

Die (sub)alpinen Zikaden- und Dungkäfergemeinschaften auf Weideflächen entlang der Glockner Hochalpenstraße

Endbericht
Februar 2026



V.I.N.C.A. -
Institut für Naturschutzforschung und Ökologie GmbH

Februar 2026

Verfasser:innen:

Elisabeth Glatzhofer, MSc.

Egon Lind, MSc.

VINCA – Institut für Naturschutzforschung und Ökologie

Gießergasse 6/7, A-1090 Wien, Österreich



E-Mails :

elisabeth.glatzhofer@vinca.at,

egon.lind@vinca.at

Titelbild (©Egon Lind)

Tiroler Zirpe (*Streptopyx tamaninii*)

Inhalt

Inhalt.....	1
Einleitung	2
Material und Methoden.....	3
Datenerhebung im Feld und Bestimmung	3
Zikaden.....	6
Dungkäfer	7
Statistische Auswertungen	8
Ergebnisse	9
Zikaden.....	9
Dungkäfer	18
Diskussion.....	25
Zikaden	25
Faunistik.....	25
Verteilung der Arten entlang des Höhengradienten.....	28
Unterschiede in den Artengemeinschaften zwischen Nord- und Südseite.....	29
Vergleich der Artengemeinschaften zwischen Weideflächen und Mähwiesen	29
Dungkäfer	30
Faunistik und Vergleich mit vorherigen Arbeiten im Gebiet.....	30
Verteilung der Arten entlang des Höhengradienten.....	32
Unterschiede in den Artengemeinschaften zwischen Nord- und Südseite.....	32
Vergleich zwischen Weideflächen mit und ohne Einsatz von Entwurmungsmitteln und Auswirkungen von Entwurmungsmitteln auf das Ökosystem Weide	33
Conclusio und naturschutzfachliche Handlungsempfehlungen	34
Literaturangaben	36

Einleitung

Alpine Weideflächen zählen aufgrund ihrer strukturellen Vielfalt und der meist extensiven, traditionellen Nutzung zu den artenreichsten Lebensräumen im Gebirge. Gleichzeitig befinden sich Alm- und Weidewirtschaft vielerorts im Wandel oder Rückgang, was – in Kombination mit den Auswirkungen des Klimawandels – eine zunehmende Gefährdung dieser Ökosysteme und ihrer teils endemischen Arten mit sich bringt (Rabitsch & Essl, 2009). Das Großglocknergebiet stellt mit seinen ausgedehnten, von tiefen Lagen bis auf über etwa 2400 m Seehöhe reichenden Weideflächen und seiner guten Erschlossenheit ein ideales Untersuchungsgebiet dar.

Dungkäfer übernehmen zentrale ökologische Funktionen in Weideökosystemen, insbesondere beim Abbau tierischer Exkremente, der Bodenverbesserung und der Reduktion von Parasiten. Gleichzeitig zählen sie zu den weltweit stark rückläufigen Insektengruppen (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Im alpinen Raum Österreichs ist ihr Vorkommen bislang nur unzureichend untersucht, insbesondere entlang von Höhengradienten. Zudem könnten der Rückgang traditioneller Weidenutzung sowie der Einsatz von Entwurmungsmitteln bei Weidetieren erhebliche Auswirkungen auf ihre Populationen haben.

Zikaden eignen sich aufgrund ihrer hohen Artenzahl und engen Bindung an bestimmte Wirtspflanzen und Habitatstrukturen besonders gut als Bioindikatoren für Grünlandökosysteme (Achtziger et al., 2014). Viele Arten reagieren sensibel auf Veränderungen in Bewirtschaftung und Vegetationsstruktur und ermöglichen daher differenzierte Aussagen zur Habitatqualität und Störungsintensität (Nickel, 2003; Nickel & Achtziger, 1999). Für das Untersuchungsgebiet liegen bisher nur Einzelnachweise vor, sodass auch hier ein deutlicher Forschungsbedarf besteht.

Ziel des vorliegenden Projekts war es, die Bedeutung traditioneller Weidewirtschaft, sowie im Falle der Zikaden auch der Bergmähder, für die Artenvielfalt von Zikaden (Auchenorrhyncha) und Dungkäfern (koprophage Scarabaeoidea) zu bewerten, Dynamiken entlang des Höhengradienten aufzuzeigen, potenzielle klimawandelbedingte Veränderungen zu identifizieren und eine Grundlage für potenzielle zukünftige Langzeituntersuchungen zu schaffen.

Vor diesem Hintergrund wurden im Zuge des Projekts folgende Fragestellungen bearbeitet:

- (1) Welche Dungkäfer- und Zikadenarten kommen im Untersuchungsgebiet vor und in welchen Individuendichten?
- (2) Wie verändern sich Artenzusammensetzung und Individuenzahlen entlang des Höhengradienten?
- (3) Bestehen Unterschiede zwischen Nord- und Südexposition?
- (4) Zeigen sich Effekte unterschiedlicher Entwurmungspraxis bei Weidetieren auf die Dungkäferfauna?

(5) Unterscheiden sich die Zikadengemeinschaften zwischen Almweiden und Bergmähdern?

Material und Methoden

Datenerhebung im Feld und Bestimmung

Die Untersuchungen wurden entlang der Weideflächen der Großglockner Hochalpenstrasse auf jeweils drei Höhenstufen (ca. 1600 m, 2000 m und 2400 m) am Nord- und Südhang, und somit auf der Salzburger und der Kärntner Seite des Projektgebiets durchgeführt (Abbildung 1 und 2 sowie Tabelle 1). Diese beiden Seiten werden nachfolgend der Einfachheit halber „Nord- bzw. Südexposition“ genannt.

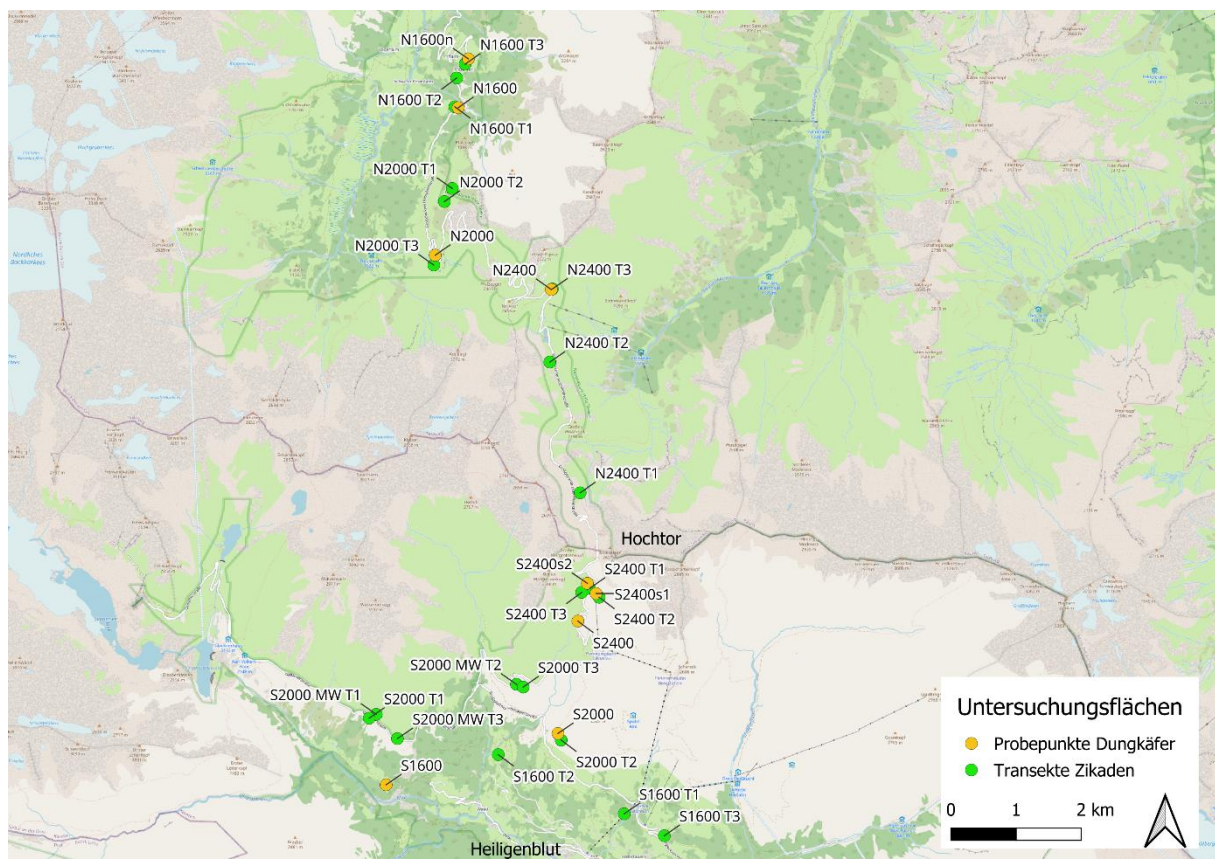


Abbildung 1: Untersuchungsflächen im Projektgebiet. Für Flächeninfos siehe Tabelle 1. Kartengrundlage: Open Street Map.

Tabelle 1: Übersicht über die Untersuchungsflächen mit Angaben zur untersuchten Tiergruppe, Lage, Bewirtschaftung und Entwurmungspraxis der dortigen Weidetiere.

Gruppe	Fläche	Höhenstufe [m]	Exposition/Seite	Bewirtschaftung	Tierart	Entwurmung	Koordinaten
Dungkäfer	N1600	1600	Norden/Salzburg	Weide	Rind	entwurmt	47.143285, 12.813904
Dungkäfer	N1600n	1600	Norden/Salzburg	Weide	Rind	nicht entwurmt	47.150034, 12.815883
Dungkäfer	S1600	1600	Süden/Kärnten	Weide	Rind	nicht entwurmt	47.049705, 12.800254

Gruppe	Fläche	Höhenstufe [m]	Exposition/Seite	Bewirtschaftung	Tierart	Entwurmung	Koordinaten
Dungkäfer	N2000	2000	Norden/ Salzburg	Weide	Rind	entwurmt	47.122892, 12.809449
Dungkäfer	S2000	2000	Süden/ Kärnten	Weide	Rind	entwurmt	47.056957, 12.834904
Dungkäfer	N2400	2400	Norden/ Salzburg	Weide	Rind	entwurmt	47.118256, 12.832969
Dungkäfer	S2400	2400	Süden/ Kärnten	Weide	Rind	entwurmt	47.072485, 12.838778
Dungkäfer	S2400s1	2400	Süden/ Kärnten	Weide	Schaf	entwurmt	47.076313, 12.842421
Dungkäfer	S2400s2	2400	Süden/ Kärnten	Weide	Schaf	entwurmt	47.077714, 12.840637
Zikaden	N1600 T1	1600	Norden/ Salzburg	Weide	Rind	-	47.14341, 12.81322
Zikaden	N1600 T2	1600	Norden/ Salzburg	Weide	Rind	-	47.14739, 12.81355
Zikaden	N1600 T3	1600	Norden/ Salzburg	Weide	Rind	-	47.14931, 12.81525
Zikaden	S1600 T1	1600	Süden/ Kärnten	Weide	Rind	-	47.04592, 12.84839
Zikaden	S1600 T2	1600	Süden/ Kärnten	Weide	Rind	-	47.05397, 12.82286
Zikaden	S1600 T3	1600	Süden/ Kärnten	Weide	Rind	-	47.04292, 12.85651
Zikaden	N2000 T1	2000	Norden/ Salzburg	Weide	Rind	-	47.13213, 12.81281
Zikaden	N2000 T2	2000	Norden/ Salzburg	Weide	Rind	-	47.13031, 12.81124
Zikaden	N2000 T3	2000	Norden/ Salzburg	Weide	Rind	-	47.12153, 12.80917
Zikaden	S2000 T1	2000	Süden/ Kärnten	Weide	Rind	-	47.05888, 12.79674
Zikaden	S2000 T2	2000	Süden/ Kärnten	Weide	Ziege	-	47.05604, 12.83556
Zikaden	S2000 T3	2000	Süden/ Kärnten	Weide	Rind	-	47.06333, 12.82781
Zikaden	S2000MW T1	2000	Süden/ Kärnten	Mähwiese		-	47.05942, 12.79817
Zikaden	S2000MW T2	2000	Süden/ Kärnten	Mähwiese		-	47.06371, 12.82643
Zikaden	S2000MW T3	2000	Süden/ Kärnten	Mähwiese		-	47.05609, 12.80247
Zikaden	N2400 T1	2400	Norden/ Salzburg	Weide	Schaf	-	47.09021, 12.83907
Zikaden	N2400 T2	2400	Norden/ Salzburg	Weide	Schaf	-	47.10824, 12.83277
Zikaden	N2400 T3	2400	Norden/ Salzburg	Weide	Rind	-	47.11834, 12.83318
Zikaden	S2400 T1	2400	Süden/ Kärnten	Weide	Schaf	-	47.07702, 12.84111
Zikaden	S2400 T2	2400	Süden/ Kärnten	Weide	Schaf	-	47.07581, 12.84304
Zikaden	S2400 T3	2400	Süden/ Kärnten	Weide	Schaf	-	47.07646, 12.83951

Standortfotos

Standortfotos der Beprobungspunkte der Zikadenuntersuchungen, aufgenommen am 11.08. und 12.08.2025.

Nordseite/Salzburg



N1600 T1



N1600 T2



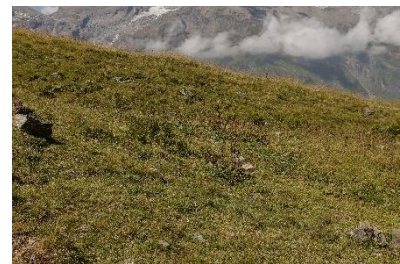
N1600 T3



N2000 T1



N2000 T2



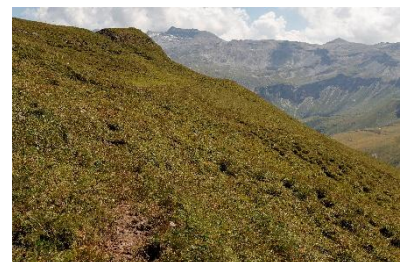
N2000 T3



N2400 T1



N2400 T2



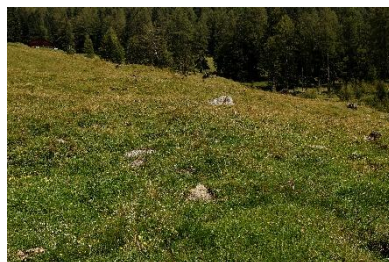
N2400 T3

Abbildung 2: Aufnahmepunkte der Zikadenerhebungen auf der Nordseite (Salzburg) des Untersuchungsgebiets.

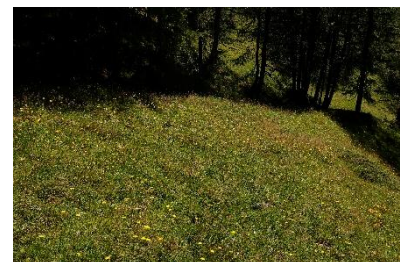
Südseite/Kärnten



S1600 T1



S1600 T2



S1600 T3



S2000 T1



S2000 T2



S2000 T3

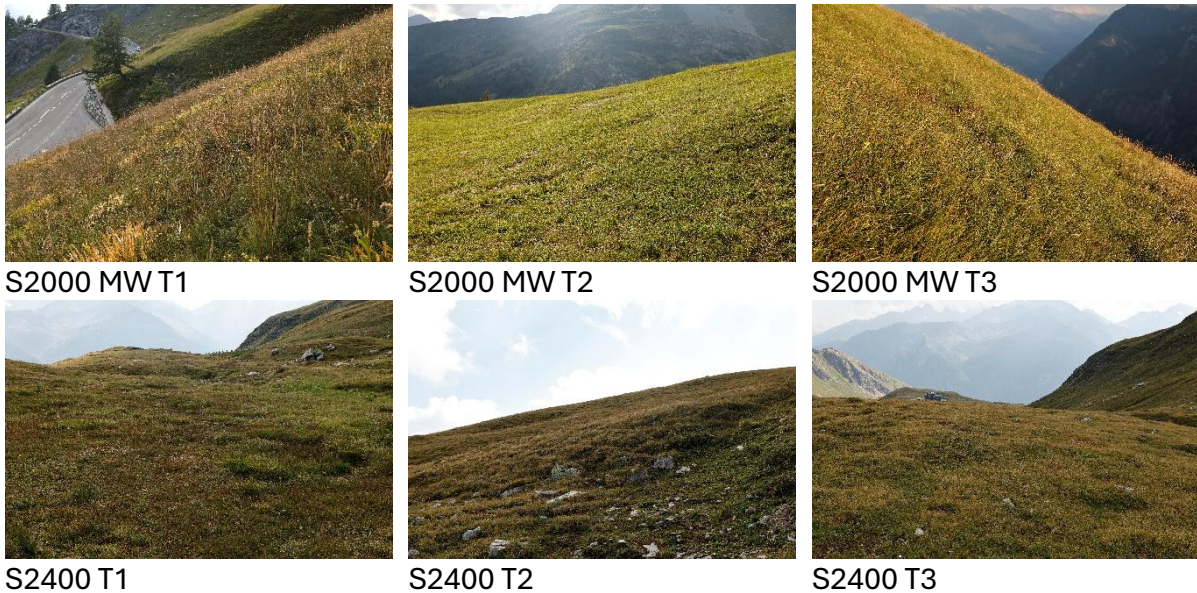


Abbildung 3: Aufnahmepunkte der Zikadenerhebungen auf der Südseite (Kärnten) des Untersuchungsgebiets.

