

Klaus Peter Zulka

Monitoring renaturierter Schottergräben im
Nationalpark Gesäuse –

Wiederholungsuntersuchung 2023 und
Gesamtauswertung



2025

Monitoring renaturierter Schottergräben im Nationalpark Gesäuse –
Wiederholungsuntersuchung 2023 und Gesamtauswertung

Im Auftrag von

Nationalpark Gesäuse GmbH

Weng 2

A-8913 Weng im Gesäuse

Auftragnehmer

Dr. Klaus Peter Zulka

████████████████████

████████████████████

██

E-Mail: pzulka@icloud.com, klaus.peter.zulka@univie.ac.at

Zitiervorschlag:

Zulka, K. P. (2025): Monitoring renaturierter Schottergräben im Nationalpark Gesäuse –
Wiederholungsuntersuchung 2023 und Gesamtauswertung. Endbericht im Auftrag der
Nationalpark Gesäuse GmbH. Klosterneuburg, Eigenverlag.

Projekttitle laut Auftrag Monitoring der Arthropodenfauna in ehemaligen Abbauflächen 2023		
<i>Eine Kategorie (laut Projektziel) wählen:</i> <input type="radio"/> Artinventar/Bestandsaufnahme	<input type="radio"/> Grundlagenforschung <input type="radio"/> Managementorientierte Forschung <input type="radio"/> Erforschung Naturdynamik <input type="radio"/> Sozial-ökologische Forschung	<input type="radio"/> Maßnahmenmonitoring <input checked="" type="radio"/> Prozessmonitoring <input type="radio"/> Schutzgütermonitoring <input type="radio"/> Besuchermonitoring
Schlagwörter (getrennt durch Strichpunkt) Langzeitmonitoring; ehemalige Abbauflächen; Laufkäfer; Spinnen; BACI.		
Zeitraum der Geländeaufnahmen 7.5.2023 bis 26.10.2023	Projektlaufzeit 2023-2024	
Raumbezug (Ortsangaben, Flurnamen) Weißenbachl; Gseng; Haindlkargraben; Kainzenalplgraben		
Beteiligte Personen/Bearbeiter:in Zulka, Klaus Peter		

Zusammenfassung 500 Zeichen Deutsch

Die Untersuchung der epigäischen Arthropodenfauna in vier Schottergräben 2012 wurde 2023 mit identischer Methode wiederholt. Die Entwicklung der beeinflussten Schottergräben divergierte; während die Individuenzahl der naturschutzrelevanten Arten im Weißenbachlgraben um fast 20 % anstieg, fiel sie im Gsenggraben um mehr als 50 % ab. Die Ähnlichkeit zwischen Weißenbachlgraben-Zönosen und der Zönosen der Referenzgräben stieg signifikant.

Zusammenfassung 500 Zeichen Englisch

A study on the surface-active arthropod fauna in four gravel valleys of National Park Gesäuse (Styria, Austria) in 2012 has been repeated with the same methodology in 2023. The development of the impacted gravel valleys diverged; while the number of individuals of conservation-relevant species in Weißenbachlgraben increased by almost 20%, it decreased in Gsenggraben by more than 50%. Similarity between Weißenbachlgraben assemblages and control valley assemblages increased significantly.

Anlagen <input checked="" type="checkbox"/> Anhänge und Daten vollständig in diesem Dokument enthalten	digital <input type="checkbox"/> Kartenprodukte <input type="checkbox"/> Datenbank <input checked="" type="checkbox"/> Biodiversitätsdaten für BioOffice <input type="checkbox"/> Räumliche Daten (GIS-files) <input type="checkbox"/> Fotos, Videos <input type="checkbox"/> Rohdaten (gescannt, Tabellenform)	analog <input type="checkbox"/> Kartenprodukte <input type="checkbox"/> Fotos, Videos <input type="checkbox"/> Rohdaten (Aufnahmeblätter, Geländeprotokolle etc.)
--	--	---

Zusammenfassung

Eine Untersuchung der epigäischen Arthropodenfauna von vier Schottergräben im Nationalpark Gesäuse aus dem Jahr 2012 wurde im Jahr 2023 mit der gleichen Methode wiederholt. Zwei der Gräben waren von Schotterabbau beeinflusst und waren noch vor der Untersuchung 2012 renaturiert worden, zwei Gräben wurden als natürliche unbeeinflusste Kontrollen inkludiert. Die mittleren Temperaturen während der Beprobungen im Jahr 2023 waren über 2 °C höher als 2012. Die mittlere Steingröße war signifikant höher, die Anzahl Subproben mit Feinmaterial (Mittelsand, Feinsand oder Schluff) war signifikant niedriger und die Vegetation war signifikant höher als 2012. Die Artenzahlen gingen von 59 im Jahr 2012 auf 49 im Jahr 2023, die Individuenzahlen von 1213 auf 900 Individuen im Jahre 2023 zurück; die größte Reduktion war dabei bei den Laufkäfern (193 in Individuen in 2012, 69 im Jahr 2023) und den Kurzflügelkäfern (175 Individuen im Jahr 2012, 61 im Jahr 2023) zu verzeichnen. Die beeinflussten Schottergräben entwickelten sich in unterschiedliche Richtungen: Während die Individuenzahl naturschutzrelevanter Arten im Weißenbachlgraben um fast 20 % anstieg, ging diese Zahl im Gsenggraben um mehr als 50 % zurück. Große Teile der renaturierten Flächen des Gsenggrabens werden offensichtlich nicht mehr überflutet und entwickeln sich zu einem Rotföhren-Trockenwald mit einer entsprechenden Fauna. Die Individuenzahlen der Wolfsspinne *Pardosa saturator*, mit über 80 % der nachgewiesenen Individuen die dominante Art der Gräben, erwiesen sich als signifikant negativ assoziiert mit der Steingröße und der Vegetationshöhe; die Art ist also auf den Bereich zwischen zu intensiver und zu geringer Schotterumlagerungstätigkeit angewiesen. Die Präsenz von *Stenus longipes*, dem häufigsten Kurzflügelkäfer der Gräben, war signifikant positiv assoziiert mit der Anzahl von Feinsubstrat-Subproben und negativ assoziiert mit Steingröße und Höhenlage der Probeflächen. Während sich die Fauna des Weißenbachlgrabens jener der unbeeinflussten Gräben angenähert hat, hat sich die Fauna insbesondere des Gsenggraben-Mittelteils separiert. Eine Managementintervention zur Redynamisierung dieser Schotterterrassen ist möglicherweise indiziert.

Summary

A study conducted on the surface-active arthropod fauna in four gravel valleys of National Park Gesäuse (Styria, Austria) in 2012 has been repeated with the same methodology in 2023. Two of the valleys have been affected by gravel mining and restoration before 2012,

two of the valleys were included as natural unaffected controls. Temperatures during sampling were more than 2 °C higher in 2023 compared to 2012. Mean stone size was significantly higher, subsamples with fine material (medium sand, fine sand or silt) were significantly fewer and vegetation was significantly higher than in the 2012 study. Species numbers decreased from 59 in 2012 to 49 in 2023; overall individual numbers decreased from 1213 in 2012 to 900 in 2023, with losses most pronounced and significant in ground beetles (193 individuals in 2012, 69 in 2023) and rove beetles (175 individuals in 2012, 61 in 2023). The development of the impacted gravel valleys diverged; while the number of individuals of conservation-relevant species in Weißenbachlgraben increased by almost 20%, it decreased in Gsenggraben by more the 50%. Large parts of the restored area in this valley apparently are no longer flooded and are developing into a dry pine forest and a corresponding fauna. Numbers of the spider *Pardosa saturator*, with more than 80% of individuals the dominant species of the valleys, were significantly negatively related to stone size and vegetation cover; consequently, the species depends on a certain niche region between an amount of gravel rearrangement and disturbance too low and too intense. The presence of *Stenus longipes*, the most abundant rove beetle of the valleys, was significantly positively related to the number of fine material subsamples and negatively related to stone size and altitude. While the fauna of Weißenbachlgraben became significantly more similar to the fauna of the unaffected valleys, the fauna in particular of the middle section of Gsenggraben became totally removed from those of the other sites. Management intervention to redynamise gravel terraces in Gsenggraben might be advisable.

Einleitung

Der Nationalpark Gesäuse ist ein Hotspot der Endemiten Diversität (Rabitsch 2009, Ökoteam 2009, Zulka et al. 2022). Das Gebiet wird geprägt vom Fluss Enns, der sich hier über längere Strecken Canyon-artig in die Landschaft eingeschnitten und viele Lebensraumtypen hervorgebracht hat, die das Gebiet prägen. Der Nationalpark umfasst sowohl tiefgelegene Flussabschnitte als auch hoch aufragende Berggipfel, Wälder und Almen.

Schottergräben sind ein wesentliches Landschaftselement im Nationalpark Gesäuse. Auf einem etwa 800 m dicken Dolomitsockel sind steile Felsformationen aus Dachsteinkalk aufgelagert. Während der Dolomit feinkörnig verwittert, bildet Dachsteinkalk bei der Verwitterung häufig große Blöcke; Blockwerk und Feinmaterial rutschen dann gemeinsam talwärts (Holzinger et al. 2011). In den Gräben des Nationalparks Gesäuse wurde somit viel Schottermaterial abgelagert, das je nach Ausprägung des jeweiligen Grabens stärker oder weniger stark mit großen kantigen oder abgerundeten Blöcken durchsetzt ist. Bei normalen Wasserständen durchfließen die Bäche diese Gräben in den Lückenräumen zwischen dem Kalkschotter; das Wasser tritt dabei nicht an die Oberfläche. Bei Starkregenereignissen laufen die Schuttwischenräume allerdings voll und ein Teil des Wassers fließt oberflächlich ab; das Wasser kann bei solchen Abflussverhältnissen die ganze Schuttmasse in Bewegung bringen und umlagern (Holzinger et al. 2011). Die Gesäuse-Schottergräben sind somit dynamische Lebensräume mit geologischen und ökologischen Eigenschaften, wie sie an gewöhnlichen Schotterufern nicht anzutreffen sind.

Im Gesäuse wurde die abgelagerten Schottermengen früher wirtschaftlich genutzt: Im Weißenbachlgraben stand ein Schotterwerk, im Gsenggraben, einem Nebengraben des Johnsbachstals, war ein Asphaltwerk im Betrieb. Mit der Etablierung des Nationalparks wurden diese Nutzungen aufgegeben, da sie nicht mit den IUCN-Kriterien für ein Schutzgebiet der Kategorie II vereinbar waren. Im Jahre 2012 wurden die Auswirkungen des Schotterabbaus auf die epigäische Arthropoden zöosen von vier Schottergräben untersucht (Zulka 2013a). Dazu wurde ein BACI (Before-After-Control-Impact)-Design (Underwood 1996) auf die Situation angepasst verwendet. Zwei Schottergräben waren naturbelassen (Control), zwei Schottergräben waren renaturiert (Impact). Es wurden die Abbaustellen selbst, aber auch die Grabenabschnitte darüber (Before) und darunter (After) mit den entsprechenden Grabenabschnittszonen der naturbelassenen Referenzgräben

verglichen. Qualitative und quantitative Unterschiede zwischen den Zönosen konnten damals beobachtet werden: Während die oberen Bachabschnitte zönotisch sehr ähnlich waren, nahm die Differenzierung der Arthropodenfauna grabenabwärts zu. Hinsichtlich der biologischen Wertigkeit waren die Unterschiede zwischen renaturierten und naturbelassenen Schottergräben jedoch nicht signifikant. Entweder hatte die Nutzung selbst keinen tiefgreifend qualitätsmindernden Einfluss auf die Arthropodenfauna oder hatte die Renaturierung nach relativ kurzer Zeit die Schottergräben wieder in einen Zustand versetzt, der denen natürlicher Schottergräben in arthropodenzönotischer Sicht bereits hinreichend ähnlich war. Im Weißenbachlgraben, der von Schotterabbau beeinflusst war, wurden im Zuge der Renaturierung die Schottermassen haldenartig aufgehäuft, was unnatürlich glatte Oberflächen und Hänge mit homogenem Neigungswinkel erzeugte. Der Bach hatte aber den Grabenboden bereits 2012 deutlich umgestaltet und in die künstlich geschütteten Hänge großer Umlagerungsbereiche herausgerodiert, die morphologisch und von der Arthropodenzönose her den natürlichen Gräben ähnlich waren. Im Gsenggraben zeugten große eingelagerte Asphaltchollen in den aufgeschütteten Schotterhalden von der ursprünglichen Nutzung. Dort floss der Bach am Südhang an den Aufschüttungsflächen entlang; Umlagerungsbereiche innerhalb der Aufschüttungsflächen ließen allerdings darauf schließen, dass auch diese Bereiche bei starken Niederschlagsereignissen durchflossen und strukturell verändert werden.

Bemerkenswert war die beschriebene Arthropodenzönose dieser Schottergräben. Sie wurde in hohem Maß von einer Art dominiert, der Wolfsspinne *Pardosa saturator*, die in allen Gräben in hohen Individuenzahl-Prozentsätzen auftrat und in den meisten Proben. Einzelne Laufkäfer-Arten wie *Bembidion bualei* (in Zulka 2013a unter dem alten Namen *B. cruciatum* geführt) und einzelne Kurzflügelkäfer wie der *Stenus longipes* traten zwar regelmäßig zur Zönose hinzu, machten aber im Gesamtfang nur einen geringen Anteil aus. Bei den Besammlungen hatte es den Anschein, als sei die Spinne *Pardosa saturator* die einzige Art, die auf die extremen Bedingungen der Schottergräben spezialisiert ist und hier dauerhaft zu leben vermag. Im Hochsommer heizen sich die Böden stark auf und werden extrem trocken. Schluffiges Feinmaterial, das Feuchtigkeit zu speichern vermag, ist nur auf ganz wenige Stellen beschränkt. Das Nahrungsangebot ist extrem spärlich und besteht augenscheinlich hauptsächlich aus verfliegenen Insekten. Bei Hochwasser unterliegen alle Organismen den Extrembedingungen eines reißenden Gebirgsbachs mit massiver Schotterumlagerung.

Die Aufgabe der vorliegenden Untersuchung bestand nun darin zu untersuchen, ob und wie sich die Verhältnisse in den Schottergräben in den vergangenen 11 Jahren verändert haben

und wie das die epigäische Arthropodenfauna in der weiteren Folge beeinflusst hat. Einerseits war denkbar, dass die Umlagerungsprozesse, die 2012 schon große Teile der renaturierten Gräben umgestaltet haben, weiter fortgeschritten waren und dass sich die geomorphologischen und ökologischen Verhältnisse naturbelassener und renaturierter Schottergräben weiter angeglichen haben. Andererseits haben in der Zwischenzeit großräumige Beeinflussungen stattfanden, welche die Arthropodenzönosen insgesamt oder auch grabenspezifisch verändert haben können. Da wäre das Insektensterben zu nennen, das überregional zu einem Rückgang der Insektenbiomassezahlen und der Individuenzahlen geführt hat (Übersicht in Rabitsch et al. 2020, Rabitsch & Zulka 2024), ohne dass die Ursachen für diese Rückgänge insgesamt restlos geklärt wären. Als möglicher Faktor für die Rückgänge wäre insbesondere der Klimawandel zu nennen, der im Jahr 2023 weltweit zu außergewöhnlich hohen Temperaturen geführt hat.

Im Einzelnen waren folgende Fragen von Interesse:

- (1) Wie unterscheiden sich die abiotischen Parameter zwischen 2012 und 2013?
- (2) Wie unterscheiden sich die Arthropodenzönosen zwischen 2012 und 2023? Welche Arten haben zugenommen, welche haben abgenommen?
- (3) Haben sich die Arthropodenzönosen der beeinflussten Schottergräben den Kontroll-Gräben seit 2012 angeglichen? Sind Auswirkungen der Lebensraumveränderungen durch den Rohstoffabbau auf die epigäische Arthropodenfauna über ein Jahrzehnt nach der Renaturierung noch feststellbar?
- (4) Wie haben sich die Bestände der besonders typischen und wertgebenden Arten der Schottergräben in der Zwischenzeit entwickelt und welche Umweltparameter sind dafür ausschlaggebend?

Material und Methode

Design

Um Vergleichbarkeit zu ermöglichen, wurde das Design der Untersuchung 2012 (Zulka 2013a) identisch wiederholt: Es wurden insgesamt 10 Standorte untersucht. In den beiden renaturierten Schottergräben wurden jeweils ein Standort oberhalb, ein Standort im Bereich des Rohstoffabbaus und ein Standort unterhalb des Schotterabbaus beprobt, insgesamt also das 2×3 Flächen. In ähnlicher Höhe befindliche Referenz zu den Flächen oberhalb und unterhalb der Abbaufächen wurden in den unbeeinflussten Schottergräben beprobt (Kontrolle, 2×2 Flächen, vgl. Abb. 1 in Zulka 2013a, p. 7). Wenn der Schotterabbau zu keiner signifikanten Zönoseänderung geführt hat, dann müssten sich Änderungen der Zönosen zwischen Flächen im oberen und unteren Teil der Schottergräben in gleicher Weise manifestieren. Für nähere Details siehe Zulka 2013a (Abschnitt Material und Methode).

Standorte

Es wurden dieselben zehn Standorte wie 2012 aufgesucht:

Standort W1: Oberlauf Weißenbachgraben:

Zwischen steilen Erosionshängen erstreckt sich eine homogene Umlagerungsstrecke aus größerem Geschiebematerial. Oberhalb der ehemaligen Abbaufäche gelegen erscheint dieser Standort von menschlichem Einfluss weitgehend unberührt (Abb. 1).

Standort W2: Mittellauf Weißenbachgraben:

Dieser Standort war vom Schotterabbau beeinflusst und wurde renaturiert. Seit 2012 hat sich die Umlagerungsstrecke verbreitert (Abb. 2) und sie umfasst nun praktisch den ganzen Talboden. Die im Jahr 2012 noch bestehenden glatten Aufschüttungsflächen sind 2023 vielerorts wegerodiert.



Abbildung 1: Standort W1, Weißenbachgraben Oberlauf

Probepunkt W1-P4, Foto Zulka, 16. 9. 2012 (links) und 8. 10. 2023 (rechts).



Abbildung 2: Weißenbachgraben Mittellauf W2, Probepunkt W2-P5 im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2023 (rechts).

Fotos Zulka (links 21. 7. 2012, rechts 29. 7. 2023).

Standort W3: Unterlauf Weißenbachgraben:

Dieser Standort liegt grabenabwärts der vom Schotterabbau beeinflussten Flächen und ist somit vom Schotterabbau und von der darauffolgenden Renaturierung zumindest indirekt beeinflusst. Bereits 2012 war der ganze Talboden von Umlagerung des Schottermaterials geprägt (Abb. 3). Auffallend ist die stärkere Vegetationsentwicklung im Jahr 2023; ein Indiz, dass in der Vorgeschichte der Beprobung Umlagerungsereignisse ausgeblieben sind.



Abbildung 3: Weißenbachgraben Unterlauf W3, Probepunkt W3-P2 im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2023 (rechts).
Fotos Zulka (links 21. 7. 2012, rechts 22. 7. 2023).

Standort G1: Oberlauf Gsenggraben

Der Standort liegt im steilen Oberlauf des Gsenggrabens oberhalb der beeinflussten und renaturierten Fläche. Im oberen Teil findet sich Blockwerk, im unteren Teil des Standorts erstreckt sich eine weite vegetationsfreie Fläche mit Schottermaterial (Abb. 4). Große strukturelle Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren fallen nicht ins Auge.



Abbildung 4: Gsenggraben Oberlauf G1, Probepunkt G1-P3 im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2023 (rechts). Fotos Zulka (links 28. 9. 2012, rechts 8. 10. 2023).

Standort G2: Mittellauf Gsenggraben

An diesem Standort befand sich das Asphaltwerk, das abgetragen wurde; der Standort wurde mit Schottermassen wieder in einen naturnäheren Zustand versetzt. Seit 2012 hat sich die Vegetation auf den hoch gelegenen Schotterterrassen deutlich entwickelt. Der Bachlauf fließt in der südlichen Peripherie an den großen Schotterflächen vorbei (Abb. 5). Der größte Teil der Schotterterrassen wird auch bei höheren Wasserständen nicht mehr erreicht und bildet relativ homogene Schotterflächen aus, die weder überflutet noch umgelagert werden. Die Vegetation dieser Schotterterrassen besteht aus trockenheitstoleranten Pflanzen mit inzwischen hoch aufgewachsenen Rotföhren. Stellenweise sind noch Reste der vorherigen Nutzung im Schottermaterial in Form von rostigen Metallteilen und Asphaltlinsen sichtbar.



Abbildung 5: Gsenggraben Mittellauf G2, Probepunkt G12-P1 im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2023 (rechts). Fotos Zulka (links 25. 8. 2012, rechts 27. 8. 2023).

Standort G3: Unterlauf Gsenggraben

Der Bach im Gsenggraben umfließt die Schotterfläche des Standorts G2 und mündet in ein relativ enges Endstück G3 vor seiner Mündung in den Johnsbach. Im Geröll eingebettet kommen immer wieder Asphaltlinsen zum Vorschein, die von der ehemaligen Nutzung der grabenaufwärts gelegenen Flächen zeugen (Abb. 6).

Standort H1: Oberlauf Haindlkar

Auffallend an diesem Standort des unbeeinflussten Referenzgrabens Haindlkar ist der hohe Anteil an sehr grobem Blockwerk. Feinschotteriges Material findet sich zwischen den metergroßen Kalkblöcken meist nur verinselt (Abb. 7).



Abbildung 6: Gsenggraben Unterlauf G3, Probepunkt G3-P4 im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2023 (rechts). Fotos Zulka (links 30. 9. 2012, rechts 26. 10. 2023).



Abbildung 7: Haindlkar Oberlauf H1, Probepunkt H1-P1 im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2023 (rechts). Fotos Zulka (links 25. 8. 2012, rechts 27. 8. 2023).

Standort H2: Unterlauf Haindlkar

Beim Standort H2 handelt es sich um eine in Terrassen abgelagerte Schotterfläche, die den Talboden gänzlich ausfüllt. Im Gegensatz zum Oberlauf ist hier feinschotteriges Material über weite Flächen dominierend (Abb. 8).



Abbildung 8: Haindlkar Unterlauf H2, Probepunkt H2-P3 im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2023 (rechts). Fotos Zulka (links 12. 8. 2012, rechts 11. 8. 2023).

Standort K1: Oberlauf Kainzenalplgraben

Wie der Vergleichsstandort H1 ist auch der Standort K1 reich an grobem Blockwerk (Abb. 9).

Standort K2: Unterlauf Kainzenalplgraben

Der Unterlauf des Kainzenalplgrabens vor seiner Mündung in den Johnsbach stellt eine weite grobschotterige Fläche mit Höhenunterschieden dar. Innerhalb dieser mehr oder minder homogenen Schotterfläche im Jahr 2012 gelegene Inseln waren 2023 teilweise wegerodiert (Abb. 10).



Abbildung 9: Kainzenalplgraben Oberlauf K1, Probepunkt K1-P3 im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2023 (rechts). Fotos Zulka (links 29. 9. 2012, rechts 26. 10. 2023).



Abbildung 10: Kainzenalplgraben Unterlauf K2, Probepunkt K2-P5 im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2023 (rechts). Fotos Zulka (links 19. 5. 2012, rechts 20. 5. 2023).

Probennahmezeitpunkte

Die Probennahmezeitpunkte waren 2012 den Probeflächen randomisiert zugeordnet worden. Im Jahr 2023 wurden die Probeflächen wieder zu den gleichen Zeiten besucht. Wenn also eine Probefläche im Jahr 2023 am 19. Mai untersucht worden war, dann wurde

angestrebt, dieselbe Fläche im Jahr 2023 wieder um den 19. Mai zu untersuchen. Allerdings standen diesem Vorhaben mitunter zur Probennahme ungeeignete Wetterperioden (extreme Hitze oder Regen) entgegen, die dann eine geringfügige Anpassung des Zeitplans erforderlich machten (Tab. 1). Größer waren die Verzögerungen im Herbst. Im Jahr 2012 wurden die letzten Proben im September abgeschlossen; im Jahr 2023 war der September aber so warm, dass einige Proben in den Oktober verschoben wurden, damit einigermaßen ähnliche Bedingungen herrschten. Wegen der (im Rahmen der Messgenauigkeit des GPS-Sensors) identen Flächen 2012 und 2023 und der (im Rahmen der aufgeführten praktischen Einschränkungen) korrespondierenden Probennahmetermine wurden die Probennahmen auf jeder Fläche (2012/2023) als verbundene Stichproben behandelt.

