	-	51	<i>Diastatotropis clavigera</i> Frieser, 1992	6	0,27	4	0,71	10
49	-	52	<i>Diastatotropis elegans</i> Fairmaire (in litt.)	9	0,41	0	0,00	9
50	*	53	<i>Diastatotropis humeralis</i> Trýzna & Baňář, 2016	7	0,32	2	0,36	9
51	-	54	<i>Diastatotropis irrorata</i> Lacordaire, 1866	15	0,68	17	3,02	32
52	-	55	<i>Diastatotropis olivacea</i> Waterhouse, 1882	10	0,45	11	1,96	21
53	*	56	<i>Diastatotropis perrinae</i> Trýzna & Baňář, 2017	134	6,08	0	0,00	134
54	*	57	<i>Diastatotropis</i> sp. n. 01	0	0,00	3	0,53	3
55	*	58	<i>Diastatotropis</i> sp. n. 02	1	0,05	0	0,00	1
56	*	59	<i>Diastatotropis</i> sp. n. 03	1	0,05	0	0,00	1
57	-	60	<i>Diastatotropis tessellata</i> Fairmaire, 1897	11	0,50	1	0,18	12
58	-	61	<i>Diastatotropis viridans</i> Fairmaire, 1897	5	0,23	0	0,00	5
59	-	62	<i>Dysnomelas melagris</i> Frieser, 1981	152	6,89	19	3,38	171
60	-	63	<i>Entaphoides brunneofasciata</i> Wolfrum, 1961	1	0,05	0	0,00	1
61	-	64	<i>Epitaphius albatu</i> s Wolfrum, 1961	1	0,05	0	0,00	1
62	-	65	<i>Epitaphius annulicornis</i> Fairmaire, 1898 (cf.)	3	0,14	0	0,00	3
63	-	66	<i>Epitaphius cincticollis</i> Frieser, 2004	3	0,14	0	0,00	3
64	-	67	<i>Epitaphius inconspicu</i> us Wolfrum, 1959	1	0,05	0	0,00	1
65	-	68	<i>Epitaphius rheinheimeri</i> Frieser, 2004	1	0,05	0	0,00	1
66	*	69	<i>Epitaphius</i> sp. n. 01	0	0,00	1	0,18	1
67	-	70	<i>Eudysnos pilicornis</i> Frieser, 2010	2	0,09	2	0,36	4
68	*	71	Genus near <i>Tropideres</i> sp. n. 01	1	0,05	1	0,18	2
69	*	72	Genus near <i>Tropideres</i> sp. n. 02	2	0,09	0	0,00	2
70	*	73	Genus near <i>Tropideres</i> sp. n. 03	3	0,14	0	0,00	3
71	*	74	Genus near <i>Tropideres</i> sp. n. 04	1	0,05	0	0,00	1
72	*	75	Genus near <i>Tropideres</i> sp. n. 05	1	0,05	0	0,00	1
73	*	76	Genus near <i>Caranistes</i> sp. n. 01	8	0,36	0	0,00	8
74	-	77	<i>Holophloeus tuberosus</i> (Fairmaire, 1897)	127	5,76	0	0,00	127
75	*	78	<i>Holophloeus loebli</i> Trýzna & Baňář, 2020	69	3,13	1	0,18	70

Pořadové číslo	Nové druhy pro vědu zjištěné v rámci studie	ID	Druh	Počet exemplářů zjištěných v primárním lese (PL)	% (PL)	Počet exemplářů zjištěných v sekundárním lese (SL)	% (SL)	Celkový počet exemplářů
76	-	79	<i>Hormiscops angustefasciatus</i> Frieser, 2010 (cf.)	55	2,49	2	0,36	57
77	-	80	<i>Hormiscops blandus</i> Frieser, 2007	2	0,09	1	0,18	3
78	-	81	<i>Hormiscops brevior</i> Frieser, 2007	1	0,05	2	0,36	3
79	-	82	<i>Hormiscops confluens</i> Frieser, 2010	7	0,32	2	0,36	9
80	-	83	<i>Hormiscops frater</i> Frieser, 2007	13	0,59	1	0,18	14
81	-	84	<i>Hormiscops frater</i> Frieser, 2007 (cf.)	18	0,82	12	2,14	30
82	*	85	<i>Hormiscops</i> sp. n. 01	7	0,32	1	0,18	8
83	*	86	<i>Hormiscops</i> sp. n. 02	2	0,09	0	0,00	2
84	*	87	<i>Hormiscops</i> sp. n. 03	2	0,09	0	0,00	2
85	*	88	<i>Hormiscops</i> sp. n. 04	1	0,05	0	0,00	1
86	*	89	<i>Hormiscops</i> sp. n. 05	0	0,00	2	0,36	2
87	*	90	<i>Hormiscops</i> sp. n. 06	1	0,05	0	0,00	1
88	*	91	<i>Hormiscops</i> sp. n. 07	1	0,05	0	0,00	1
89	-	92	<i>Choragus attactus</i> Frieser, 2010	51	2,31	5	0,89	56
90	-	93	<i>Choragus fasciger</i> Frieser, 2010	17	0,77	2	0,36	19
91	-	94	<i>Choragus flavofasciatus</i> Frieser, 2004	3	0,14	5	0,89	8
92	-	95	<i>Choragus interruptofasciatus</i> Frieser, 2004	1	0,05	0	0,00	1
93	*	96	<i>Choragus</i> sp. n. 01	7	0,32	0	0,00	7
94	*	97	<i>Choragus</i> sp. n. 02	4	0,18	1	0,18	5
95	*	98	<i>Choragus</i> sp. n. 03	8	0,36	0	0,00	8
96	*	99	<i>Choragus</i> sp. n. 04	7	0,32	10	1,78	17
97	*	100	<i>Choragus</i> sp. n. 05	75	3,40	1	0,18	76
98	*	101	<i>Choragus</i> sp. n. 06	0	0,00	4	0,71	4
99	*	102	<i>Choragus</i> sp. n. 07	0	0,00	4	0,71	4
100	*	103	<i>Choragus</i> sp. n. 08	0	0,00	2	0,36	2
101	*	104	<i>Choragus</i> sp. n. 09	11	0,50	0	0,00	11
102	*	105	<i>Choragus</i> sp. n. 10	3	0,14	0	0,00	3
103	*	106	<i>Choragus</i> sp. n. 11	1	0,05	0	0,00	1
104	*	107	<i>Choragus</i> sp. n. 12	2	0,09	1	0,18	3
105	*	108	<i>Choragus</i> sp. n. 13	1	0,05	0	0,00	1
106	*	110	<i>Choragus</i> sp. n. 15	15	0,68	1	0,18	16
107	*	111	<i>Choragus</i> sp. n. 16	33	1,50	0	0,00	33
108	*	112	<i>Choragus</i> sp. n. 17	29	1,32	0	0,00	29
109	*	113	<i>Choragus</i> sp. n. 18	3	0,14	0	0,00	3
110	*	114	<i>Choragus</i> sp. n. 19	3	0,14	0	0,00	3
111	*	115	<i>Choragus</i> sp. n. 20	1	0,05	0	0,00	1
112	*	116	<i>Choragus</i> sp. n. 21	1	0,05	0	0,00	1
113	*	117	<i>Choragus</i> sp. n. 22	8	0,36	0	0,00	8
114	*	118	<i>Choragus</i> sp. n. 23	1	0,05	0	0,00	1

Pořadové číslo	Nové druhy pro vědu zjištěné v rámci studie	ID	Druh	Počet exemplářů zjištěných v primárním lese (PL)	% (PL)	Počet exemplářů zjištěných v sekundárním lese (SL)	% (SL)	Celkový počet exemplářů
115	*	119	<i>Choragus</i> sp. n. 24	1	0,05	2	0,36	3
116	*	120	<i>Choragus</i> sp. n. 25	18	0,82	7	1,25	25
117	*	121	<i>Choragus</i> sp. n. 26	2	0,09	1	0,18	3
118	*	122	<i>Choragus</i> sp. n. 27	397	18,00	86	15,30	483
119	*	123	<i>Choragus</i> sp. n. 28	2	0,09	0	0,00	2
120	*	124	<i>Choragus</i> sp. n. 29	1	0,05	0	0,00	1
121	*	125	<i>Choragus</i> sp. n. 30	0	0,00	2	0,36	2
122	*	126	<i>Choragus</i> sp. n. 31	2	0,09	0	0,00	2
123	-	127	<i>Lemuricedus audouini</i> (Fahraeus, 1839)	95	4,31	33	5,87	128
124	-	128	<i>Lemuricedus dexius</i> Jordan, 1911	0	0,00	1	0,18	1
125	-	129	<i>Lemuricedus equulus</i> Wolfrum, 1961	9	0,41	4	0,71	13
126	-	130	<i>Lemuricedus guttulifer</i> Frieser, 2007	3	0,14	0	0,00	3
127	-	131	<i>Lemuricedus inferior</i> Frieser, 1981	17	0,77	2	0,36	19
128	-	132	<i>Lemuricedus inferior</i> Frieser, 1981 (cf.)	12	0,54	1	0,18	13
129	-	133	<i>Lemuricedus integer</i> Wolfrum, 1961	0	0,00	2	0,36	2
130	-	134	<i>Lemuricedus maculicollis</i> (Fairmaire, 1896)	35	1,59	19	3,38	54
131	-	135	<i>Lemuricedus madagascariensis</i> (Faust, 1889)	52	2,36	7	1,25	59
132	-	136	<i>Lemuricedus microphthalmus</i> Wolfrum, 1961	2	0,09	0	0,00	2
133	-	137	<i>Lemuricedus punctatipennis</i> Frieser, 1959	0	0,00	1	0,18	1
134	*	138	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 01	12	0,54	1	0,18	13
135	*	139	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 02	1	0,05	0	0,00	1
136	*	140	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 03	0	0,00	1	0,18	1
137	*	141	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 04	3	0,14	0	0,00	3
138	*	142	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 05 (<i>L. svojsiki</i>)	16	0,73	0	0,00	16
139	*	143	<i>Lemuricedus</i> sp. n. 06 (<i>L. ypsilon</i>)	2	0,09	0	0,00	2
140	-	144	<i>Lemuricedus subscutellatus</i> (Fairmaire, 1896)	6	0,27	0	0,00	6
141	-	145	<i>Lemuricedus subscutellatus</i> (Fairmaire, 1896) (cf.)	10	0,45	0	0,00	10
142	-	146	<i>Lemuricedus torvus</i> (Jordan, 1895)	5	0,23	1	0,18	6
143	-	148	<i>Litotropis semipustulata</i> Frieser, 2000	0	0,00	5	0,89	5
144	-	149	<i>Litotropis semipustulata</i> Frieser, 2000 (cf.)	1	0,05	0	0,00	1
145	*	150	<i>Litotropis</i> sp. n. 01	1	0,05	0	0,00	1
146	*	151	<i>Litotropis</i> sp. n. 02	0	0,00	6	1,07	6
147	*	152	<i>Litotropis</i> sp. n. 03	1	0,05	1	0,18	2
148	-	153	<i>Mecotarsus longitarsis</i> (Fairmaire, 1903)	10	0,45	0	0,00	10
149	-	154	<i>Megatermis rugipennis</i> Frieser, 2000	2	0,09	0	0,00	2
150	-	155	<i>Mentanus costulatus</i> Fairmaire, 1902	0	0,00	1	0,18	1
151	-	156	<i>Nistacares leucostictus</i> Fairmaire, 1898	0	0,00	4	0,71	4
152	-	157	<i>Noxius albomaculatus</i> Wolfrum, 1961	5	0,23	1	0,18	6
153	*	158	<i>Noxius</i> sp. n. 01	0	0,00	3	0,53	3

Pořadové číslo	Nové druhy pro vědu zjištěné v rámci studie	ID	Druh	Počet exemplářů zjištěných v primárním lese (PL)	% (PL)	Počet exemplářů zjištěných v sekundárním lese (SL)	% (SL)	Celkový počet exemplářů
154	*	159	<i>Noxius</i> sp. n. 02	0	0,00	5	0,89	5
155	*	160	<i>Noxius</i> sp. n. 03	0	0,00	7	1,25	7
156	*	161	<i>Noxius</i> sp. n. 04	0	0,00	1	0,18	1
157	*	162	<i>Noxius</i> sp. n. 05	0	0,00	1	0,18	1
158	*	163	<i>Noxius</i> sp. n. 06	1	0,05	0	0,00	1
159	*	164	<i>Noxius</i> sp. n. 07	1	0,05	0	0,00	1
160	*	165	<i>Noxius</i> sp. n. 08	3	0,14	0	0,00	3
161	*	166	<i>Noxius</i> sp. n. 09	1	0,05	0	0,00	1
162	*	167	<i>Noxius</i> sp. n. 10	0	0,00	1	0,18	1
163	*	168	<i>Noxius</i> sp. n. 11	0	0,00	1	0,18	1
164	-	169	<i>Opanthribus paraleuca</i> (Wolfrum, 1955) (cf.)	2	0,09	8	1,42	10
165	-	170	<i>Opanthribus scuttatus</i> Frieser, 2004	1	0,05	0	0,00	1
166	-	171	<i>Opanthribus undulatus</i> Frieser, 2004	1	0,05	2	0,36	3
167	-	172	<i>Pantorhaena inornatus</i> Frieser, 2010	1	0,05	0	0,00	1
168	*	173	<i>Perichoragus</i> sp. n. 01	1	0,05	0	0,00	1
169	-	174	<i>Phloeotragus albicans</i> Fahraeus, 1839	3	0,14	0	0,00	3
170	-	176	<i>Sintor conglobatus</i> Wolfrum, 1961 (cf.)	6	0,27	0	0,00	6
171	-	177	<i>Sintor frenatus</i> Frieser, 2000	1	0,05	4	0,71	5
172	-	178	<i>Sintor impressus</i> Frieser, 2000	3	0,14	1	0,18	4
173	-	179	<i>Sintor ochraceus</i> Frieser, 2000	2	0,09	1	0,18	3
174	-	180	<i>Sintor ochraceus</i> Frieser, 2000 (cf.)	3	0,14	0	0,00	3
175	-	181	<i>Sintor paradistans</i> Wolfrum, 1961	103	4,67	1	0,18	104
176	*	182	<i>Sintor</i> sp. n. 01	0	0,00	1	0,18	1
177	*	183	<i>Sintor</i> sp. n. 02	1	0,05	0	0,00	1
178	*	184	<i>Sintor</i> sp. n. 03	1	0,05	0	0,00	1
179	*	185	<i>Sintor</i> sp. n. 04	1	0,05	0	0,00	1
180	-	186	<i>Sintor sporadicus</i> (Wolfrum, 1959)	11	0,50	7	1,25	18
181	-	187	<i>Sphinctotropis celata</i> Frieser, 2007	6	0,27	3	0,53	9
182	*	188	<i>Sphinctotropis</i> sp. n. 01	0	0,00	1	0,18	1
183	*	189	<i>Sternocyphus</i> sp. n. 01	0	0,00	2	0,36	2
184	-	190	<i>Sternocyphus ferranti</i> (Jordan, 1925)	0	0,00	5	0,89	5
185	*	191	<i>Tophoderellus</i> sp. n. 01	0	0,00	3	0,53	3
186	*	193	<i>Tophoderellus</i> sp. n. 02	0	0,00	1	0,18	1
187	-	194	<i>Tophoderes annulatus</i> Waterhouse, 1875	1	0,05	0	0,00	1
188	-	195	<i>Tophoderes frenatus</i> (Klug, 1833)	0	0,00	3	0,53	3
189	-	196	<i>Tophoderes fuscoareatus</i> Wolfrum, 1959	4	0,18	0	0,00	4
190	-	197	<i>Tophoderes griseipes</i> Fairmaire, 1901	1	0,05	0	0,00	1
191	*	198	<i>Tophoderes lidmilae</i> Trýzna & Baňář, 2015	5	0,23	0	0,00	5
192	-	199	<i>Tophoderes nubeculosus</i> Fairmaire, 1888	1	0,05	1	0,18	2

Pořadové číslo	Nové druhy pro vědu zjištěné v rámci studie	ID	Druh	Počet exemplářů zjištěných v primárním lese (PL)	% (PL)	Počet exemplářů zjištěných v sekundárním lese (SL)	% (SL)	Celkový počet exemplářů
193	-	200	<i>Tophoderes sikorae</i> Jordan, 1895	6	0,27	1	0,18	7
194	-	201	<i>Tophoderes sinuatocollis</i> Jordan, 1895	1	0,05	2	0,36	3
195	-	202	<i>Tripodius cuspis</i> Wolfrum, 1961	4	0,18	7	1,25	11
196	*	203	<i>Tripodius</i> sp. n. 01	1	0,05	0	0,00	1
197	*	205	<i>Tripodius</i> sp. n. 03	2	0,09	0	0,00	2
198	*	206	<i>Tripodius</i> sp. n. 04	2	0,09	0	0,00	2
199	*	207	<i>Tripodius</i> sp. n. 05	1	0,05	0	0,00	1
200	*	208	<i>Tripodius</i> sp. n. 06	0	0,00	1	0,18	1
201	*	209	<i>Ulorhinus</i> sp. n. 01	1	0,05	0	0,00	1
202	-	210	<i>Uterosomus verrucosus</i> (Olivier, 1795)	11	0,50	9	1,60	20
				2205		562		2767

Vysvětlivky. Použitá zkratka „cf.“ (zkratka latinského slova *confer* = porovnej, srovnej, vezmi v potaz) upozorňuje na nikoliv definitivní determinaci druhu, kdy je druh pouze podobný druhu uvedenému, nikoliv však s ním zcela totožný a v budoucnu bude nutné uvedenou determinaci potvrdit. ID = identifikační číslo taxonu přidělené při determinaci, * = nový druh pro vědu zjištěný v rámci studie.