Zikaden

Pro Höhenstufe und Exposition wurden jeweils drei Probepunkte/Transekte eingerichtet (siehe Tabelle 1 sowie Abbildung 2 und 3). Zum Vergleich der Artengesellschaften zwischen Weideflächen und Bergmähdern wurden weiters drei Mähwiesen (S2000 MW T1; S2000 MW T2; S2000 MW T3) auf der Südseite des Untersuchungsgebiets beprobt. Zwei der drei untersuchten Mähwiesen auf der Südseite des Untersuchungsgebiets liegen in den Pockhorner Wiesen, die dritte, eine mehrschürige Mähwiese, etwas südöstlicher. Bei der Auswahl der Probepunkte wurde darauf geachtet für das Gebiet repräsentative hochmontane bis alpine Weiderasen zu wählen. Die Beprobungen aller Transekte erfolgte in Summe dreimal aufgeteilt auf je zwei Tagen im Jahr am 23./24.06.2025, 11./12.08.2025 sowie 18./19.09.2025.

Die Erhebungen erfolgten mittels einer standardisierten Aufnahmemethode aus 50 Kescherschlägen und 25 Saugprobepunkten pro Transekt. Ein Saugprobepunkt entspricht jeweils einem einmaligen Aufsetzen des Sauggeräts auf die Vegetation bzw. Bodenoberfläche. Dazu kam ein umgebauter Laubsauger mit Netzeinsatz zum Einsatz, der insbesondere der Erfassung bodennah lebender Arten dient, während mit dem Kescher vor allem höher in der Vegetation lebende Arten erfasst werden können (Kunz et al., 2011). Diese kombinierte und standardisierte Aufnahmemethode stellt die bestmögliche Abdeckung des vorhandenen Artenspektrums im Grünland sicher.

Die gefangenen Tiere wurden im Gelände mittels Exhaustor vorsortiert und die entnommenen Individuen anschließend in 70%igem Ethanol konserviert. Der übrige Beifang wurde nach der Vorsortierung unmittelbar wieder auf der Untersuchungsfläche freigesetzt.

Die Determination erfolgte im Labor unter einem Stereomikroskop anhand gängiger Bestimmungsliteratur (Biedermann & Niedringhaus, 2004; W. E. Holzinger et al., 2003; Kunz et al., 2011).

Dungkäfer

Für die Erhebung der Dungkäfer wurde je eine Weide pro Höhenstufe und Exposition jeweils zwei Mal, am 22.07.2025 und 11.08.2025, untersucht (Abbildung 1). Die Probepunkte wurden je nach Aufenthaltsort der Rinderherden ausgesucht, es handelte sich bei beiden Beprobungsterminen um dieselben Weideflächen bzw. Herden. An jedem Probepunkt wurden drei Dungfladen von Rinderdung mit den darunterliegenden 10 cm Boden ausgegraben und einzeln vor Ort in eine Wanne gelegt, welche mit Wasser aufgefüllt wurde. So konnten die dabei aufschwimmenden Dungkäfer mit der Hand abgesammelt und die restlichen Tiere, wie auch die aufgeschwemmte Probe, wieder auf die Fläche ausgebracht werden.

Vor den Beprobungen wurden die zuständigen Bewirtschafter:innen bzw. Agrargemeinschaften der Flächen und Besitzer:innen der Herden kontaktiert und einerseits die Zustimmung zu den Erhebungen eingeholt und andererseits zum Einsatz von Entwurmungsmitteln bei den Tieren befragt. Dies ergab, dass fast alle der im Gebiet weidenden Herden entwurmt werden: bei Rindern meist die Jungtiere vor der ersten Weidesaison, manchmal aber auch die gesamte Herde oder die gesamte Herde vor der Einstallung; bei Schafen und Ziegen immer die gesamte Herde vor und nach der Weidesaison. Aus diesem Grund standen für den Vergleich zwischen Weideflächen mit und ohne Entwurmungsmiteleinsatz auf gleicher Höhenstufe nur zwei Flächen zur Verfügung: Probepunkt N1600n (nicht entwurmt) und N1600 (entwurmt). Alle anderen untersuchten Weideflächen werden also mit entwurmten Rindern beweidet, mit Ausnahme der Weide auf 1600 m auf der Südseite (Kärnten, S1600), dort werden die Rinder ebenfalls nicht entwurmt, es fand sich aber auf dieser Höhenstufe zur Erhebungszeit keine bestoßene Weide mit entwurmten Tieren zum Vergleich.

Für die Untersuchung der phytosaprophagen Arten wurden auf jeder Fläche zufällig ausgewählte Grashorste mittels eines Käfersiebes gesiebt, erfasst und dann wieder vor Ort ausgebracht.

Auf 2400 m auf der Kärntner Seite weidete eine große Schafherde, hier wurde stichprobenmäßig Dung händisch auf Käfer untersucht, um potenziell zusätzliche Arten für das Gebiet zu finden (Abbildung 1, Tabelle 5: S2400s1 und S2400s2). Diese Daten flossen jedoch nicht in die statistischen Analysen und Vergleiche ein.

Die gesammelten Dungkäfer wurden in 70%igem Ethanol konserviert und im Labor unter dem Binokular bestimmt. Die aktuellen Daten zur Verbreitung und besiedelten Höhenstufen der gefundenen Arten in Österreich, welche für Auswertungen benötigt wurden, wurden aus Seidel et al. (2025) genommen: Dies ist eine aktuelle Revision aller in Österreich vorhandenen Museumsbelege von Dungkäfern aus Österreich (über 150.000 Datensätze) und gibt somit die realistische Verbreitung der Arten dar.

Statistische Auswertungen

Aufgrund der begrenzten Stichprobengröße lag der Fokus auf deskriptive und explorative Analyseverfahren der Daten. Die Artenvielfalt wurde mithilfe von Kennwerten wie Artenzahl, Individuenzahl und Shannon-Diversität analysiert, die Artengemeinschaften durch multivariate Verfahren. Zur Visualisierung von Unterschieden zwischen Höhe, Exposition und Nutzungsformen (Bewirtschaftungsform und Entwurmung) wurden Boxplots, Scatterplots, Paired-Plots und nicht-metrische multidimensionale Skalierungen (NMDS) auf Basis von Bray-Curtis-Distanzen verwendet. Diese Ansätze erlauben eine anschauliche Darstellung von Mustern in den Daten, ohne formale Signifikanztests vorauszusetzen. Das Bray-Curtis Distanzmaß vergleicht Flächen innerhalb einer Gruppe (z. B. gleiche Exposition oder gleiche Höhe) und Flächen unterschiedlicher Gruppen anhand der relativen Unterschiede in der Individuenzahl der vorkommenden Arten und nimmt Werte zwischen 0 (identische Artzusammensetzung und Abundanzverteilung) und 1 (keine gemeinsam vorkommenden Arten) an. Niedrige Distanzwerte weisen so auf eine hohe Ähnlichkeit der Artengemeinschaften hin, während hohe Werte auf deutliche Unterschiede in Artzusammensetzung und Dominanzstruktur schließen lassen. Die dazugehörige Effektgröße Delta (Δ) Distanz zeigt die Differenz der Mittelwerte der Bray-Curtis Distanzen innerhalb einer Gruppe und unterschiedlicher Gruppen, wobei positive Δ -Werte darauf hinweisen, dass die Artzusammensetzungen der Flächen innerhalb einer Gruppe ähnlicher sind als jene der Flächen unterschiedlicher Gruppen.

Alle Analysen wurden mit dem Statistikprogramm R Studio mithilfe diverser Pakete durchgeführt (Bates et al. 2015, Wickham et al. 2019, Oksanen et al. 2025, Schauburger & Walker 2025, Simpson 2026, R Core Team 2025).

Ergebnisse

Zikaden

Im Zuge der Erhebungen wurden insgesamt 4118 Individuen erfasst. Einzelne weibliche Individuen, die nicht bis auf Artniveau bestimmbar waren, sowie langflügelige Individuen, die jeweils die einzigen Vertreter ihrer Art auf der betreffenden Untersuchungsfläche darstellten, wurden von den folgenden Auswertungen ausgeschlossen, um die Zusammensetzung der Artengemeinschaften nicht zu verfälschen. Solche langflügeligen Individuen werden meist durch Thermik in größere Höhen verfrachtet und repräsentieren keine reproduzierenden Populationen auf den jeweiligen Flächen.

Nach Abzug dieser Individuen basieren die weiteren Analysen auf 4081 Individuen aus insgesamt 75 Arten (Tabelle 2).

Die häufigste Art war die Wiesenflohzirpe (*Deltocephalus pulicaris*) mit insgesamt 1194 Individuen, gefolgt von einer Art der *Psammotettix helvolus*- Gruppe mit 443 Individuen und der Gelbe Spornzikade (*Xanthodelphax flaveola*) mit 341 Individuen.

Die arten- und individuenreichsten Flächen waren die Mähwiesen auf 2000m auf der Südseite des Untersuchungsgebiets (S2000 MW) mit insgesamt 942 Individuen aus 39 Arten.

Flächen

Tabelle 2: Übersicht aller im Zuge des Projekts nachgewiesenen Zikadenarten mit Angabe der Individuenzahlen (Fangsumme aller 3 Termine), wissenschaftlichen und deutschen Artnamen, aufgeteilt nach Höhenstufen und Exposition. Jede Höhenstufe (Spalte) repräsentiert drei über die Höhenstufe verteilte Aufnahmepunkte einer Seite des Projektgebiets (Nord und Süd). Abkürzungen und Lage der Untersuchungsflächen sind in Abbildung 1 dargestellt sowie in Abbildung 2 und 3 ersichtlich. Die Gefährdungseinstufungen folgen der Roten List der Zikaden (Holzinger, 2009) = RL Ö. Rote Liste Kategorien: CR = vom Aussterben bedroht, EN = stark gefährdet, VU = gefährdet, NT = potenziell gefährdet, DD = Datenlage ungenügend, LC = nicht gefährdet; NE = nicht eingestuft. Gefährdete Arten in roter Schrift.

Art	Art Deutsch	RL Ö	N160 0	N200 0	N240 0	S160 0	S200 0	S2000 MW	S240 0	Summe
<i>Acanthodelphax spinosa</i> (Fieber, 1866)	Stachelspornzikade	LC				44		17		61
<i>Adarrus multinodeatus</i> (Boheman, 1847)	Gemeine Zwenkenzirpe	LC				2				2
<i>Agallia brachyptera</i> (Boheman, 1847)	Streifen-Dickkopfszikade	LC		1		10	32	3		46
<i>Anaceratagallia ribauti</i> (Ossiannilsson, 1938)	Wiesen-Dickkopfszikade	LC				33	2			35
<i>Anaceratagallia venosa</i> (Fourcroy, 1785)	Klee-Dickkopfszikade	LC					2	3		5
<i>Anakelisia perspicillata</i> (Boheman, 1845)	Triftenspornzikade	VU				11	8	17		36
<i>Anoscopus alpinus</i> (Signoret, 1879)	Alpenerdzikade	VU					1			1
<i>Anoscopus flavostriatus</i> (Donovan, 1799)	Streifenerdzikade	LC	16			10	11	79		116
<i>Aphrodes bicincta</i> (Schränk, 1776)	Triftenerdzikade	DD	1							1
<i>Aphrodes diminuta</i> Ribaut, 1952	Kleine Erdzikade	DD	3			1	7	15		26
<i>Aphrophora alni</i> (Fallén, 1805)	Erlenschauzikade	LC	1							1
<i>Arocephalus languidus</i> (Flor, 1861)	Zwerggraszirpe	LC					6	12		18
<i>Arocephalus longiceps</i> (Kirschbaum, 1868)	Kandelabergraszirpe	LC				2				2
<i>Arthaldeus pascuellus</i> (Fallén, 1826)	Hellebardenzirpe	LC		2						2
<i>Balclutha punctata</i> (Fabricius, 1775) sensu Wagner, 1939	Gemeine Winterzirpe	LC				3				3

Art	Art Deutsch	RL Ö	N160 0	N200 0	N240 0	S160 0	S200 0	S2000 MW	S240 0	Summ e
<i>Balclutha saltuella</i> (Kirschbaum, 1868)	Südliche Winterzirpe	DD	2			2				4
<i>Cercopis vulnerata</i> Rossi, 1807	Gemeine Blutzikade	LC	1							1
<i>Cicadella viridis</i> (Linnaeus, 1758)	Binsenschmuckzikade	LC				4				4
<i>Cicadula persimilis</i> (Edwards, 1920)	Knautgraszirpe	LC	2							2
<i>Cicadula quadrinotata</i> (Fabricius, 1794)	Gemeine Seggenzirpe	LC		5						5
<i>Cosmotettix aurantiacus</i> (Forel, 1859)	Goldseggenzirpe	EN		1						1
<i>Deltocephalus pulicaris</i> (Fallén, 1806)	Wiesenflohzirpe	LC	359	153	8	273	327	70	4	1194
<i>Dicranotropis divergens</i> Kirschbaum, 1868	Rotschwingel-Spornzikade	LC		1			19			20
<i>Dicranotropis montana</i> Horváth, 1897	Bergspornzikade	CR	43	63	1		73	5		185
<i>Diplocolenus bohemani</i> (Zetterstedt, 1840)	Blasse Graszirpe	LC						63		63
<i>Doratura stylata</i> (Boheman, 1847)	Wiesendolchzirpe	LC				77	2			79
<i>Elymana sulphurella</i> (Zetterstedt, 1828)	Schwefelgraszirpe	LC				4	1	4		9
<i>Emelyanoviana mollicula</i> (Boheman, 1845)	Schwefelblattzikade	LC	1			8	3	1		13
<i>Errastunus ocellaris</i> (Fallén, 1806)	Bunte Graszirpe	LC		1		1				2
<i>Erythria aureola</i> (Fallén, 1806)	Ankerblattzikade	NT				1				1
<i>Erythria manderstjernii</i> (Kirschbaum, 1868)	Bergblattzikade	LC	10	145	14	1	14	10		194
<i>Eupelix cuspidata</i> (Fabricius, 1775)	Löffelzikade	NT						1		1
<i>Eupteryx aurata</i> (Linnaeus, 1758)	Goldblattzikade	LC	2							2
<i>Eupteryx cyclops</i> Matsumura, 1906	Bach-Nesselblattzikade	LC	9							9
<i>Eupteryx heydenii</i> (Kirschbaum, 1868)	Kälberkropf-Blattzikade	LC	1							1
<i>Eupteryx notata</i> Curtis, 1937	Triftenblattzikade	LC	4			26	1	1		32
<i>Euscelis venosus</i> (Kirschbaum, 1868)	Eberwurz zirpe	LC						26		26
<i>Evacanthus interruptus</i> (Linnaeus, 1758)	Wiesenschmuckzikade	LC	3				1	2		6
<i>Forcipata forcipata</i> (Flor, 1861)	Gemeine Zangenblattzikade	LC						3		3
<i>Hesium domino</i> (Reuter, 1880)	Karminzirpe	LC				11	1	9		21
<i>Jassargus alpinus</i> (Then, 1896)	Berg-Spitzkopfzirpe	LC				2				2
<i>Javesella discolor</i> (Boheman, 1847)	Flossenspornzikade	LC		15			7		2	24
<i>Javesella dubia</i> (Kirschbaum, 1868)	Säbelspornzikade	LC	1			1				2
<i>Javesella forcipata</i> (Boheman, 1847)	Zangenspornzikade	LC					1			1
<i>Javesella obscurella</i> (Boheman, 1847)	Schlammspornzikade	LC		1					1	2
<i>Javesella pellucida</i> (Fabricius, 1794)	Wiesenspornzikade	LC						1		1
<i>Kelisia monoceros</i> Ribaut, 1934	Einhorn-Spornzikade	VU		1			5	53		59
<i>Kelisia ribauti</i> Wagner, 1938	Schwarzlippen-Spornzikade	EN				4				4
<i>Kelisia vittipennis</i> (J. Sahlberg, 1868)	Wollgras-Spornzikade	VU				3				3
<i>Macrosteles alpinus</i> (Zetterstedt, 1828)	Alpenwanderzirpe	LC		69					24	93
<i>Macrosteles cristatus</i> (Ribaut, 1927)	Kammwanderzirpe	LC	5					2		7
<i>Macrosteles laevis</i> (Ribaut, 1927)	Ackerwanderzirpe	LC		4			1	1		6
<i>Macrosteles ossiannilssoni</i> Lindberg, 1954	Moorwanderzirpe	NT		6						6
<i>Macrosteles sexnotatus</i> (Fallén, 1806)	Wiesenwanderzirpe	LC						1		1
<i>Macrosteles variatus</i> (Fallén, 1806)	Nessel-Wanderzirpe	LC	1							1
<i>Macustus grisescens</i> (Zetterstedt, 1828)	Maskengraszirpe	LC						4		4
<i>Megophthalmus scanicus</i> (Fallén, 1806)	Gemeine Kappenzikade	LC	26	2						28