Witterung

Zum Vergleich der Witterungsverläufe wurden die Messwerte der Wetterstation Weidendom (590 m Seehöhe, Koordinaten 47,581 N, 14, 591 E, betrieben vom Nationalpark Gesäuse, Fuchsberger et al. 2024) herangezogen (Abb. 11, 12, 13). Die Temperatur während der Untersuchungsperiode 2023 lag meist oberhalb der Temperatur des Jahres 2012; insbesondere ab August waren lagen die Tagesmitteltemperaturen durchwegs mehrere Grad Celsius über den Temperaturen des Jahres 2012 (Abb. 11, Abb. 12). Im Oktober 2023 herrschten durchwegs Temperaturen etwa wie im September 2012.

Im Mittel war jeder Monat im Jahr 2023 wärmer als der jeweils entsprechende Monat des Jahres 2023. Besonders stark waren die Abweichungen nach oben im Juli, September und Oktober 2023. Der September 2023 war an der Wetterstation Weidendom im Mittel 2,92 °C wärmer als der September 2012, der Oktober war im Mittel sogar 3,8 °C wärmer (Abb. 13).

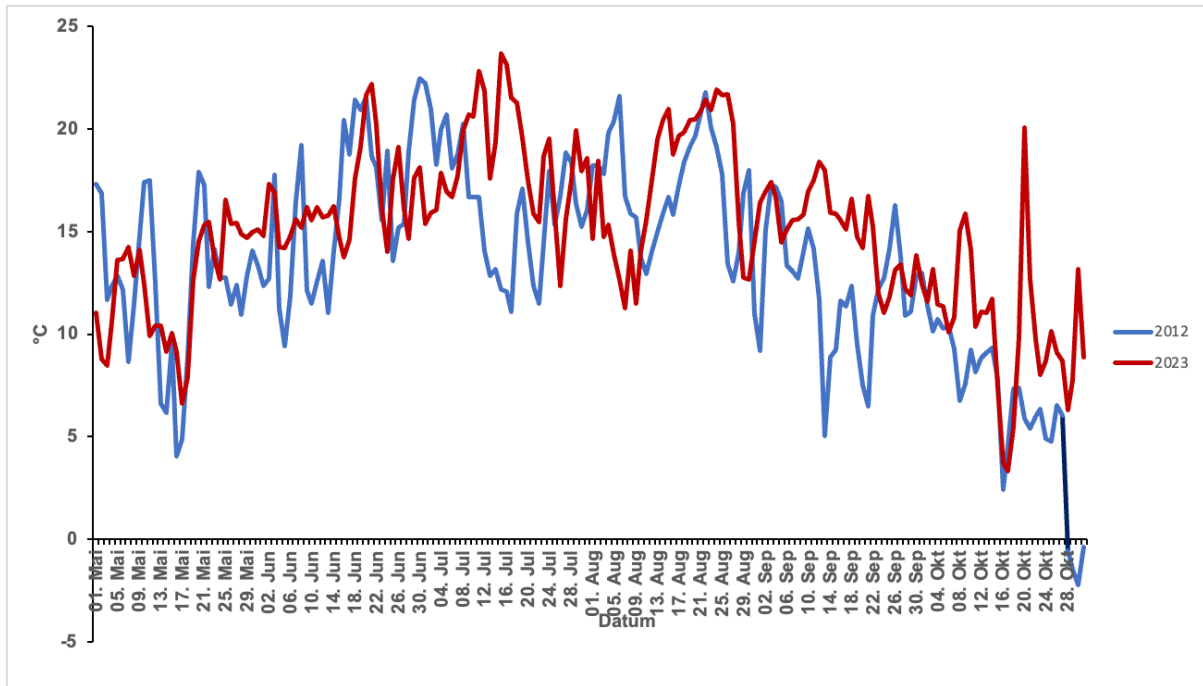


Abbildung 11: Verlauf der Tagesmitteltemperaturen an der Wetterstation Weidendom (590 m, Nationalpark Gesäuse) im Jahr 2012 und im Jahr 2023 (Fuchsberger et al. 2024).

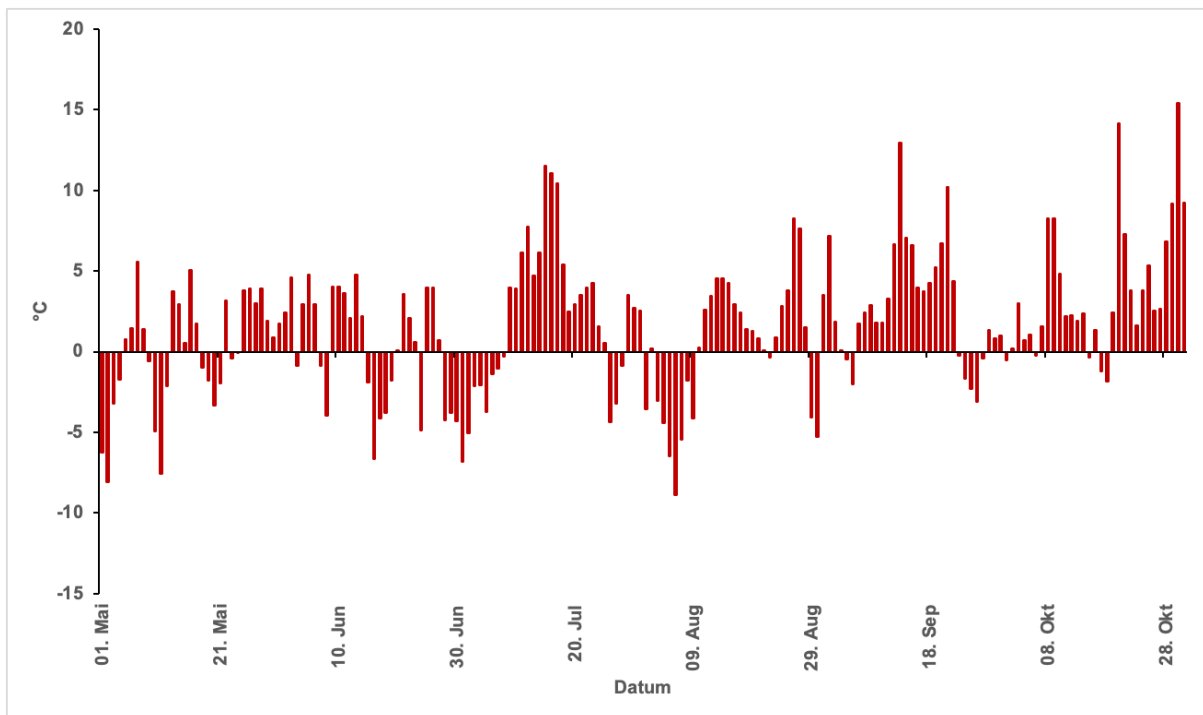


Abbildung 12: Abweichung der jeweiligen Tagesmitteltemperaturen des Jahres 2023 von jenen des Jahres 2022. Daten der Klimamessstelle Weidendom (Fuchsberger et al. 2024).

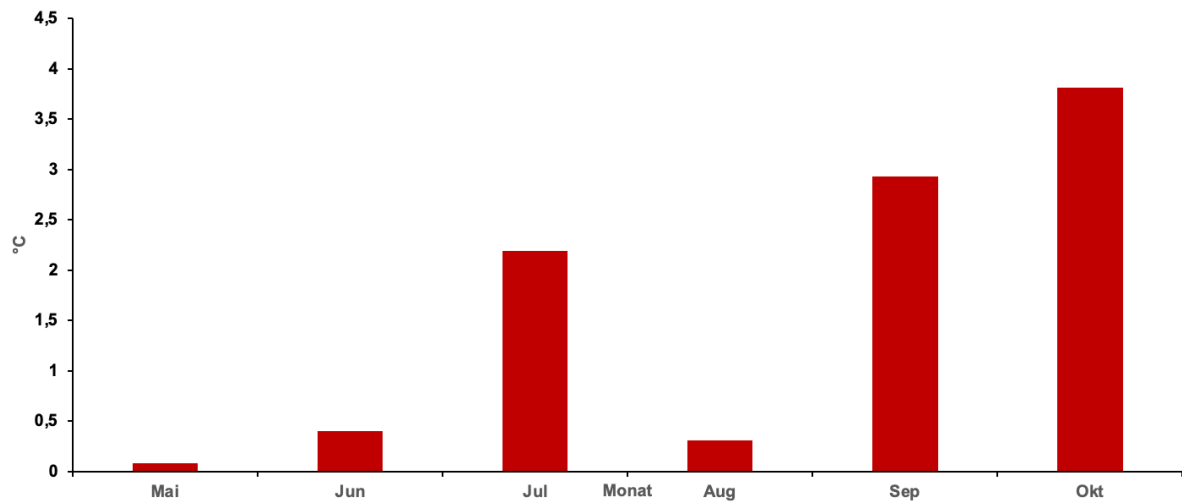


Abbildung 13: Abweichung der Monatsmitteltemperaturen des Jahres 2023 von jenen des Jahres 2023. Daten der Klimamessstelle Weidendom (Fuchsberger et al. 2024).

Die Niederschläge waren im Gebiet im Jahr 2012 wesentlich höher als im Jahr 2023. In den Monaten Juni, Juli und September im Jahr 2012 fiel mehr als doppelt so viel Niederschlag wie in den korrespondierenden Monaten des Jahres 2023 (684 mm versus 307 mm, Abb. 14).

Die Wasserführung der Enns als kumulativer Indikator von außergewöhnlichen Abflussereignissen (Land Steiermark 2024 b) zeigte 2012 zwei Überschreitungen des einjährigen Hochwasserabflusses HQ1 (338 m³/s) Ende Juni und Ende Juli (Abb. 15). Am 22. Juli 2012 betrug der Abfluss am Pegel Admont 483 m³/s. Im Jahr 2023 war die Wasserführung durchwegs niedriger, mit nur einer geringfügigen Überschreitung des einjährigen Hochwasserabflusses Anfang August in Höhe von 381,6 m³/s (Abb. 16).

Umweltparameter

Innerhalb jedem der 10 Standorte waren 2012 sieben Probeflächenbänder per Zufallspunkt ausgewählt worden. Die Probennahme 2023 fand auf denselben Flächen statt. Auf der Höhe dieser Zufallspunkte wurde ein Streifen rechtwinklig zur Grabenrichtung eine Stunde lang abgegangen. Dabei wurden alle epigäischen Arthropoden mit einem Exhaustor aufgesammelt.

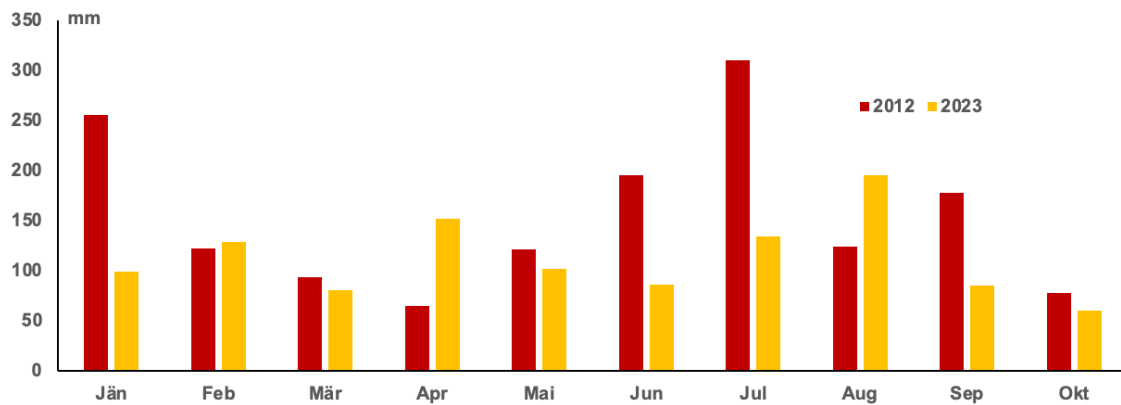


Abbildung 14: Vergleich der Niederschlagsmengen pro Monat in den Untersuchungsjahren 2012 und 2023. Station NL1590 Gstatterboden_NLV, Land Steiermark 2024a).

Im Anschluss an Beprobung wurde auf jeder Probefläche folgende Parameter aufgenommen:

- Probennahmebeginnzeitpunkt und -ende. Für die Analyse wurde die Uhrzeit auf die Stunde umgerechnet, in der der Hauptteil der Beprobung stattfand: Eine Beprobung von 13:35 bis 14:35 Uhr wurde also auf die Tageszeit 14 Uhr umgerechnet (Variable „Tageszeit“). Der Beprobungstag wurde als Tag nach dem 1. Mai des jeweiligen Jahres gezählt und analysiert (Variable „Tag der Vegetationsperiode“).
- Sonneneinstrahlung (geschätzt, 5 Stufen)
- Wolkendeckung (geschätzt, 11 Stufen)
- Lufttemperatur und Luftfeuchte: Lufttemperatur und Luftfeuchte wurde mit einem Temperatur-Feuchtefühler (TROTEC Hygrometer BC06) in etwa 1 m Höhe nach Abschluss der Aufsammlung gemessen.
- Bodentemperatur: Die Temperatur in den obersten Zentimetern der Bodenoberschicht wurde mit einem Stechthermometer der Firma Testotherm aufgenommen.
- Meereshöhe der Standorte. Sie wurde 2012 bei der GPS-Registrierung der Probeflächen aufgenommen (Garmin eTrex Summit Model 2001).

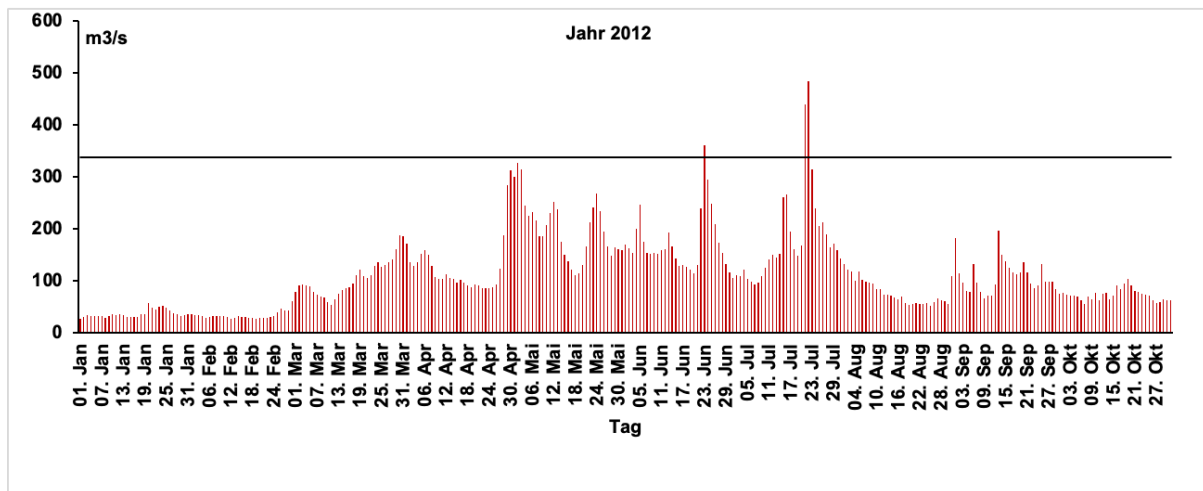


Abbildung 15: Verlauf der Abflusskurve am Ennspegel Admont vom 1.1.2012 bis zum 31.10.2012 (Land Steiermark 2024b).

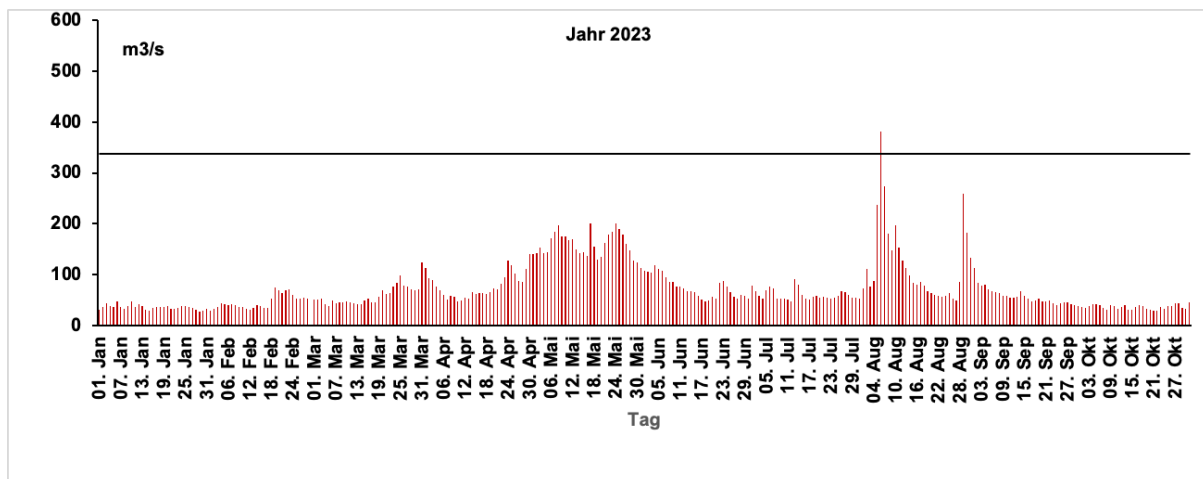


Abbildung 16: Verlauf der Abflusskurve am Ennspegel Admont vom 1.1.2023 bis zum 31.10.2023 (Land Steiermark 2024b)

An fünf zufälligen Stellen entlang des beschriebenen Quer-Transekts wurden ferner registriert:

- **Feinmaterial:** Textur der Bodenauflage unter den Steinen (Kategorien Schluff, Feinsand, Mittelsand, Grobsand, Feinkies, Mittelkies). Daraus wurde die Variable ‚Anzahl der Stellen mit Mittelsand, Feinsand oder Schluff‘ abgeleitet (0 bis 5 je Probefläche)
- **Kantigkeit der Steine;** die Anzahl der kantigen Subproben (0 bis 5) wird als Deskriptor verwendet. Die Kantigkeit deutet auf die Erosionsgeschichte der

jeweiligen Subprobenstelle hin, stark abgerundet Steine wurden im Schottergraben bereits vielfach umgelagert und verlagert, während kantige Steine frisch erodiert sind.

- Mittlerer Durchmesser der aufliegenden Schottersteine (geschätzt), der Mittelwert der fünf Schätzungen wird als Deskriptor in den Analysen verwendet. Je größer der Durchmesser der verbliebenen Steine, desto intensiver die Erosion durch die Wassermassen.
- Mittlere Vegetationsdeckung (Mittelwert aus den fünf Proben, diese geschätzt in %). Vegetationsfreiheit deutet auf starke Erosionswirkung, eine dichtere Vegetationsdeckung auf längere erosionsfreie Perioden.
- Mittlere Vegetationshöhe (Mittelwert aus den fünf Proben, diese geschätzt in cm). Höhere Vegetation lässt auf geringe Erosionskraft an der jeweiligen Stelle und längeres ungestörtes Pflanzenwachstum schließen.

Zur Dokumentation und Nachprüfung wurde an diesen fünf Stellen des Quer-Transekts jeweils ein Foto von der Bodenoberfläche angefertigt, das die Bodenstruktur und den Vegetationszustand festhalten sollte. Außerdem wurde das gesamte Quer-Transekt mit jeweils zwei Übersichtsfotos dokumentiert, die 2023 von den seitlichen Endpunkten jedes Transektbands aufgenommen wurden (vgl. Abb. 1 bis 10).

Identifikation der Arten

Alle gefundenen Tiere wurden in einem Gemisch aus drei Viertel Ethanol (96 %) und einem Viertel verdünnter Essigsäure (5 %) abgetötet, konserviert und im Labor bestimmt. Die Arten wurden mit gängiger Standardliteratur (Miller 1971, Martens 1978, Müller-Motzfeld 2004, Assing & Schülke 2012, Eason 1982, Schubart 1932, Gruner 1966) identifiziert; falls notwendig wurde Spezialliteratur konsultiert.

Jungtiere von Spinnen sind normalerweise nicht identifizierbar. Die Jungtiere der Spinnen *Pardosa saturator* und *Xerolycosa nemoralis* konnten allerdings den jeweiligen Arten zugeordnet werden, da nah verwandte Arten, mit denen eine Verwechslung möglich gewesen wäre, in den Gräben praktisch nicht nachgewiesen wurden und die wesentlichen äußeren Merkmale zur Unterscheidung dieser beiden Arten auch bei den Jungtieren bereits sichtbar sind. Von den restlichen Spinnen waren in der Regel nur die erwachsenen Tiere identifizierbar.

Das gesammelte Material ist vorerst in der Vergleichssammlung des Autors deponiert.

Gefährdungsbewertung

Eine neue Rote Liste für die Steiermark ist bereits erarbeitet und online zugänglich, eine gültige offizielle Endfassung wurde aber noch nicht publiziert (Komposch, mdl.). Es wurde daher zur Analyse empfohlen (Komposch, mdl.), die aktuell bereits verfügbare Rote Liste Kärntens (Komposch 2023d) heranzuziehen. Zu berücksichtigen ist, dass diese Rote Liste eine liberalere Skala verwendet als andere Rote Listen (Komposch 2023a, vgl. Holzinger 2022), die Einstufungen sind also nicht unmittelbar vergleichbar. Die Einstufung „EN“ (Endangered, stark gefährdet) der Kärntner Liste entspräche etwa der Einstufung „VU“ (Vulnerable, gefährdet) auf herkömmlichen Listen. Für eine Bewertung der Qualitätsentwicklung wurden die gefährdungsrelevanten Arten der Kategorien CR, EN, VU und NT herangezogen; die Individuenzahlen dieser Arten wurden summiert.

Statistische Analysen

Alle Analysen wurden mit dem Programm R Version 4.4.2 (R Core Team 2024) und mit der Programmieroberfläche RStudio Version 2024.09.1.394 (Posit Team 2024) berechnet.

Umweltparameter-Unterschiede zwischen 2012 und 2023

Da die Proben im Jahr 2012 und im Jahr 2023 auf den gleichen Flächen und zu ungefähr korrespondierenden Terminen genommen wurden, handelt es sich um verbundene Stichproben. Zu einer vorläufigen Analyse der Unterschiede der beiden Probenjahre wurden sowohl die Umweltparameter als auch die Nachweiszahlen der Arten mit einem parameterfreien Wilcoxon-Test miteinander verglichen (Software R, Funktion ‚wilcox.test‘ im Package ‚stats‘ ohne Kontinuitätskorrektur und mit Normal-Näherung für den p -Wert).

Faunistische Ähnlichkeit

Die Zönosen aller untersuchter Organismengruppen der 2 x 10 Standorte wurden mittels Renkonen-Index (Renkonen 1938) miteinander verglichen. In Ergänzung zu Zulka (2013a) wurde für die vorliegende Auswertung die Gesamtheit aller Organismengruppen, also der

Spinnen, Weberknechte, Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Tausendfüßler und Asseln, aggregiert betrachtet. Der Renkonen-Index ist ein semimetrisches Ähnlichkeitsmaß (Legendre & Legendre 1998) und berechnet sich zu:

$$\text{Renkonen-Index} \quad R_{m,n} = \sum (\min(p_{1i}; p_{2i}))$$

wobei p_{1i} der Prozentanteil der Art i an der ersten Zönose und p_{2i} der Prozentanteil der Art i an der zweiten Zönose ist.

$R_{m,n}$ misst die Ähnlichkeit zwischen Zönose m und n ; je ähnlicher diese Zönosen, desto näher liegt R bei 1. Wenn zwei Zönosen keine Arten gemeinsam haben, dann ist R Null, bei Anteilsunterschieden der enthaltenen Arten zählt jeweils der geringere Anteil. Mit dem Renkonen-Index werden seltene akzessorische Arten in Einzelexemplaren gegenüber qualitativen Ähnlichkeitsindices wie dem Jaccard-Index gering gewichtet (Legendre & Legendre 1998). Stark wirken sich hingegen Anteilsunterschiede bei häufigen Arten aus; eine für die vorliegende Analyse wünschenswerte Eigenschaft, bei der wenige typische Arten in unterschiedlichen Abundanzen dominieren.

Die meisten Statistikpakete erfordern für weiterführende Auswertungen (Clusteranalyse, Nonmetrische Multidimensionale Skalierung) keine Ähnlichkeits-, sondern eine Distanzmatrix. Sie wurde folgendermaßen errechnet

$$D_{n,m} = 1 - R_{m,n}$$

wobei $R_{m,n}$ der Renkonen-Index, $D_{n,m}$ die dazu korrespondierende Distanz zwischen den zwei Zönosen n und m darstellt.