Z Tab. 7 vyplývá, že v primárních lesích bylo odchyceno 2.205 exemplářů čeledi Anthribidae, zatímco v sekundárních lesích 562 exemplářů. Počet druhů, který byl odchycen pouze v primárních lesích činil 93, pouze v sekundárních lesích bylo zjištěno 42 druhů a konečně 67 druhů bylo nalezeno jak v primárních, tak i v sekundárních lesích. Je však nutné zdůraznit, že v primárních lesích bylo studováno 40 ploch (*study site*) a uskutečněno 107 sběrů, v sekundárních lesích bylo studováno pouze 22 ploch a uskutečněno 38 sběrů.

5.3 Výsledky statistické analýzy

V rámci statistické analýzy byly zhodnoceny veškeré studované veličiny (*predictors studied*), tedy indikátory prostředí, konkrétně 1) přirozenost lesa (*naturalness of forest*), 2) otevřenost zápoje (*canopy openness*), 3) dimenze dřeva (*dimensions of the wood*), 4) počet přítomných velikostních frakcí mrtvého dřeva (*member of present size-fractions of dead wood, DW fractions*), 5) stádium rozkladu dřeva (*decomposition stage of wood*), 6) přítomnost či absence koridoru (*presence or absence of corridor*) a 7) nadmořská výška (*elevation a.s.l.*). Studovanou veličinou byl rovněž 8) počet opakování sběrů (*number of*

sampling) a 9) rok výzkumu (*year of sampling*). Statistická analýza veškerých studovaných veličin je uvedena v Tab. 8, str. 72.

Lineární regrese byla statisticky průkazná ($F = 10,91$, $P < 0,001$, $AICc = 63,37$), a míra upravené variance vysvětlila 60,2 %.

Tab. 8. Vliv veškerých studovaných veličin (*predictors studied*) na počet druhů čeledi *Anthribidae* nalezených na studovaných plochách (*study sites*) v lesích Madagaskaru (tučně zobrazeny statisticky významné veličiny)

Variable	Coeff.	Std Coeff.	VIF	Std Error	t	P Value
Konstanta	-27,179	0	0	134,048	-0,203	0,84
Počet opakování sběrů	0,153	0,555	1,32	0,026	5,918	<0,001
Rok výzkumu	0,015	0,021	1,382	0,067	0,22	0,827
Nadmořská výška	<0,001	-0,056	1,211	<0,001	-0,624	0,536
Otevřenost zápoje	-0,009	-0,35	1,855	0,003	-3,148	0,003
Dimenze dřeva	0,031	0,054	1,793	0,063	0,495	0,623
Počet frakcí dřeva	0,091	0,206	1,8	0,048	1,884	0,065
Přirozenost lesa	0,017	0,014	1,365	0,11	0,151	0,881
Koridor	-0,082	-0,068	1,511	0,122	-0,675	0,503
Stadium rozkladu dřeva	-0,282	-0,195	1,416	0,14	-2,006	0,05

Výsledky ukázaly, že výraznými biotopovými faktory, které ovlivňovaly počet druhů čeledi *Anthribidae* na jednotlivých studovaných plochách byly 1) **otevřenost zápoje** (*canopy openness*) (P Value = 0,003) a 2) **stadium rozkladu dřevní hmoty** (P Value = 0,05). Třetím biotopovým faktorem byl **počet přítomných velikostních frakcí mrtvého dřeva** (*number of present size-fractions of dead wood, DW fractions*), která však již nebyla významně průkazná (P Value = 0,065). K těmto studovaným veličinám přistoupila nejvýznamnější proměnná, a to sice **počet uskutečněných sběrů na studované ploše**, respektive počet jejich opakování (*number of sampling*) (P Value = <0,001) (Tab. 8).

Bylo zjištěno, že **otevřenost zápoje** (*canopy openness*) významně ovlivnila počet druhů, počet druhů se významně zvýšil se zvyšující se otevřeností zápoje (Příloha 16, str. 318). Vyšší fáze rozpadu mrtvého dřeva (*decomposition stage of wood*) naopak výrazně

snížila počet zjištěných druhů. **Počet sběrů** (*number of sampling*) na každé studijní ploše (*study site*) měl rovněž významný pozitivní vliv na počet zjištěných druhů (Tab. 8, str. 72).

5.3.1 Významné veličiny (predictors studied)

Nejlepší model OLS (*ordinary least squares*) podle AICc ukázal, že počet opakování sběrů (*number of sampling*), otevřenost zápoje (*canopy openness*), počet velikostních frakcí mrtvého dřeva (*DW fractions*) a stadium rozkladu (*decomposition stage of dead wood*) byly nejlivnějšími proměnnými. Tento významný model ($F = 25,97$; $P = <0,001$; $AICc = 51,05$) vysvětlil 62,7 % upravené míry variance. Vliv otevřenosti zápoje, fáze rozpadu dřeva a počet pozorování zůstal stejný jako u celého modelu. Počet velikostních frakcí mrtvého dřeva klesl na významnou úroveň a zvýšený počet velikostních frakcí dřeva zvýšil počet zjištěných druhů (Tab. 9, str. 73).

Tab. 9. Významné studované veličiny (*predictors studied*) po selekci modelů na počet druhů čeledi *Anthribidae* nalezených na studovaných plochách (*study sites*) v lesích Madagaskaru

Variable	Coeff.	Std Coeff.	VIF	Std Error	t	P Value
Konstanta	2,334	0	0	0,3	7,768	<0,001
Počet opakování sběrů	0,153	0,557	1,238	0,024	6,352	<0,001
Otevřenost zápoje	-0,008	-0,316	1,28	0,002	-3,545	<0,001
Počet frakcí dřeva	0,103	0,233	1,362	0,041	2,534	0,014
Stadium rozkladu dřeva	-0,306	-0,211	1,282	0,129	-2,368	0,021

6 Diskuze

6.1 Množství mrtvého a odumírajícího dřeva

Exaktní metody výpočtu množství mrtvého dřeva metodami používanými v lesnictví jsou podrobně rozpracované (např. KIRBY A KOL. 1991, BELL A KOL. 1996, WADDELL 2002, MARSHALL A KOL. 2003, NILSSON A KOL. 2003, HERRERO A KOL. 2016, KARPACHEV A KOL. 2017, FRAVER A KOL. 2018, NETTO A KOL. 2018). Některé metody navíc využívají sofistikovanější metody s využitím infračervených leteckých snímků a geografických informačních systémů (BÜTLER & SCHLAEPFER 2004). Pro enormní časovou náročnost je však většina těchto metod v rámci entomologických studií v podstatě nepoužitelná.

Odhadem počtu a objemu mrtvého dřeva v tropických oblastech se zabývalo několik autorů. Např. CHANDRASHEKARA & SIBICHAN (2006) tuto veličinu studovali v tropickém stálezeleném vlhkém lese v jihoindickém státě Kerala. V lese, který nevykazoval známky antropogenního narušení, stanovili 16 kvadrátů, každý o velikosti 50x50 m, s minimální vzdáleností kvadrátů 200 m. V rámci studie počítali veškeré stojící mrtvé (*snags*) i padlé dřevo (*logs*) dimenzí větších než 10 cm. Pokaždé změřili obvod dřeva a vypočítali jeho objem dle odhadnuté délky. Zjistili, že padlé na zemi ležící mrtvé dřevo tvořilo přibližně 80 % celkové zásoby mrtvého dřeva, zbytek připadal na stojící mrtvé dřevo. Objem celkové hmoty mrtvého dřeva ve studované oblasti činil 70 m³ ha⁻¹.

Zjednodušenou metodu pro zjištění množství mrtvého dřeva použili např. KIRBY A KOL. (1991). Autoři v podmínkách evropských lesů používali metodu transektů, kdy vytyčili úsek o délce 25 m a zjišťovali přítomnost dřeva vždy ve vzdálenosti 2 m od středové linie (celkem tedy 100 m²). Na každé lokalitě vytyčili 5–15 transektů a množství dřeva spočítali dle průměrů a odhadnutých délek.

Množství, resp. hmotnost mrtvého dřeva velmi varíruje. V australských tropických lesích se pohybuje průměrně od 19 do 134 t ha⁻¹, s rozmezím od 0,2 do 1.089 t ha⁻¹ (WOLDENDORP & KEENAN 2005).

Žádná z výše uvedených prací nepřinesla využitelné poznatky, v rámci kterých by bylo možné relativně jednoduše a v přijatelném časovém úseku zjistit množství mrtvého a odumírajícího dřeva ve studovaných územích (*study areas*). Exaktně kvantifikovat mrtvé dřevo v rámci terénních prací tedy nebylo oproti původnímu předpokladu možné. Důvodem byla zejména jeho vysoká diverzita (viz např. Obr. 2: B, str. 45, Obr. 4: C, str. 47) a s tím spojená neúměrná časová náročnost. Rovněž GROVE (2002) upozorňuje, že

kvantifikace mrtvého dřeva v terénu je časově náročná a často v rámci nejrůznějších studií v podstatě nemožná.

Z těchto důvodů byla zvolena zjednodušená metoda, při které bylo veškeré mrtvé dřevo v území (*study area*) vyhledáváno během jednoho dne (=10 hodin), a byl zaznamenán jak celkový počet mrtvých dřev v daném území, tak počet „vhodných“ dřev (*study sites*) za tuto časovou jednotku. „Vhodným“ mrtvým dřevem bylo dřevo vhodné pro výskyt druhů čeledi Anthribidae (zejména odpovídající stupeň rozkladu dřevní hmoty). Každé studované území mělo rozlohu minimálně 25 km².

Zjištěný podíl mrtvého a odumírajícího dřeva vhodného pro výskyt druhů čeledi Anthribidae se výrazně lišil v jednotlivých studovaných územích od 6,4 % (Ambohitantely 2017) do 28,6 % (Andasibe 2015). Celkový počet nalezených mrtvých dřev a počet mrtvých dřev vybraných ke studiu v rámci jednotlivých území uvádí Tab. 4, str. 60.

6.2 Přírozenost lesů (*naturalness of the forests*)

Primární lesy samozřejmě mají zcela nezastupitelnou roli při podpoře vysoké biologické rozmanitosti (např. MACKAY A KOL. 2014). V rámci mnohých studií však nebývá nalezen žádný významný rozdíl v druhové bohatosti některých skupin bezobratlých živočichů mezi primárními lesy a sekundárními a/nebo degradovanými lesy (např. NUMMELIN & HANSKI 1989, HOLLOWAY A KOL. 1992, KALIF A KOL. 2001, LACHAT A KOL. 2006). Znamená to tedy, že i narušené lesní biotopy mohou sloužit jako cenné oblasti omezující úbytek biologické rozmanitosti (BARLOW A KOL. 2007a,b,c).

Heterogenita lesních stanovišť a rozmanitost hostitelských dřevin jsou výrazně ovlivňujícím faktorem složení druhů bezobratlých živočichů (TEWS A KOL. 2004, MACEDO-REIS A KOL. 2016, SEIBOLD A KOL. 2016). Očekává se, že přírodní lesy (*natural forests*) poskytnou více ekologických nik a druhové rozmanitosti dřevin, které jsou důležitými atributy druhové rozmanitosti fytofágního hmyzu (MACEDO-REIS A KOL. 2016).

Rozdíly v druhovém spektru saproxylických brouků mezi primárními a sekundárními lesy nejsou obecně dobře známy, ale nutně nemusí být v případě saproxylických skupin hmyzu významné. Například v ekvádorském lese se druhové složení a abundance brouků počeledi Scolytinae (Curculionidae) lišilo mezi primárním a sekundárním přírodním lesem pouze nevýznamně (MARTINEZ A KOL. 2019). Sekundární les sdílel třetinu dominantních druhů dřevin a měl podobnou věkovou heterogenitu. Brouci počeledi Scolytinae jsou reprezentováni i tzv. ambrosiovými brouky. To jsou polyfágní druhy, které se živí

houbami, jež sami aktivně zanášejí a kultivují ve svých chodbičkách (*galleries*) (tzv. xylomycetofágie) na xylému (ATKINSON & MARTÍNEZ 1985, HULCR A KOL. 2007, 2015). Tito brouci nemají přísnou hostitelskou specifitu a mohou být nenároční na diverzitu rostlinných druhů (SITTICHAYA A KOL. 2012) v porovnání s herbivorními druhy hmyzu, které jsou vázané na konkrétní druhy rostlin.

Navzdory tvrzení HOLLOWAYOVÉ (1982), která uvádí, že endemické druhy Anthribidae jsou většinou omezeny na oblasti výhradně nebo převážně původní vegetace, a přestože o významu primárních tropických lesů nemůže být žádných pochyb, významný rozdíl mezi druhovou diverzitou brouků čeledi Anthribidae v primárních a sekundárních lesích v rámci studie zjištěn nebyl. Tento fakt je možné vysvětlit tím, že mnohem důležitějším předpokladem pro výskyt větevníčků je přítomnost vhodného mrtvého dřeva infikovaného odpovídajícími dřevokaznými houbami (např. ANDERSON 1995, KUSCHEL 1995, OBERPRIELER 1999, MARVALDI A KOL. 2002), přičemž konkrétní druhy dřevin pro ně nejsou důležité (HOFFMANN 1945). V lesích, kde takové dřevo není, se větevníčci vyskytují méně často a jsou spíše vázáni na usychající větve stále stojících stromů, které jsou však běžnými sběracími metodami nedostupné. Naopak narušená místa např. po cyklonech či prudkých deštích či místa, kde je prováděna těžba dřeva, jsou paradoxně pro výskyt širokého spektra těchto brouků vhodnější.

6.3 Otevřenost zápoje (*canopy openness*)

Zjištěné výsledky ukázaly, že otevřenost zápoje (*canopy openness*) je naprosto klíčovým faktorem pro výskyt širokého druhového spektra saproxylických brouků čeledi Anthribidae. S přibývajícím otevřeností zápoje se výrazně zvyšovalo spektrum zjištěných druhů. I když je v tropických oblastech obecně hodně světla (např. <https://globalsolaratlas.info/map>), přesto otevřenost zápoje výrazně zvyšovala druhovou diverzitu. Na straně druhé bylo zjištěno, že otevřenost či naopak uzavřenost zápoje nemá vliv na výskyt konkrétních druhů. Znamená to tedy, že se většina druhů vyskytovala jak na mrtvém dřevu při vysoké otevřenosti zápoje, tak i v zastíněném porostu.

Výsledky korespondují se zjištěním mnohých autorů, že druhová bohatost saproxylických druhů brouků včetně vzácných a ohrožených druhů byla korelována s intenzitou a délkou expozice přímého slunečního záření. Tento fakt byl jednoznačně prokázán v boreálních a horských lesích, kde je kratší léto, krátké vegetační období a velmi chladná zima (např. KAILA A KOL. 1997, SVERDRUP-THYGESON & IMS 2002, LINDHE A KOL.

2004). Ukázalo se, že otevřenost zápoje je důležitá i v temperátních opadavých lesích (vazba na dostatečně vlhké temperátní klima, relativně vlhké a teplé léto a mírné, někdy však mrazivé zimy), kde je rovněž klíčovým biotopovým faktorem (např. RANIUS A KOL. 2011, BOUGET A KOL. 2013, SEIBOLD A KOL. 2015).

Poněkud překvapivě byla tato skutečnost zjištěna v rámci studie v subtropích (WU A KOL. 2013). Předkládaná studie prokazuje význam otevřenosti zápoje jakožto nejvýznamnějšího biotopového faktoru rovněž v podmínkách tropického lesa.