Art	Art Deutsch	RL Ö	N160 0	N200 0	N240 0	S160 0	S200 0	S2000 MW	S240 0	Summe
<i>Muellerianella brevipennis</i> (Boheman, 1847)	Schmielenspornzikade	LC	9	1						10
<i>Neophilaenus exclamatoris</i> ssp. <i>alpicola</i> Wagner, 1955	Waldschaumzikade	LC	3	9	83	1			1	97
<i>Neophilaenus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Grasschaumzikade	LC				2		1		3
<i>Philaenus spumarius</i> (Linnaeus, 1758)	Wiesenschaumzikade	LC	37	5		7	2	7		58
<i>Planaphrodes nigrita</i> (Kirschbaum, 1868)	Walderdzikade	LC					4			4
<i>Psammotettix cephalotes</i> (Herrich-Schäffer, 1834)	Zittergras-Sandzirpe	NT	36	2		45	57	43		183
<i>Psammotettix confinis</i> (Dahlbom, 1850)	Wiesensandzirpe	LC	3					4		7
<i>Psammotettix helvolus</i> -Gruppe (Kirschbaum, 1868)	Löffel-Sandzirpe	LC	3	5	237	14	7	74	103	443
<i>Psammotettix nardeti</i> Remane, 1965	Mattensandzirpe	LC			19			1		20
<i>Rhopalopyx adumbrata</i> (C.Sahlberg, 1842)	Bergschwingelzirpe	LC				8	5	84		97
<i>Ribautodelphax angulosa</i> (Ribaut, 1953)	Ruchgras-Spornzikade	EN				1		4		5
<i>Sotanus thenii</i> (Löw, 1885)	Alpen-Graszirpe	LC		2	19		25	27	3	76
<i>Stiroma bicarinata</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	Waldspornzikade	LC						1		1
<i>Streptanus confinis</i> (Reuter, 1880)	Rasenschmielenzirpe	EN	1							1
<i>Streptopyx tamaninii</i> Linnavuori, 1958	Tiroler Zirpe	CR					13	12		25
<i>Tettigometra impressopunctata</i> Dufour, 1846	Gemeine Ameisenzikade	EN	5							5
<i>Verdanus abdominalis</i> (Fabricius, 1803)	Schwarzgrüne Graszirpe	LC	52	85		4	58	29		228
<i>Xanthodelphax flaveola</i> (Flor, 1861)	Gelbe Spornzikade	EN				24	65	252		341
Summe Individuen			640	579	381	640	761	942	138	4081
Summe Arten			29	23	7	33	31	38	7	75

Höhengradient

Tabelle 3: Im Projekt nachgewiesenen Arten nach Höhenstufe aufgeteilt. Die beprobten Mähwiesen auf der Südseite (S2000MW T1, S2000MW T2 und S2000MW T3) sind gesondert angeführt (2000m MW).

Arten	1600m	2000m	2400m	2000m MW	Summe
<i>Acanthodelphax spinosa</i> (Fieber, 1866)	44			17	61
<i>Adarrus multinotatus</i> (Boheman, 1847)	2				2
<i>Agallia brachyptera</i> (Boheman, 1847)	10	33		3	46
<i>Anaceratagallia ribauti</i> (Ossiannilsson, 1938)	33	2			35
<i>Anaceratagallia venosa</i> (Fourcroy, 1785)		2		3	5
<i>Anakelisia perspicillata</i> (Boheman, 1845)	11	8		17	36
<i>Anoscopus alpinus</i> (Signoret, 1879)		1			1
<i>Anoscopus flavostriatus</i> (Donovan, 1799)	26	11		79	116
<i>Aphrodes bicincta</i> (Schrank, 1776)	1				1
<i>Aphrodes diminuta</i> Ribaut, 1952	4	7		15	26
<i>Aphrophora alni</i> (Fallén, 1805)	1				1
<i>Arocephalus languidus</i> (Flor, 1861)		6		12	18
<i>Arocephalus longiceps</i> (Kirschbaum, 1868)	2				2
<i>Arthaldeus pascuellus</i> (Fallén, 1826)		2			2
<i>Balclutha punctata</i> (Fabricius, 1775) sensu Wagner, 1939	3				3
<i>Balclutha saltuella</i> (Kirschbaum, 1868)	4				4
<i>Cercopis vulnerata</i> Rossi, 1807	1				1

Arten	1600m	2000m	2400m	2000m MW	Summe
<i>Cicadella viridis</i> (Linnaeus, 1758)	4				4
<i>Cicadula persimilis</i> (Edwards, 1920)	2				2
<i>Cicadula quadrinotata</i> (Fabricius, 1794)		5			5
<i>Cosmotettix aurantiacus</i> (Forel, 1859)		1			1
<i>Deltocephalus pulicaris</i> (Fallén, 1806)	632	480	12	70	1194
<i>Dicranotropis divergens</i> Kirschbaum, 1868		20			20
<i>Dicranotropis montana</i> Horváth, 1897	43	136	1	5	185
<i>Diplocolenus bohemani</i> (Zetterstedt, 1840)				63	63
<i>Doratura stylata</i> (Boheman, 1847)	77	2			79
<i>Elymana sulphurella</i> (Zetterstedt, 1828)	4	1		4	9
<i>Emelyanoviana mollicula</i> (Boheman, 1845)	9	3		1	13
<i>Errastunus ocellaris</i> (Fallén, 1806)	1	1			2
<i>Erythria aureola</i> (Fallén, 1806)	1				1
<i>Erythria manderstjernii</i> (Kirschbaum, 1868)	11	159	14	10	194
<i>Eupelix cuspidata</i> (Fabricius, 1775)				1	1
<i>Eupteryx aurata</i> (Linnaeus, 1758)	2				2
<i>Eupteryx cyclops</i> Matsumura, 1906	9				9
<i>Eupteryx heydenii</i> (Kirschbaum, 1868)	1				1
<i>Eupteryx notata</i> Curtis, 1937	30	1		1	32
<i>Euscelis venosus</i> (Kirschbaum, 1868)				26	26
<i>Evacanthus interruptus</i> (Linnaeus, 1758)	3	1		2	6
<i>Forcipata forcipata</i> (Flor, 1861)				3	3
<i>Hesium domino</i> (Reuter, 1880)	11	1		9	21
<i>Jassargus alpinus</i> (Then, 1896)	2				2
<i>Javesella discolor</i> (Boheman, 1847)		22	2		24
<i>Javesella dubia</i> (Kirschbaum, 1868)	2				2
<i>Javesella forcipata</i> (Boheman, 1847)		1			1
<i>Javesella obscurella</i> (Boheman, 1847)		1	1		2
<i>Javesella pellucida</i> (Fabricius, 1794)				1	1
<i>Kelisia monoceros</i> Ribaut, 1934		6		53	59
<i>Kelisia ribauti</i> Wagner, 1938	4				4
<i>Kelisia vittipennis</i> (J. Sahlberg, 1868)	3				3
<i>Macrosteles alpinus</i> (Zetterstedt, 1828)		69	24		93
<i>Macrosteles cristatus</i> (Ribaut, 1927)	5			2	7
<i>Macrosteles laevis</i> (Ribaut, 1927)		5		1	6
<i>Macrosteles ossiannilssoni</i> Lindberg, 1954		6			6
<i>Macrosteles sexnotatus</i> (Fallén, 1806)				1	1
<i>Macrosteles variatus</i> (Fallén, 1806)	1				1
<i>Macustus grisescens</i> (Zetterstedt, 1828)				4	4
<i>Megophthalmus scanicus</i> (Fallén, 1806)	26	2			28
<i>Muellerianella brevipennis</i> (Boheman, 1847)	9	1			10
<i>Neophilaenus exclamationis</i> ssp. <i>alpicola</i> Wagner, 1955	4	9	84		97
<i>Neophilaenus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	2			1	3

Arten	1600m	2000m	2400m	2000m MW	Summe
<i>Philaenus spumarius</i> (Linnaeus, 1758)	44	7		7	58
<i>Planaphrodes nigrita</i> (Kirschbaum, 1868)		4			4
<i>Psammotettix cephalotes</i> (Herrich-Schäffer, 1834)	81	59		43	183
<i>Psammotettix confinis</i> (Dahlbom, 1850)	3			4	7
<i>Psammotettix helvolus</i> -Gruppe (Kirschbaum, 1868)	17	12	340	74	443
<i>Psammotettix nardeti</i> Remane, 1965			19	1	20
<i>Rhopalopyx adumbrata</i> (C.Sahlberg, 1842)	8	5		84	97
<i>Ribautodelphax angulosa</i> (Ribaut, 1953)	1			4	5
<i>Sotanus thenii</i> (Löw, 1885)		27	22	27	76
<i>Stiroma bicarinata</i> (Herrich-Schäffer, 1835)				1	1
<i>Streptanus confinis</i> (Reuter, 1880)	1				1
<i>Streptopyx tamaninii</i> Linnavuori, 1958		13		12	25
<i>Tettigometra impressopunctata</i> Dufour, 1846	5				5
<i>Verdanus abdominalis</i> (Fabricius, 1803)	56	143		29	228
<i>Xanthodelphax flaveola</i> (Flor, 1861)	24	65		252	341
Summe	1280	1340	519	942	4081
Summe Arten	49	41	10	38	75

Die in Tabelle 3 veranschaulichte Verteilung der Zikaden nach Höhenstufen, je Nord- und Südseite kombiniert, zeigt die Abnahme der Artenzahl mit zunehmender Höhe. So wurden auf den Weideflächen auf 1600m 49 Arten, auf 2000m 41 Arten und auf 2400m 10 Arten nachgewiesen. Bei den Individuendichten wurden auf 2000m Höhe mit 1340 Individuen etwas höhere Zahlen im Vergleich zu den Flächen auf 1600m mit 1280 Individuen verzeichnet. Auf 2400m waren es mit 519 Individuen nur mehr ungefähr die Hälfte der Individuen der darunter liegenden Höhenstufen. Mit 10 Arten ist auch bei der Artenzahl eine deutliche Reduktion gegenüber den darunter liegenden Höhenstufen zu erkennen.

Die drei untersuchten Mähwiesen (S2000MW T1; S2000MW T2; S2000MW T3) auf Kärntner Seite sind hier gesondert angeführt. Auf diesen drei Aufnahmepunkten konnten insgesamt 38 Arten aus 942 Individuen nachgewiesen werden. Angesichts des nur halb so großen Stichprobenumfangs gegenüber den anderen Höhenstufen, sind diese Werte als sehr hoch anzusehen.

Weiden vs Bergmähder

Tabelle 4: Vergleich der Arten- und Individuenzahlen der auf 2000m auf der Südseite des Projektgebiets befindlichen Rinderweiden S2000 (S2000 T1; S2000 T2, S2000 T3) sowie Mähwiesen S2000MW (S2000MW T1; S2000MW T2; S2000MW T3).

Art	Art deutsch	S2000	S2000 W	Summe
<i>Acanthodelphax spinosa</i> (Fieber, 1866)	Stachelspornzikade		17	17
<i>Agallia brachyptera</i> (Boheman, 1847)	Streifen-Dickkopfzikade	32	3	35
<i>Anaceratagallia ribauti</i> (Ossiannilsson, 1938)	Wiesen-Dickkopfzikade	2		2
<i>Anaceratagallia venosa</i> (Fourcroy, 1785)	Klee-Dickkopfzikade	2	3	5
<i>Anakelis perspicillata</i> (Boheman, 1845)	Triftenspornzikade	8	17	25
<i>Anoscopus alpinus</i> (Signoret, 1879)	Alpenerdzikade	1		1

Art	Art deutsch	S2000	S2000 W	Summe
<i>Anoscopus flavostriatus</i> (Donovan, 1799)	Streifenerdzikade	11	79	90
<i>Aphrodes diminutus</i> Ribaut, 1952	Kleine Erdzikade	7	15	22
<i>Arocephalus languidis</i> (Flor, 1861)	Zwerggraszirpe	6	12	18
<i>Deltocephalus pulicaris</i> (Fallén, 1806)	Wiesenflohzirpe	327	70	397
<i>Dicranotropis divergens</i> Kirschbaum, 1868	Rotschwingel-Spornzikade	19		19
<i>Dicranotropis montana</i> Horváth, 1897	Bergspornzikade	73	5	78
<i>Diplocolenus bohemani</i> (Zetterstedt, 1840)	Blasse Graszirpe		63	63
<i>Doratura stylata</i> (Boheman, 1847)	Wiesendolchzirpe	2		2
<i>Elymana sulphurella</i> (Zetterstedt, 1828)	Schwefelgraszirpe	1	4	5
<i>Emelyanoviana mollicula</i> (Boheman, 1845)	Schwefelblattzikade	3	1	4
<i>Erythria manderstjernii</i> (Kirschbaum, 1868)	Bergblattzikade	14	10	24
<i>Eupelix cuspidata</i> (Fabricius, 1775)	Löffelzikade		1	1
<i>Eupteryx notata</i> Curtis, 1937	Triftenblattzikade	1	1	2
<i>Euscelis venosus</i> (Kirschbaum, 1868)	Eberwurzzirpe		26	26
<i>Evacanthus interruptus</i> (Linnaeus, 1758)	Wiesenschmuckzikade	1	2	3
<i>Forcipata forcipata</i> (Flor, 1861)	Gemeine Zangenblattzikade		3	3
<i>Hesium domino</i> (Reuter, 1880)	Karminzirpe	1	9	10
<i>Javesella discolor</i> (Boheman, 1847)	Flossenspornzikade	7		7
<i>Javesella forcipata</i> (Boheman, 1847)	Zangenspornzikade	1		1
<i>Javesella pellucida</i> (Fabricius, 1794)	Wiesenspornzikade		1	1
<i>Kelisia monoceros</i> Ribaut, 1934	Einhorn-Spornzikade	5	53	58
<i>Macrosteles cristatus</i> (Ribaut, 1927)	Kammwanderzirpe		2	2
<i>Macrosteles laevis</i> (Ribaut, 1927)	Ackerwanderzirpe	1	1	2
<i>Macrosteles sexnotatus</i> (Fallén, 1806)	Wiesenwanderzirpe		1	1
<i>Macustus grisescens</i> (Zetterstedt, 1828)	Maskengraszirpe		4	4
<i>Neophilaenus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Grasschaumzikade		1	1
<i>Philaenus spumarius</i> (Linnaeus, 1758)	Wiesenschaumzikade	2	7	9
<i>Planaphrodes nigrita</i> (Kirschbaum, 1868)	Walderdzikade	4		4
<i>Psammotettix cephalotes</i> (Herrich-Schäffer, 1834)	Zittergras-Sandzirpe	57	43	100
<i>Psammotettix confinis</i> (Dahlbom, 1850)	Wiesensandzirpe		4	4
<i>Psammotettix helvolus</i> (Kirschbaum, 1868)	Löffel-Sandzirpe	7	74	81
<i>Psammotettix nardeti</i> Remane, 1965	Mattensandzirpe		1	1
<i>Rhopalopyx adumbrata</i> (C.Sahlberg, 1842)	Bergschwingelzirpe	5	84	89
<i>Ribautodelphax angulosa</i> (Ribaut, 1953)	Ruchgras-Spornzikade		4	4
<i>Sotanus thenii</i> (Löw, 1885)	Alpen-Graszirpe	25	27	52
<i>Stiroma bicarinata</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	Waldspornzikade		1	1
<i>Streptopyx tamaninii</i> Linnavuori, 1958	Tiroler Zirpe	12	12	24
<i>Verdanus abdominalis</i> (Fabricius, 1803)	Schwarzgrüne Graszirpe	58	29	87
<i>Xanthodelphax flaveola</i> (Flor, 1861)	Gelbe Spornzikade	65	252	317
Summe Individuen		760	942	1702
Summe Arten		31	38	45

Tabelle 4 zeigt die Unterschiede zwischen Artenzahlen und Individuendichten der Zikaden auf den 2000m auf Kärntner Seite befindlichen Rinderweiden (S2000 T1; S2000 T2, S2000 T3) und Mähwiesen (S2000MW T1; S2000MW T2; S2000MW T3). Auf den Weideflächen konnten insgesamt **31 Arten** aus **760 Individuen**, auf den Mähwiesen **38 Arten** aus **942 Individuen** dokumentiert werden. Von den insgesamt 45 Arten wurden 7 nur auf Weideflächen (S2000) und 14 ausschließlich auf den untersuchten Bergmähdern (S2000MW) nachgewiesen. 24 Arten wurden auf beiden Flächen dokumentiert.