Hierarchische Clusteranalyse

Die erhaltene Distanzmatrix wurde mit der Funktion ‚hclust‘ im Statistikprogramm R (Paket ‚stats‘) einer UPGMA*-Clusteranalyse (UPGMA = Unweighted Pair Group Method Average Linkage, method = „average“, Legendre & Legendre 1998, p. 319) unterzogen.

NMDS-Ordination

Im Statistikprogramm R wurde mittels der Prozedur isoMDS (Paket MASS) eine zweidimensionale Ordination der Renkonen-Distanzmatrix mittels Nonmetrischer Multidimensionaler Skalierung (NMDS) vorgenommen. NMDS hat zur Aufgabe, Distanzbeziehungen zwischen Objekten möglichst getreu zwei- (oder mehr-)dimensional abzubilden (Legendre & Legendre 1998, p. 444).

Für die zweidimensionale Ordination wurden zusätzlich die Centroiden der Zönosen des Weißenbachlgrabens und des Gsenggrabens 2012 und 2023 getrennt berechnet und mit den Centroiden der Zönosen der unbeeinflussten Gräben 2012 und 2023 (gemeinsam gemittelt) verglichen.

Berechnung der Renkonen-Zahl-Variation mittels Bootstrapping

Bei einer positiven Entwicklung der renaturierten Schottergräben wäre zu erwarten, dass die sich Artengemeinschaften der beeinflussten Standorte jenen der Kontrollstandorte über die Zeit sukzessiv angleichen. Diese Hypothese lässt sich mit dem Renkonen-Index testen, trifft sie zu, dann muss er im Jahr 2023 zwischen den jeweiligen Zönosen signifikant höher sein als 2012. Nun ist der Renkonen-Index lediglich eine einzelne Zahl; für einen Signifikanztest müsste die Verteilung des Renkonen-Index generiert werden. Das ist mittels Bootstrapping möglich. Dabei werden zufällige Daten-Subsets aus den Artengemeinschaften gezogen und der jeweilige Renkonen-Index wird für diese berechnet. Ähnlichkeitsverteilungen, deren 95%-Vertrauensbereiche nicht überlappten, wurden als signifikant verschieden angesehen. Die Berechnungen erfolgten mit der Software R, Paket R4eco (Frantine-Silva 2024). Es wurden für das Bootstrapping 100 Zufallsstichproben aus der Nachweisdatenmatrix gezogen.

*Gemischtes Regressionsmodell für die Fangzahlen von *Pardosa saturator*, *Stenus longipes* und *Bembidion longipes**

Die Arten *Pardosa saturator*, *Stenus longipes* und *Bembidion longipes* sind als gefährdete Arten gelistet (Komposch 2023b, Degasperi 2023, Paill 2023); sie sind außerdem biotoptypisch und konnten in substanzieller Anzahl in den Schottergräben nachgewiesen werden. Sie können daher als Indikatoren für den Zustand und naturschutzbiologischen Wert der Schottergräben angesehen werden. Wegen dieser Bedeutung werden sie in dieser Studie

näher analysiert, insbesondere wird versucht, den Ursachen von Häufigkeitsunterschieden zwischen 2012 und 2023 auf den Grund zu gehen.

Die Abhängigkeit der Nachweiszahlen von den jeweiligen Bedingungen bei der Probennahme und von den Umweltbedingungen auf den Probeflächen wurden jeweils mit Regressionsmodellen berechnet. Für die Spinne *Pardosa saturator* wurden dafür die Fangzahlen pro Probefläche in einem linearen Modell mit normalverteiltem Fehlerterm verwendet. Die Fangdaten wurden mit $\ln(x+1)$ transformiert, was Homoskedastizität herstellte und Ausreißer an Stellen lokaler Konzentration der Art heruntergewichtete. Eine solche Behandlung war möglich, weil *Pardosa saturator* auf fast allen Probeflächen mit einigen Individuen vorkam und die lokalen Vorkommensdichteunterschiede biologisch aussagekräftig erschienen. Damit ist eine Analyse mit einem linearen Modell mit normalverteilten Fehlertermen möglich. Berechnet wurden diese Regressionsmodelle mit dem R-Paket lme4 und der Funktion lmer (Maximum Likelihood, REML = FALSE; Bates et al. 2015).

Bei den anderen drei analysierten Arten wurde analog vorgegangen, allerdings wurde wegen deren größerer Seltenheit statt einer linearen Regression eine logistische Regression mit binomial verteiltem Fehlerterm angewandt. Die logistische Regression berücksichtigt nur Präsenzen und Absenzen der jeweiligen Art auf den Probeflächen, nicht aber deren Abundanz. Sie berechnet aus den Präsenzen und Absenzen eine Wahrscheinlichkeitsfunktion des Auftretens, mit der die Präferenz der Arten für bestimmte Umweltzustände ermittelt werden kann (McCullagh & Nelder 1983). Die logistische Regression wurde ebenso wie die lineare Regression mit dem R-Paket lme4 berechnet, allerdings wurde die Funktion glmer statt der Funktion lmer verwendet.

Die jeweils sieben Probeflächen auf den 10 Standorten sind im statistischen Sinne nicht unabhängig voneinander. Außerdem sind auch die Proben 2012 und 2023 nicht unabhängig voneinander, sondern von den im Jahr jeweils herrschenden Witterungsbedingungen gemeinsam beeinflusst. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen und die statistischen Voraussetzungen für die Regressionsanalysen zu erfüllen, wurden gemischte Modelle (R-Paket lme4) berechnet. Die Achsenabschnitte für die Regression der Einzelfaktoren wurden jeweils als Zufallsfaktoren für Graben und Jahr modelliert. Die Modellverbesserung durch Inklusion der Regressionsvariablen wurde mit einem Chiquadrat-Test ermittelt (die R-Funktion ,anova‘ vergleicht die beiden Modelle anhand des Likelihood-Verhältnisses).

Mehrere Arten von Variablen wurden separat analysiert. Im ersten Teil wurde der Einfluss der Fundumstände getestet. Die Variablen ‚Tag der Vegetationsperiode‘, ‚Tageszeit‘, ‚Sonne‘, ‚Wolken‘, ‚Lufttemperatur‘, ‚Luftfeuchte‘, ‚Bodentemperatur‘ wurden separat als feste Faktoren in gemischte Regressionsmodelle eingeführt, die bereits die Zufallsvariablen ‚Schottergraben‘ und ‚Jahr‘ als Zufallsfaktoren enthielten. Eine signifikante Modellverbesserung war ein Indiz dafür, dass die jeweiligen Bedingungen der Probennahme das Ergebnis beeinflusst haben.

Im zweiten Teil der Analyse wurden die lokalen Umweltvariablen Meereshöhe, Anteil Mittelsand/Feinsand/Schluff, Kantigkeit, mittlere Steingröße; Vegetationsdeckung und Vegetationshöhe auf der jeweiligen Probefläche in gleicher Weise separat getestet. Umwelteinflüsse wie der Schotterabbau und die darauffolgende Sukzession vermitteln sich über Umweltparameter, die sich für die jeweiligen Arten ändern. Die univariaten Regressionsanalysen können somit einen ersten Eindruck vermitteln, welche Variablen für das Vorkommen der Art von Belang sind.

Im dritten Teil wurden die beeinflussten Flächen mit den entsprechenden unbeeinflussten verglichen; die Deskriptoren waren neben der Zufallsvariable ‚Schottergraben‘ die binären Variablen ‚Renaturierung‘ und ‚Jahr‘. Hier bei wurden zwei Varianten gerechnet: Erstens wurden die beeinflussten und renaturierten Flächen G2 und W2 selbst mit den grabenabwärts gelegenen Kontrollflächen K2 und H2 verglichen. Zweitens wurden die grabenabwärts gelegenen Renaturierungsflächen G3 und W3 mit den Kontrollflächen K2 und H2 verglichen und die Modellverbesserung gegenüber einem Modell nur mit der Variablen ‚Schottergraben‘ jeweils auf Signifikanz getestet.

Hierarchische Partitionierung der Umweltvariablenwirkung

Bei einer univariaten Regression sind direkte und indirekte (joint effects) Auswirkungen der Variablen auf die Fangzahlen in der Varianzerklärung subsummiert. Eine hohe Varianzerklärung einer bestimmten Variable kann folglich durch Interkorrelationen mit anderen Deskriptoren zustande kommen.

Für den angewandten Naturschutz ist es gegebenenfalls wichtig zu bestimmen, welche Umweltvariable den höchsten direkten Effekt auf das Vorkommen einer Art hat, da dieser direkte Effekt ein Maß für die Wirksamkeit von Managementmaßnahmen darstellt. Eine Partitionierung in direkte und indirekte Variableneffekte wird mit multipler Regression vorgenommen; der direkte Effekt einer Variablen kann aus der

Varianzerklärungsverbesserung ermittelt werden, die eintritt, wenn eine Variable in ein bestehendes Regressionsmodell eingeführt wird, in dem andere, mit der fraglichen korrelierte Variablen, bereits enthalten sind. Damit ist aber der Wert des direkten Effektes von den bereits enthaltenen Variablen und letztlich von der Einschlussreihenfolge abhängig. Der sukzessive automatische Einschluss von Varianzerklärungs-erhöhenden Variablen in Regressionsmodelle war früher ein populäres Verfahren zur Regressionsmodellkonstruktion, Statistiker haben aber gezeigt, dass solche Verfahren weder zu einem Modell mit optimaler Varianzerklärung führen müssen noch ein Ranking von Variablen nach ihrer Bedeutung bewerkstelligen können (James & McCulloch 1990). Chevan & Sutherland (1991) schlugen daher eine Hierarchie von allen Regressionsmodellen für ein Set von Variablen vor, für die dann der Mittelwert der Modellverbesserungen für jede Variable als Maß für die direkten unabhängige Variableneffekt berechnet werden kann. Der Nutzen der Methode für die Ökologie und die angewandte Naturschutzbiologie wurde von Mac Nally (1996) beschrieben. Lai et al. (2022a) implementierten die Methode auch für gemischte Regressionsmodelle im Statistikprogramm R (Paket `glmm.hp`, Lai et al. 2022b). Im Anschluss an die separate Behandlung der einzelnen Umweltvariablen in gemischten Regressionsmodellen wird daher eine gesamthafte Betrachtung der direkten Effekte der einzelnen Variablen mit der Hierarchischen Partitionierung vorgenommen (R-Paket `glmm.hp`). Als Maß für die Modellverbesserung wurde bei normaler Regression das adjustierte R^2 verwendet. Bei der logistischen Regression ist in gemischten Modellen nur eine näherungsweise Bestimmung von R^2 möglich; hierzu wird die sogenannte Delta-Methode verwendet (Nakagawa et al. 2017).

Ergebnisse

Vergleich der Fangumstände 2012 und 2023

Die Probeflächen waren durch Ort und Fangdatum miteinander verbunden, allerdings fanden die Aufnahmen im Jahr 2023 jeweils pro Probefläche gegebenenfalls zu anderen Tageszeiten statt als im Jahr 2012 (Tab. 1). Der Mittelwert der Aufnahmezeitpunkte im Jahr 2012, auf die Aufnahmestunde gerundet, unterschieden sich nicht signifikant (Wilcoxon-Test, Tab. 2).

Die Lufttemperaturen über den der jeweiligen Probeflächen zu Zeiten der Probennahme waren 2023 im Mittel um 2,2 °C wärmer als im Jahr 2012 (Tab. 1), obwohl Untersuchung im Jahr 2023 in den Oktober hinein verlängert wurde (vgl. Abschnitt Methode). Der Unterschied in den Lufttemperaturen ist hoch signifikant (Wilcoxon-Test, $P = 0,00614$, Tab. 2). Bei der Luftfeuchtigkeit zeigten sich zwischen den Untersuchungsjahren nur geringe Unterschiede; die Luftfeuchte war im 2023 im Mittel nur um 1,2% höher als 2012. Der Unterschied war nicht signifikant (Tab. 2). Die Bodentemperaturen waren dagegen wieder im Mittel im Jahr 2023 um 2,3 °C höher als im Jahr 2012 (Tab. 2); der Unterschied zwischen den beiden Untersuchungsjahren ist hoch signifikant (Tab. 2). Die Sonneneinstrahlung und Wolkendeckung waren zwischen den beiden Aufnahmejahren nicht signifikant verschieden (Tab. 2).

Tabelle 1: Datum und Umweltbedingungen korrespondierender Probennahmen 2012 und 2023.

Probefläche	2012				2023			
	Datum Probenahme	Lufttemperatur [°C]	Luftfeuchte [%]	Bodentemperatur [°C]	Datum Probenahme	Lufttemperatur [°C]	Luftfeuchte [%]	Bodentemperatur [°C]
G1_P1	2012-05-19	29,0	24,4	24,2	2023-05-20	18,5	50,1	17,0
G1_P2	2012-07-19	26,0	49,6	16,3	2023-07-29	24,9	69,4	20,2
G1_P3	2012-09-28	16,2	58,0	9,0	2023-10-14	17,1	62,6	8,1
G1_P4	2012-08-13	22,0	51,1	14,9	2023-08-12	29,0	49,1	20,5
G1_P5	2012-05-05	20,3	57,2	15,1	2023-05-07	25,2	43,1	19,4
G1_P6	2012-07-19	28,2	37,2	14,7	2023-07-29	25,0	51,6	16,5
G1_P7	2012-09-28	20,7	47,9	15,0	2023-10-14	14,2	69,8	12,5
G2_P1	2012-08-25	25,8	65,5	22,8	2023-08-27	23,7	64,5	20,6
G2_P2	2012-09-15	13,5	72,4	8,0	2023-09-16	24,5	56,7	15,5

Probefläche	2012				2023			
	Datum Probenahme	Lufttemperatur [°C]	Luftfeuchte [%]	Bodentemperatur [°C]	Datum Probenahme	Lufttemperatur [°C]	Luftfeuchte [%]	Bodentemperatur [°C]
G2_P3	2012-06-17	22,6	54,5	20,4	2023-06-19	31,0	52,2	22,9
G2_P4	2012-09-28	11,6	70,7	8,9	2023-10-14	16,5	70,7	8,5
G2_P5	2012-06-18	27,5	37,8	18,3	2023-06-19	31,4	44,6	24,4
G2_P6	2012-08-13	27,5	31,6	18,5	2023-08-12	30,0	37,2	17,9
G2_P7	2012-09-28	13,1	67,9	8,4	2023-10-26	17,5	69,9	11,5
G3_P1	2012-09-16	20,3	49,4	10,9	2023-09-16	27,6	46,3	16,2
G3_P2	2012-06-17	30,7	48,7	16,2	2023-06-19	22,2	67,2	14,8
G3_P3	2012-09-15	16,6	66,9	9,1	2023-09-16	23,5	58,9	17,7
G3_P4	2012-09-30	17,2	65,5	14,8	2023-10-26	17,5	77,6	11,6
G3_P5	2012-09-29	17,8	69,1	13,0	2023-10-10	17,5	76,8	14,5
G3_P6	2012-08-13	25,8	34,4	21,1	2023-08-12	21,9	62,1	19,3
G3_P7	2012-08-25	23,5	71,9	19,3	2023-08-26	30,1	55,0	25,1
H1_P1	2012-08-25	24,5	60,8	22,0	2023-08-27	22,0	69,6	23,6
H1_P2	2012-08-24	27,0	57,2	19,7	2023-08-26	30,4	46,6	21,3
H1_P3	2012-07-18	30,7	29,6	22,2	2023-07-23	29,1	46,1	23,5
H1_P4	2012-06-17	26,7	49,6	21,4	2023-06-18	31,0	31,9	28,2
H1_P5	2012-06-16	31,8	26,2	22,0	2023-06-18	29,3	34,4	27,1
H1_P6	2012-05-18	11,4	62,8	14,3	2023-05-20	20,4	45,6	17,5
H1_P7	2012-09-15	15,3	70,7	11,1	2023-10-10	22,9	51,0	17,0
H2_P1	2012-06-16	24,8	49,5	18,7	2023-06-18	27,9	33,4	23,7
H2_P2	2012-05-18	18,8	34,8	11,1	2023-05-20	21,1	50,0	18,2
H2_P3	2012-08-12	26,4	41,0	21,4	2023-08-11	27,2	48,5	19,3
H2_P4	2012-07-20	19,8	71,3	17,4	2023-07-23	25,3	59,5	19,5
H2_P5	2012-08-12	25,8	39,4	19,3	2023-08-11	22,8	61,5	17,2
H2_P6	2012-09-28	18,1	58,0	12,0	2023-10-10	23,6	49,4	18,8
H2_P7	2012-09-28	16,6	65,2	14,3	2023-10-10	24,1	49,7	19,3
K1_P1	2012-09-28	17,8	61,3	15,8	2023-10-26	13,8	73,2	9,9
K1_P2	2012-08-25	21,7	69,1	18,4	2023-08-27	25,4	58,2	19,8
K1_P3	2012-09-29	17,5	70,4	13,1	2023-10-26	13,5	79,6	10,3
K1_P4	2012-05-19	14,1	65,3	9,2	2023-05-20	17,8	56,5	14,5
K1_P5	2012-09-30	15,6	70,6	12,4	2023-10-14	21,6	60,3	19,5
K1_P6	2012-07-20	18,6	79,3	15,9	2023-07-24	28,0	65,2	23,0
K1_P7	2012-07-19	31,6	42,9	20,0	2023-07-24	27,2	72,8	22,5
K2_P1	2012-09-15	15,8	63,0	11,2	2023-09-16	25,2	57,4	18,4
K2_P2	2012-08-25	22,4	71,4	17,9	2023-08-27	30,0	50,0	33,2
K2_P3	2012-07-20	19,1	74,5	15,0	2023-07-24	30,2	50,7	24,0
K2_P4	2012-09-15	18,1	58,6	12,6	2023-09-16	22,6	66,1	15,7
K2_P5	2012-05-19	32,0	19,1	10,7	2023-05-20	16,3	56,0	15,0
K2_P6	2012-06-18	23,4	61,1	15,3	2023-06-19	31,9	41,9	22,5
K2_P7	2012-09-30	17,1	63,3	12,1	2023-10-26	18,2	69,5	10,9
W1_P1	2012-08-24	33,4	30,1	29,4	2023-08-26	24,3	75,1	23,2

Probefläche	2012			2023				
	Datum Probenahme	Lufttemperatur [°C]	Luftfeuchte [%]	Bodentemperatur [°C]	Datum Probenahme	Lufttemperatur [°C]	Luftfeuchte [%]	Bodentemperatur [°C]
W1_P2	2012-08-24	35,3	25,8	26,1	2023-08-26	24,2	70,3	23,0
W1_P3	2012-09-29	18,3	65,0	11,8	2023-10-08	19,7	60,7	15,8
W1_P4	2012-09-16	20,9	55,9	15,1	2023-10-08	20,8	52,3	15,8
W1_P5	2012-05-18	27,0	23,2	18,3	2023-05-19	17,6	53,3	15,0
W1_P6	2012-07-20	20,0	73,8	15,5	2023-07-23	28,8	46,0	22,0
W1_P7	2012-09-29	16,3	66,8	10,4	2023-10-08	20,8	61,8	15,2
W2_P1	2012-05-18	22,8	24,6	18,8	2023-05-19	17,2	49,6	14,8
W2_P2	2012-09-14	11,9	74,5	11,3	2023-09-10	29,8	40,8	16,4
W2_P3	2012-05-04	14,7	68,8	14,2	2023-05-07	23,3	50,5	13,4
W2_P4	2012-07-20	19,0	73,7	17,1	2023-07-23	23,3	64,2	19,7
W2_P5	2012-07-21	17,4	80,2	14,6	2023-07-29	31,7	46,4	25,3
W2_P6	2012-08-24	30,7	40,3	24,3	2023-08-27	23,8	71,9	20,6
W2_P7	2012-09-16	16,8	69,1	10,3	2023-09-10	31,1	37,9	18,8
W3_P1	2012-09-29	21,2	53,2	13,7	2023-10-08	20,7	57,1	15,1
W3_P2	2012-07-21	18,1	76,7	13,9	2023-08-11	31,7	38,9	21,5
W3_P3	2012-09-16	25,8	51,1	22,4	2023-09-10	22,5	66,7	16,1
W3_P4	2012-07-18	21,8	59,9	20,1	2023-07-22	23,5	63,7	20,2
W3_P5	2012-09-29	21,3	55,1	14,9	2023-10-08	20,1	55,3	15,7
W3_P6	2012-06-16	29,7	27,6	25,5	2023-06-20	32,4	46,6	19,2
W3_P7	2012-07-18	22,8	53,9	19,2	2023-07-22	22,0	65,0	21,5

Tabelle 2: Mittelwerte untersuchter Fundumstand-Parameter und Signifikanz der Unterschiede (Wilcoxon-Test).

	Mittelwert		P	Signifikanz
	Jahr 2012	Jahr 2023		
<i>Fangumstände</i>				
Tageszeit	13,1	13,7	0,1281	n. s.*
Sonne (Skala 0 bis 4)	2,8	3,1	0,2446	n. s.
Wolken (Skala 0 bis 10)	5,1	5,0	0,7741	n. s.
Lufttemperatur [°C]	21,8	24,0	0,0062	< 0,01
Luftfeuchte [%]	55,2	56,3	0,7513	n. s.
Bodentemperatur [°C]	16,2	18,5	0,0002	< 0,001

*nicht signifikant

Vergleich der Umweltparameter 2012 und 2023

Die Umweltparameter korrespondierender Probeflächen zeigten zwischen 2012 und 2023 deutliche Unterschiede (Tab. 3). So war die Anzahl der Subproben mit Feinmaterial (Mittelsand, Feinsand oder Schluff) im Jahr 2023 signifikant niedriger als 2012, die Anzahl

der Subproben mit kantigen Steinen ebenso. Die mittlere Steingröße der Auflage war signifikant höher, ebenso die mittlere Vegetationshöhe (Wilcoxon-Tests, Tab. 3). Lediglich die Vegetationsdeckung unterschied sich nicht signifikant (Tab. 3).

Tabelle 3: Mittelwerte untersuchter Umweltparameter und Signifikanz der Unterschiede (Wilcoxon-Test)

	Mittelwert		P	Signifikanz
	Jahr 2012	Jahr 2023		
Mittelsand/Feinsand/Schluff [Anzahl Subproben]	2,7	0,6	0,0000	< 0,001
Kantigkeit [Anzahl Subproben mit kantigen Steinen]	2,8	1,9	0,0001	< 0,001
Mittlere Steingröße (Auflage) [cm]	6,7	16,2	0,0000	< 0,001
Mittlere Vegetationsdeckung [%]	5,2	5,6	0,8580	n. s.
Mittlere Vegetationshöhe [cm]	9,6	12,9	0,0075	< 0,01

*der fünf Probepunkte pro Probefläche

Auch auf den von Schotterabbau beeinflussten und renaturierten Standorten haben sich die Umweltbedingungen teilweise deutlich verändert. Die Anzahl der Subproben mit Feinmaterial hat auf allen beeinflussten Standorten deutlich abgenommen, der Anteil Proben mit kantigen Steinen mit Ausnahme von W3 ebenso. Die mittlere Steingröße der Auflage hat durchwegs zugenommen. Die mittlere Vegetationsdeckung hat insbesondere im Gsenggraben seit 2012 stark zugenommen. Die mittlere Vegetationshöhe aus fünf Subproben hat sich im mittleren beeinflussten Teil des Gsenggrabens durch Sukzession mehr als verdoppelt. Lediglich im unteren Teil des Weißenbachlgrabens waren im Jahr 2023 Vegetationsdeckung und Vegetationshöhe rückläufig (Tab. 4).

Tabelle 4: Änderungen der Umweltparameter auf den Schotterabbau-beinflussten und danach renaturierten Flächen zwischen 2012 und 2023.