Z mnoha studií uskutečněných v temperátních lesích vyplývá, že mrtvé dřevo situované na otevřených plochách je zvýhodňováno mnoha ohroženými druhy saproxylobiontů (např. JONSELL A KOL. 1998, KOUKI A KOL. 2001, MARTIKAINEN 2001). I v rámci předkládané studie bylo zjištěno, že nejbohatší druhové spektrum větevnicků se vyskytuje na mrtvém dřevě, které se nachází uvnitř lesů, avšak na osluněném místě. Mrtvá dřeva na otevřenějších či otevřených plochách budou pravděpodobně navštěvována častěji, protože letová aktivita hmyzu je na otevřených místech větší než ve stínu, což dokladuje např. JONSELL A KOL. (2004) ze Skandinávských lesů, ale např. i LCHAT A KOL. (2007) v rámci tropického lesa západní Afriky.

Vyšší různorodost stanovišť v důsledku mikroklimatické variability také zároveň vysvětluje, proč se druhová bohatost saproxylických brouků (ale nikoli hojnost) zvyšovala se zvyšujícím se množstvím mrtvého dřeva na osluněných místech, zatímco ani druhová bohatost, ani hojnost nebyla ovlivněna množstvím mrtvého dřeva na místech stinných (SEIBOLD A KOL. 2016).

Je zřejmé, že klíčový význam otevřenosti zápoje v tropických podmínkách, může být validní pouze pro studovanou čeleď a případně některé další a nelze ji zevšeobecnit v rámci saproxylických brouků jako takových a již vůbec ne v rámci ostatního saproxylického hmyzu. Nemálo studií porovnávajících rozmanitost saproxylických brouků na stanovištích vystavených slunci a stanovištích zastíněných nebrala v úvahu obtížně determinovatelné čeledi, jako jsou např. Staphylinidae, Ptiliidae či Cryptophagidae (např. RANIUS & JANSSON 2000, BOUGET A KOL. 2013, WU 2013, 2015). Velká část druhů uvedených čeledí (včetně imág) patří ke konzumentům dřevokazných hub a mohou naopak dávat přednost vlhkým a stinným podmínkám. Zaměření studií na některé populární skupiny saproxylobiontů, jako jsou např. Cerambycidae či Buprestidae, o nichž je již dostatečně známo, že preferují stanoviště vystavená slunci (např. BOUGET 2005, VODKA A KOL. 2009), může vést k neopodstatněnému důrazu na význam otevřenosti zápoje na druhovou bohatost saproxylických brouků. Na druhou stranu recentní studie (PARMAIN A KOL. 2013)

naznačuje, že i zahrnutí Staphylinidae do podobných studií jako jsou tyto, nemusí výsledek výrazně změnit.

Tyto zásadní zjištěné poznatky jsou zpracovány v připravovaném článku „Dead wood dependent organisms in tropical equatorial forests thrive from open canopy: diversity of fungus weevils in Madagascar“ (Příloha 16, str. 318).

6.4 Dimenze (*dimension of the wood*) a počet frakcí dřeva (*number of present size-fractions of dead wood*)

Zatímco různé fáze rozpadu mrtvého dřeva obsahují různé druhy saproxylobiontů (např. JONSELL A KOL. 1998), počet frakcí přítomného mrtvého dřeva je rovněž významným faktorem. Čím větší byla heterogenita dřeva (tedy počet velikostních frakcí), tím větší spektrum druhů bylo zjištěno. Obecně to souvisí s velikostí jednotlivých druhů, kdy větší druhy (např. druhy rodů *Tophoderes*, *Lemuricedus* či některých druhů rodu *Diastatotropis*) se mohou vyvíjet pouze v mrtvém dřevě větších dimenzí. Naproti tomu druhy velikostně menší preferují vývoj ve větvích přiměřených rozměrů (např. druhy rodu *Caranistes*, *Litotropis*, *Noxius*, *Sintor* apod.). Vývoj mnohých velikostně nejmenších druhů byl zjištěn pouze v mrtvých dřevěch odpovídajících dimenzí. Bylo zjištěno, že velikostně malé druhy rodu *Choragus* (velikost imág 1–3 mm) preferují vývoj ve slabších větévkách o tloušťce do cca 2–3 cm, ve větvích větších tlouštěk může být překážkou tloušťka kůry. Velikostně malé druhy rodu *Adapterops* a *Triplodus* (velikost imág 2–2,5 mm) se vyvíjejí rovněž ve stromových liánách.

6.5 Stadium rozkladu dřeva (*decomposition stage of wood*)

Stadium rozkladu mrtvého dřeva je velmi důležitým faktorem pro výskyt zástupců čeledi Anthribidae. Obecně platí, že jednotlivé druhy preferují především čerstvě mrtvé dřevo často ještě s přítomností suchých listů, a především s intaktní neporušenou kůrou. S postupujícím rozkladem dřevní hmoty se společenstvo větevníčků snižuje a většina druhů vyhledává jinou čerstvě odumřelou dřevní hmotu.

Stadium rozkladu dřeva č. 1 (iniciační) v daném čase zatím neposkytuje vhodné podmínky pro výskyt širokého spektra větevníčků. Vyskytují se zde pouze nemnohé iniciační druhy, např. *Dysnomelas melagris* a někteří zástupci rodu *Choragus* a *Caranistes*.

Nejoptimálnější podmínky pro výskyt širokého spektra vytváří dřevo ve 2. stadiu rozkladu (střední, optimální). V tomto stadiu bylo možné najít až 33 druhů (na studované ploše Mantadia 1/17, viz Tab. 6, str. 62) na jediném dřevě během šesti opakování.

Některé druhy se vyskytovaly ještě i na dřevě nacházejícím se ve 3. stadiu rozkladu (pokročilejší). K takovým druhům patřily zejména *Anhelita* sp. n. 01, *Apatenia longiclava*, *Caranistes* cf. *latifrons*, *C. marmoreus*, *C. sp. n. 01*, *Choragus attactus*, *Choragus sp. n. 01* a sp. n. 04, *Diastatotropis elegans*, *D. irroratus*, *D. perrinae*, *D. tessellatus*, *Dysnomelas melagris*, *Hormiscops* cf. *angustefasciatus*, *H. confluens*, *H. sp. n. 01*, *Lemuricedus audouini*, *L. inferior*, *L. maculicollis*, *L. madagascariensis*, *L. subscutellatus* a *Sintor paradistans*. Na základě mnohaletých zkušeností a dosavadních znalostí bionomie těchto druhů je možné konstatovat, že se jedná většinou o druhy hojnější a bez specifických ekologických nároků a které se vyskytují i na dřevěch v ranějších stádiích rozkladu. Specifickými druhy jsou pouze *Holophloeus tuberosus* Fairmaire a *H. loebli* Trýzna & Baňář, které patří k vzácným druhům a které je možné nalézt výhradně na mrtvém dřevě již částečně postrádajícím kůru a se začínajícím stupněm rozkladu. Tyto poznatky byly publikovány v práci TRÝZNY & BAŇAŘE (2020) (Příloha 3, str. 182).

Velikostně menší druhy jak z podčeledi Choraginae (např. *Adapterops* a *Perichoragus*), tak i z podčeledi Anthribinae (např. *Phrynoidius* a *Cleranthribus*) a především mnohé druhy rodu *Triplodus* (*incertae sedis*) lze nalézt na čerstvě zasychajících větvích či větvičkách či v blízkosti stopek zasychajících, avšak dosud ještě pevně držících listů (M. TRÝZNA OBSERV.).

6.6 Přítomnost či absence koridorů (*presence or absence of corridors*)

Během studie bylo předpokládáno, že přítomnost koridoru bude patřit k důležitým faktorům výskytu brouků čeledi Anthribidae na studovaných plochách (*study sites*). Tento předpoklad však nebyl potvrzen.

O letové aktivitě druhů Anthribidae nebyla publikována žádná práce. Pouze HOLUŠA & TRÝZNA (2007) poskytují nepřímé údaje o letové aktivitě evropského druhu *Anthribus nebulosus* Forster ve smrkových lesích (*Picea abies* [L.] Karst.) v České republice. Zjistili, že pro tento druh není problém létat z lesů, ve kterém byly možnosti zimních úkrytů vyšší, na nová místa v mladším smrkovém lese vzdáleném několik desítek metrů. Navíc je nutné zdůraznit, že *A. nebulosus*, hojný evropský druh (STREJČEK 1995), patří k velmi neochotným a špatným letcům, přesto však letem dokázal překonat značné vzdálenosti.

Důvodem k tomu, že brouci přednostně nevyužívají koridor, může být skutečnost, že většina brouků této čeledi patří k vynikajícím a velmi rychlým letcům a mohou tak většinou snadno létat a hbitě manévrovat i v husté vegetaci. V některých regionech (např. Malajsie či jižní Amerika) patří, dle mých vlastních zkušeností, k nejrychleji létajícím broukům vůbec. Na Madagaskaru dokáží hbitým letem překonat značné vzdálenosti (TRÝZNA OBSERV.). Výjimku tvoří pouze několik málo druhů z rodů *Tophoderes*, *Phloeotragus* nebo *Holophloeus* (TRÝZNA & BAŇAŘ 2020, Příloha 3, str. 182).

Dalším důvodem je pravděpodobně nutnost disperse druhů na mrtvé dřevo, které splňuje optimální podmínky pro celý vývojový cyklus jednotlivých druhů. Mohu konstatovat, že takovýto dřev je v tropických primárních i sekundárních lesích překvapivě málo už jen z toho důvodu, že degradace dřevní hmoty je zde velmi rychlá (DOSSA A KOL. 2016) a dřevo nesplňuje podmínky k larválnímu vývoji většiny druhů již po poměrně krátké době. Zdá se, že zcela optimální podmínky pro větevníčky, na rozdíl od jiných skupin saproxylických organismů, panují pouze po dobu jedné jediné sezóny (TRÝZNA OBSERV.).

6.7 Nadmořská výška (*elevation*)

Vybrané studované plochy (study sites) pokrývaly rozsáhlé spektrum nadmořské výšky v rozmezí 88 m (Ankarafantsika) až 1.634 m (Ambohitantely) (Tab. 5, str. 61, Tab. 6, str. 62). Protože řada lokalit měla diverzifikovanou topografii, a tedy diametrálně odlišnou nadmořskou výšku, byla tato veličina zahrnuta do analýzy. V rámci studia nebylo možné vybrat studované plochy ve stejných či podobných nadmořských výškách, jak to udělal např. WU A KOL. (2013, 2015) při studiu saproxylických brouků v subtropických podmínkách východní Číny. Bylo zjištěno, že nadmořská výška nepatří k významným biotopovým faktorům, který ovlivňuje výskyt větevníčků.

6.8 Počet opakování sběrů (*number of sampling*)

Počet opakování sběrů byla jednou z nejvýznamnějších proměnných. Čím více sběrů bylo na daném mrtvém dříví provedeno, tím více druhů bylo zjištěno. Vzhledem k relativně vysokému podílu jednotlivostí (*singletons*) zjištěných během studie se zdá, že účinek replikace má pro vzácné druhy větší význam (MARTIKAINEN & KAILA 2004).

Zajímavé však je, že i přes opakované sběry na týchž mrtvých dřevěch nedocházelo k významnému snížení spektra zjištěných druhů v následujících dnech. To však bylo možné pouze za předpokladu, že se (i) následný sběr uskutečnil vždy s 24hodinovým odstupem a (ii) panovaly příhodné klimatické podmínky pro nový nálet brouků (spíše slunečné bezdešivé počasí bez silného větru a výrazného poklesu nočních teplot zejména ve vyšších nadmořských výškách).

Pokud je zjištěn výskyt druhů na mrtvém dřevě ve větší míře, znamená to, že toto dřevo je infikováno vhodnými houbami, panují zde optimální podmínky a brouci budou toto dřevo intenzivně využívat. Jiné stejně vypadající mrtvé dřevo, pravděpodobně neinfikované vhodnými houbami, bylo zcela bez přítomnosti větevníčků. Z tohoto důvodu je pro získání co možná nejširšího spektra druhů nutné sběry na vhodných mrtvých dřevěch vždy opakovat.

Tento fakt musí být využíván při sběru brouků této čeledi v tropických oblastech, neboť na takto vhodných místech je možné nasbírat i série od velmi vzácných druhů (často popsaných pouze dle jediného exempláře, tzv. holotypu) a doplnit i znalosti z ekologie a etologie těchto druhů.

V roce 2007 jsem prováděl opakované sběry větevníčků na jedné jediné větvi po dobu 9dnů, kdy jsem každý den větev sledoval cca 5 hodin a opakovaně několikrát během této doby sbíral brouky metodou smyku spodní strany větví běžnou entomologickou sítí. Ačkoliv v posledních dnech byla již kůra větví znatelně obroušena, stále naletovali další jedinci, a to i v předchozích dnech nezachycených druhů. Celkem bylo během těchto dnů opakovanými sběry zjištěno 30 druhů. Tento počet představoval cca 11 % všech druhů tehdy známých z Madagaskaru (FRIESER 2010, TRÝZNA & BAŇAŘ 2012). Proto považuji opakované sběry na vhodných mrtvých dřevěch za základní metodu studia diverzity druhů čeledi Anthribidae kdekoliv na světě.

6.9 Podíl druhů zjištěných v jediném exempláři (*singleton, unique specimen*)

Nejvyšší počet druhů (65) byl zjištěn pouze v jediném exempláři (Graf 4, str. 65). Tento podíl jednotlivostí (32 %) však není příliš vysoký. Existují studie v rámci kterých zjištěné jednotlivosti představují více než 50 % získaného materiálu (BUSE A KOL. 2008).

BUSE A KOL. (2008) předpokládají, že velká část jednotlivostí zjištěných v rámci jejich studie může být způsobena nedostatečným vzorkováním díky omezenému počtu

pastí. Nedomnívám se však, že by v rámci předkládané studie bylo vzorkování podhodnoceno, spíše tento jev ukazuje na velmi malé populace u mnoha druhů čeledi, což je v tropických oblastech poměrně běžné (RHEINHEIMER 2004). Obecně je mnoho druhů větevníčků známo pouze z jediného exempláře, v řadě případů pouze na základě holotypu a od doby popisu nebyly sebrány další exempláře (RHEINHEIMER 2004).

6.10 Rok výzkumu (*year of sampling*)

Sběr brouků čeledi Anthribidae probíhal ve třech po sobě jdoucích letech (2015–2017). I když jsou podmínky v tropech relativně stabilní, rok odběru vzorků byl použit jako odraz potenciální změny klimatických podmínek. Rok výzkumu však nebyl shledán významnou veličinou, která ovlivnila počet druhů čeledi Anthribidae. Pravděpodobným důvodem je právě převažující stabilita přírodního prostředí.

6.11 Studium taxonomie

V rámci předkládaného studia uskutečněného v letech 2015–2017 bylo nalezeno celkem 202 druhů čeledi Anthribidae náležejících do 3 podčeledí, počet nových druhů pro vědu činil 108, tedy 53,5 %.

Poslední katalog světových druhů čeledi Anthribidae publikoval RHEINHEIMER (2004). Ve své práci uvádí z Madagaskaru výskyt 224 druhů. Od této doby publikoval popisy nových druhů pouze FRIESER (2005, 2007, 2009 a 2010) a TRÝZNA (2017), TRÝZNA & ANDRIANOMENJANAHARY (2019) a TRÝZNA & BANAR (2012, 2013a, 2013b, 2014a, 2014b, 2015a, 2015b, 2016, 2017a, 2017b, 2020). Z Madagaskaru je v současné době známo 295 druhů (RHEINHEIMER 2004, TRÝZNA IN LITT.).

Čeď Anthribidae byla v minulosti obvykle členěna na 3 podčeledi – Anthribinae, Choraginae a Urodontinae. TRÝZNA & VALENTINE (2011) povýšili tribus Apolectini Lacordaire na úroveň samostatné podčeledi Apolectinae, což bylo později aplikováno i v práci TRÝZNY (2017a). Čeď má tedy v současném pojetí některých autorů 4 podčeledi (např. CROWSON 1981, ALONSO-ZARAZAGA & LYAL 1999, 2002, MERMUDES & LESCHEN 2014).

I v posledním katalogu palearktických brouků (TRÝZNA & VALENTINE 2011), jsou Urodontinae vedeni jako podčeď čeledi Anthribidae. V tomto katalogu však byli Urodontinae zpracováni jiným autorem, konkrétně ALONSO-ZARAZAGOU (2011).