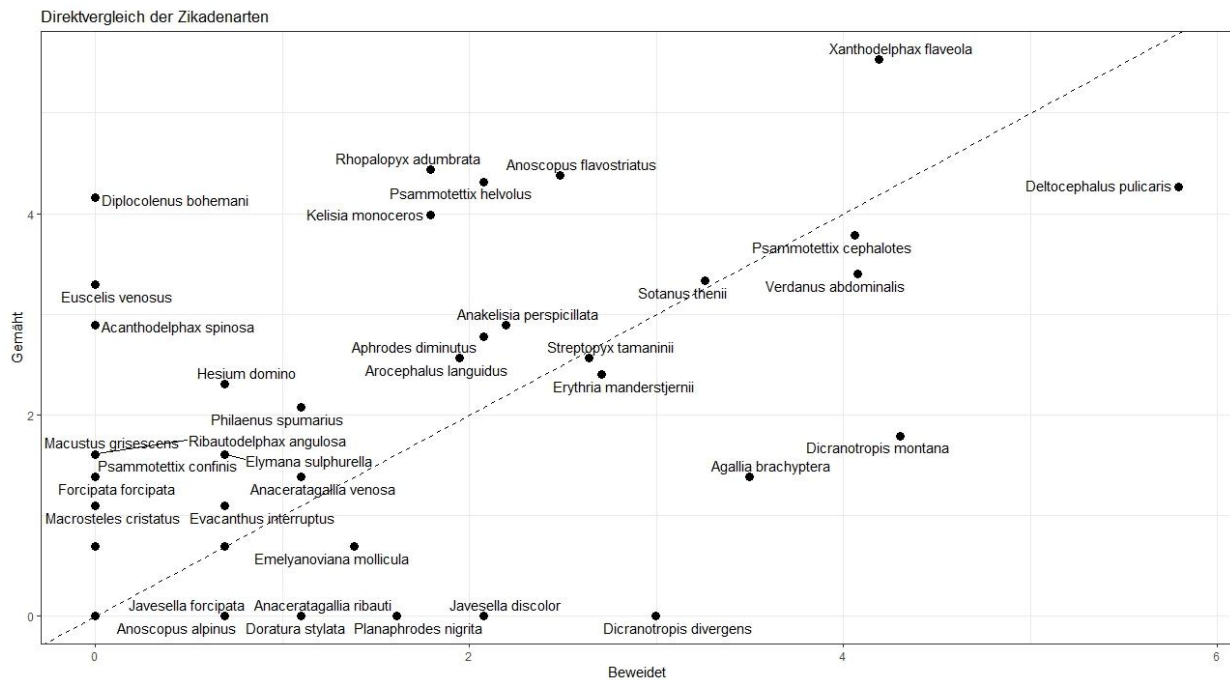


Abbildung 4: Der Scatterplot zum Vergleich der Artengesellschaften zwischen Weide- und Mähflächen zeigt die Präferenzen der nachgewiesenen Arten für die beiden Managementvarianten anhand logarithmierter Individuenzahlen (0= seltenste Arten; 6= häufigsten Arten).

Die Präferenzen der Zikadenarten für die untersuchten Managementvarianten sind in Abbildung 4 ersichtlich und zeigt die Spezifität vieler Zikadenarten hinsichtlich ihrer Habitatsansprüche.

Nord vs Südseite (Exposition)

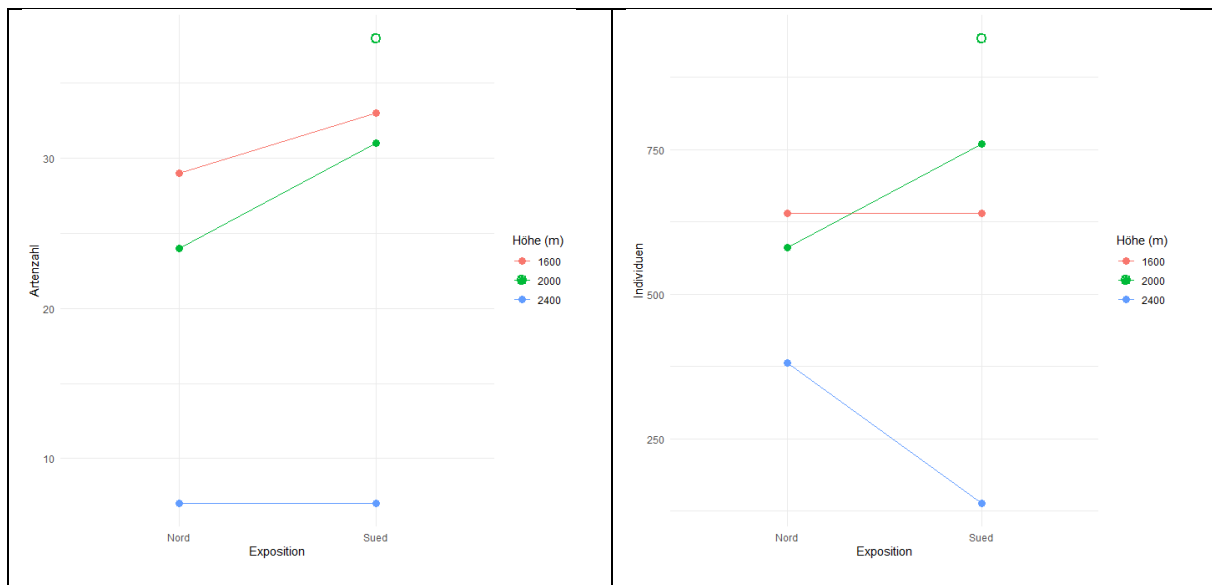


Abbildung 5: Die Paired-plots zeigen die nachgewiesenen Artenzahlen (links) sowie Individuenzahlen (rechts) der Zikaden auf den untersuchten Weideflächen unterschiedlicher Höhenstufen gepaart nach Exposition (Nord- und Südseite). Der grüne leere Kreis zeigt die drei Mähwiesen auf 2000m auf Kärntner Seite (Süd).

Die in Abbildung 5 abgebildeten Unterschiede in Arten- und Individuenzahlen der Flächen auf Nord- und Südseite des Projektgebiets zeigen klar erhöhte Artenzahlen der südseitig (Kärnten) gelegenen Untersuchungsflächen. Bei den Individuendichten zeigte sich kein derartig klares Ergebnis. Während die Individuenzahlen der auf 1600m gelegenen Flächen auf Nord- und Südseite nahezu ident sind zeigt sich wie bereits bei den Artenzahlen auch eine erhöhte Individuendichte der Zikaden auf den auf 2000m gelegenen Flächen auf Kärntner Seite. Die nördlich auf 2400m gelegenen Untersuchungsflächen wiesen jedoch bei gleicher Artenzahl deutlich höhere Individuendichten als die südlich gelegenen Vergleichsflächen auf. Die Werte der südlich gelegenen Bergmähder zeigen in beiden Analysen deutlich erhöhte Werte gegenüber den Weideflächen.

Insgesamt wurden auf allen nördlich gelegenen Weideflächen (N1600; N2000; N2400) **43 Arten** aus **1600 Individuen**, auf den südlich im Projektgebiet liegenden Weideflächen (S1600; S2000; S2400) **48 Arten** aus **1539 Individuen** nachgewiesen.

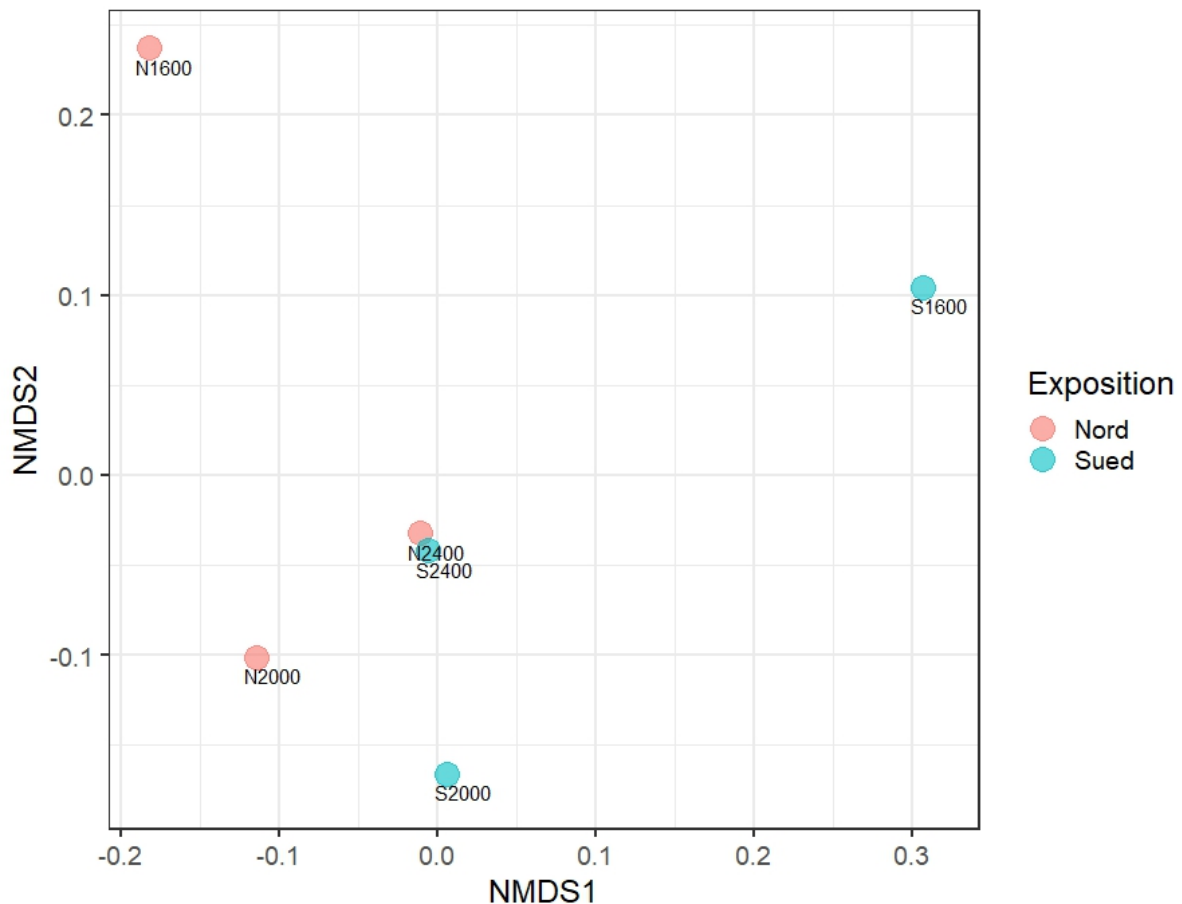


Abbildung 6: Der NMDS-Plot zeigt die Unterschiede in den Zikaden-Artengemeinschaften zwischen den Rinderweiden verschiedener Höhenstufen und Expositionen (Nord- und Südseite).

Die NMDS-Ordination der Zikadenartengemeinschaften (siehe Abbildung 6) zeigt eine klare Strukturierung entlang des Höhengradienten. Die auf 1600m liegenden Untersuchungsflächen (N1600, S1600) sind deutlich von den übrigen Untersuchungsflächen getrennt, was auf eine stark abweichende Artenzusammensetzung gegenüber höheren Lagen als auch untereinander hinweist. Die 2000-m-Flächen liegen näher beieinander, zeigen jedoch weiterhin eine erkennbare Differenzierung zwischen Nord- und Südexposition. In der höchsten untersuchten Stufe überlagern sich N2400 und S2400 nahezu vollständig, sodass hier kaum mehr Unterschiede zwischen den Expositionen erkennbar sind.

Die Ergebnisse der Bray-Curtis-Analyse (Abbildung 7) bestätigen dieses Muster. Für die Exposition beträgt der mittlere Distanzwert zwischen Flächen unterschiedlicher Exposition 0,703, zwischen Flächen gleicher Exposition 0,529 ($\Delta = 0,174$). Der Unterschied ist somit vorhanden, jedoch moderat ausgeprägt. Deutlich stärker wirkt sich die Höhenlage aus: Die mittlere Distanz zwischen unterschiedlichen Höhenstufen beträgt 0,793, innerhalb gleicher Höhenstufen hingegen 0,262 ($\Delta = 0,531$).

Insgesamt übt die Höhenlage damit einen wesentlich stärkeren Einfluss auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften aus als die Exposition.

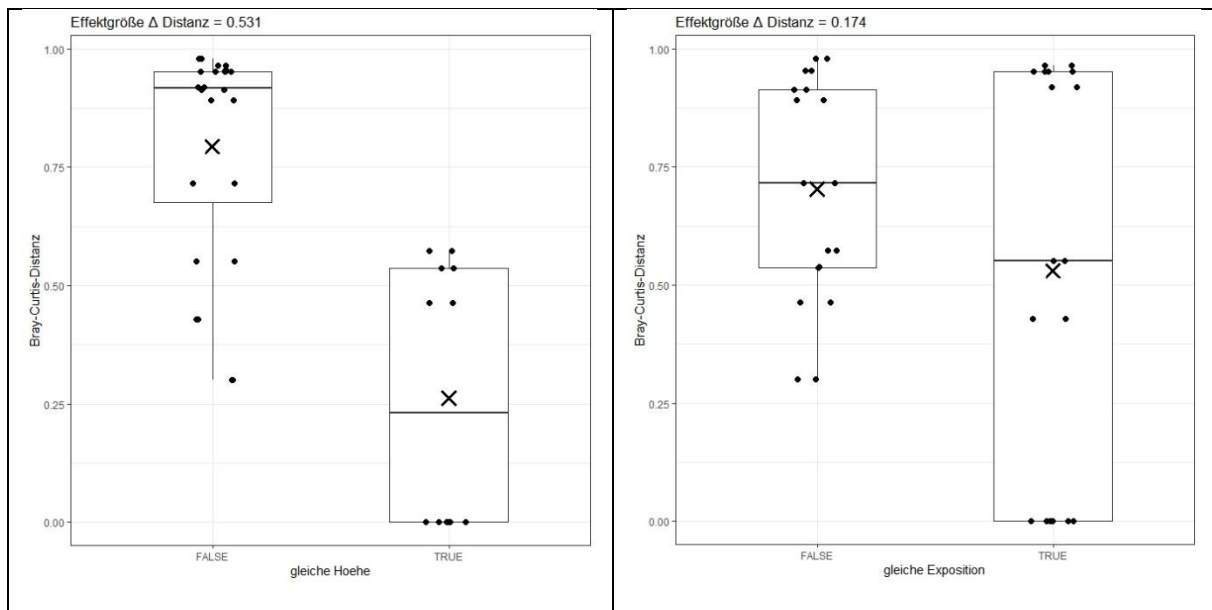


Abbildung 7: Boxplots, die auf Bray-Curtis Distanzen basieren, zeigen die Unterschiede in den Zikaden-Artengemeinschaften zwischen den untersuchten Weideflächen verschiedener Höhenstufen(links) und zwischen Nord- und Südseite (rechts). Erklärungen zu den Berechnungen und Werten siehe Text. X = Mittelwerte.

Dungkäfer

Im Zuge der Erhebungen wurden 19 Dungkäferarten mit in Summe 1407 Individuen nachgewiesen (Tabelle 5). 61 Individuen davon stammten aus den zusätzlichen Handaufsammlungen im Schafdung (S2400s1 und S2400s2 Abbildung 1 und Tabelle 5), darunter waren aber keine Arten, die nicht auch in den Rinderproben nachgewiesen wurden. Mit 481 Individuen war *Acrossus rufipes* am häufigsten in den Proben vertreten, gefolgt von *Oromus alpinus* mit 309 und *Acrossus depressus* mit 152 Individuen. Die arten- und individuenreichste Fläche war die nicht entwurmete Weide auf 1600m in Salzburg (Nordseite, N1600n) mit 11 Arten und 397 Individuen.

Alle nachgewiesenen Dungkäferarten sind vorwiegend koprophag, ernähren sich also vom Dung; phytosaprophage Arten, die sich von verrottender Biomasse wie zum Beispiel Graswurzeln o. Ä. ernähren, wurden nicht gefunden.

Die Ergebnisse aller nachfolgend beschriebenen Analysen beziehen sich nur auf die Rinderweiden.

Tabelle 5: Übersicht aller nachgewiesenen Dungkäferarten im Projekt, aufgeteilt nach Untersuchungsflächen. Abkürzungen und Lage der Untersuchungsflächen sind in Abbildung 1 und Tabelle 1 erklärt.