Variable	Flächen	Mittelwert	
		2012	2023
Feinmaterial: Anzahl der Stellen (1 bis 5)* mit Mittelsand, Feinsand oder Schluff			
	Gsenggraben G2	3,4	0,6
	Gsenggraben G3	3,7	0,7
	Weißenbachlgraben W2	2,7	1,1
	Weißenbachlgraben W3	3,4	0,7

Kantigkeit (Anzahl der Stellen (1 bis 5)* mit kantigen Steinen)

Variable	Flächen	Mittelwert	
		2012	2023
	Gsenggraben G2	4,4	3,7
	Gsenggraben G3	3,7	1,4
	Weißbachlgraben W2	3,4	1,3
	Weißbachlgraben W3	1,6	2,3
Steingröße (Auflage, Mittelwert der fünf Stellen*) [cm]			
	Gsenggraben G2	4,4	10,1
	Gsenggraben G3	7,4	25,2
	Weißbachlgraben W2	5,7	9,8
	Weißbachlgraben W3	7,3	8,9
Vegetationsdeckung (Mittelwert der fünf Stellen*) [%]			
	Gsenggraben G2	15,7	32,5
	Gsenggraben G3	1,3	2,7
	Weißbachlgraben W2	1,6	2,6
	Weißbachlgraben W3	8,8	4,6
Vegetationshöhe (Mittelwert fünf Stellen*) [cm]			
	Gsenggraben G2	27,4	63,6
	Gsenggraben G3	4,0	11,1
	Weißbachlgraben W2	3,5	7,3
	Weißbachlgraben W3	16,9	10,0

*Auf jeder Quertransekt-Probefläche wurden an fünf zufällig ausgewählten Stellen Textur, Steinauflage, Kantigkeit und Vegetationshöhe ermittelt. Feinmaterial und Kantigkeit wurden als Anzahl der Stellen mit Feinmaterial beziehungsweise kantigen Steinen quantifiziert (vgl. Seite 21)

Artenzahlen und Individuenzahlen

Insgesamt wurden im Jahr 2023 in den vier Schottergräben 49 Arten nachgewiesen; elf Jahre vorher waren es mit 58 Arten noch etwas mehr gewesen. Die Gesamtzahl nachgewiesener Arten beläuft sich auf 77, von denen allerdings nur 30 in beiden Probedurchgängen festgestellt wurde.

Die Artenzahlen der nachgewiesenen Spinnen unterschieden sich zwischen 2012 und 2023 nur geringfügig (Tab. 5). Dagegen gingen die Artenzahlen der Laufkäfer (Carabidae) deutlich zurück; waren 2012 noch insgesamt 17 Arten in den Schottergräben festgestellt worden, so waren es im Jahr 2023 nur mehr 9 Arten. Die Artenzahlen der anderen Tiergruppen veränderten sich zwischen den beiden Beprobungen nur wenig (Tab. 5).

Tabelle 5: Artenzahlen der untersuchten Tiergruppen in den vier Schottergräben 2012 und 2023.

Tiergruppe	2012	2023	Gesamt*	nur 2012	nur 2023	beide Jahre**
Gesamt	58	49	77	28	19	30
Araneae	26	25	38	13	12	13
Opiliones	1	2	2	0	1	1
Carabidae	17	9	18	9	1	8
Staphylinidae	6	4	8	4	2	2
Chilopoda	2	4	4	0	2	2
Diplopoda	1	2	2	0	1	1
Isopoda	5	3	5	2	0	3

*Vereinigungsmenge, **Schnittmenge

Unter den Spinnen war auch 2023 die Art *Pardosa saturator* die bei weitem dominierende Art der Schottergraben-Artengemeinschaften (Tab. 6). Mit 564 nachgewiesenen Individuen war die Gesamtzahl gefangener adulter, subadulter und juveniler Individuen im Jahr 2023 fast so hoch wie 2012 (597 Individuen), der Unterschied ist nicht signifikant (zweiseitiger Wilcoxon-Test mit Kontinuitätskorrektur; $P = 0,59$, Tabelle 6). Wie schon im Jahr 2012 (80,8 %) waren auch 2023 (80,2 %) etwa vier von fünf der insgesamt nachgewiesenen Spinnen Individuen dieser Art (Tab. 6).

An zweiter Stelle lag wie auch schon 2012 die Wolfsspinne *Xerolycosa nemoralis*, die im Jahr 2023 in etwas geringerer Individuenzahl auftrat (73 Individuen gegenüber 98 Individuen im Jahr 2012). Insgesamt änderte sich die Artenzahl von 26 (2012) auf 25 Arten (2023) kaum, allerdings war der Turnover an Arten sehr hoch. So waren 13 Arten (das sind 50 % der Zönose) von 2012 nicht mehr anzutreffen, dafür traten 12 Arten neu hinzu (Tab. 5). Unter den rezedenten Arten war die biotoptypische Art *Attulus atricapillus* (im Bericht Zulka [2013a] noch unter dem älteren Namen *Sitticus atricapillus* geführt) seinerzeit mit 8 Individuen anzutreffen, im Jahr 2023 mit 7 Individuen (Tab. 7). Insgesamt ging die Gesamtindividuenzahl der Spinnen von 738 im Jahre 2012 auf 703 im Jahr 2023 leicht zurück (Rückgang 4,7 %). Eine Art, *Frontinellina frutetorum*, war 2012 nach äußeren Merkmalen als *Neriene emphana* fehlidentifiziert worden; in Tabelle 7 ist dieser Irrtum korrigiert.

Weitaus deutlicher fielen die Rückgänge in den Arten- und Individuenzahlen bei den Laufkäfern (Carabiden) an. Von 17 im Jahr 2012 angetroffenen Arten waren 9 nicht mehr feststellbar, eine nur im Larvenstadium festgestellte Art (*Carabus arcensis*) trat gegenüber

2012 neu hinzu. Die charakteristischen Arten der Schotterfluren, die 2012 den Großteil der Nachweise ausmachten, waren im Jahr 2023 deutlich weniger zahlreich. Die Fangzahl von *Bembidion bualei* (im Bericht Zulka [2013a] unter dem älteren Namen *Bembidion cruciatum* geführt) nahm von 89 Individuen im Jahr 2012 auf 29 Individuen im Jahr 2023 um 67 % ab (Tab. 6). Die Fangzahlen des biotoptypischen *Bembidion longipes* gingen von 23 Individuen (2012) auf 8 Individuen (2023) um 65 % zurück. Die Individuenzahlen von *Elaphropus quadrisignatus* lagen 2023 um 88 % niedriger als 2012. Mit 69 Individuen wurden im Jahr 2023 64,2 % weniger Laufkäfer-Individuen als 2012 nachgewiesen (Tab. 6). Das 2012 als *Asaphidion flavipes* aufgelistete Laufkäfer-Exemplar erwies sich wie das 2023 gefangene Exemplar nach Genitalüberprüfung als *Asaphidion austriacum* (in Tab. 7 korrigiert).

Innerhalb der Kurzflügelkäfer war eine deutliche Abnahme bei dem biotoptypischen Staphyliniden *Stenus longipes* feststellbar. Die Fangzahlen gingen von 168 (2012) auf 58 (2023) zurück (Rückgang 65,4 %, Tab. 6).

Tab. 6: Individuenzahlen der untersuchten Tiergruppen und der häufigsten Vertreter daraus im Jahr 2012 und 2023.

Individuenzahlen	2012	2023	Differenz	P	Signifikanz
Gesamt	1213	900	-313	0,003182	< 0,01
Araneae	738	703	-35	0,747800	n. s.*
<i>Pardosa saturator</i>	597	564	-33	0,575400	n. s.
<i>Xerolycosa nemoralis</i>	98	73	-25	0,368500	n. s.
Opliones	1	2	1		n. g.*
Carabidae	193	69	-124	0,000057	< 0,001
<i>Bembidion bualei</i>	89	29	-60	0,003228	< 0,01
<i>Bembidion longipes</i>	23	8	-15	0,022660	< 0,05
Staphylinidae	175	61	-114	0,003315	< 0,01
<i>Stenus longipes</i>	168	58	-110	0,004492	< 0,01
Chilopoda	74	25	-49	0,000065	< 0,001
Diplopoda	3	13	10		n. g.*
Isopoda	29	27	-2	0,760800	n. s.

*n. g....nicht getestet, n. s....nicht signifikant

Tabelle 7: Individuenzahlen N der nachgewiesenen Arten.

	2012				2023				Summe	Rote Liste Kärnten*
	Männchen	Weibchen	Juvenile	Individuen	Männchen	Weibchen	Juvenile	Individuen		
Araneae										
<i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1757) [Salticidae]	1			1	1	2	1	4	5	VU
<i>Apostenus fuscus</i> Westring, 1851 [Liocranidae]					2	1		3	3	VU
<i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1757 [Araneidae]		1	1	2			1	1	3	LC
<i>Araneus sturmi</i> (Hahn, 1831) [Araneidae]					1			1	1	VU
<i>Asianellus festivus</i> (C. L. Koch, 1834) [Salticidae]	1			1					1	VU
<i>Asthenargus paganus</i> (Simon, 1884) [Linyphiidae]		1		1					1	VU
<i>Attulus atricapillus</i> (Simon, 1882) [Salticidae]	5	3		8	6	1		7	15	VU
<i>Cryptachaea riparia</i> (Blackwall, 1834) [Theridiidae]		1	1	2					2	LC
<i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1757) [Salticidae]	1			1					1	NT
<i>Frontinellina frutetorum</i> (C. L. Koch, 1834) [Linyphiidae]		1		1		7		7	8	VU
<i>Heliophanus aeneus</i> (Hahn, 1832) [Salticidae]		1		1	5	3		8	9	VU
<i>Histopona torpida</i> (C. L. Koch, 1837) [Agelenidae]		1		1	1	2		3	4	LC
<i>Inermocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855) [Agelenidae]					1			1	1	LC
<i>Lepthyphantes notabilis</i> Kulczyński, 1887 [Linyphiidae]		1		1					1	VU
<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczyński, 1882) [Liocranidae]		4		4		3	1	4	8	VU
<i>Mangora acalypha</i> (Walckenaer, 1802) [Araneidae]						1		1	1	NT
<i>Metellina segmentata</i> (Clerck, 1757) [Tetragnathidae]			1	1		3	1	4	5	LC
<i>Nerieni clathrata</i> (Sundevall, 1830) [Linyphiidae]						1		1	1	NT
<i>Nerieni radiata</i> (Walckenaer, 1841) [Linyphiidae]						1		1	1	LC
<i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830 [Tetragnathidae]	1			1					1	NT
<i>Parasteatoda tepidariorum</i> (C. L. Koch, 1841) [Theridiidae]					3	1		4	4	NE
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833) [Lycosidae]	1			1					1	LC
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802) [Lycosidae]		2	1	3		2		2	5	LC
<i>Pardosa riparia</i> (C. L. Koch, 1833) [Lycosidae]		2		2					2	LC
<i>Pardosa saturator</i> Simon, 1937 [Lycosidae]	115	118	364	597	97	59	408	564	1161	EN

	2012				2023				Summe	Rote Liste Kärnten*
	Männchen	Weibchen	Juvenile	Individuen	Männchen	Weibchen	Juvenile	Individuen		
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835) [Corinnidae]		1		1					1	NT
<i>Piratula knorri</i> (Scopoli, 1763) [Lycosidae]		1	2	3					3	VU
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757) [Pisauridae]						3	3	6	6	LC
<i>Talavera petrensis</i> (C. L. Koch, 1837) [Salticidae]					1			1	1	NT
<i>Tenuiphantes mengei</i> (Kulczyński, 1887) [Linyphiidae]		1		1					1	LC
<i>Tenuiphantes tenebricola</i> (Wider, 1834) [Linyphiidae]		1		1		1		1	2	LC
<i>Tetragnatha nigrita</i> Lendl, 1886 [Tetragnathidae]					1			1	1	VU
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856 [Lycosidae]		3		3		1		1	4	LC
<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861) [Lycosidae]	15	33	50	98	4	12	57	73	171	NT
<i>Xysticus audax</i> (Schrank, 1803) [Thomisidae]					3			3	3	NT
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757) [Thomisidae]		1		1					1	NT
<i>Zelotes aeneus</i> (Simon, 1878) [Gnaphosidae]					1			1	1	CR
<i>Zelotes subterraneus</i> (C. L. Koch, 1833) [Gnaphosidae]		1		1					1	LC
Araneae gesamt N	140	178	420	738	127	104	472	703	1441	
Carabidae										
<i>Abax parallelepipedus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)		1		1					1	LC
<i>Agonum sexpunctatum</i> (Linnaeus, 1758)		1		1					1	LC
<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)		1		1					1	LC
<i>Asaphidion austriacum</i> Schweiger, 1975	1			1		1		1	2	LC
<i>Asaphidion pallipes</i> (Duftschmid, 1812)		2		2		1		1	3	NT
<i>Bembidion bualei</i> Jacquelin du Val, 1852	56	33		89	9	19		29	118	NT
<i>Bembidion conforme</i> Dejean, 1831	2	1		3					3	VU
<i>Bembidion deletum</i> Audinet-Serville, 1821	1			1					1	LC
<i>Bembidion longipes</i> K. Daniel, 1902	14	9		23	2	6		8	31	VU
<i>Bembidion stephensii</i> Crotch, 1866	1			1	1			1	2	NT
<i>Carabus arcensis</i> Herbst, 1784							1	1	1	LC
<i>Carabus intricatus</i> Linnaeus, 1760		1		1					1	LC
<i>Cicindela transversalis</i> Dejean, 1822	2	2		5	4	6		20	25	VU
<i>Elaphropus quadrisignatus</i> (Duftschmid, 1812)	34	24		58	3	4		7	65	NT
<i>Leistus montanus</i> Stephens, 1827	1			1					1	VU

	2012				2023				Summe	Rote Liste Kärnten*
	Männchen	Weibchen	Juvenile	Individuen	Männchen	Weibchen	Juvenile	Individuen		
<i>Nebria picicornis</i> (Fabricius, 1792)	1	1	1	3	1			1	3	NT
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)			1	1					1	LC
<i>Pterostichus panzeri</i> (Panzer, 1803)	1			1					1	nv
Carabidae gesamt N	114	76	2	193	20	37	1	69	262	
Staphylinidae										
<i>Deleaster dichrous</i> (Gravenhorst, 1802) [Oxytelinae]					1			1	1	LC
<i>Lathrobium geminum</i> Kraatz, 1857 [Paederinae]	1			1					1	NT
<i>Paederidus rubrothoracicus</i> (Goeze, 1777) [Paederinae]	2			2					2	VU
<i>Platydome cf. springeri</i> (Koch, C., 1937) [Paederinae]						1		1	1	EN
<i>Philonthus micans</i> (Gravenhorst, 1802) [Staphylininae]		1		1					1	NT
<i>Stenus asphaltinus</i> Erichson, 1840 [Steninae]	1			1					1	LC
<i>Stenus fossulatus</i> Erichson, 1840 [Steninae]	1	1		2	1			1	3	LC
<i>Stenus longipes</i> Heer, 1839 [Steninae]	84	84		168	27	31		58	226	VU
Staphylinidae gesamt N	89	86		175	29	32		61	236	
Chilopoda – Lithobiomorpha										
<i>Lithobius dentatus</i> C. L. Koch, 1844						1		1	1	
<i>Lithobius forficatus</i> Linnaeus, 1758	17	15	18	55	5	7	5	17	72	
<i>Lithobius lucifugus</i> L. Koch, 1862	11	6	2	19	3	3		6	25	
<i>Lithobius tenebrosus</i> Meinert, 1872					1			1	1	
Chilopoda – Lithobiomorpha gesamt N	28	21	20	74	9	11	5	25	99	
Diplopoda										
<i>Haploglomeris multistriata</i> (Koch, 1844)						1		1	1	
<i>Leptoilulus noricus</i> Verhoeff, 1913	1	2		3	2	10		12	15	
Diplopoda gesamt N	1	2		3	2	11		13	16	
Isopoda										
<i>Armadillidium versicolor</i> Stein, 1859	14	10		24	12	4	5	22	46	
<i>Hyloniscus riparius</i> (Koch, 1838)	1			1			1	2	3	
<i>Ligidium germanicum</i> Verhoeff, 1901		1		1					1	
<i>Trachelipus rathkii</i> (Brandt, 1833)	1			1					1	

	2012				2023				Summe	Rote Liste Kärnten*
	Männchen	Weibchen	Juvenile	Individuen	Männchen	Weibchen	Juvenile	Individuen		
<i>Trachelipus ratzeburgii</i> (Brandt, 1833)		2		2	1	2		3	5	
Isopoda gesamt N	16	13		29	13	6	6	27	56	
Opiliones										
<i>Leiobunum rupestre</i> (Herbst, 1799)	1			1		1		1	2	LC
<i>Phalangium opilio</i> Linnaeus, 1758						1		1	1	DD
Opiliones gesamt N	1			1					3	
N gesamt	389	376	442	1213	200	203	484	900	2113	

*Komposch 2023b, Komposch 2023c, Pail 2023, Degasper (2023). Abkürzungen: CR...Critically Endangered (vom Aussterben bedroht), EN...Endangered (stark gefährdet), VU...Vulnerable (gefährdet), NT...Near Threatened (Vorwarnliste), LC...Least Concern (ungefährdet), DD...Data Deficient (wegen Datenmangel nicht eingestuft), nv...nicht verfügbar; Art scheint auf der Kärntner Liste nicht auf.

Bewertung der Zönosenentwicklung

Betrachtet man nur die naturschutzrelevanten Arten (Tab. 7) der Kategorien CR, EN, VU und NT, so zeigt sich, dass die Individuenzahlen in drei von vier Schottergräben dieser Arten im Jahr 2023 niedriger lagen als 2012. Lediglich im Weißenbachlgraben hat die zönotische Qualität gegenüber 2012 zugenommen. Schlüsselt man die Daten nach Standorten weiter auf, dann zeigt sich, dass sich die Standorte im oberen und mittleren Weißenbachlgraben in Hinblick auf die Individuenzahl gefährdeter Arten positiv entwickelt haben, auf allen anderen Standorten sind die Individuenzahlen gefährdeter Arten niedriger als 2012. Besonders ausgeprägt ist der Rückgang auf den Renaturierungsflächen G2 und G3. Hier nahmen die Individuenzahlen gefährdeter Arten um mehr als die Hälfte gegenüber 2012 ab (Tab. 8). In einer linearen ANOVA ist allerdings keiner der Effekte von Position, Renaturierung und Jahr sowie deren Interaktionen auf die Individuenzahl signifikant.

Tabelle 8: Individuenzahlen naturschutzrelevanter Arten (Arten der Kategorien CR, EN, VU und LC auf der Roten Liste Kärnten (Komposch 2023b, Paill 2023, Degaspero 2023) pro Graben in den vier Gräben (Mittelwert der Standorte) und auf den jeweiligen Standorten separat. Rückgänge (negative Prozentwerte) sind rot gesetzt.

	2012	2023	Differenz	Prozent
Gräben				
Gsenggraben	114,3	53,7	-60,7	-53,1%
Haindlkar	109,5	78,0	-31,5	-28,8%
Kainzenalplgraben	98,5	54,5	-44,0	-44,7%
Weißbachlgraben	106,0	126,3	20,3	19,2%
Standorte				
Gsenggraben oben G1	72	40	-32	-44,4%
<i>Gsenggraben Mitte G2*</i>	175	77	-98	-56,0%
<i>Gsenggraben unten G3*</i>	96	44	-52	-54,2%
Haindlkar oben H1	108	72	-36	-33,3%
Haindlkar unten H2	111	84	-27	-24,3%
Kainzenalplgraben oben K1	76	57	-19	-25,0%
Kainzenalplgraben unten K2	121	52	-69	-57,0%
Weißbachlgraben oben W1	70	107	37	52,9%
<i>Weißbachlgraben Mitte W2*</i>	78	124	46	59,0%
<i>Weißbachlgraben unten W3*</i>	170	148	-22	-12,9%
Gesamt	107,7	80,5	-27,2	-25,3%

*vom Schotterabbau beeinflusste und dann renaturierte Standorte sind kursiv gesetzt.

Ähnlichkeit der Zönosen

In der folgenden Analyse wurden die Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den Zönosen der 20 Standorte (je 10 des Jahres 2012 und 2023) mittels Renkonen-Zahl berechnet und mit einer hierarchischen Clusteranalyse visualisiert (Abb. 17).

Ein größeres Cluster wird von unbeeinflussten Probeflächen in der Mitte des Diagramms gebildet; rechts davon umfasst ein Cluster auch die beeinflusste Probefläche W2 im Jahr 2023, die sich den unbeeinflussten Flächen zönotisch angenähert hat. Die peripheren Cluster werden größtenteils von beeinflussten Probestandorts-Zönosen gebildet; sie unterscheiden sich untereinander stärker.

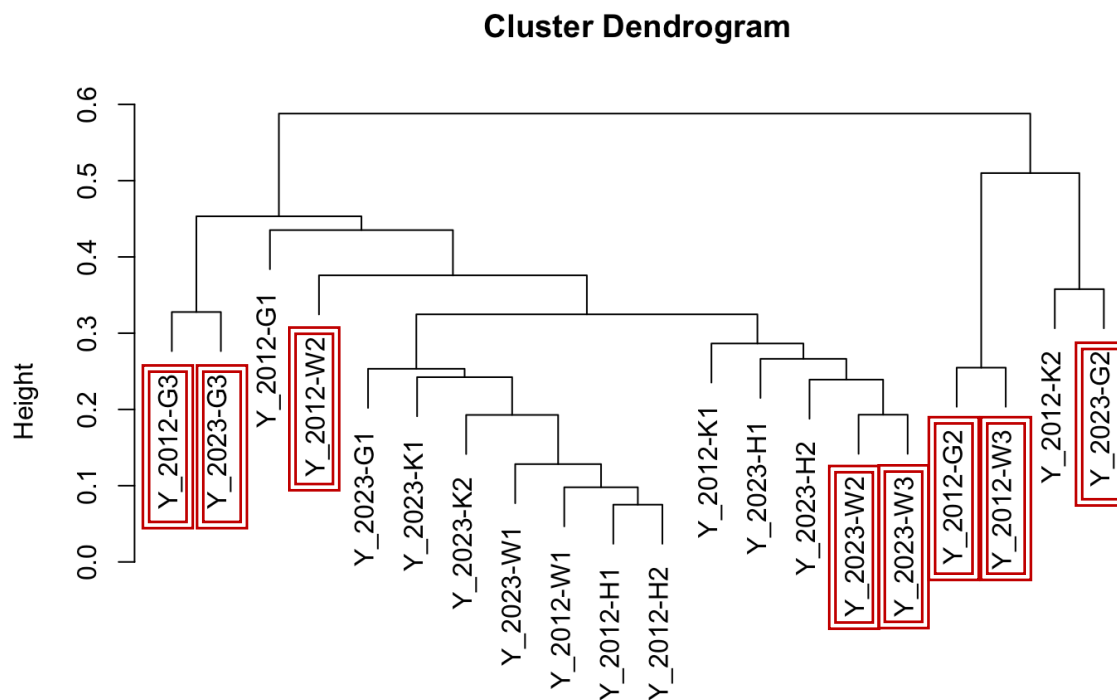


Abbildung 17: Visualisierung der Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den 20 Schottergraben-Zönosen (10 vom Jahr 2012, 10 vom Jahr 2023) mittels UPGMA-Clusteranalyse, basierend auf dem Renkonen-Index. Vom Schotterabbau beeinflusste Gräben sind rot eingerahmt. Y...Jahr; G...Gsenggraben, W...Weißenbachlgraben, H...Haindlkar, K...Kainzenalplgraben. Die Standorte wurden jeweils von oben nach unten durchnummeriert; H1, W1, H1 und K1 sind also die höchstgelegenen Probeflächen, die im Falle der beeinflussten Gräben G und W oberhalb der Abbauf Flächen liegen.

Weitere Aufschlüsse ermöglicht die zweidimensionale Ordination der Zönosen mit Nonmetrischer Multidimensionaler Skalierung (NMDS), wiederum basierend auf der Renkonen-Zahl (Abb. 18).