Důvodem je, že v souladu s názory jiných autorů (např. HOFFMANN 1945, HOLLOWAY 1982, STREJČEK 1990, R. FRIESER, PERS. COM.) postavení této podčeledi v rámci čeledi Anthribidae neuznávám a domnívám se, že odlišné morfologické znaky a rovněž bionomické aspekty opravňují uvažovat o samostatném postavení této podčeledi na úroveň samostatné čeledi. Sledujeme-li dřívější postavení těchto brouků v rámci systému Coleoptera, zjistíme, že v minulosti byla tato čeleď řazena za čeleď Bruchidae v rámci nadčeledi Chrysomeloidea (např. JELÍNEK 1993), někdy pak také jako podčeleď buď k čeledi Bruchidae nebo k čeledi Anthribidae, mezi nimiž, zdá se, tvoří určitý spojovací článek. Za samostatnou čeleď ji poprvé považoval právě HOFFMANN (1945) a to především na základě odlišné bionomie larev, od čeledi Anthribidae u imág rovněž odlišnými tarzálními články (Urodonidae mají 2. článek nerozšířený) a absencí příčné lišty štítu; od čeledi Bruchidae rovněž odlišně utvářeným prothoraxem a krátkým 1. tarzálním článkem (u Bruchidae vždy delší než 2., často tak dlouhý jak polovina holeně) (viz také STREJČEK 1990).

V rámci řešení tématu disertační práce bylo zjištěno, že nejvíce druhů je známo z úzkého pásu zbývajícího deštného lesa při východním pobřeží Madagaskaru (*evergreen moist eastern forest*), táhnoucího se od severu k jihu ostrova, ze kterého je známo přibližně 200 druhů. Mnoho jich bylo popsáno zejména z lokality Pèrinet (Andasibe), Analamazaotra a z Národního parku Mantadia (vše v provincii Toamasina). Tyto lesnaté oblasti jsou velmi vhodné pro výskyt čeledi Anthribidae, avšak vysoký počet zde zjištěných druhů spíše odráží blízkost hlavního města, snadnou dostupnost lokalit a tím i častěji a intenzivněji prováděný zoologický výzkum. Velmi významnou lokalitou je i okolí blízkého města Moramanga. Některé druhy odsud popsané jsou dodnes známy pouze na základě jediného exempláře, jedná se např. o druhy *Epitaphius gilvipes* Frieser či *Litotropis infucata* Frieser. Lesy v okolí tohoto města již byly převážně zničeny vypálením a druhy se v posledních letech nepodařilo potvrdit ani zde, ani v blízkých vhodných lokalitách.

Další oblastí s vysokým výskytem druhů je v severní část Madagaskaru, konkrétně z vlhkých horských lesů v Národním parku Montagne d'Ambre (*medium altitude moist evergreen forest*). Některé druhy se navíc vyskytují pouze zde a jsou tak endemité i v rámci vlastního Madagaskaru. K takovým druhům patří např. *Tophoderes lidmilae* Trýzna & Baňář, *Sintor conglobatus* Wolfrum, *S. paradistans* Wolfrum, *Diastatotropis perrinae* Trýzna & Baňář, *Duplionistes robustus* (Wolfrum) či *Adapterops cedrici* Trýzna & Baňář.

Mnoho druhů větevníčků je velmi vzácných a vyskytují se v rámci celého Madagaskaru pouze na jediné omezené lokalitě a mohou tak být velmi zranitelní, pokud dojde ke zničení lesních biotopů, ve kterých přežívají. K takovým druhům patří např. *Pantorhaenas inornatus* Frieser, který je na centrální vrchovině omezen pouze na malý několikahektarový zbytek lesa v okolí vesnice Manankazo a blízkou a rovněž nevelkou horskou lesní Speciální rezervaci Ambohitantely (*mountain moist evergreen forest*).

Ještě horší situace je u druhů, které byly popsány v předminulém století a od té doby nebyly již nikdy nalezeny. K takovým druhům patří např. *Diastatotropis crassicornis* Waterhouse či *D. planifrons* Waterhouse. Oba druhy byly popsány z Madagaskaru již v roce 1882 (bez udání přesnější lokalizace), od té doby se je však již znovu nepodařilo nikde nalézt. Nemáme dosud přesné informace, zda tyto druhy byly definitivně vyhubeny či vyhynuly, či zda ještě existují omezené oblasti, kde tyto a jiné druhy dosud přežívají.

Na druhou stranu i v rámci této čeledi se vyskytují druhy relativně hojné a široce rozšířené. Tak např. *Phloeotragus albicans* Fahraeus se vyskytuje jak na samotném severu (Montagne d'Ambre), tak na samotném jihu (Midongy du sud), ale i na západě (Andranofasika) či východě (Andasibe). K široce rozšířeným a zároveň vysloveně hojným druhům patří např. *Tophoderes frenatus* (Klug) (výskyt v deštných lesích na východě ostrova od Andasibe až po Midongy na samotném jihovýchodě) či *Uterosomus verrucosus* (Olivier) (druh rozšířen od ostrova Nosy Be na severu až po Midongy).

Ačkoli je na Madagaskaru každoročně odlesněna značná část území, přesto se stále daří objevovat nové druhy pro vědu zejména v dosud méně prozkoumaných územích. K takovým lokalitám patří např. husté vlhké horské lesy okolí Ivohibe, odkud byl nedávno popsán *Tophoderes banari* Trýzna (Příloha 5, str. 211) či neprozkoumané území chaînes Anosyennes na jihovýchodě Madagaskaru, odkud byl v roce 2016 popsán *Diastatotropis lepida* Trýzna & Baňář (Příloha 8, str. 244).

6.12 Studium pohlavních orgánů

Studium pohlavních orgánů je v taxonomické práci zcela nezbytné (např. HOLLOWAY 1982, STREJČEK 1990, KUSCHEL 1995) a jsou neocenitelným pomocníkem při determinaci a komparaci druhů, a to především druhů velmi blízkých či podobných. Mohou sloužit rovněž k lepšímu pochopení zařazení na rodové úrovni, k čemuž mohou být využity nejen samčí, ale i samičí pohlavní orgány (HOLLOWAY 1982).

Je až s podivem, jak málo byly v minulosti pohlavní orgány u této čeledi studovány a v taxonomii využívány. Lze říci, že je nestudovali ani největší světoví znalci této čeledi. Tak např. Paul Wolfrum, Karl Jordan či Robert Frieser, tedy tři nejvýznamnější specialisté všech dob na čeled' Anthribidae, kteří dohromady popsali odhadem více než dvě třetiny celkového počtu dnes známých druhů světových větevníčků (RHEINHEIMER 2004), publikovali jen výjimečně vyobrazení pohlavního orgánu (např. JORDAN 1942, což se však netýkalo madagaskarských druhů).

Za zcela zásadní v tomto ohledu považují práci HOLLOWAYOVÉ (1982), ve které jsou vyobrazeny jak samčí, tak samičí pohlavní orgány všech na Novém Zélandu žijících druhů včetně uvedení používané či navrhované terminologie. Rovněž v práci ZIMMERMANA (1994) lze u některých druhů nalézt zdařilé kresby samčích pohlavních orgánů. Zobrazení těchto orgánů Anthribidae je ve světové literatuře dále již pouze okrajové (např. MORIMOTO 1978, 1979, 1980, 1981, STREJČEK 1990). V současné době je i u této čeledi zobrazování a komparace pohlavních orgánů téměř samozřejmostí (např. QUEIROZ & MERMUDES 2014, LOPES & MERMUDES 2018).

Ve svých pracích se snažím publikovat popisy nových druhů důsledně s vyobrazenými a terminologicky popsanými pohlavními orgány (Přílohy 4–7, 9, 11–14). Výjimku tvořilo pouze několika dřívějších prací, ve kterých byly popisy založeny pouze na samicích. Jednalo se však vždy o morfologicky zcela zřetelně odlišné druhy od druhů již popsaných (Příloha 8, 10 a 15).

Podrobné studium pohlavních orgánů v rámci komprehensivního studia této čeledi přineslo nejen zpřesnění diferenciálních diagnóz popisovaných pro vědu nových druhů, ale rovněž objevení morfologických struktur dosud nepublikovaných.

Při studiu a popisu samčích pohlavních orgánů nového druhu *Diastatotropis perrinae* z Montagne d'Ambré jsme v souladu s WANATEM (2007) sjednotili a upevnili dosud nejednotnou terminologii, kdy sklerotizovaný prstenec *tegmenu* nazýváme *basal piece* a vlastní tělo *tegmenu* pak *tegminal plate* (TRÝZNA & BAŇAŘ 2017a, Příloha 6, str. 221).

Při popisu pro vědu nového druhu *Basidissus bendai* z východního Madagaskaru bylo zjištěno, že samice disponuje na laterální straně hemisternitu pohyblivým stylem (*movable lateral setose stylus*) obklopeným membránou (*membranous area*), což dosud u čeledi Anthribidae nebylo nikdy publikováno (TRÝZNA & BAŇAŘ 2013b, Příloha 14, str. 297). Při studiu naopak samčích pohlavních orgánů rodu *Adapterops* (rovněž endemický rod Madagaskaru) jsme zjistili, že na bázi *tegmenu* (resp. na bázi *tegminal plate*) se nachází výrazný dlouhý a nepárový silně sklerotizovaný výběžek orientovaný směrem k apodemě

tegmenu. Tato struktura dosud nebyla zjištěna u žádného jiného rodu v rámci celé čeledi a její funkce nebyla dosud objasněna (TRÝZNY & BAŇAŘ 2017b, Příloha 7, str. 230).

Samčí a samičí genitálie jsou podrobně zobrazeny vědeckou ilustrací v rámci popisu nového druhu *Blaberops korinae* z východního Madagaskaru v práci TRÝZNY & BAŇAŘ (2014a, Příloha 11, str. 269), *Apatenia stysi* ze západního Madagaskaru (TRÝZNY & BAŇAŘ 2013a, Příloha č. 13, str. 287) či velmi detailně při popisu nového rodu *Pseudobasidissus barclay* (TRÝZNY & BAŇAŘ 2014b, Příloha 12, str. 277). Přehledné a názorné mikroskopické fotografie samčích i samičích pohlavních orgánů s uvedenou terminologií jsou publikovány v práci TRÝZNY (2017, Příloha 5, str. 211) a TRÝZNY & ANDRIANOMENJANAHARYHO (2019, Příloha 4, str. 203), a konečně vyobrazení jednotlivých segmentů samčích pohlavních orgánů dvou podobných druhů *Holophloeus tuberosus* a *H. loebli* včetně diferenciální diagnózy morfologických struktur v práci TRÝZNY & BAŇAŘ (2020, Příloha 3, str. 182).

7 Závěr

Předkládaná studie je první ekologická práce týkající se saproxylických brouků na Madagaskaru. Diversita brouků čeledi Anthribidae je na Madagaskaru velmi vysoká. Více než 50 % druhů zjištěných v rámci studie je pro vědu neznámých. Přibližně 200 zjištěných druhů pravděpodobně reprezentuje pouze třetinu druhů v regionu žijících, což potvrzuje nezbytnost dalšího studia.

Přibližně jedna třetina zjištěných druhů byla nalezena pouze v jediném exempláři (*singleton*), to potvrzuje, že se jedná vesměs o druhy s nízkými početnostmi. Vyšší počet jednotlivostí vysvětluje rovněž nejvýznamnější proměnnou, která ovlivňovala zjištěné spektrum druhů, a to počet opakování sběru. Znalost tohoto faktu je nezbytná pro úspěšné poznání druhového spektra větevniček v podmínkách tropů, což komplikuje jejich studium, neboť kvantitativní metody často používané při studiu saproxylických organismů jsou u této čeledi zcela neúčinné.

V rámci studie byly identifikovány 3 významné biotopové faktory podílející se na druhovém složení. Nejprekvapivějším zjištěním bylo, že otevřenost zápoje je u této skupiny saproxylického hmyzu stejně důležitá jako v boreálních či temperátních lesích. S přibývajícím otevřeností zápoje se zvyšuje zjištěné druhové spektrum. Významnost dalších biotopových faktorů, zejména stadium rozkladu dřeva a počet přítomných velikostních frakcí mrtvého dřeva vyplývá z preference větevniček. Neoptimálnějším podmínky pro výskyt širokého spektra druhů vytváří mrtvé dřevo stále pokryté intaktní kůrou, často ještě s přítomností suchých visících hnědých listů spojených řapíky s dřevní hmotou, nebo již bez listů, avšak s přítomností i nejtenčích větviček. Příslušníci čeledi obsazují převážně pouze jeden rok stará mrtvá dřeva, v lesích vyhledávají pouze některá dřeva, která jsou vhodná (pravděpodobně přítomnost dřevokazných hub) a jednotlivé druhy (rody) Anthribidae preferují různě silné dimenze dřeva. Oproti předpokladu nebyl zjištěn významný rozdíl mezi sběry brouků v primárních a sekundárních lesích.

Hospodaření s mrtvým dřevem je zásadní pro zachování saproxylických brouků, tedy druhů svým vývojem vázaným na mrtvé dřevo. To platí pro všechny typy lesů. Není snadné v podmínkách Madagaskaru navrhnout zcela konkrétní management. Mrtvé dřevo zde totiž vzniká působením orkánů i silných dešťů, ale také kácením a těžbou stromů člověkem. Obecně lze říci, že je nutné ponechávat v lesích mrtvé dřevo všech velikostních dimenzí, protože mnohé velikostně malé druhy větevniček se nemohou vyvíjet ve dřevě silnějších dimenzí a naopak. Důležité je i zachování mrtvých větví na živých stromech, ale především

zachování i menších kusů dřeva pro zvýšení rozmanitosti a množství substrátu mrtvého dřeva. Vyvrácením či pokácením stromů vznikají v lesních porostech mezery, které zajišťují oslunění mrtvého dřeva, čímž se v lese vytvářejí pestré biotopové podmínky. Kácení dřevin za účelem vytváření mrtvého dřeva jakožto nástroje k podpoře biologické rozmanitosti však nepřipadá v chráněných územích Madagaskaru v úvahu.

Studium čeledi Anthribidae na Madagaskaru potvrdilo, že sekundární lesy jsou stále důležitějšími pro ochranu biologické rozmanitosti. Jednotlivé druhy čeledi Anthribidae nejsou vázány na konkrétní druhy dřevin, ale je pro ně důležitá přítomnost mrtvého nebo odumírajícího dřeva napadeném dřevokaznými houbami.

8 Poděkování

Výzkum čeledi Anthribidae na Madagaskaru je realizován v rámci dlouhodobého projektu *‘Étude à long terme de la biodiversité des groupes choisis d’insectes: Coléoptères, Hétéroptères, Homoptères, Lépidoptères et quelque famille de Micro Lépidoptères nocturne dans les localités préalablement sélectionnées en considération de la recherche et la protection de la biodiversité dans les aires protégées de Madagascar. Analyse des risques potentiels d’influencer négativement la biodiversité dans les régions étudiées’*.

Poděkování patří Université d’Antananarivo, Faculté des Sciences, Departement d’Entomologie, instituci Madagascar National Parks a Ministere de l’Environnement et des Forets za umožnění dlouholetého výzkumu.

9 Dovětek

Předkládaná práce částečně shrnuje výsledky mého dlouhodobého zájmu o světové druhy čeledi Anthribidae (Insecta: Coleoptera: Curculionoidea).

V rámci studia těchto saproxylických brouků jsem do současné doby podnikl celkem 25 zahraničních výprav především do oblastí Středního východu, Sibíře, Dálného východu, Číny a Tibetu, Francouzské Guyany, Malajsie a několika států severní a jižní Indie. Zcela specifickou kapitolou jsou pro mne výpravy na Madagaskar, kterých jsem dosud zrealizoval deset.

Studium primárních typů nutné pro exaktní taxonomickou práci, ale i k identifikaci druhů v rámci nejrůznějších ekologických studií, mne přivedlo na několik zahraničních stáží do nejvýznamnějších vědeckých institucí, kde se tento materiál nachází. Pro studium madagaskarských větevníčkovitých se zcela zásadním stal pobyt v British Museum Natural History v Londýně (2011) uskutečněný v rámci projektu „*Research into Madagascan fungus weevils of the family Anthribidae*“, který proběhl v rámci grantu SYNTHESIS pod skvělým vedením světového znalce nosatcovitých brouků Maxvella V. L. Barclayho (jemu byl posléze dedikován z Madagaskaru nový rod a druh *Pseudobasidissus barclayi* Trýzna & Baňář). V tomto muzeu jsou uloženy primární typy a rozsáhlý materiál čeledi Anthribidae ze všech světových geografických regionů shromážděné fenomenálním německo-britským entomologem Karlem Jordanem¹). Tato stáž definitivně upevnila můj zájem o hlubší poznání nejen taxonomie jednotlivých druhů, ale i zájem o poznatky ekologické a etologické.