Arten	S1600	S2000	S2400	N1600	N1600n	N2000	N2400	S2400s1	S2400s2	Summe
<i>Acrossus depressus</i> (Kugelann, 1792)	15		12	9	76	36	3	1		152
<i>Acrossus rufipes</i> (Linnaeus, 1758)	23	12	32	28	176	190	20			481
<i>Agoliinus satyrus</i> (Reitter, 1892)						1				1
<i>Amidorus obscurus</i> <i>obscurus</i> (Fabricius, 1792)			36		2	2	36	3	21	100
<i>Anoplotrupes</i> <i>stercorosus</i> (Scriba, 1791)		1	1		2	4	1			9
<i>Aphodius fimetarius</i> (Linnaeus, 1758) [sensu Wilson 2001]		2								2
<i>Aphodius pedellus</i> (De Geer, 1774) [sensu Wilson 2001]	2	19								21
<i>Bodilopsis rufa</i> (Moll, 1782)	11	3		35	103	9				161
<i>Colobopterus erraticus</i> (Linnaeus, 1758)	30	3			25					58
<i>Esymus pusillus pusillus</i> (Herbst, 1789)	1				1					2
<i>Geotrupes spiniger</i> (Marsham, 1802)					5					5
<i>Onthophagus fracticornis</i> (Preysler, 1790)	4									4
<i>Onthophagus gibbulus</i> <i>gibbulus</i> (Pallas, 1781)	1									1
<i>Oromus alpinus</i> (Scopoli, 1763)			100	10	5	51	118	9	16	309
<i>Otophorus</i> <i>haemorrhoidalis</i> (Linnaeus, 1758)	1	7		13	1	1	15			38
<i>Parammoecius gibbus</i> (Germar, 1816)			2			2	1	10	1	16
<i>Planolinus fasciatus</i> (A. G. Olivier, 1789)							1			1
<i>Rhodaphodius foetens</i> (Fabricius, 1787)		1			1					2
<i>Teuchestes fossor</i> (Linnaeus, 1758)	20	13		4		7				44
Summe Individuen	108	61	183	99	397	303	195	23	38	1407
Summe Arten	10	9	6	6	11	10	8	4	3	19

Tabelle 6 zeigt die nachgewiesenen Arten aufgeteilt nach Höhenstufen. Auf 1600 m Höhe wurden 99 Individuen verteilt auf sechs Arten auf der entwurmten Weide im Norden (SLBG) und insgesamt 505 Individuen von 15 Arten auf den zwei Weiden mit nicht entwurmten Rindern (eine SLBG/ Norden und eine KTN/ Süden) nachgewiesen. Auf 2000 m Höhe (zwei entwurmt Weiden) waren es 364 Individuen verteilt auf 14 Arten und auf 2400m Höhe (zwei entwurmt Weiden) 378 Individuen verteilt auf acht Arten. Die nachgewiesene Anzahl an Arten sank somit mit aufsteigender Höhe, wobei vom insgesamt Artenspektrum vier Arten nur auf 1600 m nachgewiesen wurden (alle auf der nicht entwurmt Weide), zwei Arten nur auf 2000 m (*Agoliinus satyrus* und *Aphodius fimetarius*) und eine Art (*Planolinus fasciatus*) nur auf 2400 m.

Tabelle 7 veranschaulicht die nachgewiesenen Arten aufgeteilt nach Exposition (Nord- und Südseite). Im Süden wurden 244 Individuen verteilt auf 13 Arten auf den zwei entwurmt Weiden (2000 m und 2400m) und 108 Individuen aus 10 Arten auf der nicht entwurmt Weide (1600 m) nachgewiesen. Im Norden waren es auf den drei entwurmt Weiden (1600, 2000 und 2400 m) 597 Individuen verteilt auf 11 Arten und auf der nicht entwurmt (1600 m) 397 Individuen aus 11 Arten. Es wurden also auf beiden Seiten (Nord und Süd)ungefähr gleich viele Arten aus sehr ähnlichen Artengemeinschaften nachgewiesen, da jeweils drei Arten nur im Süden oder nur im Norden vorkamen.

Die kombinierten graphischen Darstellungen der Unterschiede in den Arten- und Individuenzahlen zwischen Expositionen und Höhen sind in Abbildung 8 ersichtlich.

Tabelle 6: Aufteilung der nachgewiesenen Dungkäferarten auf den Rinderweiden nach Höhenstufen. entw. = entwurmt/ Einsatz von Entwurmungsmittel bei den Weidetieren. n = Anzahl der untersuchten Weideflächen.

Arten	1600 m		2000 m	2400 m
	entw. (n=1)	nicht entw. (n=2)	entw. (n=2)	entw. (n=2)
<i>Acrossus depressus</i> (Kugelann, 1792)	9	91	36	15
<i>Acrossus rufipes</i> (Linnaeus, 1758)	28	199	202	52
<i>Agoliinus satyrus</i> (Reitter, 1892)			1	
<i>Amidorus obscurus obscurus</i> (Fabricius, 1792)		2	2	72
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Scriba, 1791)		2	5	2
<i>Aphodius fimetarius</i> (Linnaeus, 1758) [sensu Wilson 2001]			2	
<i>Aphodius pedellus</i> (De Geer, 1774) [sensu Wilson 2001]		2	19	
<i>Bodilopsis rufa</i> (Moll, 1782)	35	114	12	
<i>Colobopterus erraticus</i> (Linnaeus, 1758)		55	3	
<i>Esymus pusillus pusillus</i> (Herbst, 1789)		2		
<i>Geotrupes spiniger</i> (Marsham, 1802)		5		
<i>Onthophagus fracticornis</i> (Preysler, 1790)		4		
<i>Onthophagus gibbulus gibbulus</i> (Pallas, 1781)		1		

	1600 m		2000 m	2400 m
Arten	entw. (n=1)	nicht entw. (n=2)	entw. (n=2)	entw. (n=2)
<i>Oromus alpinus</i> (Scopoli, 1763)	10	5	51	218
<i>Otophorus haemorrhoidalis</i> (Linnaeus, 1758)	13	2	8	15
<i>Parammoecius gibbus</i> (Germar, 1816)			2	3
<i>Planolinus fasciatus</i> (A. G. Olivier, 1789)				1
<i>Rhodaphodius foetens</i> (Fabricius, 1787)		1	1	
<i>Teuchestes fossor</i> (Linnaeus, 1758)	4	20	20	
Summe Individuen	99	505	364	378
Summe Arten	6	15	14	8

Tabelle 7: Aufteilung der nachgewiesenen Dungkäferarten auf den Rinderweiden nach Exposition (Nord- oder Südhang) Süden entspricht den Flächen auf der Kärntner Seite, Norden jenen auf der Salzburger Seite. entw. = entwurmt/ Einsatz von Entwurmungsmittel bei den Weidetieren. n = Anzahl der untersuchten Weideflächen.

	Süden		Norden	
Arten	entw. (n=2)	nicht entw. (n=1)	entw. (n=3)	nicht entw. (n=1)
<i>Acrossus depressus</i> (Kugelann, 1792)	12	15	48	76
<i>Acrossus rufipes</i> (Linnaeus, 1758)	44	23	238	176
<i>Agoliinus satyrus</i> (Reitter, 1892)			1	
<i>Amidorus obscurus obscurus</i> (Fabricius, 1792)	36		38	2
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Scriba, 1791)	2		5	2
<i>Aphodius fimetarius</i> (Linnaeus, 1758) [sensu Wilson 2001]	2			
<i>Aphodius pedellus</i> (De Geer, 1774) [sensu Wilson 2001]	19	2		
<i>Bodilopsis rufa</i> (Moll, 1782)	3	11	44	103
<i>Colobopterus erraticus</i> (Linnaeus, 1758)	3	30		25
<i>Esymus pusillus pusillus</i> (Herbst, 1789)		1		1
<i>Geotrupes spiniger</i> (Marsham, 1802)				5
<i>Onthophagus fracticornis</i> (Preyssler, 1790)		4		
<i>Onthophagus gibbulus gibbulus</i> (Pallas, 1781)		1		
<i>Oromus alpinus</i> (Scopoli, 1763)	100		179	5
<i>Otophorus haemorrhoidalis</i> (Linnaeus, 1758)	7	1	29	1
<i>Parammoecius gibbus</i> (Germar, 1816)	2		3	
<i>Planolinus fasciatus</i> (A. G. Olivier, 1789)			1	
<i>Rhodaphodius foetens</i> (Fabricius, 1787)	1			1

<i>Teuchestes fossor</i> (Linnaeus, 1758)	13	20	11	
Summe Individuen	244	108	597	397
Summe Arten	13	10	11	11

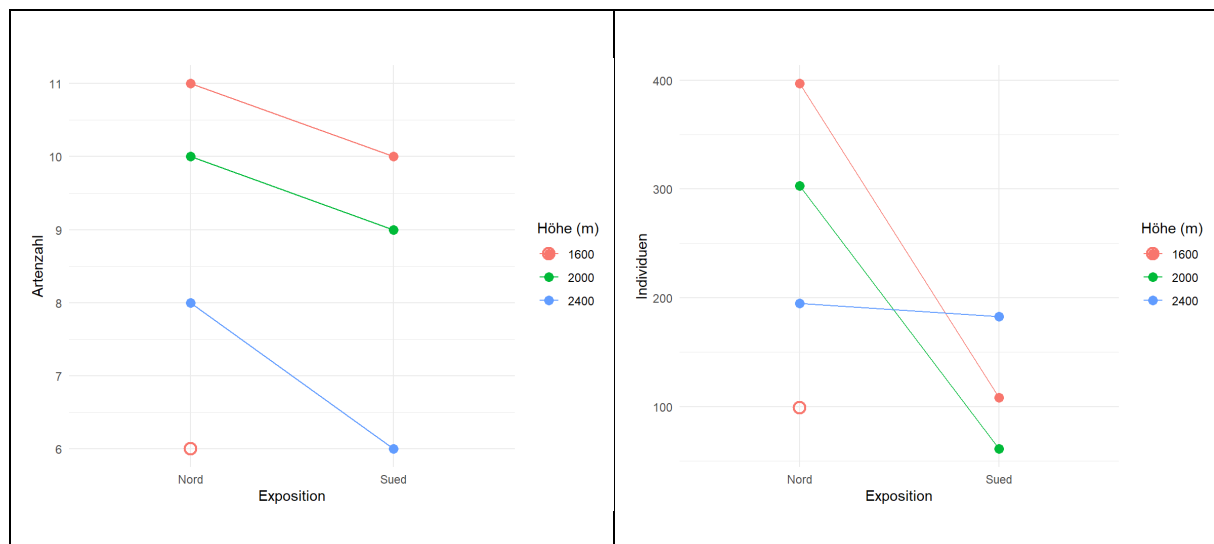


Abbildung 8: Der Paired-plot zeigt die nachgewiesenen Artenzahlen (links) sowie Individuenzahlen (rechts) der Dungkäfer auf den untersuchten Rinderweiden unterschiedlicher Höhenstufen gepaart nach Exposition (Nord- und Südseite). Der leere Kreis zeigt die Weidefläche mit Einsatz von Entwurmungsmitteln im Norden/ Salzburg (N1600). Auf den beiden verglichenen Weideflächen auf 1600 m wurde nicht entwurmt (N1600n und S1600), auf jenen auf 2000 und 2400 m wurden Entwurmungsmittel eingesetzt (N2000 und S2000 bzw. N2400 und S2400).

Die Unterschiede in den Artengemeinschaft zwischen den verschiedenen Höhenstufen (1600, 2000 und 2400 m) und Expositionen (Nord- und Südseite) sind in einem NMDS-Pot (Abbildung 9) und in Boxplots, die auf Bray-Curtis Distanzen basieren (Abbildung 10) dargestellt. Der NMDS-Plot legt nahe, dass die Artengemeinschaften der gleichen Höhenstufen ähnlicher sind als die Artengemeinschaften unterschiedlicher Höhenstufen. Für die Expositionen trifft dies weniger zu: Während die Artengemeinschaften der Flächen auf der Nordseite noch eher clustern, liegen jene der Südseite weiter voneinander entfernt. Die Bray-Curtis Distanzen mit der Effektgröße Delta (Δ) Distanz belegen diese Unterschiede: Der Mittelwert der Distanzen zwischen den Flächen gleicher Höhe beträgt 0,28 und jener der Distanzen zwischen Flächen unterschiedlicher Höhe 0,74, die Effektgröße Delta (Δ) Distanz ist somit 0,46 (Abbildung 10). Die Artengemeinschaften der Flächen gleicher Höhe sind also ähnlicher als jene der Flächen von unterschiedlicher Höhe. Für die Exposition beträgt der Mittelwert der Distanzen der Flächen gleicher Exposition 0,47 und jener der Flächen unterschiedlicher Exposition 0,72, das Delta (Δ) also 0,25 (Abbildung 10). Auch hier sind sich die Artengemeinschaften der Flächen gleicher Exposition also ähnlicher, allerdings ist dieser Unterschied deutlich weniger ausgeprägt als bei den Höhenstufen.

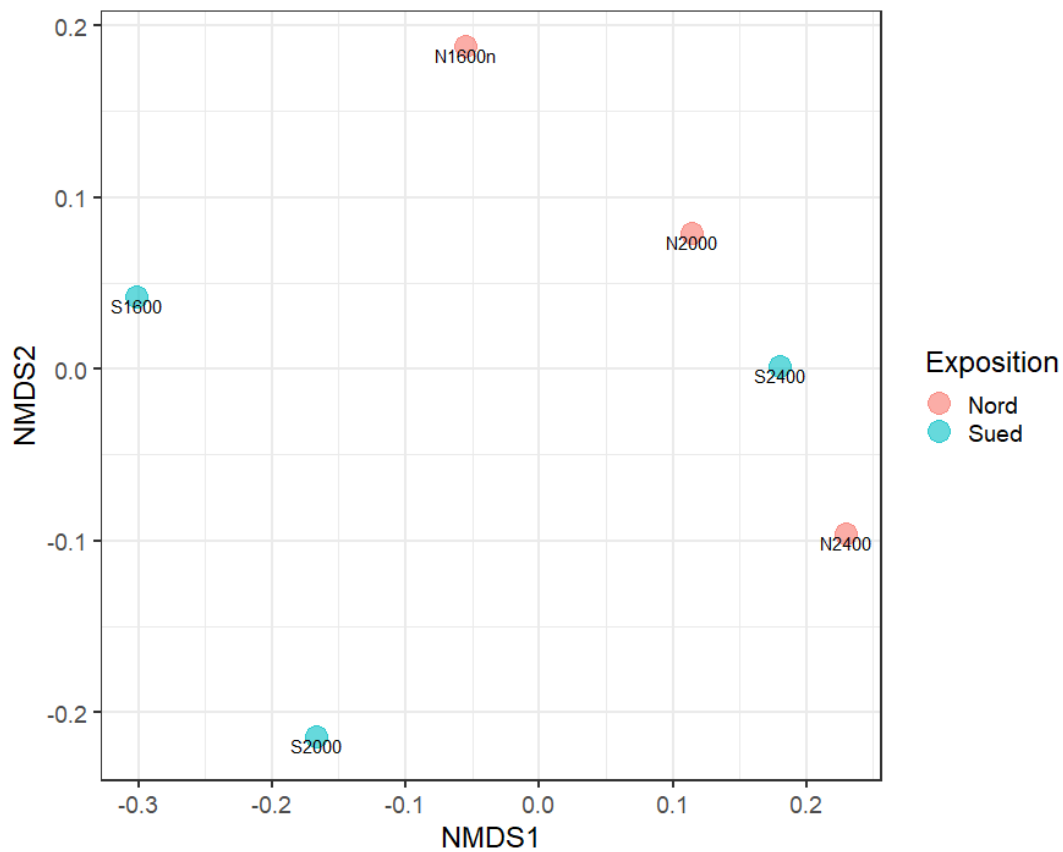


Abbildung 9: Der NMDS-Plot zeigt die Unterschiede in den Dungkäfer-Artengemeinschaften zwischen den Rinderweiden verschiedener Höhenstufen und Expositionen (Nord- und Südseite).

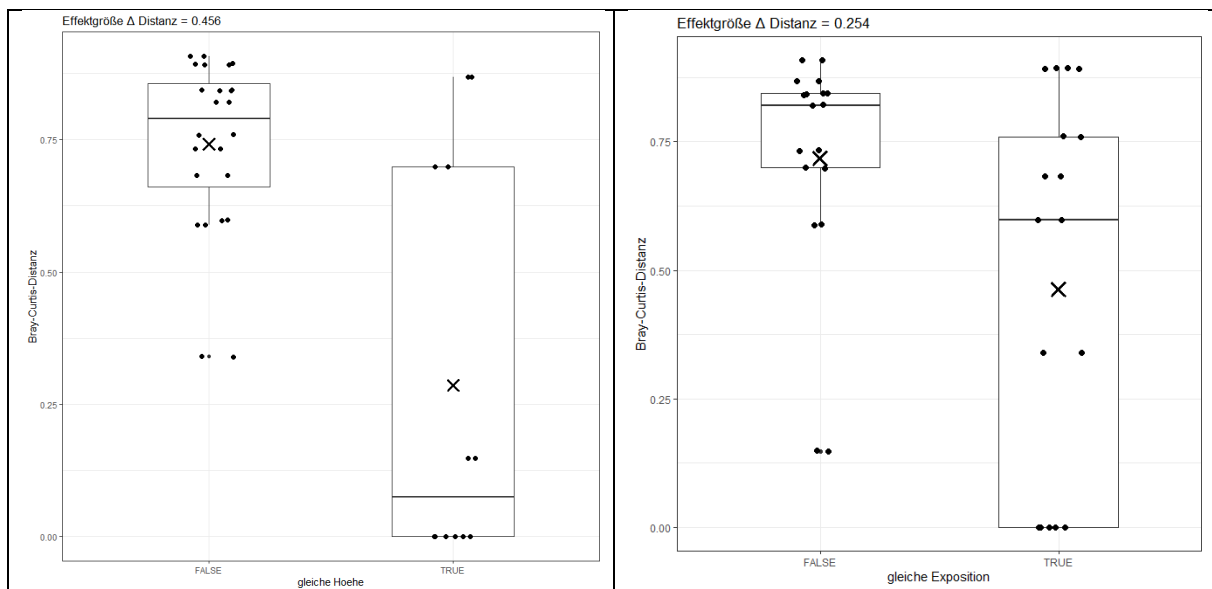


Abbildung 10: Boxplots, die auf Bray-Curtis Distanzen basieren, zeigen die Unterschiede in den Dungkäfer-Artengemeinschaften zwischen den Rinderweiden verschiedener Höhenstufen (links) sowie verschiedener Expositionen (rechts). Erklärungen zu den Berechnungen und Werten siehe Text. X = Mittelwerte.