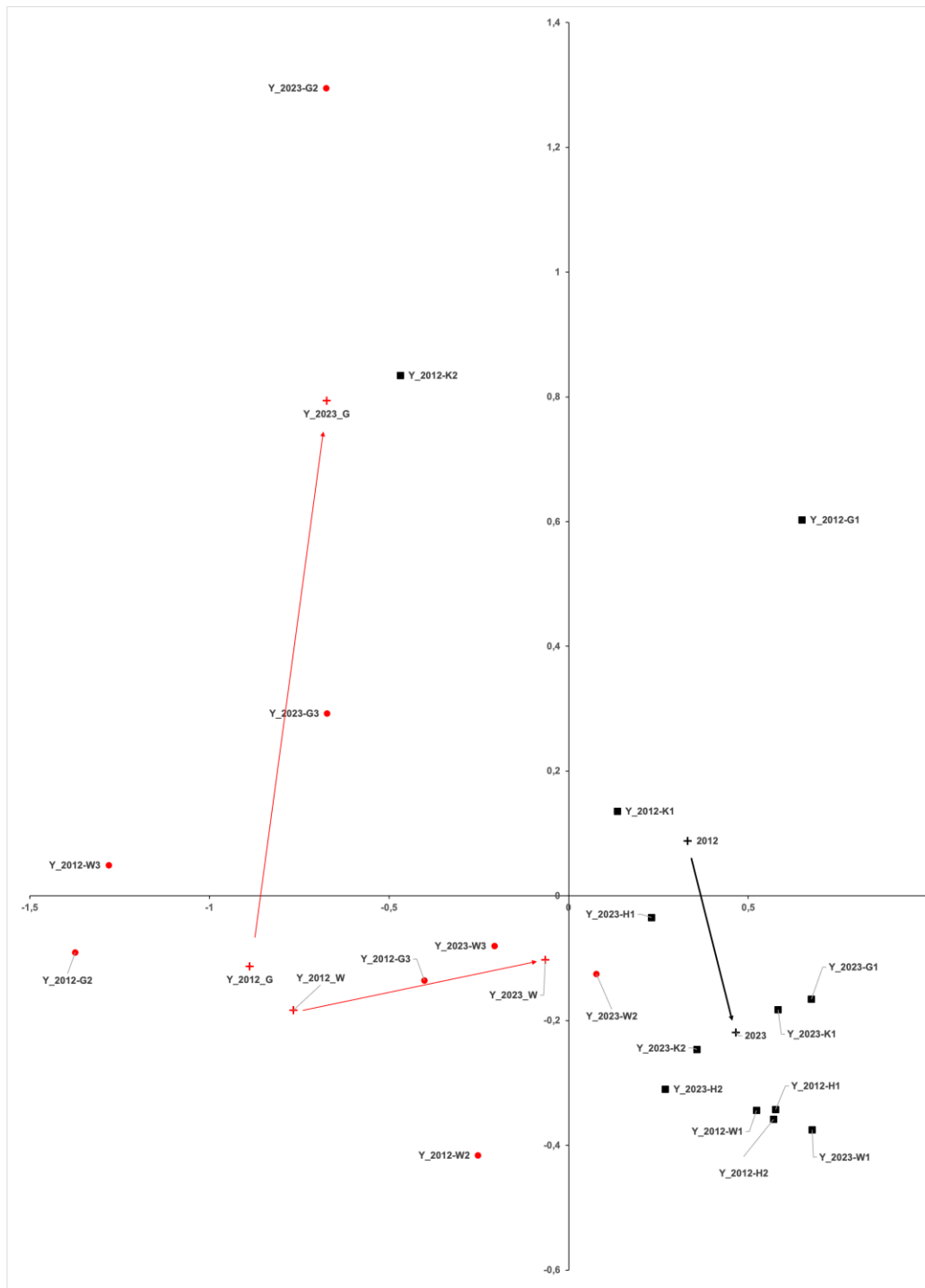


Abbildung 18: NMDS-Ordination der 20 Zönosen der vier Schottergräben. Rote Punkte: vom Abbau beeinflusste Standorte. Runde Punktmarkierungen: Jahr 2012. Quadratische Punktmarkierungen: Jahr 2023. Die Centroide sind mit dem Symbol ‚+‘ markiert. Die Pfeile geben die Änderungen der Zönosen zwischen 2012 und 2023 wieder. Y...Jahr, Abkürzungen der Standorte siehe Abschnitt Material und Methode. Y...Jahr; G...Gsenggraben, W...Weißenbachlgraben, H...Haindlkar, K...Kainzenalplgraben. Die Standorte wurden jeweils von oben nach unten durchnummeriert; H1, W1, H1 und K1 sind also die höchstgelegenen Probestellen, die im Falle der beeinflussten Gräben G und W oberhalb der Abbaufelder liegen.

In Abbildung 18 wurden die vom Schotterabbau beeinflussten Probeflächen W2, W3, G2 und G3 (rote Symbole) von der NMDS-Ordination in den linken Teil des Schaubilds positioniert; sie bilden dort eine recht deutlich abgegrenzte Gruppierung. Im Vergleich der Jahre 2012 und 2023 unterscheiden sich die Centroide der unbeeinflussten Gräben (gemeinsam betrachtet, in Abb. 18 mit schwarzen Symbolen gekennzeichnet) nur geringfügig; der Centroid wurde zwischen 2012 und 2023 um eine kleine Strecke nach unten verschoben. Sehr deutlich unterscheiden sich dagegen die Centroide der beeinflussten Probeflächen (nach Gräben getrennt betrachtet) zwischen 2012 und 2023. Der Centroid der Weißenbachlgraben-Standorte ist dabei 2023 deutlich näher zum Zentrum der Gesamtpunktwolke gerückt; zwischen 2012 und 2023 fand also eine faunistische und zöologische Annäherung dieser Flächen an die Kontrollflächen statt. Nicht deutlich angenähert haben sich die Probeflächen G3 und insbesondere G2, die beeinflussten Flächen des Gsenggrabens (Abb. 18).

Die Achsen lassen sich anhand der Korrelationen mit den gemessenen Umweltvariablen ein Stück weit interpretieren (Tab. 9). Achse 1 repräsentiert offensichtlich einen Gradienten von grabenabwärts gelegenen Standorten zu höher gelegenen Standorten; dabei nimmt der Feinsedimentanteil und die Vegetationsdichte ab. In den rechten zwei Orthanten des Schaubilds finden sich fast nur Oberlauf-Standorte. Achse 2 ist ein Gradient von normal umgelagerten Schotterstandorten zu Standorten mit xenozyenen Arten; ein extremer Ausreißer ist hier der Standort G2 im Jahr 2023, dessen Arthropodenfauna sich von den anderen Standorten bereits stark unterscheidet.

Tabelle 9: Korrelationen von gemessenen Umweltvariablen mit den NMDS-Ordinationsachsen.

Umweltvariable	Achse 1	Achse 2
Seehöhe [m]	0,36	0,08
Feinsediment (Mittelsand, Feinsand, Schluff) [Anzahl Subproben]	-0,47	-0,02
Kantigkeit [Anzahl Subproben]	-0,10	0,14
Mittlerer Steindurchmesser [m]	0,14	0,02
Mittlere Vegetationsdeckung [%]	-0,57	0,74
Mittlere Vegetationshöhe [cm]	-0,54	0,71

Signifikanz der zönotischen Annäherung mittels Bootstrapping des Renkonen-Index

Die unterschiedlich starke faunistische Annäherung der beeinflussten Gräben wird noch deutlicher, wenn die Bootstrap-Verteilungen der Renkonen-Indizes herangezogen werden (Abb. 19, Abb. 20).

Uneinheitlich ist dabei die Entwicklung im Falle des Gsenggrabens (Abb. 19): Die Ähnlichkeit zwischen der Zönose von Gsenggraben G2 und der Kontrollfläche Kainzenalplgraben K2 hat 2023 nicht zu-, sondern signifikant abgenommen. Die Ähnlichkeit zwischen Gsenggraben G2 und der Kontrollfläche Kainzenalplgraben K2 hat 2023 zwar zugenommen, die Vertrauensbereiche überlappen aber, weshalb die Änderung als nicht signifikant anzusehen ist. Die Ähnlichkeit von Gsenggraben G3 und Kainzenalplgraben K2 war 2023 signifikant höher als 2012, diejenige von Gsenggraben G3 und Haindlkar H2 sank, aber nicht signifikant (Abb. 19).

Eine deutliche Zunahme zeigte die Ähnlichkeit der Weißenbachlgraben-Zönosen W2 und W3 mit den Kontrollflächen; diese waren mit Ausnahme der Ähnlichkeitszunahme zwischen W3 und K2 auch jeweils statistisch signifikant (Abb. 20).

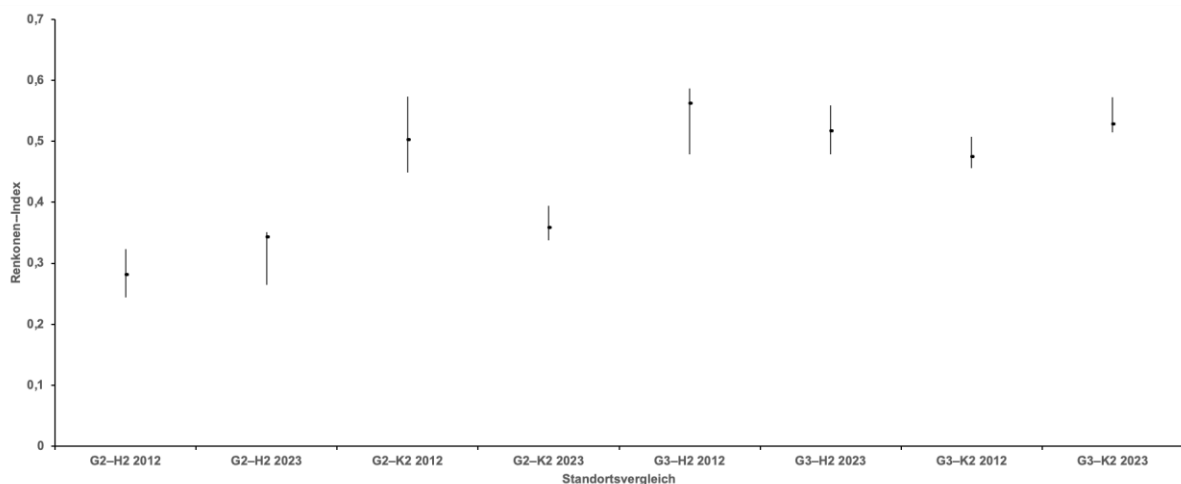


Abbildung 19: Ähnlichkeit (gemessen als Renkonen-Index; Messwert [horizontaler Kurzbalken] mit Bootstrap-95%-Konfidenzintervallen [vertikaler Strich]) zwischen den Schotterabbau-beeinflussten Standorten des Gsenggrabens und den jeweiligen Referenzstandorten K2 und H2 im Vergleich der Jahre 2012 und 2023. Nicht überlappende Konfidenzintervalle sind signifikant verschieden.

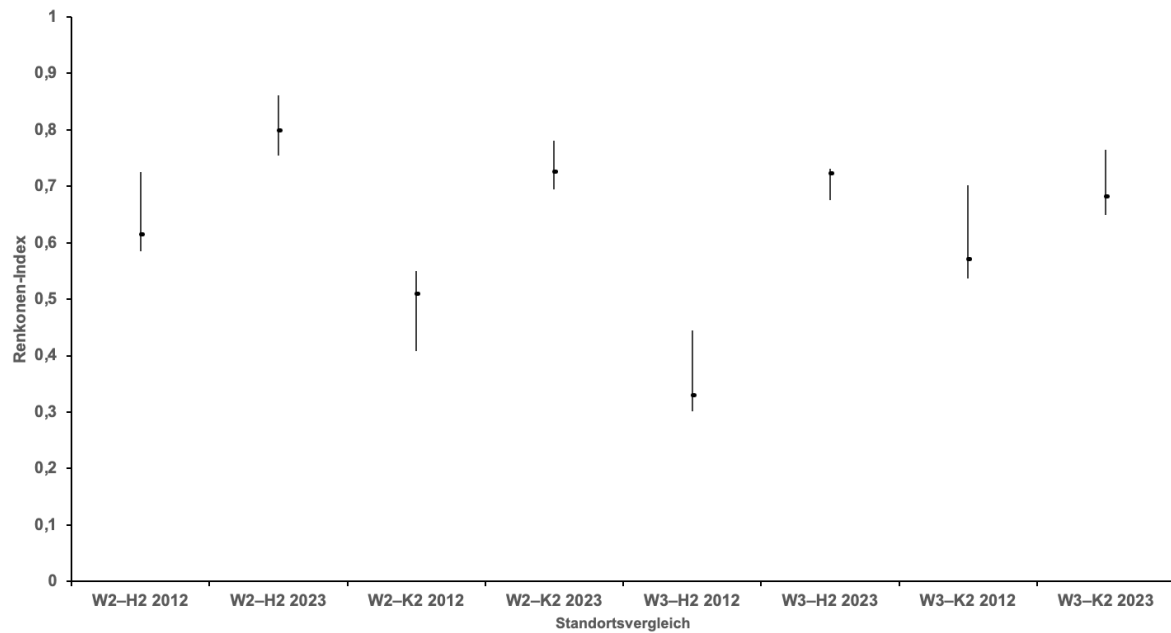


Abbildung 20: Ähnlichkeit (gemessen als Renkonen-Index; Messwert [horizontaler Kurzbalken] mit Bootstrap-95%-Konfidenzintervallen [vertikaler Strich]) zwischen den Schotterabbau-beeinflussten Standorten des Weißenbachgrabens und den jeweiligen Referenzstandorten K2 und H2 im Vergleich der Jahre 2012 und 2023. Nicht überlappende Konfidenzintervalle sind signifikant verschieden.

Umweltbeziehungen der wichtigsten wertgebenden Arten der Schottergräben

Die Spinne *Pardosa saturator* ist die häufigste Art der Schottergräben, die in fast allen Proben mit substanziellen Individuenzahlen nachgewiesen werden konnte. Sie ist auf der neuen Roten Liste Kärntens (Komposch 2023b) außerdem in der Kategorie EN (Endangered, stark gefährdet) aufgeführt (Tab. 7).

Der Kurzflügelkäfer *Stenus longipes* ist die häufigste Kurzflügelkäfer-Art der Schottergräben; er wird in der Roten Liste Kärntens als VU (Vulnerable, gefährdet) geführt (Degasperi 2023).

Der Laufkäfer *Bembidion longipes* ist eine seltene und gefährdete Laufkäferart (in der Roten Liste Kärnten in der Kategorie VU [Vulnerable, gefährdet] geführt (Paill 2023), die in den Schottergräben wiederholt in Einzelexemplaren auftrat.

Diese drei Arten werden im Folgenden detailliert analysiert.

Umweltbeziehungen der Spinnenart *Pardosa saturator*

Verteilung der Fangzahlen auf die Standorte

Wie aus Tab. 10 hervorgeht, unterscheiden sich die einzelnen Standorte hinsichtlich der Individuenzahlen von *Pardosa saturator* deutlich.

Tabelle 10: Mittlere Individuenzahlen der Spinne *Pardosa saturator* pro Probe auf den 10 Standorten.

Standort	Jahr 2012	Jahr 2023	Mittel
Gseng 1 (oben)	6,14	5,29	5,71
<i>Gseng 2 (Mitte)*</i>	6,43	3,43	4,93
<i>Gseng 3 (unten)*</i>	7,57	3,57	5,57
Haindlkar 1 (oben)	14,00	6,86	10,43
Haindlkar 2 (unten)	14,43	9,00	11,71
Kainzenalplgraben 1 (oben)	7,43	7,00	7,21
Kainzenalplgraben 2 (unten)	7,14	6,14	6,64
Weißbachlgraben 1 (oben)	8,71	14,71	11,71
<i>Weißbachlgraben 2 (Mitte)*</i>	6,14	12,29	9,21
<i>Weißbachlgraben 3 (unten)*</i>	7,29	12,29	9,79
Mittelwert	8,53	8,06	8,29

*Vom Schotterabbau beeinflusste Standorte sind kursiv dargestellt.

Einfluss der Bedingungen während der Probennahme

Das Fangergebnis (Individuenzahl pro Probe) war von den meisten fangereignis- und situationsbezogenen Variablen unbeeinflusst (Tab. 11). Lediglich die Variable ‚Tag der Vegetationsperiode‘ war mit den Fangzahlen schwach signifikant negativ korreliert (Tab. 11); in beiden Untersuchungsjahren ging die Fangzahl während der Untersuchungsperiode leicht zurück.

Die Fangzahl von *Pardosa saturator* pro Einzelprobe erwies sich dabei in gewissem Ausmaß von der Phänologie abhängig (Abb. 21). Sowohl 2021 als auch 2023 konnte die meisten Individuen zur Hauptaktivitätszeit im Mai festgestellt werden. Die Individuenzahl variierte danach im Jahresablauf nur mehr wenig. Im August machen Jungtiere und Subadulte fast den gesamten Bestand aus; in diesem Monat konnte 2023 ein weiteres Maximum festgestellt werden. Im Herbst ließ mit sinkenden Temperaturen die Aktivität nach, was sich in den Fangzahlen geringfügig niederschlug (Abb. 21).

Tabelle 11: Abhängigkeit der Fangzahlen von *Pardosa saturator* von den Bedingungen während der Probennahme

Variable	Vorzeichen	Modellverbesserung LogLikelihood	P	Signifikanz
----------	------------	----------------------------------	---	-------------

Tag der Vegetationsperiode	–	4,46650	0,034570	< 0,05
Tageszeit	–	1,51480	0,218400	n. s.
Sonne	+	0,24180	0,622900	n. s.
Wolken	–	0,09970	0,752200	n. s.
Lufttemperatur	+	0,19080	0,662200	n. s.
Luftfeuchte	–	1,67730	0,195300	n. s.
Bodentemperatur	+	0,05530	0,814000	n. s.

*Beziehung der Fangzahlen von *Pardosa saturator* zu den Umweltparametern*

Die mit $\ln(x+1)$ transformierten Fangzahlen von *Pardosa saturator* zeigen keine signifikante Abhängigkeit von der Meereshöhe der Probefläche, wengleich die Beziehung tendenziell positiv ist (Tab. 12); die Art war in den Oberläufen zahlreich. Auch die Bodenstruktur-Variablen, gemessen einmal als Anzahl Subproben mit kantigen Steinen und einmal als Anzahl Subproben mit Feinmaterial (Mittelsand, Feinsand oder Schluff), stehen mit der Häufigkeit von *Pardosa saturator* in keiner signifikanten Beziehung. Dagegen ist die Art auf Probeflächen mit großen Auflagesteinen signifikant weniger häufig. Die höchste Varianzerklärung liefert in univariater Betrachtung die Variable ‚Vegetationsdeckung‘, die mit der Fangzahl von *Pardosa saturator* negativ korreliert ist. Auch die Variable ‚Vegetationshöhe‘ steht mit der Fangzahl in signifikant negativer Beziehung.

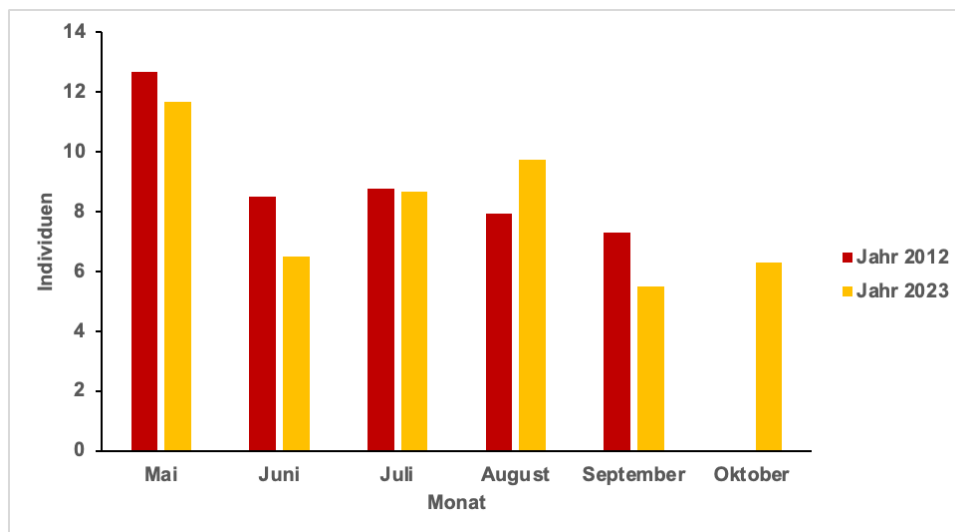


Abbildung 21: Mittlere Fangzahl pro Probe an Individuen der Spinne *Pardosa saturator* im Jahresverlauf.

Analysiert man die multiple Wirkung der Variablen mittels Hierarchischer Partitionierung auf das Fangergebnis von *Pardosa saturator*, so zeigt sich, dass der direkte Effekt der Größe aufliegender Steine deutlich höher ist als der direkte Effekt der Vegetationsdeckung, was

wohl der Korrelation Letzterer mit der Variablen ‚Vegetationshöhe‘ geschuldet ist. Auch in multipler Betrachtung erwiesen sich die Variable ‚Steinauflage‘ und ‚Vegetationsdeckung‘ als wichtigste Deskriptoren der Abundanzunterschiede des Spinne *Pardosa saturator* in den Schottergräben (Tab. 12).

Tabelle 12: Gemischtes Modell mit ‚Graben‘ und ‚Jahr‘ als Zufallsvariablen und zusätzlich einzeln eingeschleusten Umweltvariablen als festen Faktoren (linke vier Spalten). Rechts drei Spalten: Hierarchische Partitionierung der multiplen Regressionsmodelle mit den zwei Zufallsvariablen ‚Graben‘ und ‚Jahr‘ und den sechs Umweltvariablen ‚Meereshöhe‘ Mittelsand/Feinsand/Schluff Kantigkeit Steingröße Vegetationsdeckung Vegetationshöhe als festen Faktoren. (rechte drei Spalten). Alle Berechnungen erfolgten mit dem Paket ‚lme4‘ in R.

Variable	Vorzeichen	Modell- Verbesserung LogLikelihood	P	Signifikanz	Varianzerklärung		
					Direkt*	Indirekt	Gesamt [%]
Meereshöhe	+	1,66550	0,196900	n. s.***	-0,0002	0,0047	3,99
Mittelsand/ Feinsand/Schluff	-	0,25100	0,616400	n. s.	0,0072	-0,0028	3,9
Kantigkeit	+	1,53210	0,215800	n. s.	-0,0005	0,0049	3,9
Steingröße	-	6,16270	0,013050	< 0,05	0,0492	-0,0057	38,53
Vegetationsdeckung	-	8,33240	0,003894	< 0,01	0,0357	0,0082	38,88
Vegetationshöhe	-	3,93320	0,047340	< 0,05	0,0014	0,0108	10,81

*Verteilung der direkten Anteile an der Varianzerklärung der hierarchischen Modelle. ‚Direkt‘ bedeutet im Kontext der Hierarchischen Partitionierung, ‚nicht durch Interkorrelationen mit anderen Variablen‘ resultierende Effekte.

***nicht signifikant

Gemischtes lineares Modell für *Pardosa saturator*

Es wurde ein Modell mit der Zufallsvariablen ‚Graben‘ aufgebaut, um der Abhängigkeit der Einzelproben Rechnung zu tragen. In dieses Modell wurden sukzessive die fixen Faktoren ‚Position‘ (oben versus Mitte), ‚Renaturierung‘, ‚Jahr‘ und die jeweiligen Interaktionen eingeschlossen und die Modellverbesserung wurde jeweils getestet. Keiner der Schritte war signifikant (Tab. 13).

Tabelle 13: Gemischtes Modell mit ‚Graben‘ und als Zufallsvariablen und sukzessivem Einschluss der Variablen ‚Position‘, ‚Renaturierung‘ und ‚Jahr‘ sowie deren Interaktionen.

Variablen-Einschluss	Mitte (W2, G2)		Unten (W3, G3)	
	χ^2	P	χ^2	P
+ Position	2,8744	0,0900	1,4039	0,2361
+ Renaturierung	0,5182	0,4716	0,2816	0,5956

+ Position:Renaturierung (Interaktion)	1,6205	0,2030	0,5278	0,4675
+ Jahr	1,6486	0,1992	1,151	0,2833
+ Position:Renaturierung:Jahr	3,2779	0,3507	3,7565	0,2890

Verteilung des Staphyliniden *Stenus longipes*

Verteilung der Art 2012 und 2023 in den Schottergräben

Die meisten Individuen des Staphyliniden *Stenus longipes* (Abb. 22) stammten aus dem Jahr 2012 und aus dem unteren Bereich des Weißenbachlgrabens. Dort hat die Art 2023 stark abgenommen; noch auffälliger sind allerdings die Einbußen im mittleren beeinflussten Abschnitt des Gsenggrabens, wo 2023 nur mehr ein Individuum nachgewiesen wurde. Die oberen Grabenbereiche mied die Art in beiden Jahren weitgehend (Tab. 14).



Abbildung 22: Der Kurzflügelkäfer *Stenus longipes* (Weißenbach am Lech, Österreich, leg. det. F. Koehler, VII.1992; det. J. Scheuern, 1981; Coll. J. Schoenfeld, Foto 30. März 2016, 14:34. Creative Commons Attribution-Share Alike 2.0 Generic license).

Tabelle 14: Verteilung der Individuenzahlen des Kurzflügelkäfers *Stenus longipes* auf die Standorte.