Na tento zásadní pobyt navázalo mnoho dalších pobytů, z nichž nejvýznamnější byly opakované stáže v Muséum national d'Histoire naturelle v Paříži (2015 a 2019), které jsem uskutečnil pod vedením Héléne Perrin (opět i v tomto případě byl na její počest popsán nový druh větevníčka ze severního Madagaskaru *Diastatotropis perrinae* Trýzna & Baňář). Dalším milníkem byla návštěva Zoologische Staatssammlung v Mnichově (2016), kde je dnes uložena sbírka největšího světového znalce čeledi Anthribidae všech dob Roberta Friesera²), která je dnes druhově nejucelenější sbírkou čeledi na celém světě.

Při této příležitosti nemohu opominout spolupráci právě s Robertem Frieserem, který se v průběhu let stal mým nejbližším učitelem a který mě zasvětil do tajů taxonomie této přinejmenším svého času neprobádané a stále poněkud opomíjené čeledi. Na poli taxonomie jsem s R. Frieserem spolupracoval již od roku 1995, v letech pozdějších stále hlouběji, kdy se můj zájem o světové Anthribidae soustředil na oblast Indie a Madagaskaru.

Je zřejmě dílem osudu, že poslední Frieserova práce vydaná několik měsíců před jeho náhlou smrtí nese název „*Teilergebnisse der entomologischen Expedition von Milos Tryzna auf Madagaskar in 2007 mit Genehmigung ANGAP*“ (*Acta Coleopterologica*, 2010).

V rámci studia doktorského studijního programu jsem měl tu čest získat dva interní granty: i) Taxonomie a morfologie madagaskarských brouků čeledi Anthribidae (2015) a ii) Závislost výskytu brouků čeledi Anthribidae na množství mrtvého dřeva v národních parcích Madagaskaru (2016–2017). Oba granty významně napomohly k získání nových poznatků a dat později využitých nejen v rámci řešení vlastní disertační práce.

První výzkumnou cestu na Madagaskar jsem uskutečnil v roce 2007. Již v této době bylo nutné získat veškerá potřebná povolení k vlastnímu výzkumu a sběru hmyzu ve velkoplošně chráněných územích, tedy v národních parcích a speciálních rezervacích, a rovněž oprávnění k vývozu hmyzu z Madagaskaru do České republiky. Za tímto účelem jsem navázal spolupráci s klíčovými institucemi na Madagaskaru a vypracoval projekt s názvem „*Étude à long terme de la biodiversité des groupes choisis d’insectes: Coléoptères, Héteroptères, Homoptères, Lépidoptères et quelque famille de Micro Lépidoptères nocturne dans les localités préalablement sélectionnées en considération de la recherche et la protection de la biodiversité dans les aires protégées de Madagascar. Analyse des risques potentiels d’influencer négativement la biodiversité dans les régions étudiées*“. Uvedený projekt je realizován ve spolupráci s Département d’Entomologie, Faculté des Sciences, Université d’Antananarivo a s institucí Madagascar National Parks, Antananarivo, která zajišťuje a řídí ochranu a management území v národních parcích (tedy jakási obdoba Sekce ochrany přírody a krajiny MŽP ČR). Dnes se jedná o poměrně rozsáhlý, a především etablovaný a respektovaný projekt mezinárodní s účastí entomologů (vědců, studentů a doktorandů) z České republiky, Německa, Polska a samozřejmě z Madagaskaru.

V rámci projektu se podařilo navázat mnoho nezbytných a užitečných osobních kontaktů nejen s vedoucími pracovníky, pedagogy a studenty uvedené univerzity, ale rovněž s odpovědnými úředníky relevantních ministerstev, vedoucími pracovníky chráněných území, s průvodci a znalci místních poměrů, jakož i s domorodými obyvateli.

Všechny výzkumné cesty na Madagaskar jsem uskutečnil se striktním zaměřením na studium příslušníků čeledi Anthribidae. Podařilo se mi navštívit řadu stěžejních lokalit a důležitých typů biotopů. Stručně mohu zmínit provedení výzkumu v národních parcích ležících ve zbytcích původních deštných lesů na východě, výzkum na samotném

endemickém severu Madagaskaru včetně nejvýznamnějšího přilehlého malého ostrova Nosy Be ležícího na severozápadě, výzkum v podmínkách trnitého buše na jihozápadě či výzkum v horských oblastech mlžných lesů na východě či středu Madagaskaru. Ze všech oblastí jsem přivezl zajímavý a pokaždé i pro vědu nový materiál těchto brouků.

Studium čeledi právě na Madagaskaru jsem si nevybral náhodně. Tento zcela jedinečný ostrov s neopakovatelnými přírodními podmínkami je na své bazální existenci velmi vážně ohrožen. Z vlastní opakované zkušenosti musím konstatovat, že se nejedná pouze o mnohokrát opakovaná kliše. Ostrov v poslední době prochází zcela zásadní, razantní, nezvratnou a bezprecedentní změnou přírodního prostředí, která velmi negativně zasahuje nejen do struktury jednotlivých složek prostředí, ale velmi negativně poznamenává i celou lidskou populaci na ostrově žijící. Ohromné množství všudypřítomných lesních požárů sloužících k vypalování země za účelem krátkodobé zemědělské produkce je natolik devastující, že ho nelze srovnat, snad vyjma některých míst v kontinentální Africe, s žádným jiným světovým regionem. Na Madagaskaru, na rozdíl např. od Amazonského pralesa, již zmizela naprostá většina původních porostů. Vláda Madagaskarské republiky se sice snaží udržet relativně intaktní ekosystémy ve velkoplošně chráněných územích (v jiných oblastech o této snaze nemůže být ani řeč), její úsilí je však nezřídka zcela marné. Chráněná území dnes představují ostrovy či ostrůvky sice relativně zachovalé krajiny, často však již bez jakéhokoliv propojení s podobnými územími. Tato absence biokoridorů ještě více umocňuje zranitelnost jednotlivých oblastí. Postiženy požáry (ať už přírodními či uměle vyvolanými) jsou i odlehlé horské mlžné oblasti, opět s naprosto unikátními, zranitelnými a nenahraditelnými ekosystémy.

Dalším problémem je samozřejmě nelegální těžba dřevin, tedy nejen tzv. vzácných, ale i běžných dřevin, které končí ve stavebnictví, je určeno k vývozu (nejčastěji) či jako produkt na otop. Těžba staletých stromů se děje i v srdcích nejcennějších národních parků a jen stěží lze věřit tomu, že se tak neděje za tichého souhlasu odpovědných pracovníků. Některé oblasti jsou již vytěženy holosečným způsobem zcela (mnohé staré typové lokality již vůbec neexistují) a náhrada nepůvodním eukalyptem dlouhodobě nenaplňuje cíle ochrany území.

Namnoze chudí obyvatelé na vesnicích si svůj skromný život vylepšují pálením a prodejem dřevěného uhlí, na které padnou poslední zbytky kdysi prosperujících dřevin. Nelegální pastva domácích zvířat se často děje i v chráněných oblastech, opět bez jasných a vymahatelných pravidel. Nelegální divoká těžba drahých nerostů se děje i v národních parcích a tento problém si netroufne řešit nejen management jednotlivých správ orgánů

ochrany přírody, ale ani armáda. Nově zřízené rezervace, pokud vůbec vznikají, jsou zřizovány na nedostatečně velkých plochách, a i tak jsou terčem nejrůznějších pro přírodu negativních aktivit. V některých rezervacích jsou v posledních letech problémem i invazní druhy rostlin. Stále se rozvíjející turistický ruch nejenže často nerespektuje základní pravidla udržitelného stavu, ale nerespektuje ani zvyky a tradice místních obyvatel. Bez nároku na uvedení kompletního výčtu negativních jevů působících na tamní přírodu je nutné uvést, že nejrůznější mezinárodní projekty v ochraně přírody fungují pouze pod permanentní kuratelou zahraničních institucí či dobrovolníků a přes mnohé edukativní programy nejsou místní obyvatelé stále připraveni takovýto úkol a odpovědnost samostatně převzít. Otázkou však je, jak dlouho tato všestranná mezinárodní pomoc potrvá, neboť dle nedávného auditu francouzské vlády se značná část finančních prostředků poskytnutých na ochranu přírody dostává neznámo kam, a neslouží tak striktně stanovenému účelu. A to vše nezměnil a nemění ani fakt, že si mnozí místní obyvatelé zřetelně uvědomují svoji bezútešnou a neodvratitelnou budoucnost...

Výše uvedené skutečnosti nepatří k jediným negativním okolnostem, se kterými je nutné se v rámci výzkumu vypořádat. Naprosto zbytečná a neúčelná byrokracie spojená se získáním veškerých potřebných povolení ke vstupu, výzkumu a sběru entomologického materiálu ve velkoplošně chráněných územích Madagaskaru, včetně jeho vývozu ze země, za období několika posledních let (v souvislosti s nástupem nového prezidenta) prudce narostla, z čehož je zděšena místní i zahraniční vědecká komunita včetně malgašských univerzitních pracovníků.

Bez ohledu na zmíněné okolnosti, anebo snad právě jim navzdory, jsem své výzkumy prováděl, dosud provádím a snad i provádět budu právě na tomto ostrově. Základním impulzem pro tuto práci byl výzkum v Národním parku Andasibe, v sekundárním lese Analamazaotra, uskutečněném v roce 2007, kdy jsem zde na jedné jediné suché větvi zjistil během pouhých 9dnů rovných 30 druhů čeledi Anthribidae. V té době to představovalo úctyhodných 11 % všech druhů z Madagaskaru známých. Tato událost mne utvrdila v tom, že společenství těchto brouků je zde naprosto unikátní, endemické a neprozkoumané, a to i přesto, že mnohé saproxylické skupiny patří v poslední době k hojněji studovaným skupinám. Toto vše ještě více upevnilo směřování mého dalšího výzkumu.

A také jsem si plně uvědomil, že každá skupina živočichů vázaných na dřevní hmotu (ať už na živé, odumírající či mrtvé dřevo) bude v některých částech Země patřit k nejrychleji ubývající části biologické rozmanitosti, kterou je potřeba bezodkladně a zcela nekompromisně chránit...

¹⁾ Karl Jordan, vlastním jménem Heinrich Ernst Karl Jordan (7.12.1861–12.1.1959), německo-britský entomolog, narozen v Hannoveru, vzdělání získal na univerzitě v Göttingenu, v roce 1893 začal pracovat v přírodovědném muzeu Waltera Rothschilda v Tringu se specializací na Coleoptera, Lepidoptera a Siphonaptera. Publikoval více než 400 původních prací, mnoho z nich společně s Charlesem a Walterem Rothschildem. Sám popsal 2.575 nových druhů hmyzu a dalších 851 druhů ve spolupráci s Rothschildovými. Jordan založil a zahájil první mezinárodní entomologický kongres, který se konal v roce 1910. V roce 1911 se stal britským občanem. Od roku 1929 byl členem Královské společnosti a prezidentem Entomologické společnosti v Londýně.

²⁾ Robert Frieser (29.8.1932–7.12.2010), německý entomolog, dlouholetý předseda Societas Coleopterologica e.V., narozen ve Warnsdorfu na severu Sudet, v roce 1946 spolu se svými rodiči vysídlen do Maklenburgu, posléze se usadil v Bavorsku. Svou entomologickou kariéru započal v tehdy soukromém muzeu Dr.h.c. George Freye. Úzká spolupráce s Dr. Janem Bechyňem ho přivedla ke studiu světových Anthribidae, později spolupracoval i s Karlem Jordanem. Od roku 1961 podnikal v taxidermii obratlovců, od r. 1988 ze zdravotních důvodů odešel do důchodu. Popsal stovky taxonů Anthribidae z celého světa, mnohé z nich rovněž z Madagaskaru.

10 Seznam použité literatury

- ADAMSKI, P., BOHDAN, A., MICHALCEWICZ, J., CIACH, M., 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. doi.org/10.1007/s10841-016-9932-4
- ALEXANDER, K.N. (1999) Should deadwood be left in sun or shade? *British Wildlife*, 10: 342
- ALONSO-ZARAZAGA, M.A. (2011) Anthribidae: Urodontinae, pp. 66, 107–109. In: I. Löbl and A. Smetana (ed.): *Catalogue of Palaearctic Coleoptera*. Vol. 7: Curculionoidea. Stenstrup, Apollo Books, 1–373.
- ALONSO-ZARAZAGA, M.A., LYAL, C.H.C. (1999) A World Catalogue of families and genera of Curculionoidea (Insecta: Coleoptera) (Excepting Scolytidae and Platypodidae). Barcelona, Entomopraxis S.C.P., 1–315.
- ALONSO-ZARAZAGA, M.A., LYAL, C.H.C. (2002) Addenda and corrigenda to “A World Catalogue of families and genera of Curculionoidea (Insecta: Coleoptera)”. *Zootaxa*, 63: 1–37.
- ANDERSON, R.S. (1995) An evolutionary perspective on diversity in Curculionoidea. *Memoirs of the Entomological Society of Washington*, 14: 103–114.
- ANDERSON, W.H. (1947) Larvae of some genera of Anthribidae (Coleoptera). *Annals of the Entomological Society of America*, 40: 489–517.
- ANONYM, (2000) Mezinárodní pravidla zoologické nomenklatury. Mezinárodní komise pro zoologickou nomenklaturu, Londýn. Čtvrté vydání účinné od 1. ledna 2000. Do češtiny přeložil V. Houša a P. Štys. Česká společnost entomologická, Praha, 1–182.
- ASHTON, P.M.S., GUNATILLEKE, C.V.S., GUNATILLEKE, I.A.U.N. (1993) A shelterwood method of regeneration for sustained timber production in Mesua-Shorea forest of Southwest Sri Lanka. In: Erdelen, W., Preu, C., Ishwaran, C.M., Bandara, M. (eds.), *Ecology and Landscape Management in Sri Lanka*. Margraf Verlag, Weikersheim, 255–274.
- ATKINSON, T.H., MARTÍNEZ, A.E. (1985) Notes on biology and distribution of Mexican and Central American Scolytidae (Coleoptera). I. Hylesiniinae, Scolytinae except Cryphalini and Corthylini. *The Coleopterists Bulletin*, 39: 227–238.

- BALDISSERA, R., RODRIGUES, E.N.L., HARTZ, S.M. (2012) Metacommunity composition of web-spiders in a fragmented neotropical forest: relative importance of environmental and spatial effects. *Plos One*. 7 (10): 1–9. doi:10.1371/journal.pone.0048099
- BALDISSERA, R., RODRIGUES, E.N.L., HARTZ, S.M. (2013) Assessment of the probability of colonization of local spider communities in an experimental landscape. *Journal of Arachnology*, 41: 160–167.
- BAŇAŘ, P., ŠTYS, P. (2013) Two new species of *Oncylocotis* (Hemiptera: Heteroptera: Enicocephalidae) from Australia. *Acta Musei Moraviae, Scientiae biologicae*, 98 (2): 317–325.
- BARLOW, J., ARAUJO, I.S., OVERAL, W.L., GARDNER, T.A., DA SILVA MENDES, F., LAKE, I.R., PERES, C.A. (2007a) Diversity and composition of fruit-feeding butterflies in tropical Eucalyptus plantations. *Biodiversity and Conservation*, 17 (5): 1089–1104. doi:10.1007/s10531-007-9240-0
- BARLOW, J., GARDNER, T.A., ARAUJO, I.S., ÁVILA-PIRES, T.C., BONALDO, A.B., COSTA, J.E., ESPOSITO, M.C., FERREIRA, L.V., HAWES, J., HERNANDEZ, M.I.M. (2007b) Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *PNAS*. 104 (47): 18555–18560. doi:10.1073/pnas.0703333104
- BARLOW, J.A., OVERALL, W.L., ARAUJO, I.S., GARDNER, T.A., PERES, C.A. (2007c) The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology*, 44: 1001–1012.
- BASSET, Y. (1992) Host specificity of arboreal and free-living insect herbivores in rain forests. *Biological Journal of the Linnean Society*, 47: 115–133.
- BASSET, Y., CHARLES, E., HAMMOND, D. S., BROWN, V. K. (2001) Short-term effects of canopy openness on insect herbivores in a rain forest in Guyana. *Journal of Applied Ecology*, 38 (5): 1045–1058. doi:10.1046/j.1365-2664.2001.00660.x
- BASSET, Y., SAMUELSON, G.A., ALLISON, A., MILLER, S.E. (1996) How many species of host-specific insects feed on a species of tropical tree. *Biological Journal of the Linnean Society*, 59: 201–216.
- BELL, G., KERR, A., MCNICKLE, D., WOOLLONS, R. (1996) Accuracy of the line intersect method of post-logging sampling under orientation bias. *Forest Ecology and Management*, 4: 23–28.
- BLAHUTIÁK, A. (1998) Geograficky aspekt a diverzita entomofagov červcov čeľade Coccidae (Homoptera: Coccidae). *Pol'nohospodárstvo*, 44: 386–398.