Der Vergleich zwischen der Weidefläche ohne den Einsatz von Entwurmungsmitteln (N1600) und der Weidefläche mit Einsatz von Entwurmungsmitteln (N1600n) zeigte deutliche Unterschiede in Arten- und Individuenzahlen (Tabelle 8): Die Weide mit den nicht entwurmtten Rindern war mit 11 nachgewiesenen Arten verteilt auf 397 Individuen deutlich artenreicher als die Weide mit den entwurmtten Rinden mit sechs Arten und 99 Individuen. Die Artengemeinschaft der Weidefläche mit Einsatz von Entwurmungsmitteln stellt nahezu ein Subset der Weide ohne Entwurmungsmittel dar: Außer einer Art (*Teuchestes fossor*, 4 Individuen) kamen auf der Weide mit den nicht entwurmtten Rindern alle Arten vor, die auch jener mit entwurmtten Rindern nachgewiesen wurden.

Tabelle 8: Vergleich der nachgewiesenen Dungkäferarten auf den zwei Weiden gleicher Höhenstufe und Exposition (1600 m Nordhang) mit Einsatz von Entwurmungsmitteln (N1600) und ohne (N1600n).

Arten	N1600	N1600n
<i>Acrossus depressus</i> (Kugelann, 1792)	9	76
<i>Acrossus rufipes</i> (Linnaeus, 1758)	28	176
<i>Amidorus obscurus obscurus</i> (Fabricius, 1792)		2
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Scriba, 1791)		2
<i>Bodilopsis rufa</i> (Moll, 1782)	35	103
<i>Colobopterus erraticus</i> (Linnaeus, 1758)		25
<i>Esymus pusillus pusillus</i> (Herbst, 1789)		1
<i>Geotrupes spiniger</i> (Marsham, 1802)		5
<i>Oromus alpinus</i> (Scopoli, 1763)	10	5
<i>Otophorus haemorrhoidalis</i> (Linnaeus, 1758)	13	1
<i>Rhodaphodius foetens</i> (Fabricius, 1787)		1
<i>Teuchestes fossor</i> (Linnaeus, 1758)	4	
Summe Individuen	99	397
Summe Arten	6	11

Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie sind vor dem Hintergrund der geringen Stichprobengröße mit entsprechender Vorsicht zu interpretieren. Da pro Höhenstufe und Exposition jeweils nur eine Fläche untersucht wurde und die Vergleiche der Nutzungsformen (Bewirtschaftungsform und Entwurmung) auf jeweils zwei Flächen beruhen, lag der Schwerpunkt der Analysen auf der explorativen Beschreibung von Mustern. Die beobachteten Zusammenhänge zwischen Artenvielfalt, Individuenzahlen, Artenzusammensetzung und Höhenlage, Exposition und Nutzungsform liefern dennoch wertvolle Hinweise auf potenzielle ökologische Wirkzusammenhänge. Besonders hervorzuheben ist, dass es in Österreich bisher keine Studien gab, die diese Faktoren für Dungkäfer und Zikaden in diesem Maße untersuchten. Die vorliegenden Ergebnisse leisten somit einen wichtigen Beitrag zur Schließung dieser Wissenslücke und können als fundierte Grundlage für weiterführende Untersuchungen mit größerer Stichprobengröße dienen, die eine statistisch abgesicherte Überprüfung der hier aufgezeigten Muster ermöglichen.

Zikaden

Faunistik

Die Ergebnisse zeigen typische Artengemeinschaften hochmontaner, subalpiner und alpiner Grünlandlebensräume (Günthart, 1984; W. Holzinger et al., 2013; Mühlethaler & Günthart, 2009; Wieser & Komposch, 2002). Mit insgesamt 75 nachgewiesenen Arten ist die Artenzahl angesichts der relativ homogenen Auswahl an Aufnahmepunkten sowie der Höhenlage durchwegs als hoch einzustufen. Bei gezielter Nachsuche in Sonderlebensräumen ist zudem mit einem weiteren deutlichen Artenzuwachs im Untersuchungsgebiet zu rechnen.

Insgesamt wurden zwölf Arten der Roten Liste der Zikaden Österreichs (Holzinger, 2009) nachgewiesen (CR: 2; EN: 6; VU: 4). Dieser Anteil gefährdeter Arten verweist auf die Besonderheit und den hohen Wert der traditionell bewirtschafteten alpinen Kulturlandschaft. Charakteristische Vertreter dieser Höhenstufen sind unter anderem die Eberwurzirpe (*Euscelis venosus*), die Bergspornzikade (*Dicranotropis montana*), die Alpenerdzikade (*Anoscopus alpinus*), die Alpenwanderzirpe (*Macrosteles alpinus*), die in alpinen Lebensräumen vorkommende Unterart der Waldschaumzikade (*Neophilaenus exclamationis* ssp. *alpicola*), die Tiroler Zirpe (*Streptopyx tamaninii*) sowie die Alpengraszirpe (*Sotanus theni*).

Vor allem auf Kärntner Seite treten zudem typische Magerrasen- und Trockenlebensraumarten auf, die für alpine Wärmetäler kennzeichnend sind und hier bis an das Maximum ihrer Höhenverbreitung reichen (Günthart, 1984; W. Holzinger, 2009; Mühlethaler & Günthart, 2009; Nickel et al., 2002). Dazu zählen beispielsweise die Wiesendolchzirpe (*Doratura stylata*), die Triftenspornzikade (*Anakelisia perspicillata*), die Zwerggraszirpe (*Arocephalus languidus*), die Löffelzirpe (*Eupelix cuspidata*) oder die Einhornspornzikade (*Kelisia monoceros*).

Die historisch von 1937 durch Wagner (Hölzel, 1965) im Bereich des Glocknerhauses aus Graswurzelmaterial gesiebte Bobakzirpe (*Bobacella corvina*) konnte im Zuge des Projekts nicht nachgewiesen werden. Stattdessen gelang der Nachweis einer anderen Besonderheit: der Tiroler Zirpe (*Streptopyx tamaninii*), eines südalpinen Endemiten mit nur wenigen bekannten Fundpunkten im Alpenraum (Seljak, 2018). Die Art wird in der österreichischen Roten Liste als „Critically Endangered“ (CR), in der Roten Liste Kärnten als „Endangered“ (EN) geführt (Holzinger & Kunz, 2023) und wurde erst durch Kunz et al (2016) am Reißkofel in den Gailtaler Alpen erstmals für Kärnten nachgewiesen. Alle älteren Nachweise in Österreich stammen aus Nordtirol (Holzinger, 2009). Eine Besonderheit stellt ihre Überwinterung als adultes Tier dar, was für alpine Zikaden außergewöhnlich ist und vermutlich neben ihrer Seltenheit auch ein Grund für die nur wenigen Funde der Art. Im Untersuchungsgebiet wurde sie ausschließlich aus dem Gebiet der Pockhorner Wiesen festgestellt, dort jedoch sowohl auf Weideflächen als auch auf Heumähdern, sodass keine eindeutige Habitatpräferenz erkennbar ist. Im Rahmen des Projekts gelangen die ersten Lebendaufnahmen beider Geschlechter (siehe Abbildung 11). Weitere gezielte Untersuchungen an den Fundorten könnten Aufschluss über Futterpflanzen, Nymphenstadien und ökologische Ansprüche geben und damit zum Schutz der Art in Zukunft beitragen.

Auf den Untersuchungsflächen auf 2400 m Seehöhe dominierte sowohl auf der Nord- als auch auf der Südseite die Löffelsandzirpe *Psammotettix helvolus*, die dort noch in hohen Individuenzahlen vorkam. Der Artstatus dieser Form ist jedoch nicht abschließend geklärt. Obwohl sie auch in Tieflagen auftritt und genitalmorphologisch bislang nicht unterscheidbar ist, erscheint eine Identität der Hochlagen- und Tieflandpopulationen unwahrscheinlich. Entsprechend wird sie hier sowie in der Roten Liste der Zikaden Österreichs (Holzinger 2009) und weiteren Arbeiten zu alpinen Zikadengemeinschaften als Vertreter der *Psammotettix helvolus*-Gruppe geführt. Vergleichende genetische Untersuchungen könnten hier zu einer Klärung beitragen.

Mit der gemeinen Ameisenzikade (*Tettigometra impressopunctata*) wurde auch eine Art der Familie der Ameisenzikaden (Tettigometridae) nachgewiesen. Die Art ist an Ameisen gebunden, besiedelt wärmebegünstigte und strukturreiche Lebensräume und wird häufig mit Beweidung in Verbindung gebracht (Holzinger et al., 2003). Alle Vertreter dieser Familie gelten in Österreich als gefährdet und rückläufig (Holzinger, 2009).

Die Bergspornzikade (*Dicranotropis montana*), die zweite im Projekt nachgewiesene Art der roten Liste Kategorie CR (critically endangered), lebt auf Rasenschmiele (*Deschampsia caespitosa*) und wurde – im Gegensatz zur Tiroler Zirpe – nahezu ausschließlich auf Weideflächen der Nordseite des Untersuchungsgebiets festgestellt (Nickel, 2003). Die Nachweise auf Kärntner Seite sind die ersten der Art für das Bundesland. Aufgrund ihrer engen Futterpflanzenbindung gilt sie als weideaffin (siehe auch Abbildung 4) und ist vor dem Hintergrund der vielerorts rückläufigen Almwirtschaft besonders gefährdet (Holzinger, 2009).

Ergänzend gelangen punktuelle Nachweise der gefährdeten Moorarten *Kelisia vittipennis* und *Kelisia ribauti* auf dem teilweise von einem kleinflächigen Hangmoor geprägten

Transekt S1600 T2. Der Nachweis der Goldseggenzirpe (*Cosmotettix aurantiacus*), eine gefährdete Feuchtgebietsart stellt den Erstnachweis für das Bundesland Salzburg dar. Die Art wurde zwar lediglich mit einem Einzeltier auf N2000 T2, einer kleinräumigen Feuchtfläche festgestellt; eine Reproduktion am Standort ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auszuschließen. Es erscheint sehr naheliegend, dass die Art in den ausgedehnten Feuchtflächen auf der Salzburger Talseite vorkommt.

Weiters wurden die Arten *Macrosteles variatus*, *Aphrodes bicincta* sowie *Balclutha saltuella* im Zuge des Projekts erstmals für das Bundesland Salzburg nachgewiesen.



Abbildung 4: Im Zuge des Projekts nachgewiesene Zikadenarten. Erste Zeile v.l.n.r. *Streptopyx tamaniiii* (Weibchen), *Streptopyx tamaninii* (Männchen), *Dicranotropis montana*. Zweite Zeile v.l.n.r. *Eupteryx notata*, *Anoscopus alpinus*, *Tettigometra impressopunctata*. Dritte Zeile v.l.n.r. *Macrosteles alpinus*, *Xanthodelphax flaveola*, *Neophilaenus exclamationis* ssp. *Alpicola*. Vierte Zeile v.l.n.r. *Euscelis venosus*, *Kelisia ribauti*, *Psammotettix helvolus*-Gruppe

Verteilung der Arten entlang des Höhengradienten

Die Ergebnisse zeigen insgesamt eine Abnahme der Artenzahl mit zunehmender Seehöhe, während die Individuenzahlen nicht in allen Fällen gleichermaßen zurückgehen. Dieses Muster entspricht grundsätzlich der für viele Organismengruppen bekannten Regel, wonach sowohl Artenreichtum als auch Individuendichten mit steigender Höhe abnehmen. Im Detail wird jedoch deutlich, dass insbesondere die Artenzahl stärker vom Höhengradienten beeinflusst wird als die Individuenzahl.

In höheren Lagen dominieren wenige, an alpine Bedingungen angepasste Taxa, wodurch die Gemeinschaften artenärmer, jedoch nicht zwangsläufig im gleiche Maße individuenärmer werden (siehe Abbildung 6). Phänologische Aspekte sowie die jeweils individuelle Habitateigenschaften, wie das Mikrorelief der Untersuchungsflächen dürften hierbei eine zusätzliche Rolle spielen.

Auffällig ist die vergleichsweise hohe Arten- und Individuenzahl auf 2000 m südseitig. Eine mögliche Erklärung stellt ein klimatisch begünstigter „Sweet Spot“ dar: Während darunterliegende Tallagen teilweise lange beschattet und kühl bleiben, werden darüberliegende Höhenstufen zunehmend von alpinen Klimabedingungen geprägt. Die südexponierten Flächen auf 2000m könnten somit besonders günstige mikroklimatische Bedingungen bieten. Dies unterstreicht zugleich die Bedeutung der Exposition, die maßgeblich klimatische Faktoren und damit auch Vegetationsstruktur und Futterpflanzenangebot beeinflusst.

Auf 2400 m zeigte sich hingegen ein deutlicher Rückgang sowohl der Arten- als auch der Individuenzahlen. Dieser Befund ist insofern erwartbar, als nur wenige Zikadenarten diese extremen Höhenlagen dauerhaft besiedeln können, etwa *Psammotettix helvolus*, *Sotanus theni* oder *Neophilaenus exclamationis* ssp. *alpicola* (Nickel et al., 2002). Neben den klimatischen Bedingungen trägt vermutlich auch eine natürliche Homogenisierung der Habitatstruktur zu diesem Rückgang bei. Da mit zunehmender Höhe auch die Pflanzenartenvielfalt sinkt, reduziert sich zugleich das Angebot potenzieller Futterpflanzen für phytophage Insekten.

Ein weiterer möglicher Einflussfaktor in dieser Höhenstufe ist die Schafbeweidung, die sich hinsichtlich Selektivität und Verbisshöhe deutlich von einer Rinderbeweidung unterscheidet. Insbesondere im alpinen Raum kann eine zu intensive Schafbeweidung als biodiversitätsmindernd wirken (Fragnière et al., 2022; Werder, 2012). Die durch die Schafbeweidung zum Teil stark reduzierte verfügbare Pflanzenmasse kann gerade in hochalpinen Lagen, in denen Vegetationsentwicklung ohnehin begrenzt ist, die Habitatqualität für spezialisierte phytophage Insekten zusätzlich mindern.

Unterschiede in den Artengemeinschaften zwischen Nord- und Südseite

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Artengemeinschaften von Nord- und Südseite mit zunehmender Seehöhe zunehmend angleichen. Dieser Befund scheint nachvollziehbar, da die Untersuchungsflächen in höheren Lagen räumlich näher beieinanderliegen und sich dadurch auch hinsichtlich der klimatischen Rahmenbedingungen zunehmend ähneln. Der Einfluss der großräumigen Exposition tritt somit mit zunehmender Höhe gegenüber den insgesamt alpinen Standortbedingungen in den Hintergrund.

Die Untersuchungsflächen auf der Südseite waren im Durchschnitt artenreicher (siehe Abbildung 5). Dies entspricht den grundsätzlichen Erwartungen, da südexponierte Hänge wärmegeetötere Lebensräume bieten und durch höhere Einstrahlung begünstigte mikroklimatische Bedingungen aufweisen. Faktoren die sich unmittelbar auf Vegetationsstruktur und Futterpflanzenangebot auswirken und günstige Voraussetzungen für eine artenreiche Zikadenfauna schaffen.

Gleichzeitig zeigt das Auftreten wärmeliebender Arten auch auf der Nordseite – beispielsweise auf N1600 T2 mit Vorkommen von *Eupteryx notata*, *Megophthalmus scanicus* und *Tettigometra impressopunctata* – den großen Einfluss kleinräumiger Standortfaktoren. Lokale Exposition, Hangneigung, Bodengründigkeit und Strukturvielfalt können offenbar mikroklimatische Bedingungen schaffen, die das großräumige Expositionsmuster teilweise überlagern. Die Ergebnisse verdeutlichen damit, dass neben der generellen Nord-/Süd-Ausrichtung vor allem die kleinräumige Habitatstruktur für die Zusammensetzung der Zikadenartengemeinschaften entscheidend ist.

Vergleich der Artengemeinschaften zwischen Weideflächen und Mähwiesen

Weidelebensräume sind bei extensiver Nutzung für ihre hohe Artenvielfalt bekannt. Ursache hierfür sind die ausgeprägte Strukturvielfalt, eine geringe, aber stetige Störungsintensität sowie ein differenziertes Angebot an Futterpflanzen (Bunzel-Drücke et al., 2019; Nickel, 2015). Insbesondere im Alpenraum ist diese Form der Nutzung vielerorts durch eine lange Bewirtschaftungstradition geprägt, wodurch sich stabile Lebensraumbedingungen für zahlreiche endemische Insekten- und Pflanzenarten etablieren konnten (Grabherr & Ringler, 2018; Rabitsch & Essl, 2009).