Standort	2012	2023
Gseng 1 (oben)	0	0
<i>Gseng 2 (Mitte)*</i>	56	1
<i>Gseng 3 (unten)</i>	2	0
Haindlkar 1 (oben)	3	3
Haindlkar 2 (unten)	5	12
Kainzenalplgraben 1 (oben)	0	0
Kainzenalplgraben 2 (unten)	11	2
Weißenbachlgraben 1 (oben)	0	0
<i>Weißenbachlgraben 2 (Mitte)</i>	19	16
<i>Weißenbachlgraben 3 (unten)</i>	72	24
Gesamtfang	168	58

*Vom Schotterabbau beeinflusste Standorte sind kursiv dargestellt.

*Abhängigkeit der Fangdaten von *Stenus longipes* von den Fundumständen während der Probennahme*

Die Fangzahlen des Kurzflügelkäfers *Stenus longipes* standen in keiner signifikanten Beziehung zu den Fundumständen, was die Variablen Tageszeit, Sonne, Wolken, Lufttemperatur, Luftfeuchte und Bodentemperatur anbelangte (Tab. 15). Eine hoch signifikante Beziehung zur Variablen ‚Tag der Vegetationsperiode‘ war allerdings feststellbar. Diese zeigt sich insbesondere in den Fangzahlen im Jahre 2023, die im Jahresverlauf kontinuierlich abnahmen (Abb. 23).

Tabelle 15: Einfluss der Fangumstände auf das Fangergebnis (Präsenz–Absenz) des Staphyliniden *Stenus longipes*.

Variable	Vorzeichen	Modellverbesserung log Likelihood	P	Signifikanz
Tag der Vegetationsperiode	–	11,07200	0,00088	< 0,001
Tageszeit	+	0,01080	0,91740	n. s.
Sonne	–	0,88480	0,34690	n. s.
Wolken	+	0,73400	0,39160	n. s.
Lufttemperatur	–	0,41500	0,51940	n. s.
Luftfeuchte	–	2,57930	0,10830	n. s.
Bodentemperatur	+	1,09900	0,29450	n. s.

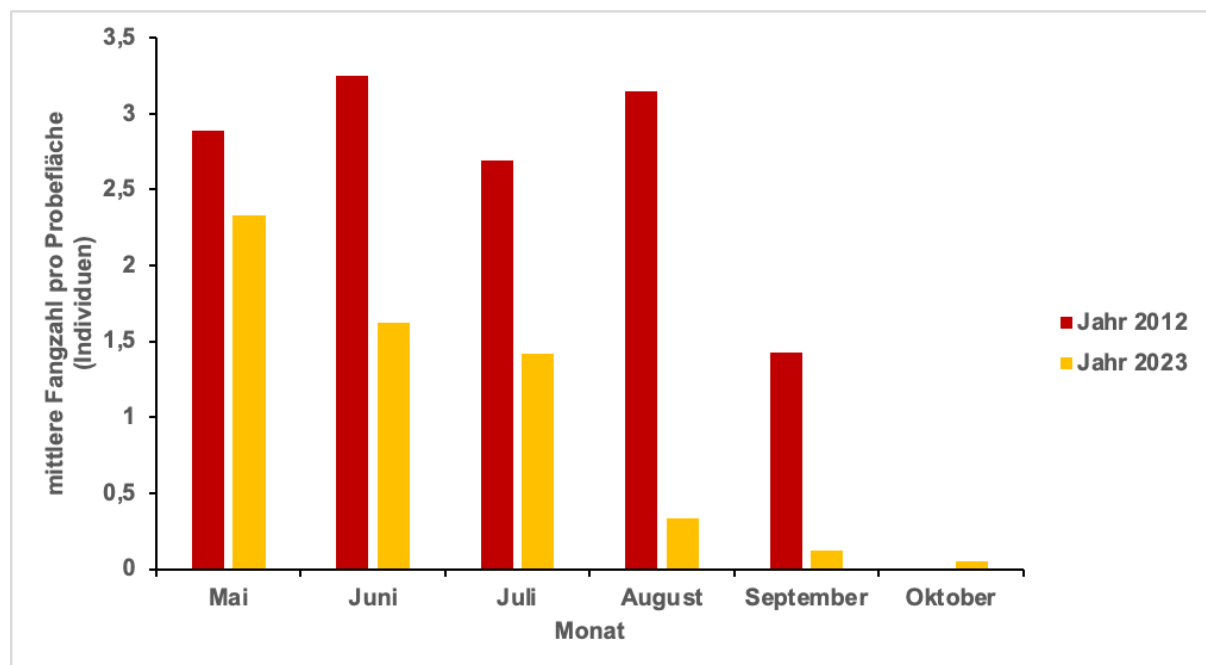


Abbildung 23: Fangzahlen pro Probefläche von *Stenus longipes* im Jahresverlauf.

Beziehung der Fangdaten von Stenus longipes zu den Umweltparametern

Stenus longipes zeigt in der logistischen Regression eine hoch signifikante negative Beziehung zur Meereshöhe der Probefläche (Tab. 16): Auf den höher gelegenen Probeflächen im oberen Teil der Schottergräben war die Art nicht anzutreffen. Daneben ist die Korngrößenzusammensetzung ein signifikanter Prädiktor für das Vorkommen der Art (Tab. 16). Zudem steigt mit der Anzahl der Subproben mit Schluff bis Mittelsand unter der Steinauflage auch die Individuenzahl der Art an (Abb. 24). Dagegen steht die mittlere Größe der aufliegenden Steine in marginal signifikanter negativer Beziehung zur Präsenz der Art (Tab. 15).

Tabelle 16: Gemischtes logistisches Regressionsmodell mit ‚Graben‘ und ‚Jahr‘ als Zufallsvariablen und zusätzlich einzeln eingeschleusten Umweltvariablen als festen Faktoren (linke vier Spalten). Rechts drei Spalten: Hierarchische Partitionierung der multiplen logistischen Regressionsmodelle mit den zwei Zufallsvariablen ‚Graben‘ und ‚Jahr‘ und den sechs Umweltvariablen ‚Meereshöhe‘ ‚Mittelsand/Feinsand/Schluff‘ ‚Kantigkeit‘ ‚Steingröße‘ ‚Vegetationsdeckung‘ ‚Vegetationshöhe‘ als festen Faktoren. (rechte drei Spalten). Alle Berechnungen erfolgten mit dem Paket ‚lme4‘ in R.

Variable	Vorzeichen	Chi ²	P	Signifikanz	Varianzerklärung (Delta-Methode)		Gesamt [%]
					Direkt	Indirekt	
Meereshöhe	–	19,264	0,000011	< 0,001	0,2250	0,0042	71,13
Mittelsand/Feinsand/Schluff	+	7,155	0,007477	< 0,01	0,0187	0,0116	9,8
Kantigkeit	+	0,548	0,459300	n. s.	–0,0022	0,0039	0,55
Steingröße	–	3,857	0,049530	< 0,05	0,0022	0,0223	7,92
Vegetationsdeckung	+	2,021	0,155200	n. s.	0,0243	–0,0037	6,66
Vegetationshöhe	+	0,219	0,640000	n. s.	0,0021	0,0008	0,94

Die Hierarchische Partitionierung zeigt, dass die Höhenlage der Probefläche auch die bei weitem höchste direkte Variablenwirkung darstellt; bei den anderen signifikanten Umweltvariablen sind indirekte Effekte bedeutsam. Die marginale Varianzerklärung R^2_m (Varianzerklärung durch die fixen Effekte) im Gesamtmodell beträgt nach der Delta-Methode 0,30921, die konditionale Varianzerklärung R^2_c (Varianzerklärung durch die fixen und zufälligen Effekte) beträgt 0,36505, die Differenz beschreibt die a-priori-Unterschiede zwischen den Gräben und den Jahren (zufällige Effekte).

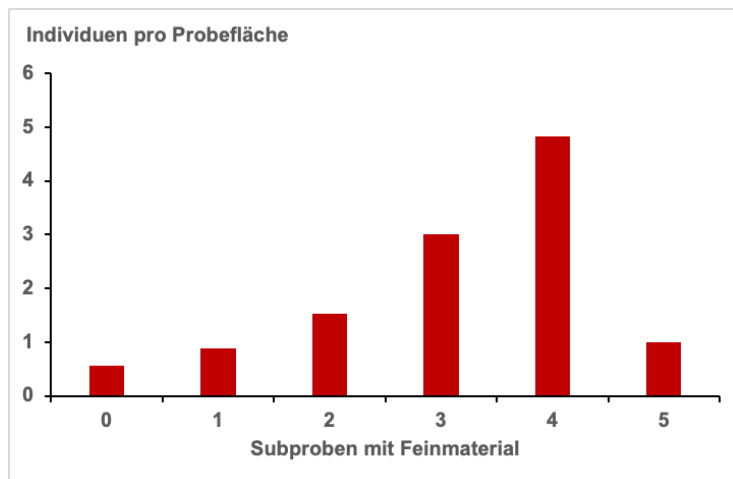


Abbildung 24: Beziehung zwischen der Anzahl Subproben mit Mittelsand, Feinsand oder Schluff in einer Probefläche und der Fangzahl (Individuen pro Probenfläche) von *Stenus longipes*.

Einfluss der Renaturierung der Schottergräben auf die Fangzahlen von Stenus longipes

Für diese Analyse wurden zunächst einmal die beeinflussten Flächen W2 und G2 mit den unbeeinflussten Flächen K2 und H2 verglichen. Das gemischte Modell wurde schrittweise aufgebaut: Zunächst wurde der feste Faktor „Renaturierung“ in die Gleichung mit den geschachtelten Zufallsfaktor „Graben“ eingeführt und die Verbesserung quantifiziert, dann der feste Faktor „Jahr“, zum Schluss die Interaktion der beiden festen Faktoren. Das Ergebnis ist in Tab. 17 dargestellt:

Tabelle 17: Modellverbesserung durch sukzessiven Einschluss der Variablen ‚Renaturierung‘, ‚Jahr‘ und deren Interaktion. Vergleich der vier Standorte W2, G2, K2 und H2.

Variablen-Einschluss	Vorzeichen	Modellverbesserung ChiQuadrat	P	Signifikanz
+ Renaturierung	+	0,0738	0,78590	n. s.*
+ Jahr	–	0,0739	0,78570	n. s.
+ Interaktion	–	3,6568	0,05584	n. s.

*nicht signifikant

In den renaturierten Gräben ist die Präsenz von *Stenus longipes* höher als in den Kontrollgräben, im Jahr 2023 war die Präsenz über die vier verglichenen Probeflächen geringer, beide Effekte sind aber nicht signifikant. Der negative Interaktionsterm an der Signifikanzgrenze besagt, dass der sich positive Effekt der renaturierten Gräben auf die Art bei der Wiederholungsuntersuchung 2023 verringerte.

Etwas deutlicher wird dieses Muster, wenn man die Flächen W3 und G3 grabenabwärts der eigentlich beeinflussten Flächen mit den Kontrollflächen K2 und H2 vergleicht (Tab. 18).

Tabelle 18: Modellverbesserung durch sukzessiven Einschluss der Variablen ‚Renaturierung‘, ‚Jahr‘ und deren Interaktion. Vergleich der vier Standorte W3, G3, K2 und H2.

Variablen-Einschluss	Vorzeichen	Modellverbesserung	ChiQuadrat	P	Signifikanz
+ Renaturierung	+		0,0589	0,80830	n. s.
+ Jahr	-		0,3548	0,55140	n. s.
+ Interaktion	-		6,5246	0,01064	< 0,05

Hier ist der Niedergang der (nicht signifikanten) positiven Wirkung auf die Art im Jahr 2023 deutlicher, der negative Interaktionsterm ist hier signifikant, im Jahr 2023 war die Art auf den beeinflussten Schottergräben wesentlich seltener.

Verteilung des Carabiden *Bembidion longipes*

Verteilung der Art 2012 und 2023 in den Schottergräben

Bembidion longipes (Abb. 25) war in beiden Jahren nur sporadisch anzutreffen. Im Kainzenalplgraben fehlte die Art im Jahr 2023. Im Weißenbachlgraben war die Art im Jahr 2023 noch präsent, aber nur mehr in Einzelexemplaren nachweisbar (Tab. 19).



© www.collembola.de (Ortwin Bleich)

Abbildung 25: Der Laufkäfer *Bembidion longipes*. Mit freundlicher Genehmigung von Ortwin Bleich.

Tabelle 19: Verteilung der Individuenzahlen des Laufkäfers *Bembidion longipes* auf die Standorte.

Standort	2012	2023
Gseng 1 (oben)	0	0
<i>Gseng 2 (Mitte)*</i>	0	0
<i>Gseng 3 (unten)*</i>	3	1
Haindlkar 1 (oben)	2	1
Haindlkar 2 (unten)	3	3
Kainzenalplgraben 1 (oben)	4	0
Kainzenalplgraben 2 (unten)	0	0
Weißbachlgraben 1 (oben)	4	1
<i>Weißbachlgraben 2 (Mitte)*</i>	4	1
<i>Weißbachlgraben 3 (unten)*</i>	3	1
Gesamtfang	23	8

*Vom Schotterabbau beeinflusste und renaturierte Standorte sind kursiv dargestellt.

Abhängigkeit der Fangdaten von Bembidion longipes von den Fundumständen während der Probennahme

Die Fangdaten von *Bembidion longipes* standen in keiner signifikanten Beziehung zum Tag der Vegetationsperiode. Dagegen hatten Sonneneinstrahlung, Lufttemperatur und Bodentemperatur einen signifikant negativen Effekt auf die Fangwahrscheinlichkeit (Tab. 20).

Tabelle 20: Einfluss der Fangumstände auf das Fangergebnis (Präsenz–Absenz) des Carabiden *Bembidion longipes*.

Variable	Vorzeichen	Modellverbesserung LogLikelihood	P	Signifikanz
Tag der Vegetationsperiode	+	0,68100	0,49605	n. s.*
Tageszeit	+	3,90930	0,04802	< 0,05
Sonne	–	10,81100	0,00101	< 0,01
Wolken	+	2,66600	0,10250	n. s.
Lufttemperatur	–	7,61040	0,00580	< 0,01
Luftfeuchte	+	3,24260	0,07175	n. s.
Bodentemperatur	–	4,73440	0,02956	< 0,05

*n. s.... nicht signifikant

Beziehung der Fangdaten von Bembidion longipes zu den Umweltparametern

Von den untersuchten Umweltparametern steht lediglich die Meereshöhe in schwach signifikanter Beziehung zum Auftreten von *Bembidion longipes*; die Art meidet die höheren Lagen der Gräben (Tab. 21).

Tabelle 21: Einfluss der Umweltparameter auf das Auftreten (Präsenz-Absenz) des Carabiden *Bembidion longipes*.

Variable	Vorzeichen	Chi²	P	Signifikanz	Varianzerklärung (Delta-Methode)		Gesamt t [%]
					Direkt	Indirekt	
Meereshöhe	–	4,256	0,039110	< 0,05	0,0640	-0,0025	48,81
Mittelsand/Feinsand/Schluff	+	1,889	0,169300	n. s.	0,0444	-0,0021	33,57
Kantigkeit	+	0,034	0,853200	n. s.	0,0007	0,0068	5,95
Steingröße	–	0,043	0,836100	n. s.	0,0000	0	0
Vegetationsdeckung	–	1,705	0,191700	n. s.	0,0046	0,0025	-1,67
Vegetationshöhe	–	0,529	0,467100	n. s.	0,0157	0,0011	13,33

Einfluss der Renaturierung der Schottergräben auf die Fangzahlen von Bembidion longipes

Wie bei *Stenus longipes* wurde das Modell für *Bembidion longipes* schrittweise aufgebaut.

Weder der Einschluss der Variable „Renaturierung“ noch der Variablen „Jahr“ noch deren Interaktion ermöglichten eine signifikante Modellverbesserung (Tab. 22).

Tabelle 22: Modellverbesserung durch sukzessiven Einschluss der Variablen ‚Renaturierung‘, ‚Jahr‘ und ihrer Interaktion. Vergleich der vier Standorte W2, G2, K2 und H2.

Variablen-Einschluss	Vorzeichen	Modellverbesserung	ChiQuadrat	P	Signifikanz
+ Renaturierung	–		0,0179	0,8935	n. s.
+ Jahr (2023)	–		0,1477	0,7008	n. s.
+ Interaktion	–		1,601	0,2058	n. s.

Wenn stattdessen die Flächen W3 und G3 unterhalb der beeinflussten und renaturierten Zonen mit den Kontrollflächen K2 und H2 verglichen werden, dann ergibt sich ein ähnliches Bild: Das sporadische Auftreten von *Bembidion longipes* steht in keinem klaren Zusammenhang mit ‚Renaturierung‘ und ‚Jahr‘, was aus der Insignifikanz der sukzessiven Modellerweiterungen mit den Variablen ist (Tab. 23)

Tabelle 23: Modellverbesserung durch sukzessiven Einschluss der Variablen ‚Renaturierung‘, ‚Jahr‘ und deren Interaktion. Vergleich der vier Standorte W3, G3, K2 und H2.

Variablen-Einschluss	Vorzeichen	Modellverbesserung	ChiQuadrat	P	Signifikanz
+ Renaturierung	+		0,3464	0,5562	n. s.
+ Jahr (2023)	–		0,4496	0,5038	n. s.

+ Interaktion	-	1,6269	0,2021	n. s.
---------------	---	--------	--------	-------

Diskussion

Unterschiede zwischen 2012 und 2023

Die Fangperioden 2012 und 2023 unterschieden sich in vieler Hinsicht deutlich. Die Fangperiode 2023 war insbesondere in der zweiten Jahreshälfte um mehrere Grade wärmer als die Fangperiode und auch deutlich trockener: Im Gegensatz zu 2012 erlebte die Region 2023 nur eine Starkniederschlagsphase Anfang August, die auch noch wesentlich geringer ausfiel. Höhere Temperaturen mit entsprechend erhöhten Verdunstungsraten bedeuteten im Zusammenwirken mit geringeren Niederschlägen und weniger Überflutung in den Schottergräben wesentlich trockenere Verhältnisse für die Arthropodenfauna.

Morphologisch waren an den Schottergräben einige Änderungen zu erkennen: So präsentierte sich die Umlagerungsebene im Weißenbachlgraben gegenüber 2012 erweitert. Die Vegetation auf der Schotterebene des Gsenggraben-Mittelteils war stärker entwickelt als 2012. Der Unterabschnitt des Kainzenalplgrabens scheint heftig umgelagert und homogenisiert worden zu sein. Die statistischen Analysen zeigten zusätzliche durchgreifende Änderungen an: So waren die edaphischen Verhältnisse hin zu großvolumigem Blockmaterial, zur Abnahme von kantigen Steinen und zu Verlusten an Feinmaterial (Mittelsand, Feinsand und Schluff) deutlich verändert, was auf eine intensive und dynamische Erosionstätigkeit zwischen 2012 und 2023 schließen lässt.

Zimmermann untersuchte die Sukzessionsprozesse an 35 Dauerbeobachtungsflächen im Gsenggraben (Zimmermann 2021) und an 20 Dauerbeobachtungsflächen im Weißenbachlgraben (Zimmermann 2022). Der Autor stellte eine forcierte Sukzession im Bereich des Gseng-Werksareals in Richtung Pioniergebüsch fest, während insbesondere die oberen Teile des Grabens immer wieder neu überschüttet werden und somit auch regressive Vegetationsentwicklungen zeigen (Zimmermann 2021). Im Weißenbachlgraben verläuft die Sukzession „verhaltener“; große Teile der Schuttterrassen werden immer wieder neu überschüttet und damit in ihrer Entwicklung zurückgesetzt (Zimmermann 2022). Der Autor schlussfolgert: „Angesichts der noch lange nicht abgeschlossenen Wiederauffüllung ist jegliche Vegetationsentwicklung innerhalb des Grabens als vorläufig zu betrachten, da sich längerfristige Sukzessionsreihen erst nach dem Erreichen des natürlichen, geomorphologisch-physikalischen Gleichgewichts von Massezu- und -abfuhr einstellen können.“ (Zimmermann 2022).

Die Spinnenfauna reagierte auf diese Veränderungen der Umweltbedingungen nur in geringfügigem Ausmaß mit leichter Abnahme der Individuenzahlen. Nach den Regressionsanalysen zu schließen reagiert die weitaus häufigste Art *Pardosa saturator* mit Abundanzverlusten auf zu intensive Umlagerung (negative Beziehung zu Steingröße) und zu wenig Umlagerung (negative Beziehung zu Vegetationsdeckung und Vegetationshöhe), findet aber im Bereich dazwischen ausreichend Existenzmöglichkeiten. Selbst die Trockenheit und die extrem hohen Temperaturen in den Schottergräben im Juli 2023 beeinflussten die Abundanz nicht negativ: die Art war im August 2023 häufiger als im August 2012.

Negativ wirkten sich die Witterungsverhältnisse auf die Laufkäfer und Kurzflügelkäfer der Schottergräben aus. Die Arten *Bembidion bualei*, *Bembidion longipes* und *Stenus longipes* sind in erster Linie Uferarten, die jedoch offensichtlich die Verhältnisse austrocknender Schotterbänke in gewissem Umfang zu tolerieren vermögen. Alle drei Arten hatten starke Individuenzahl-Einbußen im Jahr 2023 gegenüber 2012 zu verzeichnen, was wohl am einfachsten mit der relativen Trockenheit des Jahres 2023 zu erklären ist. Die Attraktivität von Uferlebensräumen für Käfer liegt im zusätzlichen Nahrungsangebot begründet, das vom Gewässer im Spülsaum zur Verfügung gestellt wird (Hering & Plachter 1997). Das bei der Überflutung abgelagerte Substrat ist nährstoffreich und fungiert als Nahrungsgrundlage für Collembolen, Fliegenlarven und andere Destruenten, die für carnivore Uferkäfer eine reiche Nahrungsgrundlage bilden. *Stenus longipes* konnte während der Aufsammlungen meistens an feuchten feinsubstratreichen Ablagerungen beobachtet werden; die Regressionsanalysen bestätigten einen hoch signifikanten Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Feinsubstrat und der Auftretenswahrscheinlichkeit der Art. Fehlen die Überflutungen oder trocknet das Substrat aus, fehlt die Lebensgrundlage für diese Art und vergleichbare Uferkäfer. Die höchste Fangzahl pro Probe konnte bei dieser Art mit 29 Individuen am 25. 8. 2012 im Gsenggraben im Probetranspekt 1 am Standort G2 nach dem Hochwasser erzielt werden. Im Jahr 2023 war das Rekord-Nachweisergebnis 11 Individuen pro Probe am 7. Mai am Punkt 3 des Weißenbachlgrabens Standort Mitte (W2), von da an nahmen die Fangdaten bis zum Herbst stetig ab, was wohl mit der fortschreitenden Austrocknung der Gräben zu erklären ist.

Wirkung des Schotterabbaus und der Renaturierung

Die beiden vom Schotterabbau beeinflussten Gräben Weißenbachlgraben und Gsenggraben entwickelten sich zwischen 2012 und 2023 in völlig unterschiedliche Richtungen. Am Weißenbachlgraben war schon bei der ersten Beprobung augenscheinlich, dass sich die Umlagerungsflächen vergrößert haben und die künstlichen Schotteraufschüttungen, die nach der Renaturierung aufgeschüttet worden waren, teilweise wegerodiert wurden. Der Graben machte 2023 damit einen natürlicheren Eindruck als 2012. Diese gewonnene Naturnähe spiegelt sich in den Daten wider: (1) Die Standorte W1 und W2 (vom Schotterabbau beeinflusst) waren die einzigen mit einer positiven Entwicklung der Individuenzahlen gefährdeter Arten. (2) In der multivariaten NMDS-Analyse nähern sich die Weißenbachlgraben-Standorte den unbeeinflussten Referenzstandorten im Haindlkar und Kainzenalplgraben an. (3) Diese Annäherung ist statistisch signifikant, außer für die Ähnlichkeit zwischen W3 und K2. (4) Die wertgebende Spinnenart *Pardosa saturator*, die in beiden Jahren über vier Fünftel des Gesamtfangs ausmachte und in der Kärntner Roten Liste als Endangered (stark gefährdet) geführt wird, nahm mit überall deutlich in der Individuenzahl ab, im Weißenbachlgraben aber auf allen drei Standorten zu. Auf dem Schotterabbau-beeinflussten Standort W2 war die Fangzahl dieser Art im Jahr 2023 mehr als doppelt so hoch wie im Jahr 2012. (5) Obwohl die Temperatur- und Niederschlagsbedingungen in allen vier Gräben 2023 ungünstiger waren als 2012, waren die Nachweiszahlen gefährdeter Arten im Weißenbachlgraben höher.