- BOBIEC, A. (2002) Living stands and dead wood in the Białowieża forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management* 165: 125–140.
- BONGERS, F., POPMA, J. (1990) Leaf dynamics of seedlings of rain forest species in relation to canopy gaps. *Oecologia*, 82: 122–127.
- BOUGET, C. (2005) Short-term effect of windstorm disturbance on saproxylic beetles in broadleaved temperate forests: part I: do environmental changes induce a gap effect? *Forest Ecology and Management*, 216: 1–14.
- BOUGET, C., BRIN, A., BRUSTEL, H. (2011) Exploring the “last biotic frontier”: are temperate forest canopies special for saproxylic beetles? *Forest Ecology and Management*, 261: 211–220.
- 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. doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.031
- BOUGET, C., LARRIEU, L., NUSILLARD, B., PARMAN, G. (2013) In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity Conservation*, 22: 2111–2130. doi.org/10.1007/s10531-013-0531-3
- BUSE, J., LEVANONY, T., TIMM, A., DAYAN, T., ASSMANN, T. (2008) Saproxylic beetle assemblages of three managed oak woodlands in the Eastern Mediterranean. *Zoology in the Middle East*, 45 (1): 55–66.
- BÜTLER, R., SCHLAEPFER, R. (2004) Spruce snag quantification by coupling colour infrared aerial photos and a GIS. *Forest Ecology and Management* 195: 325–339.
- CHEY, V.K., HOLLOWAY, J.D., SPEIGHT, M.R. (1997) Diversity of moths in forest plantations and natural forests in Sabah. *Bulletin of Entomological Research*, 87: 371–385. doi:10.1017/S000748530003738X
- CLARK, M. (2012) Deforestation in Madagascar: Consequences of Population Growth and Unsustainable Agricultural Processes. *Global Majority E-Journal*, 3 (1): 61–71.
- CONSIGLIO, T., SCHATZ, G.E., MCPHERSON, G., LOWRY II. P.P., RABENANTOANDRO, J., ROGERS, Z.S., RABEVOHITRA, R., RABEHEVITRA, D. (2006) Deforestation and Plant Diversity of Madagascar’s Littoral Forests. *Conservation Biology*, 20 (6): 1799–1803.
- CORLETT, R.T. (1994) What is Secondary Forest? *Journal of Tropical Ecology*, 10 (3): 445–447.
- CROWSON, R.A. (1981) *The Biology of the Coleoptera*. Academic Press, London. 1–802.

- DAVIES, Z.G., TYLER, C., STEWART, G.B., PULLIN, A.S. (2008) Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation*, 17 (1). 209–234.
- DAVIS, A.J., HOLLOWAY, J.D., HUIJBREGTS, H., KRIKKEN, J., KIRK-SPRIGGS, A.H., SUTTON, S.L. (2001) Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *Journal of Applied Ecology*, 38: 593–616.
- DOSSA, G.G.O., PAUDEL, E., CAO, K., SCHAEFER, D., HARRISON, R.D. (2016) Factors controlling bark decomposition and its role in wood decomposition in five tropical tree species. *Scientific Reports*, 6 (3415): 1–9. doi:10.1038/srep34153
- DUFILS, J.M. (2003) Remaining forest cover. In: *The Natural History of Madagascar*. Goodman, S.M., Benstead, J.P. (eds.) 88–96. Chicago, IL, USA, University of Chicago Press.
- DZIOCK, F. (2006) Life-History Data in Bioindication Procedures, Using the Example of Hoverflies (Diptera, Syrphidae) in the Elbe Floodplain. *International Review of Hydrobiology*, 91 (4): 341–363.
- ECKELT, A., MÜLLER, J., BENSE, U., BRUSTEL, H., BUBLER, 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: 15–28.
- EDWARDS, D.P., MAGRACH, A., WOODCOCK, P., JI, Y., LIM, N.T.-L., EDWARDS, F.A., LARSEN, T.H., HSU, W.W., BENEDICK, S., KHEN, C.V., CHUNG, A.Y.C., REYNOLDS, G., FISHER, B., LAURANCE, W.F., WILCOVE, D.S., HAMER, K.C., YU, D.W. (2014) Selective-logging and oil palm: multitaxon impacts, biodiversity indicators, and trade-offs for conservation planning. *Ecological Applications*, 24 (8): 2029–2049. doi:10.1890/14-0010.1
- EGGLETON, P., BIGNELL, D.E., HAUSER, S., DIBOG, L., NORRGROVE, L., MADONG, B. (2002) Termite diversity across an anthropogenic disturbance gradient in the humid forest zone of West Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 90: 189–202.
- EHNSTRÖM, B. (2001) Leaving dead wood for insects in boreal forests: suggestions for the future. *Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement*, 91–98.

- ELLIOTT, S., BLAKESLEY, D., ANUSARANSUNTHRON, V. (1998) Forests for the Future – Growing and Planting Native Trees for Restoring Forest Ecosystems. Forest Restoration Research Unit. Chiang Mai University, Chiang Mai.
- ERWIN, T.L. (1982) Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *The Coleopterists Bulletin*, 36 (1): 74–75.
- ERWIN, T.L. (1983) Beetles and other insects of the tropical forest canopies at Manaus, Brazil, sampled with insecticidal fogging techniques. In: Sutton, S.L, Whitmore, T.C., Chadwick, A.C. (eds.) *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 59–75.
- ERWIN, T.L. (1991) How many species are there? Revisited. *Conservation Biology*, 5: 1–4.
- ESA LAND COVER CCI PROJECT TEAM, DEFOURNY, P. (2016) ESA Land Cover Climate Change Initiative (Land Cover CCI) Dataset Collection. Centre for Environmental Data Analysis.
- FAO (2000) *Global Forest Resources Assessment 2000. Main report*, Rome.
- FAO (2001) *State of the World's Forests 2001*. Rome.
- FRAVER, S., DUCEY, M.J., WOODALL, C.W., D'AMATO, A.W., MILO, A.M., PALIK, B.J. (2018) Influence of transect length and downedwoody debris abundance on precision of the line-intersect sampling method. *Forest Ecosystems*, 5: 1–10.
- GEMERDEN, B.S.V., SHU, G.N., OLFF, H. (2003) Recovery of conservation values in Central African rain forest after logging and shifting cultivation. *Biodiversity and Conservation* 12: 1553–1570.
- GIBSON, L., LEE, T.M., KOH, L.P., BROOK, B.W., GARDNER, T.A., BARLOW, J., PERES, C.A., BRADSHAW, C.J.A., LAURENCE, W.F., LOVEJOY T.E., SODHI, N.S. (2011) Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478 (7369): 378–381. doi:10.1038/nature10425
- FRIESER, R. (1980) Zur Synonymie madegassischer und afrikanischer Anthribiden (Coleoptera Anthribidae). *Revue de Zoologie et de Botanique Africaines*, 94 (4): 951–958.
- FRIESER, R. (1981) Beitrag zur Kenntnis der Anthribiden (Coleoptera, Anthribidae). *Entomologische Arbeiten aus dem Museum G. Frey Tutzing bei München*, 29: 249–258.
- FRIESER, R. (1992) Zur Synonymie sowie zwei neue Arten der Gattung *Diastatotropis* Lacordaire (Coleoptera: Anthribidae). *Acta Coleopterologica*, 8 (1): 56–60.

- FRIESER, R. (2005) Beitrag zur Kenntnis der Anthribiden (Coleoptera: Anthribidae). *Acta Coleopterologica*, 21 (2): 3–8.
- FRIESER, R. (2007) Ein neuer Beitrag zur Kenntnis der Anthribiden Madagascars (Coleoptera: Anthribidae). *Acta Coleopterologica*, 23 (3): 33–56.
- FRIESER, R. (2009) Beitrag zur Kenntnis der Anthribiden (Coleoptera: Anthribidae). *Acta Coleopterologica*, 25 (1): 46–70.
- FRIESER, R. (2010) Teilergebnisse der entomologischen Expedition von Milos Tryzna auf Madagaskar in 2007 mit Genehmigung ANGAP (Coleoptera: Anthribidae). *Acta Coleopterologica*, 26 (1): 3–22.
- GADE, D.W. (1996) Deforestation and its effects in highland Madagascar. *Mountain Research and Development*, 16 (2): 101–116.
- GANZHORN, J.U., LOWRY, P.P., SCHATZ, G.E., SOMMER, S. (2001) The biodiversity of Madagascar: one of the world's hottest hotspots on its way out. *Oryx*, 35 (4): 346–348.
- GEMERDEN, B.S.V., SHU, G.N., OLFF H. (2003) Recovery of conservation values in Central African rain forest after logging and shifting cultivation. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1553–1570.
- GOODMAN, S.M., BENSTEAD, J.P. (2003) *The Natural History of Madagascar*. The University of Chicago Press, Chicago, 1–1709.
- GOODMAN, S.M., BENSTEAD, J.P. (2005) Updated estimates of biotic diversity and endemism for Madagascar. *Oryx*, 39: 73–77. doi:10.1017/S0030605305000128
- GOODMAN, S.M., RAHERILALAO, M.J., WOHLAUSER, S. (eds.) (2018a) Les aires protégées terrestres de Madagascar: Leur histoire, description et biote. The terrestrial protected areas of Madagascar: Their history, description, and biota. Tome I. Introduction. Association Vahatra, Antananarivo, Madagascar, 1–424.
- GOODMAN, S.M., RAHERILALAO, M.J., WOHLAUSER, S. (eds.) (2018b) Les aires protégées terrestres de Madagascar: Leur histoire, description et biote. The terrestrial protected areas of Madagascar: Their history, description, and biota. Tome II. Northern and eastern Madagascar. Association Vahatra, Antananarivo, Madagascar, 425–1231.
- GOODMAN, S.M., RAHERILALAO, M.J., WOHLAUSER, S. (eds.) (2018c) Les aires protégées terrestres de Madagascar: Leur histoire, description et biote. The terrestrial protected areas of Madagascar: Their history, description, and biota. Tome III. Western and southwestern Madagascar - Synthesis. Association Vahatra, Antananarivo, Madagascar, 1232–1716.

- GOODMAN, S.M., RAKOTONDRAVONY, D., SCHATZ, G., WILMÉ, L. (1996) Species richness of forestdwelling birds, rodents and insectivores in a planted forest of native trees: a test case from Ankaratra, Madagascar. *Ecotropica*, 2: 109–120.
- GOSSNER, M.M., DAMKEN, C. (2018) Diversity and Ecology of Saproxylic Hemiptera. In: Ulyshen M. (eds.) *Saproxylic Insects. Zoological Monographs*, vol 1. Springer, Cham, 263–317. doi.org/10.1007/978-3-319-75937-1_9
- GRAINGER, A. (2008) Difficulties in tracking the long-term global trend in tropical forest area. *Proc. Natl Acad. Sci. USA*, 105: 818–823. doi:10.1073/pnas.0703015105
- GROVE, S.J. (2002) Tree basal area and dead wood as surrogate indicators of saproxylic insect faunal integrity: a case study from the Australian lowland tropics. *Ecological Indicators* 1: 171–188.
- HAMMOND, H.E.J. (1997) Arthropod biodiversity from *Populus* coarse woody material in north-central Alberta: a review of taxa and collection methods. *The Canadian Entomologist*, 129: 1009–1033.
- HAMMOND, H.E., LANGOR, D.W., SPENCE, J.R. (2001) Early colonization of *Populus* wood by saproxylic beetles (Coleoptera). *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 1175–1183. doi.org/10.1139/x01-057
- HARMON, M.E., FRANKLIN, J.F., SWANSON, F.J., SOLLINS, P., GREGORY, S.V., LATTIN, J.D., ANDERSON, N.H., CLINE, S.P., AUMEN, N.G., SEDELL, J.R., LIENKAEMPER, G.W., CROMACK, K.JR., CUMMINS, K.W. (1986) Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. In: MacFadyen, A., Ford, E.D. (eds.) *Advances in ecological research*. Orlando, FL: Academic Press, Inc., 15: 133–302. doi:10.1016/s0065-2504(03)34002-4
- HARPER, G.J., STEININGER, M.K., TUCKER, C.J., JUHN, D., HAWKINS, F. (2007) Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental Conservation* 34 (4): 325–333. doi:10.1017/S0376892907004262
- HERRERO, C., MONLEON, V.J., GÓMEZ, N., BRAVO, F. (2016) Distribution of dead wood volume and mass in mediterranean *Fagus sylvatica* L. forests in Northern Iberian Peninsula. Implications for field sampling inventory. *Forest Systems*, 25 (3): 1–12.
- HEYWOOD, V.H. (ed.) (1995) *Global Biodiversity Assessment (GBA)*. UNEP, Cambridge University Press, Cambridge.
- HJÄLTÉN, J., STENBACKA, F., PETTERSSON, R.B., GIBB, H., JOHANSSON, T., DANELL, K., BALL, J.P., HILSZCZAŃSKI, J. (2012) Micro and macro-habitat associations in

- saproxylic beetles: implications for biodiversity management. *Plos One* 7 (7): 1–11. doi:10.1371/journal.pone.0041100
- HOEBEKE, E.R., WHEELER, A.G. (1991) *Anthribus nebulosus*, a Eurasian scale predator in the eastern United States (Coleoptera, Anthribidae) – notes on biology, recognition, and establishment. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 93: 45–50.
- HOFFMANN, A. (1945) Coléoptères Bruchides et Anthribides. *Faune de France*, 44: 1–184.
- HOLLOWAY, B.A. (1970) A new genus of New Zealand Anthribidae associated with lichens (Insecta: Coleoptera). *New Zealand Journal of Science*, 13: 435–446.
- HOLLOWAY, B.A. (1982) Anthribidae (Insecta: Coleoptera). *Fauna of New Zealand*, 3: 1–269.
- HOLLOWAY, J.D., KIRK-SPRIGGS, A.H., KHEN, C.V. (1992) The response of some rain forest insect groups to logging and conversion to plantation. In: Marshall, A.G., Swaine M.D. (eds.) *Tropical Rain Forest: Disturbance and Recovery*. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*. 335: 425–436.
- HOLUŠA, J., TRÝZNA, M. (2007) Flight activity of *Anthribus nebulosus* Forster, 1770 (Coleoptera: Anthribidae) and notes to its life history. *Journal of Forest Science*, 53 (Special Issue): 11–15.
- HULCR, J., ATKINSON, T. H., COGNATO, A. I., JORDAL, B. H., MCKENNA, D. D. (2015) Morphology, Taxonomy, and Phylogenetics of Bark Beetles. *Bark Beetles*, 41–84. doi:10.1016/b978-0-12-417156-5.00002-2
- HULCR, J., MOGIA, M., ISUA, B., NOVOTNÝ, V. (2007) Host specificity of ambrosia and bark beetles (Col., Curculionidae: Scolytinae and Platypodinae) in a New Guinea rainforest. *Ecological Entomology*, 32 (6): 762–772. doi:10.1111/j.1365-2311.2007.00939.x
- HUMBERT, H., COURS DARNE, G. (eds.) (1965) *Notice de la Carte Madagascar*. Puducherry, India: Section Scientifique et Technique de L’Institut Francais de Pondich’ery.
- CHANDRASHEKARA, U.M., SIBICHAN, V. (2006) Logs and snags in a shola forest of Kerala, India. *Journal of Mountain Science*, 3 (2): 131–138. doi:10.1007/s11629-006-0131-8
- IANNELLA, M., D’ALESSANDRO, P., BIONDI, M. (2019) Entomological knowledge in Madagascar by GBIF datasets: estimates on the coverage and possible biases (Insecta) *Fragmenta Entomologica*, 51 (1): 1–10.