Mähwiesen gelten hingegen grundsätzlich als weniger günstig für wenig mobile - Insektengruppen, da flächige Mahdereignisse – insbesondere bei mehrjähriger Wiederholung – für viele Arten ein hohes Mortalitätsrisiko darstellen und die langfristige Etablierung erschweren können (Nickel & Achatziger, 1999, 2005). Die Artenvielfalt sowohl auf Weide- als auch auf Mähflächen ist jedoch stark von der jeweiligen Nutzungsintensität abhängig.

Die vergleichenden Analysen zwischen Weide- und Mähflächen beschränkten sich auf die auf 2000 m Seehöhe auf Kärntner Seite gelegenen Flächen (siehe Tabelle 1 und Abbildung 3). Dabei zeigten insbesondere die Bergmähder im Bereich der Pockhorner Wiesen höhere Arten- und Individuenzahlen als die untersuchten Weideflächen. Diese

Mähwiesen sind seit langem für ihre hohe botanische und faunistische Vielfalt bekannt (Kreisch, 2001). Die ein- und halbschürigen Bergmähder wiesen neben hohen Artenzahlen auch vergleichsweise homogene Abundanzspektren auf, was auf stabile und gleichmäßige Lebensraumbedingungen und hohen ökologischen Wert schließen lässt. Begünstigend für die Bergmähder dürfte auch ihr Reliefreichtum wirken, der eine hohe Homogenisierung des Lebensraums und eine gleichmäßig tiefe Mahd verhindert und die Überlebensrate der Insekten nach der Mahd erhöht.

Die Nachweise von 14 ausschließlich auf den Bergmähdern vorkommenden Arten sowie sieben exklusiv auf Weideflächen festgestellten Arten verdeutlichen die unterschiedlichen Habitatansprüche sowie Futterpflanzenbindungen vieler Zikadenarten. Es zeigt die Wichtigkeit des Vorhandenseins beider Managementformen für die Artenvielfalt.

Die Ergebnisse sprechen somit vorrangig für die besondere Qualität und Bedeutung der untersuchten Bergmähder für die Biodiversität im Alpenraum und weniger für eine grundsätzlich geringere Wertigkeit der beweideten Flächen. Zu berücksichtigen ist zudem, dass die im Zuge des Projekts untersuchten Weideflächen aufgrund ihrer Nähe zu Infrastruktur wie Straßen oder Hütten tendenziell stärker bestoßen sind als abgelegene Weidebereiche. Auch dies kann sich auf Arten- und Individuenzahlen ausgewirkt haben.

Insgesamt unterstreichen die Ergebnisse die hohe Bedeutung traditionell bewirtschafteter Bergmähder und Weideflächen als vom Menschen geschaffene Kulturlandschaft, die im Alpenraum einen wesentlichen Beitrag zum Erhalt der Biodiversität leistet.

Dungkäfer

Faunistik und Vergleich mit vorherigen Arbeiten im Gebiet

Die im Zuge des Projekts nachgewiesenen Dungkäferarten repräsentieren ein typisches Artenspektrum alpiner Weiden der österreichischen Alpen (vgl. Kofler 2007, Rössner 2008, Rössner 2013, Rössner 2017), zusammengesetzt aus ein paar exklusiv alpinen Arten, die nur in höheren Lagen vorkommen (z. B. *Agoliinus satyrus*, *Amidorus obscurus* oder *Parammoecius gibbus*), und einigen Arten, die regelmäßig in höhere Lagen aufsteigen, aber auch in tieferen Lagen vorkommen (z. B. *Acrossus depressus*, *Acrossus rufipes* oder *Teuchestes fossor*). Aktuell sind für Österreich 13 Arten exklusiv alpiner Dungkäfer bekannt, darunter zwei österreichische Endemiten mit sehr beschränktem Verbreitungsareal (*Neagolius praecox* und *N. montivagus*; Seidel et al. 2025). All diese Arten sind physiologisch und ökologisch an die Extrembedingungen der alpinen Habitate angepasst: Sie sind kaltstenotherm, können also niedrige Temperaturen gut tolerieren, und sind im Stande ihren Lebenszyklus in einer sehr kurzen Zeit (über die Sommermonate) zu durchlaufen. Sie gehören fast ausschließlich jener Brutgilde an, bei der sich die Larven direkt im Dung entwickelt („dwellers“ aus der Unterfamilie der Aphodiinae), tunnelgrabende und im Boden nistende Arten sind nur einzelne Ausnahmen (Lumaret & Stiernet, 1994).

Die im Projekt erhobene Gesamtzahl von 19 Dungkäferarten, davon 16 auf über 2000 m, stellt eine ähnliche Anzahl wie jene aus den (wenigen) anderen Erhebungen zu Dungkäfern im alpinen Raum Österreichs (Kofler 2007, Rössner 2008, Rössner 2013, Rössner 2017) dar.

Um jedoch auf die Integrität der Fauna eines Gebiets und im Falle der Dungkäfer auch auf die natürliche Funktionalität der Weideflächen schließen zu können, ist nicht nur die reine Artenzahl, sondern insbesondere die Artenzusammensetzung ein wichtiger Faktor. Unter den Dungkäfern gibt es einige Arten, die aufgrund hoher oder spezieller Ansprüche an das Habitat, kleinen Populationen oder besonderen Lebensweisen nur auf ökologisch intakten Habitaten vorkommen (Rössner et al 2012). Unter den im Projekt nachgewiesenen Arten zählen hierzu nur *Agoliinus satyrus*, *Aphodius fimetarius* und *Onthophagus gibbulus*. Die anderen gefundenen Arten sind eher häufige Generalisten, die nur geringe Ansprüche an ihr Habitat stellen und selbst in degradierten Lebensräumen vorkommen können. Ein Grund hierfür könnte der intensive Einsatz von Entwurmungsmitteln bei den auf den Flächen weidenden Herden im Projektgebiet sein (siehe Kapitel „Vergleich zwischen Weideflächen mit und ohne Einsatz von Entwurmungsmitteln“).

Von einigen der seltenen Arten gibt es aus dem Untersuchungsgebiet und dessen näherer Umgebung – vorwiegend sehr alte – Nachweise, diese konnten im gegenständlichen Projekt jedoch leider nicht bestätigt werden. Dazu zählt zum Beispiel die exklusiv hochalpine Art *Agoliinus piceus*, die 2013 im Gebiet (oberes Gößnitztal) nachgewiesen werden konnte (Rössner 2013), von der es abgesehen davon aber nur sehr alte Angaben aus der Region gibt (1935 Virgen und Lienz Umgebung, 1937 Stubachtal (zobodat.at), vor 1950 Oberes Leitzertal (Seidel et al 2025)). Ähnliches gilt für *Onthophagus baraudi*, einem Endemiten der hochmontanen und subalpinen Höhenstufe der Alpen, von dem es nur wenige Nachweise gibt und der bisher nur einmal 1993 im Glocknergebiet (Kals, Teischnitztal/Bretterwand Wandfuß) gefunden wurde (Kofler 2007).

Weiters wurde versucht bei den Erhebungen mittels Sieben von Graswurzeln Arten der *Neagolius*-Gruppe nachzuweisen, was jedoch nicht gelang. Diese Arten haben eine sehr versteckte Lebensweise, da sie sich nur teilweise von Dung und vorwiegend von (verrottenden) Pflanzenwurzeln ernähren, den Großteil ihres Lebens also unter der Erde verbringen und dementsprechend schwer zu finden sind. Aktuelle Nachweise der Arten wären aber insofern interessant gewesen, da es aus dem Gebiet von *N. montanus* nur wenige Funde von vor 1920 (Franz 1943) gibt und *N. bilimeckii* hier 2013 das erste Mal seit den 1950ern wiedergefunden wurde (Rössner 2013). Von *N. praecox* gibt es nur Literaturangaben ohne Datum (Franz 1943), welche kritisch zu hinterfragen sind, da das eigentliche Verbreitungsgebiet dieser endemischen Art weiter im Osten liegt. Um ein aktuelles Vorkommen dieser Arten im Gebiet bestätigen oder ausschließen zu können, wären umfangreiche Nachsuchen notwendig und zu empfehlen.

Generell konnten im Vergleich zur letzten Dungkäfererhebung im Gebiet (Rössner 2013) sieben der damals 11 erhobenen Arten wiedergefunden werden, und zusätzlich 12

weitere (vier davon auf 1600 m, eine Höhenstufe, die von Rössner 2013 nicht untersucht wurde).

Verteilung der Arten entlang des Höhengradienten

Die Ergebnisse zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen Individuenzahlen, Artenzahlen und Artengemeinschaften der Dungkäfer und den drei Höhenstufen. Mit zunehmender Höhe wurden sowohl weniger Individuen, also auch weniger Arten nachgewiesen (Tabelle 6 und Abbildung 8). Dies entspricht dem für Insekten allgemein gültigen Muster, wonach Arten- und Individuenzahlen mit zunehmender Höhe sinken, was auf höhere Strahlung und niedrigere Temperaturen und damit einhergehender geringerer Ressourcenverfügbarkeit zurückzuführen ist (Brown et al. 2004, Storch et al. 2018). Dies gilt auch für Dungkäfer, was durch zahlreiche Studien, die ebenfalls einen negativen Zusammenhang zwischen steigender Höhe und Individuen- und Artenzahlen zeigten, belegt wurde (z. B. Şenyüz et al. 2019, Salomão et al. 2021, Gebert et al. 2020, Mantoni et al. 2021).

Auch ein Unterschied in den Dungkäfer-Artengemeinschaften zwischen den unterschiedlichen Höhenstufen konnte gezeigt werden (Abbildung 7 und Abbildung 8). Dabei dominieren einige anspruchslösere generalistische Arten wie z. B. *Acrossus depressus*, *Acrossus rufipes* und *Oromus alpinus* in den höheren Lagen (vgl. Rössner 2013), welche in niedrigeren Lagen durch Tieflandarten ersetzt werden. Interessanterweise kamen die vier nachgewiesenen exklusiv alpinen Arten (*Agoliinus satyrus*, *Amidorus obscurus*, *Oromus alpinus* und *Parammoecius gibbus*) nicht nur auf den höheren Stufen (2000 und/ oder 2400 m) vor, sondern zwei davon (*A. obscurus* und *O. alpinus*) auch auf 1600 m, eine Höhe, die an der unteren vertikalen Verbreitungsgrenze der Arten liegt. Umgekehrt wurden überraschend viele Arten, die sonst eher in tieferen Lagen beheimatet sind, auf den hohen Flächen nachgewiesen: So liegt die Hauptverbreitungshöhe von *Anoplotrupes stercorosus* in Österreich zwischen 200 und 800 m und jene von *Planolinus fasciatus* zwischen 900 und 1700 m (Seidel et al. 2025), beide Arten wurden in Zuge des Projekts jedoch auf 2400 m gefunden. Ähnliches gilt für die Arten *Aphodius fimetarius*, *Aphodius pedellus*, *Bodilopsis rufa*, *Coloboapterus erraticus* und *Rhodaphodius foetens*, die normalerweise vorwiegend auf bis zu 300-700 m vorkommen (Seidel et al. 2025), hier aber auf bis zu 2000 m beobachtet wurden. Natürlich sind Einzelfunde dieser Arten in höheren Lagen durchaus möglich, bei diesen Erhebungen waren dies jedoch bei auffällig vielen Arten der Fall. Als möglicher Grund für die Erschließung höherer Lagen durch diese Arten ist natürlich die zunehmende Erwärmung naheliegend, ein Prozess, der bei Dungkäfern auch bereits nachgewiesen wurde (z. B. Menéndez et al. 2014). Ob solche klimabedingten Veränderungen in der Zusammensetzung der alpinen Dungkäfergemeinschaften im Untersuchungsgebiet stattfinden, könnte durch langjährige Untersuchungs-Zeitreihen auf gleichen Höhen überprüft werden.

Unterschiede in den Artengemeinschaften zwischen Nord- und Südseite

Im Gegensatz zu den unterschiedlichen Höhenstufen gab es in den Individuenzahlen, Artenzahlen und Artengemeinschaften zwischen den Expositionen (Nord- und Südseite)

nur geringfügige Unterschiede bzw. keine konsistenten Zusammenhänge (Tabelle 7 und Abbildung 8). Weltweit existieren bislang nur wenige Studien, die den Einfluss von Exposition auf alpine Dungkäfer untersucht haben. Dort, wo Unterschiede festgestellt wurden (z. B. Errouissi 2004, Jay-Robert et al. 2008), ließen sie sich auf deutliche Temperaturunterschiede infolge variierender Sonneneinstrahlung zwischen Nord- und Südseite zurückführen. Im Untersuchungsgebiet dieser Studie sind die Unterschiede in der Sonneneinstrahlung und dadurch den Temperaturen zwischen Nord- und Südseite jedoch vergleichsweise gering, was wahrscheinlich die Erklärung für die geringen Auswirkungen auf Individuenzahlen, Artenzahlen und die Artengemeinschaften ist.

Vergleich zwischen Weideflächen mit und ohne Einsatz von Entwurmungsmitteln und Auswirkungen von Entwurmungsmitteln auf das Ökosystem Weide

Im Vergleich zwischen den beiden Weideflächen mit und ohne Einsatz von Entwurmungsmitteln konnten deutliche Unterschiede zwischen Arten- und Individuenzahlen festgestellt werden. Die niedrigeren Arten- (sechs vs. 11) und Individuenzahlen (99 vs. 397) auf der Weide mit entwurmtten Rindern entsprechen den in der Literatur beschriebenen Effekten von Entwurmungsmitteln auf Nicht-Zielorganismen. Die Wirkstoffe werden von den Weidetieren nur teilweise metabolisiert und verbleiben nach der Ausscheidung über lange Zeit im Dung, wo sie toxisch auf Dunginsekten wirken (Ambrožová et al. 2021). Nachgewiesen sind unter anderem verzögerte Larvalentwicklung, erhöhte Mortalität bei Larven und Adulten sowie Verhaltensänderungen (Verdú 2015, Koopmann & Kühne 2017, Schoof & Luick 2019). Darüber hinaus führen Entwurmungsmittel zu einer Verschiebung der Artengemeinschaften zugunsten häufiger, ökologisch toleranter Generalisten, während empfindlichere Spezialisten zurückgehen oder verschwinden (Ambrožová et al. 2022). Ein solcher Effekt zeigte sich auch im Projektgebiet: Auf der entwurmtten Fläche dominierten die weit verbreiteten und anspruchslosen Arten *Acrossus depressus*, *Acrossus rufipes*, *Bodilopsis rufa* und *Oromus alpinus*. Arten mit höheren Habitatansprüchen fehlten dort vollständig. Bezieht man die zweite nicht entwurmtte Fläche (S1600) in den Vergleich ein, wurden insgesamt vier Arten ausschließlich auf den beiden nicht entwurmtten Weiden nachgewiesen und auf keiner der entwurmtten Flächen.

Die reduzierte Arten- und Individuenzahl sowie die Dominanz weniger Generalisten können die funktionelle Integrität von Weideökosystemen beeinträchtigen. Studien aus anderen Regionen Österreichs zeigen, dass intensiver Entwurmungsmittel-Einsatz in Kombination mit Lebensraumverlust bereits zu massiven Rückgängen von Dungkäferpopulationen geführt hat; im pannonischen Raum sind seit 1950 rund 38 % der Arten verschwunden (Schernhammer et al. 2023, Glatzhofer 2023).

Ein Rückgang der Dungkäferdiversität wirkt sich unmittelbar auf zentrale Ökosystemfunktionen aus. Dungkäfer sind die wichtigsten Zersetzer tierischer Exkremente, fördern durch ihre Grabaktivität Bodenbelüftung und Wasserinfiltration, unterstützen Pflanzenwachstum und Samenverbreitung und reduzieren potenzielle Brutstätten für Parasiten. Darüber hinaus stellen sie eine bedeutende Nahrungsquelle für

zahlreiche Offenland-Vogel- und Fledermausarten dar (Nichols et al. 2008, Byk & Pietka 2018, Sampaio et al. 2019, de Castro-Arrazola et al. 2022).

Vor diesem Hintergrund legen die Ergebnisse nahe, dass der Einsatz von Entwurmungsmitteln – selbst bei vergleichsweise extensiver Bewirtschaftung im alpinen Raum – messbare Auswirkungen auf die Biodiversität und potenziell auch auf die ökologische Funktionalität von Weideflächen hat. Eine differenzierte, möglichst zielgerichtete Anwendung von Entwurmungsmitteln sowie weiterführende Untersuchungen mit größerer Stichprobengröße erscheinen daher aus naturschutzfachlicher Sicht dringend geboten.