Vor früheren Schotterabbau zeugen im Weißenbachlgraben inzwischen lediglich Reste der aufgeschütteten Schotterflächen, die im oberen Teil hinterblieben sind. Ansonsten sind inzwischen die meisten Teile dieses Grabens weder morphologisch noch zönotisch von naturnahen Gräben zu unterscheiden.

Anders war die Entwicklung im Gsenggraben. Bei der Untersuchung 2012 hatte der Gsenggraben die reichste Ausstattung an Individuen gefährdeter Arten von allen vier untersuchten Gräben, was auf die hohe Individuenzahl auf Standort G2 zurückzuführen war. Inzwischen ist der Gsenggraben diesbezüglich der individuenärmste. Auf dem größten Teil der Fläche von Standort G2 ist die Sukzession der Vegetation weiter fortgeschritten: Vegetationsdeckung und Vegetationshöhe waren 2023 mehr als doppelt so hoch wie 2012. Eine ähnliche Tendenz wird aus einigen Abbildungen in Zimmermann (2021) sichtbar. Auf den nicht mehr umgelagerten hochgelegenen Schotterterrassen dieses Standorts wird *Pardosa saturator* von *Xerolycosa nemoralis* ersetzt. Der Bach fließt dort tief eingegraben am Südrand der Schotterfläche entlang und ist nicht in der Lage, die Schotterterrassen zu erodieren. Damit verwandeln sich diese Flächen nach und nach in einen Rotföhren-

Trockenwald. Für die Fauna hat diese Entwicklung Konsequenzen: Die Fangzahlen der Spinne *Pardosa saturator* halbierten sich zwischen 2012 und 2023 auf W2 und W3, die Fangzahlen des Staphyliniden *Stenus longipes* gingen von 56 Individuen im Jahr 2012 auf noch ein nachgewiesenes Individuum zurück. Die Gesamtzahl an Individuen gefährdeter Arten ging auf G2 von 175 auf 77 zurück. In der NMDS-Ordination hat sich die Zönose der Standorts G2 inzwischen extraterritorial aus der Punktwolke der Schottergräben herausentwickelt. Das weitere Management der Schottergräben-Renaturierung sollte sich dieses Standortes wohl schwerpunktmäßig annehmen. Innerhalb der großflächigen Schotterterrassen sind noch Erosionsrinnen sichtbar, die früher einmal Hochwasserabflüsse kanalisiert, aber offensichtlich schon lange nicht mehr beflutet wurden und keine typischen Arten beherbergten. Möglicherweise lassen sie sich reaktivieren, was auch den Erosionsdruck auf die südlich der Schotterfläche am Prallhang gelegenen Flächen reduzieren könnte.

Die gegenläufige Entwicklung der beiden Schottergräben ist eine Erklärung dafür, warum die Variable ‚Renaturierung‘ (vergeben für die beiden Gräben Weißenbachlgraben und Gsenggraben) in keinem Test signifikant war. Die idiosynkratische Entwicklung der Schottergräben ist viel stärker ausschlaggebend als der übergeordnete Faktor ‚Renaturierung‘.

Pardosa saturator

Die Wolfsspinne *Pardosa saturator* war sowohl 2012 als auch 2023 mit über 80,6 % der nachgewiesenen Individuen die weitaus dominante epigäische Arthropodenart der Schottergräben (Tab. 4). Nur 3,6 % der 140 Proben aus den beiden Jahren 2012 und 2023 enthielten keine Individuen dieser Spinne. *Pardosa saturator* ist also offensichtlich eine sehr typische und charakteristische Art dieses Lebensraums.

Dahl (1908, unter dem Namen *Lycosa wagleri* var. *nigra*) charakterisiert den Lebensraum der Art bereits übereinstimmend mit den aktuellen Befunden: „Größere Form, die besonders unter groben Geröllblöcken ephemerer Sturzbäche der Alpen gefunden wird.“ Auch im Habitat-Schlüssel weist der Autor auf die Lebensweise in semiterrestrischen Bachgräben hin: „An Bächen, die regelmäßig versiegen“. Spätere Autoren betonen immer dagegen wieder die Höhenverbreitung, insbesondere verglichen mit der kleineren Schwesterart *Pardosa wagleri*. De Lessert (1910) charakterisiert das Habitat von *Pardosa saturator* mit „région subalpine et alpine. Au bord des torrents et près des glaciers, en été“. Er listet nur Fundorte in der Schweiz auf, die oberhalb von 1000 m liegen; die meisten seiner Nennungen

kommen aus der Höhenstufe oberhalb von 1600 m. Den hochalpinen Charakter der Art betonen auch Heimer & Nentwig (1991, p. 344) in ihrer ökologischen Charakterisierung: „Im alpinen Bereich bis zur Schneegrenze, im Geröll, auf Felsen, auf Eis.“ Buchar & Thaler (2002) nennen als höchsten Fundort den Piz Lat in über 2700 m Höhe (siehe auch Thaler & Knoflach 1997).

Tongiorgi (1966) beschreibt in seiner *Pardosa*-Revision die Arten *Pardosa wagleri* und *Pardosa saturator* im Wesentlichen als höhenstufenmäßig getrennt: „They live at different altitudes, *P. wagleri* on plains and along the lower courses of rivers and of streams. The upper limit of this species must be located between 1000 to 1400 m, but most populations live between sea level and 300 to 400 m. *Pardosa saturator* seems limited to altitudes above 1400 m, the optimal habitat being over 2000 m, near glaciers. The two do not come into contact or, if there is a zone of overlap it is in the area between about 1000 to 1400 m altitude“. Barthel & von Helversen (1990) unterstreichen die angebliche höhenstufenmäßige Trennung der Arten und berichten von zwei syntopen Vorkommen von *Pardosa wagleri* und *Pardosa saturator* am Lech um etwa 1000 m Höhe. Nach den Untersuchungen von Steinberger (1996) im Lechtal kommt *Pardosa wagleri* im Unterlauf des Lechs von Musau (Seehöhe 821 m) bis Vorderhornbach (974 m) vor; von Elmen (Seehöhe 976 m) an flussaufwärts lebt dagegen *Pardosa saturator*. Die präzise und differenzierte ökologischen Charakterisierung der beiden Arten, die bereits Dahl (1908) vorgenommen hatte, geriet angesichts dieser Befunde zugunsten einer postulierten Nischentrennung entlang der 1000-m-Höhenlinie in Vergessenheit.

Nach dieser jüngeren Auffassung dürfte allerdings *Pardosa saturator* in den Gesäuse-Schottergräben gar nicht vorkommen, geschweige denn dominant auftreten. Allerdings existieren auch schon seit Längerem Befunde, die Zweifel an der höhenstufenmäßigen Nischentrennung der Schwesterarten *Pardosa wagleri* und *Pardosa saturator* hätten nähren können. So berichtet schon Buchar (1981) von Funden der Spinne *Pardosa saturator* in Schutthalden der Innsbrucker Martinswand aus 700 m Höhe und von der Arzler Reise aus 800 m, also aus Höhenlagen, die mit jenen der vorliegenden Studie durchaus vergleichbar sind.

Die vorliegenden zahlenmäßig starken Nachweise aus Höhen von 580 bis 820 m deuten jedenfalls an, dass *Pardosa saturator* keineswegs auf Höhen von oberhalb 1000 m beschränkt ist, sondern in Schutthalten und Schotterflächen auch tieferer Lagen vorkommt. Zwar zeigt *Pardosa saturator* in den vier hier untersuchten Schottergräben innerhalb der Probepunkte

eine leichte Bevorzugung höher gelegener Probeflächen, aber diese Beziehung ist mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 19 % nicht signifikant. Gegen ein dealpines

Verbreitungsmuster, also die Vorstellung, dass sich die Vorkommen in den Gräben aus gelegentlich heruntergespülten Individuen speisen, die aus größeren Höhen stammen, spricht die Häufigkeit, (relative) Konstanz und Dominanz der Art in den Schottergräben.

Wie die vorliegende Studie zeigt, reagieren die Individuenzahlen kaum auf negative Umwelteinflüsse wie hohe Temperaturen und Trockenheit im Juli 2023. Die einzigartige Fähigkeit der Art, mit extremen Temperaturunterschieden, Nahrungsmangel, Dürrephasen, Hochwasserrisiken umgehen zu können, hat zur Folge, dass diese Art die Schottergräben praktisch vollständig dominiert.

Die Nischentrennung zu *Pardosa wagleri* scheint, in Einklang mit den frühen Beobachtungen und Charakterisierungen von Dahl (1908), eher mit der Toleranz austrocknender ephemerer Bachläufe in Zusammenhang zu stehen. *Pardosa saturator* ist offenbar in der Lage, extrem karge, nahrungs- und langfristig wasserarme Blockhalden zu besiedeln und gleichzeitig Sturzfluten in den Gräben zu überdauern. Diese Fähigkeit versetzt sie in die Lage, auch in größerer Höhe bis in Gletschervorfelder (Paulus & Paulus 1997) vorzukommen. Demgegenüber scheint *Pardosa wagleri* nach der Dahlschen Habitatsystematik nie an ephemeren Bächen vorzukommen, sondern eine normal ripicole Lebensweise zu pflegen.

Pardosa saturator wird zwar in der Literatur regelmäßig mit Block- und Schutthalden in Verbindung gebracht (Dahl 1908: „unter groben Geröllblöcken“; Buchar & Thaler 1997: „euryzonal von Schutthalden“). Im Untersuchungsgebiet reagiert sie aber nach den statistischen Auswirkungen der vorliegenden Studie auf die Erhöhung der Blockgröße negativ (Tab. 11). Auch wenn die Art Bachgräben wie das Haindlkar mit inzwischen im Mittel sehr großen Blöcken keineswegs meidet: Größere und dichtere Populationen kann sie offenbar in Schottergräben mit kleineren Steingrößen aufbauen; sie bieten mehr Versteckmöglichkeiten und eine größere Variation im Mikrohabitat. Die Zunahme im Weißenbachgraben dürfte mit dieser strukturellen Diversifizierung zusammenhängen. Möglicherweise deutet die geringere Dichte in Gräben mit großen Blöcken auch auf eine Populationsdezimierung durch vorangegangene Sturzflutereignisse hin. Im Untersuchungsgebiet kommt *Pardosa saturator* in allen 10 untersuchten Zonen vor, allerdings in recht unterschiedlicher Häufigkeit (Tab. 9). Im Gsenggraben auf der

Abraumflächen G2 wird die Art von *Xerolycosa nemoralis* ersetzt und ist dort weitgehend auf den schmalen Bachabschnitt im Südteil des Gebiets beschränkt.

Möglicherweise haben sich *Pardosa saturator* und die kleinere, aber morphologisch sonst kaum unterscheidbare Schwesterart *Pardosa wagleri* durch unterschiedliche Selektionsmechanismen (Southwood 1977) aus ihrer gemeinsamen Mutterart herausentwickelt. Während die flussnahen Individuen der r-Selektion unterlagen und energiereiches Angespül nutzten, unterlagen die flussferneren Individuen zunehmend der A-Selektion (A von ‚adversity‘, vgl. Southwood 1997). Die unterschiedliche Überlebensstrategie trennte schließlich die Populationen auch räumlich. *Pardosa saturator* war auf den weiträumigen trockenen Schotterfluren natürlicher Umlagerungstrecken konkurrenzlos, während *Pardosa wagleri* auf hohe Effizienz der Ausnutzung des Nahrungsangebots an der Uferlinie selektiert wurde. *Pardosa saturator* war damit prädestiniert für Lebensraumsituationen, wie sie in den Schottergräben vorgefunden werden. Diese Hypothese müsste anhand von reichem Material näher überprüft werden. Mit der Regulierung der Alpenflüsse sind große Teile des verfügbaren Lebensraums für *Pardosa saturator* verloren gegangen. Aufgrund ihrer großen Höhenverbreitung und ihrer offensichtlichen Toleranz für klimatische Extremsituationen scheint die Art nicht unmittelbar vom Aussterben bedroht, dennoch sind Lebensraumsituationen, wie sie die Schottergräben bieten, für das Überleben der Art von besonderer Wichtigkeit.

Insektensterben, Klimawandel, Global Change

Vor einigen Jahren wurde die biologische Wissenschaft mit unerfreulichen Untersuchungsergebnissen konfrontiert, die einen anhaltenden drastischen Rückgang der Individuenzahlen von Arthropoden in unterschiedlichen Lebensräumen und Konstellationen feststellten (Hallmann et al. 2017, Seibold et al. 2019, Überblick in Rabitsch et al. 2020). Angesichts der weiten räumlichen Verbreitung der Befunde musste von übergeordneten Faktoren ausgegangen werden, die für die Rückgänge verantwortlich sind.

Die Befunde der vorliegenden Studie stehen mit diesen beobachteten Trends grundsätzlich in Einklang: Fast alle untersuchten Tiergruppen zeigen Rückgänge in den Arten- und Individuenzahlen zwischen 2012 und 2023.

Rabitsch & Zulka (2024) diskutieren eine Reihe von Faktoren, die als Ursache für die globalen Rückgänge in Betracht kommen. Für die Erklärung der Rückgänge in den

Gesäuse-Schottergräben scheiden landwirtschaftliche Änderungen und Lichtverschmutzung angesichts der Lage der Untersuchungsgebietes inmitten eines Nationalparks wohl a priori aus. Der Klimawandel bleibt als möglicher Faktor übrig; die Temperaturerhöhung 2023 gegenüber 2012 ist sowohl lokal auf den Probeflächen als auch regional durch Klimadaten eindeutig dokumentiert. Während die direkten Einflüsse der Erwärmung zwar drastisch fühlbar waren (im Juli 2023 waren Aufsammlungen in manchen Gräben physisch praktisch unmöglich), dürften eher die indirekten, aus der Erwärmung abgeleiteten Faktoren für die beobachteten Muster verantwortlich sein. So ändert der Klimawandel die Niederschlagsmuster, was zu längeren Dürrephasen und stärkeren Abflussereignissen beiträgt. Einigermaßen unbeschadet überstand die relative Dürre des Jahres 2023 nur die Spinne *Pardosa saturator*, während die regelmäßig vorkommenden Käferarten der Schottergräben im Vergleich zum Jahr 2012 mit starken Individuen-Einbußen reagierten. Aber auch die genannte Spinne scheint indirekt Klimawandel- beeinflusst: So reagierte sie einerseits auf die Abschwemmung von kleineren Schottersteinen, andererseits auf die Zunahme der Vegetationsdichte bei langem Ausbleiben des oberflächlichen Abflusses signifikant negativ. Wie in vielen ähnlich gelagerten Fällen sind also nicht die direkten Temperaturerhöhungseffekte des Klimawandels für die Organismen ausschlaggebend, sondern dadurch ausgelöste und verstärkte Sekundäreffekte.

Limitationen

Die vorliegende Studie unterliegt einigen Einschränkungen, die für die Interpretation der Ergebnisse ins Kalkül gezogen werden müssen:

(1) Sowohl die Beprobung 2012 als auch die Beprobung 2023 sind Momentaufnahmen. Ein langfristiger Trend ist aus den beiden Untersuchungen somit nicht streng ableitbar. Wenn beispielsweise 2012 ein für die Arthropoden außergewöhnlich gutes Jahr war und 2023 eine außergewöhnlich schlechtes, dann sind aus dem Vergleich der beiden Jahre, wie er hier vorgenommen wurde, nicht unbedingt gültige Ableitungen für die Zukunft möglich.

Didham et al. (2020) diskutieren ausführlich die Schwierigkeiten, die sich aus Momentaufnahmen für die Bewertung des Insektensterbens ergeben.

Andererseits sind nicht alle hier gewonnenen Befunde Momentaufnahmen. So lassen die beobachteten Änderungen in den Umweltparametern auf längerfristige Entwicklungen schließen, die auch korrelativ mit bestimmten Häufigkeitsmustern der Organismen einhergehen, wie gezeigt wurde.

(2) Weiters sind die Umweltparameter teilweise durch Schätzungen und nicht durch formale Messungen erhoben wurden. Im Zeitraum von 11 Jahren kann sich die interne Metrik auch bei ein und demselben Bearbeiter auf einer Schätzsкала verschieben. Die erhobenen Unterschiede sind allerdings meist sehr deutlich und kaum mit veränderter Wahrnehmung zu erklären. Eine formale Korngrößen- oder Vegetationsbestimmung hätten den Aufwand des Projekts immens erhöht und angesichts der vorhandenen Variabilität wohl auch nur bei großen Probenzahlen zu deutlich verbesserten Messwerten geführt.

(3) Ausschlaggebend für die Häufigkeitsmuster der Arthropoden in den Schottergräben ist sicherlich zu einem großen Teil die Abfolge der oberirdischen Überflutungen. Hering et al. (2004) beschreiben die zeitlichen Auswirkungen eines Flutpulses auf die Arthropodengemeinschaften der Isarauen und stellen die niedrigsten Individuenzahlen unmittelbar nach dem Überflutungsereignis fest und die höchsten Individuenzahlen zwei Monate danach. Die Überflutungs-Vorgeschichte der Schottergräben ist aber nicht bekannt und als den Abflussdaten der Enns, wie hier vorgenommen, nur mittelbar ableitbar. Es ist zu erwarten, dass die Häufigkeit, Heftigkeit und zeitliche Lage der Hochwasserereignisse in einem Jahr die Häufigkeit der Arthropoden in der Folgezeit entscheidend bestimmen, bei der zweijährigen Spinne *Pardosa saturator* auch erst in den Folgejahren. Die Gesetzmäßigkeiten zwischen Hochwasser und Arthropodenhäufigkeit abzuleiten setzte aber Dauerbeobachtung über längere Zeit voraus und kann durch Raum-für-Zeit-Substitution, wie in der vorliegenden Untersuchung vorgenommen, nur begrenzt ersetzt werden.

Methodische Aspekte

Die Organismendaten dieser Studie wurden ausschließlich durch Zeitfang gewonnen. Die übliche Arthropoden-Erfassungsmethode – automatisch arbeitende Bodenfallen – konnte wegen der Überflutungsgefahr, aber auch wegen des Nationalpark-Status der Flächen und daraus abzuleitender Restriktionen bezüglich Massenfang, Entnahme und Tierschutz nicht angewendet werden. Es zeigte sich, dass die Zeitfang-Methode einige Vorteile mit sich bringt. Während Bodenfallenfänge sehr stark von Aktivität und damit von der Phänologie der Arten beeinflusst werden, liefert der Zeitfang aufgrund viel geringerer Detektabilitätsunterschiede überwiegend gleichmäßige Fangzahlen, die mit der tatsächlichen Häufigkeit der Arten vermutlich wesentlich besser in Einklang stehen (vergleiche Abb. 21, Abb. 23). Zeitfang macht überdies Lebensräume einem quantitativen

Monitoring zugänglich, die sich aufgrund ihrer Dynamik für die Erfassung mit Bodenfallen nicht eignen.

Auch wenn bei ein und demselben Sammler Detektabilitätsunterschiede gänzlich nicht auszuschließen sind (Erfahrung, Optimierung des Suchverhaltens, aber auch physischer Verfall, schlechtere optische Fähigkeiten), so bewegen sich diese doch in einer anderen Größenordnung als Detektabilitätsunterschiede durch variierende Aktivitätsmuster der Arten. Für die Untersuchung zeitlicher Trends erscheint die Methode daher nicht nur geeignet, sondern in mancher Hinsicht durchaus vorteilhaft.

Danksagung

Besonderer Dank gebührt Alexander Maringer für die Beauftragung und Betreuung der Studie, den Hinweis auf Temperaturdaten der Klimastationen Weidendom und Zinödl und der Fristerstreckung des Abgabetermins. Lisa Zechmeister war bei einer der Aufsammlungen unterstützend dabei. Katharina Huchler gab wertvolle Anregungen zur Verwendung von R und las das Manuskript kritisch. Norbert Milasowszky diskutierte die Anwendung von gemischten statistischen Modellen in der Ökologie. Gerhard Kubach diskutierte die Schwesterartbeziehung von *Asaphidion austriacum/flavipes* und regte damit eine Überprüfung des Materials an. Allen sei herzlich gedankt.

Literatur

- Assing, V., Schülke, M. (2012): Die Käfer Mitteleuropas. Band 4. Staphylinidae (exklusive Aleocharinae, Pselaphinae und Scydmaeninae). 2. neu bearbeitete Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 560 pp.
- Barthel, J., von Helversen, O. (1990): *Pardosa wagleri* (Hahn 1822) and *Pardosa saturator* Simon 1937, a pair of sibling species (Araneae, Lycosidae). Bulletin de la Société Européenne d'Arachnologie H. S. 1: 17–23.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., Walker, S. C. (2025): Fitting linear mixed-effects models using lme4. Journal of Statistical Software 67: 1–48.
<https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Buchar, J. (1981): Zur Lycosiden-Fauna von Tirol (Araneae, Lycosidae). Věstník československé společnosti zoologické 45: 4–13.
- Buchar, J., Thaler, K. (2002): Über *Pardosa atomaria* (C.L. Koch) und andere *Pardosa*-Arten an Geröllufeln in Süd- und Mitteleuropa (Araneae, Lycosidae). Linzer biologische Beiträge 34: 445–465.
- Chevan, A., Sutherland, M. (1991): Hierarchical partitioning. The American Statistician 45: 90–96.
- Dahl, F. (1908): Die Lycosiden oder Wolfspinnen Deutschlands und ihre Stellung im Haushalt der Natur. Nach statistischen Untersuchungen dargestellt. Abhandlungen der Kaiserlich Leopoldinisch-Carolinisch Deutschen Akademie der Naturforscher 88: 175–678.
- de Lessert, R. (1910): Araignées. Georg & Cie., Genève, Catalogue des Invertébrés de la Suisse, Fascicule 3, 639 pp.
- Degasperi, G. (2023): Kurzflügelkäfer (Coleoptera: Staphylinidae part.). In: Komposch, C. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Kärntens. Klagenfurt, Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten: 791–833.
- Didham, R. K., Basset, Y., Collins, C. M., Leather, S. R., Littlewood, N. A., Menz, M. H. M., Müller, J., Packer, L., Saunders, M. E., Schönrogge, K., Stewart, A. J. A., Yanoviak, S. P., Hassall, C. (2020): Interpreting insect declines: seven challenges and a way forward. Insect Conservation and Diversity 13: 103–114. <https://doi.org/10.1111/icad.12408>

Eason, E. H. (1982): A review of the north-west European species of Lithobiomorpha with a revised key to their identification. *Zoological Journal of the Linnean Society* 74: 9–33.

Frantine-Silva, W. (2024): R4eco – eco-analysis made easy in R. Internet:

<https://github.com/wilsonfrantine/R4eco>, abgerufen 1. 3. 2024.

Fuchsberger, J., Kirchengast, G., Bichler, C. (2024): WegenerNet climate station network Level 2 data version 8.0 (2007–2023). Wegener Center for Climate and Global Change, University of Graz, Austria. <https://doi.org/10.25364/WEGC/WPS8.0:2024.1>

Gruner, H. E. (1966): 53. Teil. Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda. 2. Lieferung. In: Dahl, M, Peus, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, 151–380.

Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., de Kroon, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12: e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>

Heimer, S. & Nentwig, W. (1991): Spinnen Mitteleuropas. Ein Bestimmungsbuch. Paul Parey, Berlin, 543 pp.

Hering, D., Plachter, H. (1997): Riparian ground beetles (Coleoptera, Carabidae) preying on aquatic invertebrates – a feeding strategy in alpine floodplains. *Oecologia* 111: 261–270. <https://doi.org/10.1007/s004420050234>

Hering, D., Gerhard, M., Manderbach, R., Reich, M. (2004): Impact of a 100-year flood on vegetation, benthic invertebrates, riparian fauna and large woody debris standing stock in an alpine floodplain. *River Research and Applications* 20: 445–457. <https://doi.org/10.1002/rra.759>

Holzinger, A., Haseke, H., Stocker, E. (2011): A1 & A2 Managementplan Witterschutt und Geschiebe. Internet: http://www.np-gesaeuse.at/download/forschung/LIFE05NAT_A_78_A1+A2_MMP-GESCHIEBE_20110131_FR2011.pdf, abgerufen am 29.10.2012.

Holzinger, W. (2022): Eine neue Methode zur Erstellung Roter Listen in Österreich Natur und Landschaft 97: 494–503.

James, F. C., McCulloch, C. E. (1990): Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box? *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 129–166.

Komposch, C. (2023a): Methodik Rote Liste Kärntens. In: Komposch, C. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Kärntens. Klagenfurt, Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten: 113–133.

Komposch, C. (2023b): Spinnen (Arachnida: Araneae). In: Komposch, C. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Kärntens. Klagenfurt, Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten: 481–568.