- JAROSZ, L. (1993) Defining and explaining tropical deforestation: shifting cultivation and population-growth in colonial Madagascar (1896–1940). *Economic Geography* 69 (4): 366–379.
- JELÍNEK, J. (1993) Check-list of Czechoslovak Insects IV (Coleoptera). Seznam československých brouků. *Folia Heyrovskyana, Supplementum 1*, Praha, 1–172.
- JOHANSSON, T., GIBBB, H., HJÄLTÉN, J., DYNESIUS, M. (2017) Soil humidity, potential solar radiation and altitude affect boreal beetle assemblages in dead wood. *Biological Conservation*, 209: 107–118.
- JONSELL, M. (2012) Old park trees as habitat for saproxylic beetle species. *Biodivers Conserv*, 21: 619–642.
- JONSELL, M., NITTÉRUS, K., STIGHÄLL, K. (2004) Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation*, 118: 163–173.
- JONSELL, M., WESLIEN, J. (2003) Felled or standing retained wood - it makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management*, 175: 425–435.
- JONSELL, M., WESLIEN, J., EHNSTRÖM, B. (1998) Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation*, 7: 749–764.
- JONSSON, B.G., KRUYSS, N., RANIUS, T. (2005) Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. *Silva Fennica*, 39: 289–309.
- JORDAN, K. (1942) Results of the Oxford University expedition to Sarawak (Borneo), 1932 (Col., Anthribidae. *Entomologist's monthly Magazine*, 78: 182–191.
- JÖRG, U., GANZHORN, P.P., LOWRY, II, SCHATZ, G.E., SOMMER S. (2001) The Biodiversity of Madagascar: One of the World's Hottest Hotspots on Its Way Out. *Oryx* 35 (4): 346–348.
- JUNNINEN, K., KOMONEN, A. (2011) Conservation ecology of boreal polypores: a review. *Biological Conservation*, 144: 11–20.
- KAILA, L., MARTIKAINEN, P., PUNTTILA, P. (1997) Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation* 6: 1–18.
- KALIF, K.A.B., AZEVEDO-RAMOS, C., MOUTINHO, P., MALCHER, S.A.O. (2001) The effect of logging on the ground-foraging ant community in eastern Amazonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36: 1–5.

- KARPACHEV, S.P., ZAPRUDNOV, V.I., BYKOVSKIY, M.A., SCHERBAKOV, E.N. (2017) Quantitative Estimation of Logging Residues by Line-Intersect Method. *Croatian Journal of Forest Engineering*, 38 (1): 33–45.
- KIRBY, K.J., WEBSTER, S.D., ANTCZAK, A. (1991) Effects of forest management on stand structure and the quantity of fallen dead wood: some British and Polish examples. *Forest Ecology and Management*, 43: 167–174.
- KORHONEN, L., KORHONEN, K.T., RAUTIAINEN, M., STENBERG, P. (2006) Estimation of forest canopy cover: a comparison of field measurement techniques. *Silva Fennica*, 40 (4): 577–588.
- KOUKI, J., LOFMAN, S., MARTIKAINEN, P., ROUVINEN, S. UOTILA, A. (2001) Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research*, Suppl. 3: 27–37.
- KULL, C.A. (2000) Deforestation, erosion, and fire: degradation myths in the environmental history of Madagascar. *Environment and History*, 6 (4): 423–450.
- KUSCHEL, G. (1995) A phylogenetic classification of Curculionoidea to families and subfamilies. *Memoirs of the Entomological Society of Washington*, 14: 5–33.
- KUSHNEVSKAYA, H., MIRIN, D., SHORHOVA, E. (2007) Patterns of epixylic vegetation on spruce logs in late-successional boreal forest. *Forest Ecology and Management* 250 (1): 25–33.
- LACHAT, T., ATTIGNON, S., DJEGO, J., GOERGEN, G., NAGEL, P., SINSIN, B., PEVELING, R. (2006) Arthropod diversity in Lama forest reserve (South Benin), a mosaic of natural, degraded and plantation forests. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3–23.
doi:10.1007/s10531-004-1234-6
- LACHAT, T., PEVELING, R., ATTIGNON, S., GOERGEN, G., SINSIN, B., NAGEL P. (2007) Saproxylic beetle assemblages on native and exotic snags in a West African tropical forest. *African Entomology*, 15 (1):13–24.
- LANGRAND, O., WILMÉ, L. (1997) Effects of forest fragmentation on extinction patterns of the endemic avifauna on the central high plateau of Madagascar. In: *Natural Change and Human Impact in Madagascar* (Goodman, S.M., Patterson B.D., eds.), 280–308. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- LAWTON, J.H., BIGNELL, D.E., BOLTON, B., BLOEMERS, G.F., EGGLETON, P., HAMMOND, P.M., HODDA, M., HOLT, R.D., LARSEN, T.B., MAWDSLEY, N.A., STORK, N.E.,

- SRIVASTAVA, D.S., WATT, A.D. (1998) Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391: 72–76.
- LEWIS, O.T. (2006) Climate change, species–area curves and the extinction crisis. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 361: 163–171. doi:10.1098/rstb.2005.1712
- LEWIS, O.T. (2009) Biodiversity change and ecosystem function in tropical forests. *Basic and Applied Ecology*, 10: 97–102. doi:10.1016/j.baae.2008.08.010
- LINDHE, A., ÅSENBLAD, N., TORESSON, H.-G. (2004) Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak - nine years of saproxylic fungi succession. *Biological Conservation*, 119: 443–454.
- LINDROTH, C.H. (1957) The principal terms used for male and female genitalia in Coleoptera. *Opuscula entomologica*, 22: 241–256.
- LIU, S., ZHANG, G., ZHU, J. (1995) Influence of temperature variations on rate of development in insects: analysis of case studies from entomological literature. *Annals of the Entomological Society of America*, 88: 107–119.
- LO-MAN-HUNG, N.F., GARNER, T.A., RIBEIRO-JÚNIOR, M.A., BARLOW, J., BONALDO, A.B. (2008) The value of primary and secondary and plantation forests from Neotropical epigenic arachnids. *Journal of Arachnology*, 36 (2): 394–401. doi:10.1636/CT07-136.1
- LOPES, M.P., MERMUDES, J.R.M. (2018) Four new species and new synonymy in *Stenocerus* Schoenherr, 1826 (Coleoptera, Anthribidae, Anthribinae, Stenocerini). *Zootaxa*, 4472 (3): 471–488.
- LOUZADA, J., GARDNER, T., PERES, C., BARLOW, J. (2010) A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. *Biological Conservation*, 143: 1102–1109.
- MACEDO-REIS, L.E., NOVAIS, S.M., MONTEIRO, G.F., FLECHTMANN, C.A., FARIA, M.L., DE NEVES, F.S. (2016) Spatio-temporal distribution of bark and ambrosia beetles in a Brazilian tropical dry forest. *Journal of Insect Science*, 16: 1–9.
- MACKAY, B., DELLASALA, D.A., KORMOS, C., LINDENMAYER, D., KUMPEL, N., ZIMMERMAN, B., HUGH, S., YOUNG, V., FOLEY, S., ARSENI, K., WATSON J.E.M. (2014) Policy options for the world's primary forests in multilateral environmental agreements. *Conservation Letters* 8: 139–147.

- MANJARIBE, C., FRASIER, C.L., RAKOUTH, B., LOUIS JR.E.E. (2013) Ecological Restoration and Reforestation of Fragmented Forests in Kianjavato, Madagascar. *International Journal of Ecology*, 1–12.
- MARSHALL, P.L., DAVIS, G., TAYLOR, S.W. (2003) Using Line Intersect Sampling for Coarse Woody Debris: Practitioners' Questions Addressed. *Forest Research Extension Note*, 1–10.
- MARTELLO, F., DE BELLO, F., SANTINA, M., SILVA, R.R., RODRIGES DE SOUZA-CAMPANA, D., RIBEIRO, M.C., CAMONA, C.P. (2018) Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations. *Scientific Reports*, 8 (3266): 1–11. doi:10.1038/s41598-018-20823-1
- MARTIKAINEN, P. (2001) Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins*, 49: 205–218.
- MARTIKAINEN, P., KAILA, L. (2004) Sampling saproxylic beetles: lessons from a 10-year monitoring study. *Biological Conservation*, 120 (2): 171–181. doi:10.1016/j.biocon.2004.02.009
- MARTINEZ, M., COGNATO, A.I., GUACHAMBALA, M., BOIVIN, T. (2019) Bark and Ambrosia Beetle (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) Diversity in Natural and Plantation Forests in Ecuador. *Environmental Entomology*, 48: 603–613.
- MARVALDI, A.E., SEQUEIRA, A.S., O'BRIEN, C.W., FARRELL, B.D. (2002) Molecular and morphological phylogenetics of weevils (Coleoptera, Curculionoidea): do niche shifts accompany diversification? *Systematic Biology*, 51: 761–785.
- MAY, B.M. (1994) An introduction to the Immature Stages of Australian Curculionoidea. 365–728. In: Zimmerman E. C. *Australian Weevils. Volume II. Brentidae, Eurhynchidae, Apionidae and chapter on Immature Stages by Brenda May.* 1–755. CSIRO Australia, Melbourne.
- MAYAUX, P., HOLMGREN, P., ACHARD, F., EVA, H., STIBIG, H., BRANTHOMME, A. (2005) Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 360: 373–384. doi:10.1098/rstb.2004.1590
- MAZZEI, A., BONACCI, T., HORÁK, J., BRANDMAYR, P. (2018) The role of topography, stand and habitat features for management and biodiversity of a prominent forest hotspot of the Mediterranean Basin: Saproxylic Beetles as possible indicators. *Forest Ecology and Management*, 410: 66–75.

- MERLUDES, J.R.M., LESCHEN, R.A.B. (2014) 3.2. Anthribidae Billberg, 1820, pp. 309-315, In: R.A.B. Leschen, R.G. Beutel. Handbook of Zoology. Arthropoda: Insecta. Coleoptera, Beetles. Volume 3: Morphology and Systematics (Phytophaga). Hubert & Co. GmbH & Co. KG, Gottingen, 1–675.
- MILLER, R.T., RAHARISON, J.-L., IRWIN, M.T. (2017) Competition for dead trees between humans and aye-ayes (*Daubentonia madagascariensis*) in central eastern Madagascar. *Primates*, 58: 367–375.
- MORALES-HIDALGO, D., OSWALT, S.N., SOMANATHAN, E. (2015) Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352: 68–77. doi:10.1016/j.foreco.2015.06.011
- MORAVEC, J. (2010) Tiger Beetles of the Madagascan Region (Madagascar, Seychelles, Comoros, Mascarenes, and other islands. Taxonomic revision of the 17 genera occurring in the region (Coleoptera: Cicindelidae). Biosférická rezervace Dolní Morava, o.p.s., Lednice na Moravě, 1–429.
- MORIMOTO, K. (1978) The family Anthribidae of Japan (Coleoptera). Part. 1. *Esakia*, 12: 17–47.
- MORIMOTO, K. (1979) The family Anthribidae of Japan (Coleoptera). Part. 2. *Esakia*, 14: 1–23.
- MORIMOTO, K. (1980) The family Anthribidae of Japan (Coleoptera). Part. 3. *Esakia*, 15: 11–47.
- MORIMOTO, K. (1981) The family Anthribidae of Japan (Coleoptera). Part. 4. *Esakia*, 17: 53–107.
- MORRIS, R.J. (2010) Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 365: 3709–3718. doi:10.1098/rstb.2010.0273
- MÜLLER, J., BRUSTEL, H., BRIN, A., BUSSLER, H., BOUGET, C., OBERMAIER, E., HEIDINGER, I.M.M., LACHAT, T., FÖRSTER, B., HORÁK, J., PROCHÁZKA, J., KÖHLER, F., LARRIEU, L., BENSE, U., ISACSSON, G., ZAPPONI, L., GOSSNER, M.M. (2015) Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography*, 38: 499–509.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., D. FONSECA, G.A.B., KENT J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.

- NELSON, R., HORNING, N. (1993) AVHRR-LAC estimates of forest area in Madagascar, 1990. *International Journal of Remote Sensing*, 14: 1463–1475.
- NETTO, S.P., PELISSARI, A.L., RIBEIRO, A., MACHADO, S.A., NASCIMENTO, R.G.M. (2018) Sampling system for estimating woody debris in an urban mixed tropical forest. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 90 (4): 3769–3780.
doi:10.1590/0001-3765201820180100
- NILSSON, S.G., BARANOWSKI, R. (1997) Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography*, 20: 491–498.
- NILSSON, S.G., NIKLASSON, M., HEDIN, J., ARONSSON, G., GUTOWSKI, J.M., LINDER, P., LJUNBERG, A., MIKUSINSKI, G., RANIUS, T. (2003) Erratum to “Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests.” *Forest Ecology and Management*, 178 (3): 355–370. doi:10.1016/s0378-1127(03)00084-7
- NOVOTNÝ, V., BASSET, Y., MILLER, S.E., WEIBLEN, G.D., BREMER, B., ČÍŽEK, L., DROZD, P. (2002) Low host specificity of herbivorous insects in a tropical forest. *Nature*, 416: 841–844.
- NOVOTNÝ, V., BASSET, Y. (2000) Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos*, 89: 564–572.
- NUMMELIN, M., HANSKI, I. (1989) Dung beetles of the Kibale Forest, Uganda; comparison between virgin and managed forests. *Journal of Tropical Ecology*, 5: 349–352.
- OBERPRIELER, R.G. (1999) Systematics and evolution of the cycad-associated weevil genus *Apinotropis* Jordan (Coleoptera: Anthribidae). *African Entomology*, 7 (1): 1–33.
- ØDEGAARD, F. (2000) How many species of arthropods? Erwin’s estimate revised. *Biological Journal of the Linnean Society*, 71: 583–597.
- ØDEGAARD, F. (2006) Host specificity, alpha- and beta- diversity of phytophagous Beetles in two tropical forests in Panama. *Biodiversity and Conservation*, 15: 83–105.
- ØKLAND, B. (1996) A comparison of three methods of trapping saproxylic beetles. *European Journal of Entomology*, 93: 195–209.
- PARMAIN, G., DUFRENE, M., BRIN, A., BOUGET, C. (2013) Influence of sampling effort on saproxylic beetle diversity assessment: implications for insect monitoring studies in European temperate Forests. *Agricultural and Forest Entomology*, 15, 135–145.
- POUSKA, V., SVOBODA, M., LEPŠOVÁ, A. (2010) The diversity of wood-decaying fungi in relation to changing site conditions in an old-growth mountain spruce forest, Central Europe. *European Journal of Forest research*, 129 (2): 219–231.

- QUEIROZ, F.L.C.A.V., MERMUDES, J.R.M. (2014) Six new species of Hylotribus Jekel, 1860 from Brazil (Coleoptera, Anthribidae, Anthribinae, Discotenini). *Zootaxa*, 3814 (2): 242–258.
- RAIK, D. (2007) Forest management in Madagascar: An Historical Overview. *Madagascar Conservation & Development*, 2 (1): 5–10.
- RAKOTOSAMIMANANA, B. (2003) Foreword. In: *The Natural History of Madagascar*. Goodman S.M., Benstead, J.P. (eds.) p. 11, Chicago, IL, USA, University of Chicago Press.
- 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: 85–94. doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00007-0
- RANIUS, T., JANSSON, N. (2002) A comparison of three methods to survey saproxylic beetles associated with old oaks. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1759–1771.
- RANIUS, T., MARTIKAINEN, P., KOUKI, J. (2011) Colonisation of Ephemeral Forest Habitats by Specialised Species: Beetles and Bugs Associated with recently Dead Aspen Wood. *Biodiversity and Conservation*, 2903–2915.
- RHEINHEIMER, J. (2004) Illustrierter Katalog und Bibliographie der Anthribidae der Welt (Insecta: Coleoptera). *Mitteilungen des Entomologischen Vereins*, 39: 102–103.
- RODRIGUES, E.N.L., MENDONÇA, M.S.JR., COSTA-SCHMIDT, L.E. (2014) Spider diversity responds strongly to edge effects but weakly to vegetation structure in riparian forests of Southern Brazil. *Arthropod Plant Interact*, 8: 123–133. doi:10.1007/s11829-014-9294-3
- RODRIGUES, E.N.L., MENDONÇA, M.S.JR., OTT, R. (2009). Spider diversity in a rice agroecosystem and adjacent areas in southern Brazil. *Revista Colombiana de Entomología*. 35: 89–97.
- SCHATZ, G.E. (2000) Endemism in the Malagasy tree flora. In: *Biogeography of Madagascar* (Lourenco, W.R., Goodman S.M. (eds.)). *Memoires de la Societe de Biogeographie*, Paris, 1–9.
- SCHIEGG, K. (1999) Limiting factors of saproxylic insects: habitat relationships of an endangered ecological group. Masters dissertation, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich.
- SCHLAGHAMERSKÝ, J. (2000) The Saproxylic Beetles (Coleoptera) and Ants (Formicidae) of Central European Hardwood Floodplain Forests. *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis, Biologia*, 103: 1–168.