Conclusio und naturschutzfachliche Handlungsempfehlungen

Die Untersuchung zeigt klare Unterschiede in Artenzahlen und Artengemeinschaften der Dungkäfer als auch der Zikaden entlang des Höhengradienten. Mit zunehmender Höhe nahmen Diversität und Individuenzahlen ab, zugleich wurden überraschend viele typische Dungkäferarten des Tieflandes in hohen Lagen nachgewiesen. Dies könnte auf klimabedingte Arealverschiebungen hindeuten.

Insgesamt wurde eine durchschnittlich hohe Dungkäferdiversität festgestellt, die jedoch überwiegend aus häufigen, wenig spezialisierten Generalisten besteht. Der verbreitete Einsatz von Entwurmungsmitteln im Gebiet dürfte hierfür eine wesentliche Ursache sein, da er – wie der Flächenvergleich zeigte – mit deutlich reduzierten Arten- und Individuenzahlen einhergeht.

Ein Rückgang der Dungkäferdiversität bedeutet zugleich einen Verlust zentraler Ökosystemfunktionen wie Dungabbau, Bodenverbesserung und Parasitenreduktion. Die großflächige Beweidung entlang der Großglockner Hochalpenstraße und im Gebiet des Nationalparks Hohe Tauern ist daher essenziell für Biodiversität und ökologische Funktionalität und sollte auch in Zukunft praktiziert werden. Voraussetzung dabei ist jedoch eine biodiversitätsverträgliche Bewirtschaftung, empfohlen wird daher insbesondere eine deutliche Reduktion des Entwurmungsmitelesinsatzes durch gezielte Einzeltierbehandlung anstelle von prophylaktischer Herdenbehandlung. Dafür spielt eine verstärkte Aufklärung der Tierhalter:innen zu den negativen Nebeneffekten von Entwurmungsmitteln auf die Biodiversität aber auch auf die zunehmende Resistenzbildung bei den Weidetieren in Zusammenarbeit mit Veterinärmediziner:innen eine große Rolle.

Die Ergebnisse der zikadologischen Untersuchungen unterstreichen den hohen naturschutzfachlichen Wert der untersuchten Flächen. Mit zwölf Arten der Roten Liste konnte eine beachtliche Menge seltener und gefährdeter Zikadenarten nachgewiesen werden. Als faunistisches Highlight ist vor allem der Fund des Südalpen-Endemiten, der Tiroler Zirpe (*Streptopyx tamaninii*) zu erwähnen, welche auf den südexponierten und wärmebegünstigten Hängen der Pockhorner Wiesen nachgewiesen wurde. Für vier Arten

konnten Erstnachweise für das Bundesland Salzburg erbracht werden, eine Art wurde erstmals in Kärnten dokumentiert.

Es zeigte sich, dass sich die Artengesellschaften der Nord- und Südseite mit zunehmender Höhe ähnelten. Wobei die Artenzahlen mit der Höhe abnahmen. Die Individuenzahlen scheinen jedoch weniger an den Höhengradient gebunden zu sein, wobei auch hier eine Abnahme mit der Höhenstufe zu verzeichnen war. Vergleichende Untersuchungen zwischen Weideflächen und Bergmähdern zeigten klare Unterschiede in der Artenzusammensetzung der dort vorkommenden Zikadenarten und verdeutlichen die Wichtigkeit vielfältiger extensiver Bewirtschaftungsformen für die Biodiversität eines Gebietes.

Langfristige Monitoringprogramme mit regelmäßigen Erhebungen entlang fixer Höhengradienten wären besonders wertvoll, um potenzielle klimawandelbedingte Arealverschiebungen der beiden untersuchten Gruppen belastbar dokumentieren zu können.

Literaturangaben

- Achtziger, R., Holzinger, W., Nickel, H., & Niedringhaus, R. (2014). Zikaden (Insecta: Auchenorrhyncha) als Indikatoren für die Biodiversität und zur naturschutzfachlichen Bewertung. 14: 37–62.
- Ambrožová L., Sládeček F.X.J., Zítek T., Perlík M., Kozel P., Jirků M. & Čížek L. (2021). Lasting decrease in functionality and richness: Effects of ivermectin use on dung beetle communities. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 321: 107634.
- Ambrožová L., Čížek L., Sládeček F. X. J. & Thorn S. (2022). Understanding the drivers of β -diversity improves conservation prioritization for Central European dung beetles. – *Biological Conservation*, 273: 109682.
- Bates D., Maechler M., Bolker B. & Walker S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. – *Journal of Statistical Software*, 67(1): 1–48.
- Biedermann, R., & Niedringhaus, R. (2004). Die Zikaden Deutschlands: Bestimmungstabellen für alle Arten. WABV-Fründ, Scheeßel.
- Brown J.H., Gillooly J.F., Allen A.P., Savage V.M. & West G.B. (2004). Toward a metabolic theory of ecology. – *Ecology* 85:1771–1789.
- Boggia, S. & Schneider, M. (2012). Schafsömmern und Biodiversität. Bericht zu Händen des Verbundprojektes AlpFUTUR. Page 2. 2/24.
- Bunzel-Drüke, M., Reisinger, E., Böhm, C., Buse, J., Dalbeck, L., Ellwanger, G., Finck, P., Freese, J., Grell, H., Hauswirth, L., Herrmann, A., Idel, A., Jedicke, E., Joest, R., Kämmer, G., Kapfer, A., Köhler, M., Kolligs, D., Krawczynski, R., & Zimball, O. (2019). Naturnahe Beweidung und NATURA 2000.
- Byk A. & Piętko J. (2018). Dung beetles and their role in the nature. – *Edukacja Biologiczna I Środowiskowa*, 1: 17–26.
- deCastro-Arrazola I., Andrew N. R., Berg M. P., Curtsdotter A., Lumaret J. P., Menéndez R., Moretti M., Nervo B., Nichols E. S., Sánchez-Piñero F., Santos A. M., Sheldon K. S., Slade E. M. & Hortal J. (2023). A trait-based framework for dung beetle functional ecology. – *Journal of Animal Ecology*, 92(1): 44–65.
- Errouissi F., Jay-Robert P., Lumaret J-P. & Piau O. (2004). Composition and Structure of Dung Beetle (Coleoptera: Aphodiidae, Geotrupidae, Scarabaeidae) Assemblages in Mountain Grasslands of the Southern Alps. – *Annals of the Entomological Society of America*, 97(4): 701–709.
- Fragnière, Y., Gremaud, J., Pesenti, E., Bétrisey, S., Petitpierre, B., Guisan, A., & Kozłowski, G. (2022). Mapping habitats sensitive to overgrazing in the Swiss Northern Alps using habitat suitability modeling. *Biological Conservation*, 274. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109742>
- Franz H. (1943). Die Landtierwelt der mittleren Hohen Tauern. Ein Beitrag zur tiergeographischen und -soziologischen Erforschung der Alpen. – *Denkschriften der Akademie der Wissenschaften in Wien, Math.-Nat. Klasse*, 107, 552 S.
- Gebert F., Steffan-Dewenter I., Moretto P., Peters M.K. (2020). Climate rather than dung resources predict dung beetle abundance and diversity along elevational and land use gradients on Mt. Kilimanjaro. – *Journal of Biogeography*, 47: 371–381.
- Glatzhofer E. (2023). Species richness and extinction debt in dung beetles of grazed grasslands: consequences of changes in land use and agricultural practices. – Masterarbeit, Universität Wien.
- Günthart, H. (1984). Zikaden (Hom. Auchenorrhyncha) aus der alpinen Höhenstufe der Schweizer Zentralalpen. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft / Bulletin de la Société Entomologique Suisse*, (57), 129–130.
- Grabherr, G., & Ringler, A. (2018). Grünland der Alpen: Typen, Erhaltungsprobleme und Entwicklungsperspektiven. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt (München)*, 83: 117–164
- Hölzel E., 1965: Neues über Hemiptera-Homoptera (Zikaden) aus Kärnten (Zur Vollendung des 65. Lebensjahres am 8.6.1965 des Herrn Univ.-prof.Dr. Erich Reisinger- Uni Graz) – *Carinthia II* 155(75): 115 - 126.

- Holzinger W. E. (2009b): Auchenorrhyncha (zikaden): 607–616. In: Rabitsch W. & Essl.F. (Hrsg.) (2009): Endemiten – Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen und Tierwelt.– naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten und umweltbundesamt. Klagenfurt und Wien, 924 S.
- Holzinger, W. (2009). Rote Liste der Zikaden (Hemiptera: Auchenorrhyncha) Österreichs (pp. 41–317).
- Holzinger, W. E., Kammerlander, I., & Nickel, H. (2003). Die Zikaden Mitteleuropas. Brill, Leiden/Boston
- Holzinger, W., & Kunz, G. (2023). Zikaden (Insecta: Auchenorrhyncha). In Komposch Ch: Red List of threatened animals of Carinthia, 673–695.
- Holzinger, W., Kunz, G., & Lydia, S. (2013). Die Zikadenfauna der Kallbrunnalm (Salzburg, Österreich). *Cicadina*, 13, 16–27.
- Jay-Robert P., Lumaret J. P. & Lebreton J. D. (2008). Spatial and temporal variation of mountain dung beetle assemblages and their relationships with environmental factors (Aphodiinae: Geotrupinae: Scarabaeinae). – *Annals of the Entomological Society of America*, 101(1): 58–69.
- Kofler A. (2007). Zur Kenntnis der Blatthornkäfer und Hirschkäfer Osttirols (Coleoptera: Trogidae, Geotrupidae, Scarabaeidae, Lucanidae). – *Carinthia II*, 197(117): 355–374.
- Koopmann R. & Kühne S. (2017). Tierarzneimittel (Antiparasitika) im Kuhfladen – Ein Risiko für Nicht-Ziel-Organismen (Literaturübersicht). – *Applied Agricultural and Forestry Research*, 67: 70–92.
- Kunz, G., Nickel, H., & Niedringhaus, R. (2011). Fotoatlas der Zikaden Deutschlands. Photographic Atlas of the Planthoppers and Leafhoppers of Germany.
- Kreisch, W.F. 2001: Flora und Vegetation der Pockhorner Wiesen, subalpiner Goldschwingel Bergmäher (Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae) im Nationalpark Hohe Tauern (Glocknergruppe, Kärnten). – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern* 6: 85–118.
- Lumaret J.-P. & Stienet N. (1994). Adaptation and evolutive strategies of dung beetles in high mountains (Coleoptera, Scarabaeoidea). – *Ecologie*, 25: 79–86.
- Mantoni C., Tsafack N., Palusci E., Di Pietro S. & Fattorini S. (2021). Diversity Patterns of Dung Beetles along a Mediterranean Elevational Gradient. – *Insects*, 12(9): 781.
- Menéndez R., González-Megías A., Jay-Robert P. & Marquéz-Ferrando R. (2014). Climate change and elevational range shifts: Evidence from dung beetles in two European mountain ranges. – *Global Ecology and Biogeography*, 23(6): 646–657.
- Mühlethaler, R., & Günthart, H. (2009). Obersand 08 – Sommer der alpinen Artenvielfalt: Zikaden (Hemiptera: Cicadomorpha und Fulgoromorpha). *Mitteilungen Der Naturforschenden Gesellschaft des Kantons Glarus*, 18, 168–173.
- Nickel, H. (2003). The leafhoppers and planthoppers of Germany (Hemiptera, Auchenorrhyncha): patterns and strategies in a highly diverse group of phytophagous insects.
- Nickel, H. (2015). Zikaden. In: Bunzel-Drüke M. et al. 2015. Naturnahe Beweidung und NATURA 2000 – Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. – Heinz Sielmann Stiftung, Duderstadt. pp. 227–231.
- Nickel, H., & Achtziger, R. (1999). Wiesen bewohnende Zikaden (Auchenorrhyncha) im Gradienten von Nutzungsintensität und Feuchte (Grassland Auchenorrhyncha within a gradient of moisture and management intensity). *Beiträge Zur Zikadenkunde*, 3, 65–80.
- Nickel, H., & Achtziger, R. (2005). Do They Ever Come Back? Responses of Leafhopper Communities to Extensification of Land Use. *Journal of Insect Conservation*, 9, 319–333.
- Nickel, H., Holzinger, W., & Ekkehart, W. (2002). Mitteleuropäische Lebensräume und ihre Zikadenfauna (Hemiptera: Auchenorrhyncha). *Denisia*, 4, 279–328.
- Nichols E., Spector S., Louzada J., Larsen T., Amezcua S. & Favila M.E. (2008). Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. – *Biological Conservation*, 141(6): 1461–1474.
- Oksanen J., Simpson G., Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P., O'Hara R., Solymos P., Stevens M., Szöcs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Borman T., Carvalho G., Chirico

- M., De Caceres M., Durand S., Evangelista H., FitzJohn R., Friendly M., Furneaux B., Hannigan G., Hill M., Lahti L., Martino C., McGlinn D., Ouellette M., Ribeiro Cunha E., Smith T., Stier A., Ter Braak C. & Weedon J. (2025). *vegan: Community Ecology Package*.
- Rabitsch, W. & Essl, F. (2009): Endemiten – Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten und Umweltbundesamt GmbH, Klagenfurt und Wien, 924.
- R Core Team (2025). R: A Language and Environment for Statistical Computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rössner E. (2008). Faunistisch interessante Funde von Blatthornkäfern aus den Bayerischen Alpen (Coleoptera: Scarabaeidae) – Entomologische Zeitschrift, 118(6): 259 – 262.
- Rössner E. (2013). Hochmontan-alpine, koprophage Blatthornkäfer im Glocknergebiet der "Hohen Tauern", Österreich (Coleoptera: Scarabaeoidea) – Entomologische Zeitschrift, 123(4): 151–156.
- Rössner E. (2017). Blatthornkäfer aus dem Ötztal in Tirol, Österreich (Coleoptera: Scarabaeoidea) – Virgo - Mitteilungsblatt des Entomologischen Vereins Mecklenburg, 19(1): 58–64.
- Rössner E. (2012). Die Hirschkäfer und Blatthornkäfer Ostdeutschlands (Coleoptera: Scarabaeoidea). – Verein der Freunde und Förderer des Naturkundemuseums Erfurt e.V., 508 S.
- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. In *Biological Conservation* (Vol. 232, pp. 8–27). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Salomão R.P., Arriaga-Jiménez A. & Kohlmann B. (2021). The relationship between altitudinal gradients, diversity, and body size in a dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae: *Onthophagus*) model system. – Canadian Journal of Zoology, 99(1): 33–43.
- Sampaio A.D., Catry I., Silva M.C., Moreira F., Franco A.M.A., Granadeiro J.P. & Catry T. (2019). What's on the menu? Investigating sexual and parent-offspring dietary segregation in the European Roller (*Coracias garrulus*). – Poster. Conference: X Congress of Ornithology of the Portuguese Society for the Study of Birds (SPEA).
- Schauberger P. & Walker A. (2025): *openxlsx: Read, Write and Edit xlsx Files*.
- Schernhammer T., Glatzhofer E., Denner F. & Denner M. (2023). Checkliste und Verbreitungsatlas der pannonischen Dungkäfer Ostösterreichs (Coleoptera: Geotrupidae, Coprinae und Aphodiinae). – BCBEA, 7(2): 54–171.
- Schoof N. & Luick R. (2019). Antiparasitika in der Weidetierhaltung – ein unterschätzter Faktor des Insektenrückgangs. – Natur und Landschaft, 51: 486–492.
- Seidel M., Rainer M., Glatzhofer E., Schernhammer T., Messner S., Link A., Denner M. (2025). Endbericht für den Biodiversitätsfondsantrag C321112 Gefährdungseinstufung der Blatthornkäfer Österreichs. – Naturhistorisches Museum Wien, 265 S.
- Seljak, G. (2018). Notable new findings of Auchenorrhyncha (Hemiptera) in Slovenia. *Acta Entomologica Slovenica*, 26(26), 181–194.
- Senyüz Y., Lobo J. M. & Dindar K. (2019). Altitudinal gradient in species richness and composition of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) in an eastern Euro-Mediterranean locality: Functional, seasonal and habitat influences. – *European Journal of Entomology*, 116: 309-319.
- Spinu V., Takahashi K., Vaughan D., Wilke C., Woo K., Yutani H. (2019). Welcome to the tidyverse. – *Journal of Open Source Software*, 4(43): 1686
- Simpson G (2026). *permute: Functions for Generating Restricted Permutations of Data*.
- Storch D., Bohdalková E. & Okie, J. (2018). The more-individuals hypothesis revisited: the role of community abundance in species richness regulation and the productivity-diversity relationship. – *Ecology Letters*, 21: 920–937.

- Verdú J.R., Cortez V., Ortiz A.J., González-Rodríguez E., Martínez-Pinna J., Lumaret J.P., Lobo J.M., Numa C. & Sánchez-Piñero F. (2015). Low doses of ivermectin cause sensory and locomotor disorders in dung beetles. – *Scientific Reports*, 5(1): 13912.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L., François, R., Golemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T., Miller, E., Bache, S., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D., Spinu, V., & Yutani, H. (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4, 1686.
- Wieser, C., & Komposch, C. (2002). Paradieslilie und Höllenotter. Bergwiesenlandschaft Mussen. Artenreiche Kulturlandschaft des Lesachtales in den Gailtaler Alpen. Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 20/UAbt. Naturschutz. Klagenfurt.