- SCHULZE, CH., WALTERT, M., KESSLER, P.J.A., PITOPANG, R., VEDDELER, D., MÜHLENBERG, M., GRADSTEIN, S.R., LEUSCHNER, C., STEFFAN-DEWENTER, I., TSCHARNTKE, T. (2004) Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: Comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications*, 14: 1321–1333.
- SEFCZEK, T.M., RANDIMBIHARINIRINA, D., RAHARIVOLOLONA, B.M., RABEKIANJA, J.D., LOUIS, E.E. (2017) Comparing the use of live trees and deadwood for larval foraging by aye-ayes (*Daubentonia madagascariensis*) at Kianjavato and Torotorofotsy, Madagascar. *Primates*, 58 (4): 535–546.
- SEIBOLD, S., BÄSSLER, C., BRANDL, R., BÜCHE, B., SZALLIES, A., THORN, S., ULYSHEN, M.D., MÜLLER, J. (2016) Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology*, 53: 934–943.
- SEIBOLD, S., BÄSSLER, C., BRANDL, R., GOSSNER, M.M., THORN, S., ULYSHEN, M.D., MÜLLER, J. (2015) Experimental studies of dead-wood biodiversity — A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation*, 191: 139–149.
- SEIBOLD, S., HAGGE, J., MÜLLER, J., GRUPPE, A., BRANDL, R., BÄSSLER, C., THORN, S. (2018) Experiments with dead wood reveal the importance of dead branches in the canopy for saproxylic beetle conservation. *Forest Ecology and Management*, 409: 564–570.
- SHMIDA, A., WILSON, M.V. (1985) Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, 12: 1–20.
- SIITONEN, J. (1994) Decaying wood and saproxylic Coleoptera in two old spruce forests: a comparison based on two sampling methods. *Annales Zoologica Fennici*, 31: 89–95.
- SIITONEN, J. (2001) Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*, 49, 11–41.
- SILVESTRI, F. (1919) Contribuzioni alla conoscenza degli insetti dannosi e dei loro simionti. V. La Cocciniglia del Nocciuolo (*Eulecanium coryli* L.). *Bollettino del Laboratorio di Zoologia Generale ed Agraria, Portici*, 13: 127–190.
- SIMILÄ, M., KOUKI, J., MARTIKAINEN, P. (2003) Saproxylic beetles in managed and seminatural scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management*, 174: 365–381.
- SIMILÄ, M., KOUKI, J., MARTIKAINEN, P., UOTILA, A. (2002) Conservation of beetles in boreal pine forests: the effects of forest age and naturalness on species assemblages. *Biological Conservation*, 106: 19–27. doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00225-7

- SITTICHAYA, W., PERMKAM, S., COGNATO, A.I. (2012) Species composition and flight pattern of Xyleborini ambrosia beetles (Col.: Curculionidae: Scolytinae) from agricultural areas in southern Thailand. *Environmental Entomology*, 41: 776–784.
- SPEIGHT, M.C.D. (1989) *Saproxylic Invertebrates and their Conservation*. Council of Europe, Strasbourg, 1–78.
- SPEIGHT, M.R., WYLIE, F.R. (2001) *Insect Pests in Tropical Forestry*. CABI Publishing, Oxford, Brisbane.
- SPITZER, K., JAROŠ, J., HAVELKA, J., LEPŠ, J. (1997) Effects of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. *Biological Conservation*, 80: 9–15.
- SPRICK, P., FLOREN, A. (2018) Diversity of Curculionoidea in Humid Rain Forest Canopies of Borneo: A Taxonomic Blank Spot. *Diversity*, 10: 1–20.
- STOKLAND, J.N. (2001) The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. *Ecological Bulletins*, 49: 71–83.
- STOKLAND, J.N., SIITONEN, J. (2012) *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press, Cambridge, 1–524.
- STORK, N.E. (2007) Australian tropical forest canopy crane: New tools for new frontiers. *Austral Ecology*, 32: 4–9.
- STREJČEK, J. (1990) Brouci čeledí Bruchidae, Urodonidae a Anthribidae. *Zoologické klíče*. Academia Praha, 1–87, xxiv tab. [in Czech].
- SVERDRUP-THYGESON, A., IMS, R.A. (2002) The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation*, 106: 347–357. doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00261-0
- ŠTYS, P., BAŇAŘ, P. (2013) Eastern Arc Mountains in Tanzania: Hic sunt Aenictopecheidae. The first genus and species of Afrotropical Aenictopecheidae (Hemiptera: Heteroptera: Enicocephalomorpha). *European Journal of Entomology*, 110 (4): 677–688. doi.org/10.14411/eje.2013.091
- TARASOV, M.E., BIRDSEY, R.A. (2001) Decay rate and potential storage of coarse woody debris in the Leningrad region. *Ecological Bulletins*, 49: 137–147.
- TAVAKILIAN, G., BERKOV, A., MEURER-GRIMES, B., MORI, S. (1997) Neotropical Tree Species and Their Faunas of Xylophagous Longicorns (Coleoptera: Cerambycidae) in French Guiana. *Botanical Review*, 63 (4): 303–355.
- TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K., WICHMANN, M.C., SCHWAGER, M., JELTSCH, F. (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/

- diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79–92.
- TIKKANEN, O., HEINONEN, T., KOUKI, J., MATERO, J. (2007) Habitat suitability models of saproxylic red-listed boreal forest species in long-term matrix management: cost-effective measures for multi-species conservation. *Biological Conservation*, 140: 359–372.
- TRÝZNA, M. (2017a) Anthribidae, pp. 18–33. In Alonso-Zarazaga, M.A., Barrios, H., Borovec, R., Bouchard, P., Caldara, R., Colonnelli, E., Gültekin, L., Hlaváč, P., Korotyaev, B., Lyal, C.H.C., Machado, A., Meregalli, M., Pierotti, H., Ren, L., Sánchez-Ruiz, M., Sforzi, A., Silfverberg, H., Skuhrovec, J., Trýzna, M., Velázquez de Castro, A.J., Yunakov, N.N. Cooperative Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Curculionoidea. Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.), Zaragoza, Monografías electrónicas SEA, 8: 1–729.
- TRÝZNA, M. (2017b) Description of a new species of the genus *Tophoderes* Dejean (Coleoptera: Anthribidae) from east Madagascar, with images of all Madagascan species of the genus. *Zootaxa*, 4221 (3): 377–385. doi.org/10.11646/zootaxa.4221.3.6
- TRÝZNA, M., ANDRIANOMENJANAHARY, M.N. (2019) Description of a new species of the genus *Diastatotropis* Lacordaire (Coleoptera: Anthribidae) with strikingly elongated elytral apices from north-eastern Madagascar. *Zootaxa*, 4563 (3): 444–450. doi.org/10.11646/zootaxa.4563.3.2
- TRÝZNA, M., BAŇAŘ, P. (2012) New species of *Adapterops* (Coleoptera: Anthribidae) from east Madagascar with a key to species and notes on sexual dimorphism and biodiversity of the family. *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae*, 52 (2): 475–485. Available from: http://www.aemnp.eu/pdf/52_2/52_2_475.pdf (Accessed 26 April, 2020)
- TRÝZNA, M., BAŇAŘ, P. (2013a) A new species of the genus *Apatenia* (Coleoptera: Anthribidae) from Madagascar with notes on female genitalia, redescription of the female of *Apatenia quadristigma* Frieser and list of Madagascan species. *Zootaxa*, 3609 (5): 504–512. doi.org/10.11646/zootaxa.3609.5.6
- TRÝZNA, M., BAŇAŘ, P. (2013b) A new species of the genus *Basidissus* (Coleoptera: Anthribidae) from east Madagascar, with a key to species. *Zootaxa*, 3721 (1): 71–78. doi.org/10.11646/zootaxa.3721.1.3

- TRÝZNA, M., BAŇAŘ, P. (2014a) A new species of the genus *Blaberops* (Coleoptera: Anthribidae) from east Madagascar, with a key to species. *Zootaxa*, 3826 (2): 386–392. doi.org/10.11646/zootaxa.3826.2.8
- TRÝZNA, M., BAŇAŘ, P. (2014b) Description of a new genus and species, *Pseudobasidissus barclayi* (Coleoptera: Anthribidae), from east Madagascar. *Zootaxa*, 3869 (2): 180–188. doi.org/10.11646/zootaxa.3869.2.8
- TRÝZNA, M., BAŇAŘ, P. (2015a) A new species of *Tophoderes* Dejean from northern Madagascar with a checklist of the species (Coleoptera: Anthribidae). *Zootaxa*, 3905 (2): 264–272. doi.org/10.11646/zootaxa.3905.2.7
- TRÝZNA, M., BAŇAŘ, P. (2015b) A new species of the genus *Adapterops* (Coleoptera: Anthribidae) from northern Madagascar, with a catalogue and key to species. *Zootaxa*, 4052 (4): 485–489. doi.org/10.11646/zootaxa.4052.4.8
- TRÝZNA, M., BAŇAŘ, P. (2016) Two new species of *Diastatotropis* Lacordaire (Coleoptera: Anthribidae) from east Madagascar with a key to species of the genus. *Zootaxa*, 4161 (3): 429–436. doi.org/10.11646/zootaxa.4161.3.10
- TRÝZNA, M., BAŇAŘ, P. (2017a) A new species of *Diastatotropis* Lacordaire (Coleoptera: Anthribidae) from Montagne d’Ambre National Park, northern Madagascar. *Zootaxa*, 4221 (5): 537–544. doi.org/10.11646/zootaxa.4221.5.3
- TRÝZNA, M., BAŇAŘ, P. (2017b) Two new species of *Adapterops* (Coleoptera: Anthribidae) from protected areas of northern Madagascar, with a key to species, and new faunistic data on the genus. *Zootaxa*, 4231 (2): 238–250. doi.org/10.11646/zootaxa.4231.2.6
- TRÝZNA, M., BAŇAŘ, P. (2020) A new species of *Holophloeus* Jordan (Coleoptera: Anthribidae) from eastern Madagascar with ecological notes on it and *H. tuberosus* (Fairmaire, 1897). *Zootaxa*, 4732 (1): 79–98. doi.org/10.11646/zootaxa.4732.1.3
- TRÝZNA, M., VALENTINE, B.D. (2011) Anthribidae, pp. 64–66, 90–107. In: I. Löbl and A. Smetana (ed.): *Catalogue of Palaearctic Coleoptera*. Vol. 7: Curculionoidea. Stenstrup, Apollo Books, 1–373.
- TUCKER, C.J., GRANT, D.M., DYKSTRA, J.D. (2004) NASA’s global orthorectified Landsat data set. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 70 (3): 313–322.
- TUCKER, N., MURPHY, T. (1997) The effect of ecological rehabilitation on vegetation recruitment: some observations from the wet tropics of North Queensland. *Forest Ecology and Management*, 99: 133–152.
- VALENTINE, B.D. (1962) Anthribidae (Billberg, 1820). In Arnett, R.H., Jr. *The Beetles of the United States (A Manual for Identification)*, 106: 959–963.

- VALENTINE, B.D. (1999) A review of Nearctic and some related Anthribidae (Coleoptera). *Insecta Mundi*, 12: 251–296.
- VALLAN, D. (2000) Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation* 96 (1): 31–43.
- VASCONCELOS, H.L., VILHENA, J.M.S., CALIRI, G.J.A. (2000) Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology*, 37: 508–514.
- VENCES, M., WOLLENBERG, K.C., VIEITES, D.R., LEES, D.C. (2009) Madagascar as a model region of species diversification. *Trends in Ecology and Evolution*, 24 (8): 456–465.
- VIETTE, P. (1991) Principales localités où des Insectes ont été recueillis à Madagascar. Chief field stations where Insects were collected in Madagascar. Faune de Madagascar. Publiée sous les auspices de Gouvernement de la République Malgache. Supplément 2. Publié à compte d'auteur. Privately published by the author, 1–88.
- 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: 553–562.
- WADDELL, K.L. (2002) Sampling Coarse Woody Debris for Multiple Attributes in Extensive Resource Inventories. *Ecological Indicators*, 1: 139–153.
- WANAT, M. (2007) Alignment and homology of male terminalia in Curculionoidea and other Coleoptera. *Invertebrate Systematics*, 21: 147–171. doi.org/10.1071/IS05055
- WARRINER, M.D., NEBEKER, T.E., LEININGER, T.D., MEADOWS, J.S. (2002) The effects of thinning on beetles (Coleoptera:Carabidae, Cerambycidae) in bottomland hardwood forests. Gen. Tech. Rep. SRS–48. U.S.Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Asheville, 569–573.
- WATT, A.D., STORK, N.E., MCBEEATH, C., LAWSON, G.L. (1997) Impact of forest management on insect abundance and damage in a lowland tropical forest in southern Cameroon. *Journal of Applied Ecology*, 34: 985–998.
- WEISS, M., DIDHAM, R. K., PROCHÁZKA, J., SCHLAGHAMERSKÝ, J., BASSET, Y., ØDEGAARDH, F., TICHECHKIN, A., SCHMIDL, J., FLOREN, A., CURLETTI, G., ABERLENC, H.-P., BAIL, J., BARRIOS, H., LEPONCE, M., MEDIANERO, E., FAGAN, L.L., CORBARA, B., CIZEK, L. (2019) Saproxylic beetles in tropical and temperate forests – A standardized comparison of vertical stratification patterns. *Forest Ecology and Management*, 444: 50–58.

- WEISS, M., PROCHÁZKA, J., SCHLAGHAMERSKÝ, J., ČÍŽEK, L. (2016) Fine-Scale Vertical Stratification and Guild Composition of Saproxyllic Beetles in Lowland and Montane Forests: Similar Patterns despite Low Faunal Overlap. *Plos One*, 11 (3): 1–18. doi:10.1371/journal.pone.0149506
- WHITMORE, T.C. (1998) *An introduction to tropical rain forests*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- WIDERBERG, M.K., RANIUS, T., DROBYSHEV, I., NILSSON, U., LINDBLADH, M. (2012) Increased openness around retained oaks increases species richness of saproxyllic beetles. *Biodiversity Conservation*, 21: 3035–3059. doi.org/10.1007/s10531-012-0353-8
- WIKARS, L.O., SAHLIN, E., RANIUS, T. (2005) A comparison of three methods to estimate species richness of saproxyllic beetles (Coleoptera) in logs and high stumps of Norway spruce. *The Canadian Entomologist*, 137: 304–324. doi.org/10.4039/n04-104
- WOLDA, H. (1983) Spatial and temporal variation in abundance in tropical animals. *Tropical Rain Forest: Ecology and Management* (eds. S.L. Sutton, T.C. Whitmore & A.C. Chadwick). Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, 93–106.
- WOLDENDORP, G., KEENAN, R.J. (2005) Coarse woody debris in Australian forest ecosystems: A review. *Austral Ecology*, 30 (8): 834–843. doi:10.1111/j.1442-9993.2005.01526.x
- WOLFRUM, P. (1929) *Coleopterorum Catalogus*. Pars 102. Anthribidae. W. Junk, Berlin, 1–145.
- WOLFRUM, P. (1953) *Coleopterorum Catalogus*. Supplement 102. Anthribidae. W. Junk, s'-Gravenhage, 1–63.
- WOLFRUM, P. (1961) Anthribiden aus dem Institut Scientifique de Madagascar. *Entomologische Arbeiten aus dem Museum G. Frey*, 12: 291–325.
- WRIGHT, S.J. (2005) Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 553–560. doi:10.1016/j.tree.2005.07.009
- WU, J., PAN, H., ZHANG, J., YANG, S., ZHAO M. (2015) Effect of sun exposure on saproxyllic beetle assemblages may change with topoclimate in a subtropical forest of east China. *Journal of Insect Conservation*, 19: 877–889.
- WU, J., PAN, H., YANG, S., NIU, X. (2013) Tree species and elevation influence the assemblage composition of saproxyllic beetles in subtropical forest of east China. *Forest Ecology and Management*, 292: 29–38.

- ZAPFACK, L., ENGWALD, S., SONKE, B., ACHOUNDONG, G., MADONG B.A. (2002) The impact of land conversion on plant biodiversity in the forest zone of Cameroon. *Biodiversity and Conservation*, 11: 2047–2061.
- ZHOU, L., DAI, L.M., GU, H.Y., ZHONG, L. (2007) Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ekosystém. *Journal of Forestry Research* 18 (1): 48–54.
- ZIMMERMAN, E.C. (1994) *Australian Weevils (Coleoptera: Curculionoidea), Volume I. Orthoceri. Anthribidae to Attelabidae. The Primitive Weevils.* xxxii + 741 pp. CSIRO Australia, Melbourne.