Komposch, C. (2023c): Weberknechte (Arachnida: Opiliones). In: Komposch, C. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Kärntens. Klagenfurt, Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten: 449–478.

Komposch, C. (Hrsg., 2023d): Rote Liste gefährdeter Tiere Kärntens. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt, 1072 pp.

Lai, J., Zou, Y., Zhang, J., Peres-Neto, P. R. (2022a): Generalizing hierarchical and variation partitioning in multiple regression and canonical analyses using the rdacca.hp R package. *Methods in Ecology and Evolution*: 782–788. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13800>

Lai, J., Zou, Y., Zhang, S., Zhang, X., Mao, L. (2022b): glmm.hp: an R package for computing individual effect of predictors in generalized linear mixed models. *Journal of Plant Ecology* rtac096: 1302–1309. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtac096>

Land Steiermark 2024a: Hygrographie Datenvisualisierung. Internet: <https://egov.stmk.gv.at/at.gv.stmk.hydavis-p/pub/presentation/index.xhtml?messcode=1001&ansichtstyp=karte&stationsstatus=%5Bonline%5D&dswid=-655&hdnr=N1590&detail=download>, abgerufen 29. 11. 2024.

Land Steiermark 2024b: Hygrographie Datenvisualisierung. <https://egov.stmk.gv.at/at.gv.stmk.hydavis-p/pub/presentation/index.xhtml?dswid=5385&messcode=2002&ansichtstyp=karte&stationsstatus=%5Bonline%5D&hdnr=ow1554>, abgerufen 29. 11. 2024.

Legendre, P., Legendre, L. (1998): *Numerical Ecology* (2nd English edition). Elsevier, Amsterdam, *Developments in Environmental Modelling*, 20, 853 pp.

Mac Nally, R. (1996): Hierarchical partitioning as an interpretative tool in multivariate inference. *Australian Journal of Ecology* 21: 224–228.

Martens, J. (1978): Weberknechte, Opiliones. Gustav Fischer, Jena, *Tierwelt Deutschlands* 64, 464 pp.

- McCullagh, P., Nelder, J. A. (1983): Generalized linear models. Chapman & Hall, London, 261 pp.
- Miller, F. (1971): Řád Pavouci – Araneida. [Ordnung Spinnen – Araneida.] In: Daniel, M., Černý, V. (Hrsg.): Klíč Zvířeny ČSSR. Díl IV. Praha, Academia: 51–306.
- Müller-Motzfeld, G. (Hrsg., 2004): Die Käfer Mitteleuropas Band 2. Adephaga 1: Carabidae (Laufkäfer). 2. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 521 pp.
- Nakagawa, S., Johnson, P. C. D., Schielzeth, H. (2017): The coefficient of determination R^2 and intra-class correlation coefficient from generalized linear mixed-effects models revisited and expanded. *Journal of the Royal Society Interface* 14: 20170213.
<https://doi.org/10.1098/rsif.2017.0213>
- Ökoteam (2009): Tierische Endemiten im Nationalpark Gesäuse. Auftreten ausgewählter endemischer und subendemischer Spinnentiere und Insekten. Unveröffentlichter Projektendbericht im Auftrag der Nationalpark-Gesäuse-GmbH., Internet: <https://www.nationalpark.co.at/forschung/veroeffentlichungen/wirbellose-tiere/2935-2009-tierische-endemiten-im-nationalpark-gesaeuse>, abgerufen am 1.11.2012.
- Paill, W. (2023): Laufkäfer (Carabidae). In: Komposch, C. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Kärntens. Klagenfurt, Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten: 755–789.
- Paulus, U., Paulus, H. F. (1997): Zur Zönologie von Spinnen auf dem Gletschervorfeld des Hornkees in den Zillertaler Alpen in Tirol (Österreich) (Arachnida, Araneae). *Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins in Innsbruck* 84: 227–267.
- Posit Team (2024): RStudio: Integrated Development Environment for R. Version 2024.9.1.394 "Cranberry Hibiscus". Posit Software, PBC, Boston, Internet: <http://www.posit.co/>, abgerufen am 1.11.2024.
- R Core Team (2024): R: A language and environment for statistical computing. Version 4.4.2. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Internet: <https://www.R-project.org/>, abgerufen am 1.11.2024.
- Rabitsch, W., Essl, F. (Hrsg., 2009): Endemiten. Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten und Umweltbundesamt GmbH, Klagenfurt und Wien.
- Rabitsch, W., Zulka, K. P., Götzl, M. (2020): Insekten in Österreich. Artenzahlen, Status, Trends, Bedeutung und Gefährdung. REP-0739. Umweltbundesamt, Wien.
-

Rabitsch, W., Zulka, K. P. (2024): The insect decline syndrome. In: Rodríguez, J., Novoa, A., Pyšek, P. (eds.): Biological Invasions and Global Insect Decline. Elsevier & Academic Press: 47–89.

Renkonen, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. *Annales Zoologici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae "Vanamø"* 6: 1–231.

Schubart, O. (1934): 28. Teil. Tausendfüßler oder Myriapoda 1: Diplopoda. In: Dahl, M., Bischoff, H. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. 1–318.

Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J. C., Linsenmair, K. E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E. D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W. W. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574: 671–674.

Southwood, T. R. E. (1977): Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46: 337–365.

Steinberger, K.-H. (1996): Die Spinnenfauna der Uferlebensräume des Lech (Nordtirol, Österreich) (Arachnida: Araneae). *Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins in Innsbruck* 83: 187–210.

Thaler, K., Knoflach, B. (1997): Funde hochalpiner Spinnen in Tirol 1992–1996 und Beifänge (Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Diplopoda, Coleoptera). *Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins in Innsbruck* 84: 159–170.

Tongiorgi, P. (1966): Italian wolf spiders of the genus *Pardosa* (Araneae, Lycosidae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology Harvard* 134: 275–334.

Underwood, A. J. (1996): Spatial and temporal problems with monitoring. In: Petts, G., Calow, P. (eds.): River restoration. Selected extracts from *The Rivers Handbook*. Oxford, Blackwell Science: 182–204.

Zimmermann, T. (2021): Vegetationsmonitoring ehemaliger Abbaufächen in den Schuttgräben Gseng und Weissenbachl (1. Wiederholung). Teil I: Gseng. Eigenverlag, Graz, Internet:

https://www.parks.at/npg/pdf_public/2022/51329_20221011_121243_Zimmermann2021-VegetationsmonitoringehemaligerAbbaufachen.pdf, abgerufen am 1.2.2025.

Zimmermann, T. (2022): Vegetationsmonitoring ehemaliger Abbaufächen in den Schuttgräben Gseng und Weißenbachl (1. Wiederholung). Teil II: Weißenbachl.

Eigenverlag, Graz, Internet:

http://www.parcs.at/npg/pdf_public/2023/52099_20230224_121119_Zimmermann2022-VegetationsmonitoringehemaligerAbbaufachen.pdf, abgerufen am 1.2.2025,

Zulka, K. P. (2013a): Analyse des Einflusses von Schotterbaggerungen auf die epigäische Arthropodenfauna im Nationalpark Gesäuse. Endbericht im Auftrag der Nationalpark Gesäuse GmbH, Weng im Gesäuse, 54 pp.

Zulka, K. P. (2013b): Effect of gravel mining on the surface-active arthropod fauna of ephemeral gravel-bed stream valleys in the National Park Gesäuse (Styria, Austria). In: Bauch, K. (Hrsg.): Conference Volume. 5th Symposium for Research in Protected Areas 10 to 12 June 2013, Mittersill. CD-Version. Salzburg, Salzburger Nationalparkfonds: 843–848. Internet:

http://www.landesmuseum.at/pdf_frei_remote/NP_Hohe_Tauern_Conference_5_0843-0848.pdf, abgerufen am 28.11.2013.

Zulka, K. P., Gilli, C., Paternoster, D., Banko, G., Schrott-Ehrendorfer, L., Niklfeld, H. (2022): Biodiversity coverage of Austrian National Parks. *Acta ZooBot Austria* 158: 13–47.

Appendix

Appendix 1: Zonösen der Standorte 2012 und 2023 exklusive juveniler Spinnen

In der folgenden Tabelle sind die juvenilen Spinnen herausgerechnet: Die Zahlen sind damit mit den üblichen Bodenfallenaufsammlungen kompatibel und können für Vergleiche mit Zönosen anderer Studien herangezogen werden.

Aufsammlung 2012:

Art	G1	G2	G3	H1	H2	K1	K2	W1	W2	W3	Summe
Araneae	18	39	26	46	46	18	56	25	19	25	318
<i>Aelurillus v-insignitus</i>				1							1
<i>Apostenus fuscus</i>											
<i>Araneus diadematus</i>	0			1							1
<i>Araneus sturmi</i>											
<i>Asianellus festivus</i>			1								1
<i>Asthenargus paganus</i>									1		1
<i>Attulus atricapillus</i>		1					7				8
<i>Cryptachaea riparia</i>							0			1	1
<i>Evarcha falcata</i>				1							1
<i>Frontinellina frutetorum</i>				1							1
<i>Heliophanus aeneus</i>					1						1
<i>Histopona torpida</i>		1									1
<i>Inermocoelotes inermis</i>											
<i>Lepthyphantes notabilis</i>	1										1
<i>Liocranoeca striata</i>		1					1		2		4
<i>Mangora acalypha</i>											
<i>Metellina segmentata</i>										0	0
<i>Neriere clathrata</i>											
<i>Neriere radiata</i>											
<i>Pachygnatha listeri</i>									1		1
<i>Parasteatoda tepidariorum</i>											
<i>Pardosa alacris</i>			1								1
<i>Pardosa lugubris</i>							1			1	2
<i>Pardosa riparia</i>						1				1	2
<i>Pardosa saturator</i>	16	27	22	40	45	14	14	24	15	16	233
<i>Phrurolithus festivus</i>										1	1
<i>Piratula knorri</i>			1								1
<i>Pisaura mirabilis</i>											
<i>Talavera petrensis</i>											
<i>Tenuiphantes mengei</i>				1							1
<i>Tenuiphantes tenebricola</i>							1				1
<i>Tetragnatha nigrata</i>											
<i>Trochosa terricola</i>							1			2	3
<i>Xerolycosa nemoralis</i>		9	1	1		2	31	1		3	48
<i>Xysticus audax</i>											
<i>Xysticus cristatus</i>	1										1
<i>Zelotes aeneus</i>											
<i>Zelotes subterraneus</i>						1					1

Carabidae	28	54	31	3	3	10	14	7	13	30	193
<i>Abax parallelepipedus</i>			1								1
<i>Agonum sexpunctatum</i>		1									1
<i>Amara ovata</i>			1								1
<i>Asaphidion austriacum</i>						1					1
<i>Asaphidion pallipes</i>		2									2
<i>Bembidion bualei</i>		39	19			2	2	1	5	21	89
<i>Bembidion conforme</i>		3									3
<i>Bembidion deletum</i>							1				1
<i>Bembidion longipes</i>			3	2	3	4		4	4	3	23
<i>Bembidion stephensii</i>										1	1
<i>Carabus arcensis</i>											
<i>Carabus intricatus</i>	1										1
<i>Cicindela transversalis</i>			4			1					5
<i>Elaphropus quadrisignatus</i>	27	9		1		1	10	2	3	5	58
<i>Leistus montanus</i>						1					1
<i>Nebria picicornis</i>			2				1				3
<i>Pterostichus niger</i>			1								1
<i>Pterostichus panzeri</i>									1		1
Diplopoda										3	3
<i>Haploglomeris multistriata</i>											
<i>Leptoiulus noricus</i>										3	3
Isopoda	1	20	4	1	1	1				1	29
<i>Armadillidium versicolor</i>	1	19	3	1							24
<i>Hyloniscus riparius</i>		1									1
<i>Ligidium germanicum</i>			1								1
<i>Trachelipus rathkii</i>										1	1
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>					1	1					2
Lithobiomorpha	6	12	1	2	4	5	16	2	5	21	74
<i>Lithobius dentatus</i>											
<i>Lithobius forficatus</i>	4	9	1	1	1	4	14	1	1	19	55
<i>Lithobius lucifugus</i>	2	3		1	3	1	2	1	4	2	19
<i>Lithobius tenebrosus</i>											
Opiliones						1					1
<i>Leiobunum rupestre</i>						1					1
<i>Phalangium opilio</i>											
Staphylinidae	1	57	4	3	7		11	1	19	72	175
<i>Deleaster dichrous</i>											
<i>Lathrobium geminum</i>		1									1
<i>Paederidus rubrothoracicus</i>					1			1			2
<i>Philonthus micans</i>			1								1
<i>Platydomene springeri</i>											
<i>Stenus asphaltinus</i>	1										1
<i>Stenus fossulatus</i>			1		1						2
<i>Stenus longipes</i>		56	2	3	5		11		19	72	168
Summe	54	182	66	55	61	35	97	35	56	152	793

Aufsammlung 2023:

Art	G1	G2	G3	H1	H2	K1	K2	W1	W2	W3	Summe
Araneae	11	27	18	31	15	14	7	50	34	24	231
<i>Aelurillus v-insignitus</i>				1					2		3
<i>Apostenus fuscus</i>	1	1						1			3
<i>Araneus diadematus</i>	0										0
<i>Araneus sturmi</i>				1							1
<i>Asianellus festivus</i>											
<i>Asthenargus paganus</i>											
<i>Attulus atricapillus</i>		2		4					1		7
<i>Cryptachaea riparia</i>											
<i>Evarcha falcata</i>											
<i>Frontinellina frutetorum</i>		4		3							7
<i>Heliophanus aeneus</i>		1	3	1	2				1		8
<i>Histopona torpida</i>						2				1	3
<i>Inermocoelotes inermis</i>		1									1
<i>Lepthyphantes notabilis</i>											
<i>Liocranoeca striata</i>				1			0	1		1	3
<i>Mangora acalypha</i>		1									1
<i>Metellina segmentata</i>			1							2	3
<i>Neriere clathrata</i>										1	1
<i>Neriere radiata</i>		1									1
<i>Pachygnatha listeri</i>											
<i>Parasteatoda tepidariorum</i>				1	3						4
<i>Pardosa alacris</i>											
<i>Pardosa lugubris</i>			1							1	2
<i>Pardosa riparia</i>											
<i>Pardosa saturator</i>	9	8	10	14	9	11	7	48	26	14	156
<i>Phrurolithus festivus</i>											
<i>Piratula knorri</i>											
<i>Pisaura mirabilis</i>		1				1			1	0	3
<i>Talavera petrensis</i>				1							1
<i>Tenuiphantes mengei</i>											
<i>Tenuiphantes tenebricola</i>			1								1
<i>Tetragnatha nigrata</i>			1								1
<i>Trochosa terricola</i>				1							1
<i>Xerolycosa nemoralis</i>		6	1	2	0		0		3	4	16
<i>Xysticus audax</i>	1	1		1							3
<i>Xysticus cristatus</i>											
<i>Zelotes aeneus</i>					1						1
<i>Zelotes subterraneus</i>											
Carabidae	1	5	11	5	5	8	5	2	7	20	69
<i>Abax parallelepipedus</i>											
<i>Agonum sexpunctatum</i>											

<i>Amara ovata</i>											
<i>Asaphidion austriacum</i>						1					1
<i>Asaphidion pallipes</i>									1		1
<i>Bembidion bualei</i>	4	6	1		1	3	1	2	11		29
<i>Bembidion conforme</i>											
<i>Bembidion deletum</i>											
<i>Bembidion longipes</i>			1	1	3			1	1	1	8
<i>Bembidion stephensii</i>						1					1
<i>Carabus arcensis</i>									1		1
<i>Carabus intricatus</i>											
<i>Cicindela transversalis</i>			3	1	2	5	2		3	4	20
<i>Elaphropus quadrisignatus</i>	1	1		2					1	2	7
<i>Leistus montanus</i>											
<i>Nebria picicornis</i>			1								1
<i>Pterostichus niger</i>											
<i>Pterostichus panzeri</i>											
Diplopoda	1								10	2	13
<i>Haploglomeris multistriata</i>	1										1
<i>Leptoiulus noricus</i>									10	2	12
Isopoda	9	3	7	3	3	1	1				27
<i>Armadillidium versicolor</i>	9	2	7	1	2	1					22
<i>Hyloniscus riparius</i>		1		1							2
<i>Ligidium germanicum</i>											
<i>Trachelipus rathkii</i>											
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>				1	1		1				3
Lithobiomorpha	1	4	6	1	2	4	3		1	3	25
<i>Lithobius dentatus</i>							1				1
<i>Lithobius forficatus</i>		3	6	1	2	1	1		1	2	17
<i>Lithobius lucifugus</i>	1	1				3				1	6
<i>Lithobius tenebrosus</i>							1				1
Opiliones						1			1		2
<i>Leiobunum rupestre</i>						1					1
<i>Phalangium opilio</i>									1		1
Staphylinidae	1	1	3	12	2	2			16	24	61
<i>Deleaster dichrous</i>			1								1
<i>Lathrobium geminum</i>											
<i>Paederidus rubrothoracicus</i>											
<i>Philonthus micans</i>											
<i>Platydomene springeri</i>						1					1
<i>Stenus asphaltinus</i>							1				1
<i>Stenus fossulatus</i>											
<i>Stenus longipes</i>		1		3	12		2		16	24	58
Summe	22	41	43	43	37	30	18	52	69	73	428

Appendix 2: Position der Probeflächen

Koordinaten und Höhenlage der Probeflächen (GPS-Sensor-Genauigkeit)

Graben	Standort	Probefläche	Latitude [°]	Longitude [°]	Seehöhe [m]
Gsenggraben	G1	G1_P1	47,56851	14,59455	815
Gsenggraben	G1	G1_P2	47,56817	14,59552	770
Gsenggraben	G1	G1_P3	47,56816	14,59173	730
Gsenggraben	G1	G1_P4	47,56832	14,59512	792
Gsenggraben	G1	G1_P5	47,56806	14,59551	790
Gsenggraben	G1	G1_P6	47,56797	14,59602	825
Gsenggraben	G1	G1_P7	47,56920	14,59714	800
Gsenggraben	G2	G2_P1	47,56806	14,58704	669
Gsenggraben	G2	G2_P2	47,56812	14,58608	650
Gsenggraben	G2	G2_P3	47,56785	14,58765	667
Gsenggraben	G2	G2_P4	47,56764	14,58804	682
Gsenggraben	G2	G2_P5	47,56760	14,58812	678
Gsenggraben	G2	G2_P6	47,56776	14,58861	721
Gsenggraben	G2	G2_P7	47,56803	14,58641	695
Gsenggraben	G3	G3_P1	47,56929	14,58441	614
Gsenggraben	G3	G3_P2	47,56927	14,58436	621
Gsenggraben	G3	G3_P3	47,56921	14,58466	635
Gsenggraben	G3	G3_P4	47,56927	14,58429	632
Gsenggraben	G3	G3_P5	47,56908	14,58495	637
Gsenggraben	G3	G3_P6	47,56913	14,58483	622
Gsenggraben	G3	G3_P7	47,56903	14,58490	635
Haindlkar	H1	H1_P1	47,58182	14,61167	652
Haindlkar	H1	H1_P2	47,58150	14,61173	633
Haindlkar	H1	H1_P3	47,58105	14,61205	645
Haindlkar	H1	H1_P4	47,58091	14,61238	633
Haindlkar	H1	H1_P5	47,58123	14,61243	642
Haindlkar	H1	H1_P6	47,58073	14,61249	642
Haindlkar	H1	H1_P7	47,58071	14,61239	647
Haindlkar	H2	H2_P1	47,58314	14,60903	582
Haindlkar	H2	H2_P2	47,58316	14,60953	608
Haindlkar	H2	H2_P3	47,58307	14,60921	593
Haindlkar	H2	H2_P4	47,58317	14,60920	604
Haindlkar	H2	H2_P5	47,58303	14,60935	597
Haindlkar	H2	H2_P6	47,58251	14,61053	634
Haindlkar	H2	H2_P7	47,58180	14,61087	620
Kainzenalplgraben	K1	K1_P1	47,56532	14,58298	678
Kainzenalplgraben	K1	K1_P2	47,56554	14,58255	661
Kainzenalplgraben	K1	K1_P3	47,56532	14,58349	685
Kainzenalplgraben	K1	K1_P4	47,56557	14,58273	686
Kainzenalplgraben	K1	K1_P5	47,56520	14,58409	684
Kainzenalplgraben	K1	K1_P6	47,56541	14,58322	660
Kainzenalplgraben	K1	K1_P7	47,56534	14,58350	671
Kainzenalplgraben	K2	K2_P1	47,56614	14,58086	640
Kainzenalplgraben	K2	K2_P2	47,56572	14,58138	622

Kainzenalplgraben	K2	K2_P3	47,56571	14,58144	645
Kainzenalplgraben	K2	K2_P4	47,56547	14,58252	645
Kainzenalplgraben	K2	K2_P5	47,56582	14,58178	656
Kainzenalplgraben	K2	K2_P6	47,56587	14,58180	649
Kainzenalplgraben	K2	K2_P7	47,56544	14,58169	648
Weißbachlgraben	W1	W1_P1	47,60548	14,64553	773
Weißbachlgraben	W1	W1_P2	47,60556	14,64555	785
Weißbachlgraben	W1	W1_P3	47,60561	14,64581	722
Weißbachlgraben	W1	W1_P4	47,60556	14,64550	764
Weißbachlgraben	W1	W1_P5	47,60683	14,64670	720
Weißbachlgraben	W1	W1_P6	47,60752	14,64668	764
Weißbachlgraben	W1	W1_P7	47,60729	14,64675	731
Weißbachlgraben	W2	W2_P1	47,60098	14,64114	655
Weißbachlgraben	W2	W2_P2	47,60073	14,64239	680
Weißbachlgraben	W2	W2_P3	47,60153	14,64233	690
Weißbachlgraben	W2	W2_P4	47,60182	14,64224	655
Weißbachlgraben	W2	W2_P5	47,60124	14,64241	662
Weißbachlgraben	W2	W2_P6	47,60192	14,64227	685
Weißbachlgraben	W2	W2_P7	47,60225	14,64257	695
Weißbachlgraben	W3	W3_P1	47,59630	14,64306	630
Weißbachlgraben	W3	W3_P2	47,59676	14,64313	675
Weißbachlgraben	W3	W3_P3	47,59730	14,64274	660
Weißbachlgraben	W3	W3_P4	47,59699	14,64280	635
Weißbachlgraben	W3	W3_P5	47,59699	14,64263	626
Weißbachlgraben	W3	W3_P6	47,59725	14,64278	642
Weißbachlgraben	W3	W3_P7	47,59738	14,64244	646

Appendix 3: R-Code der statistischen Analysen.

Wilcoxon-Test:

```
Boxplot (data$Y_2012, data$Y_2023)
```

```
median (data$Y_2012)
```

```
mean (data$Y_2012)
```

```
median (data$Y_2023)
```

```
mean (data$Y_2023)
```

```
wilcox.test (data$Y_2012, data$Y_2023, paired = TRUE, correct = FALSE, conf.int = TRUE)
```

Clusteranalyse:

```
d <- as.dist (data)
dendrogram <- hclust (d=d, method = "average")
plot (dendrogram)
```

Nonmetric Multidimensional Scaling:

```
d <- as.dist (data)
library(MASS)
nmds_sol <- isoMDS (d, y = cmdscale(d, k=2), k=2, maxit = 100)
print (nmds_sol)
x <-nmds_sol$points[,1]
y <-nmds_sol$points[,2]
write.csv (nmds_sol, file = "nmds_result.csv")
```

Bootstrapping der Renkonen-Zahl:

```
df <- data.frame(data, row.names =1)
library(R4eco)
S <- renkonen (df, boot = 100)
library(openxlsx)
write.xlsx(S, "output.xlsx")
```

Allgemeines lineares Modell, Fangzahlen naturschutzrelevanter Arten:


```
#BACI design Gesamtfangzahlen naturschutzrelevanter Arten pro Standort Mitte (G2, W2)
```

```
dfrm <- data.frame (data)
```

```
#Inclusion of POSITION
```

```
mod1 <- lm (formula = data$IND ~ data$POSITION)
```

```
summary (mod1)
```

```
#Inclusion of RESTOR
```

```
mod2 <- lm (formula = data$IND ~ data$RESTOR)
```

```
summary (mod2)
```

```
#Inclusion of YEAR
```

```
mod3 <- lm (formula = data$IND ~ data$YEAR)
```

```
summary (mod3)
```

```
#Inclusion of POSITION * RESTOR
```

```
mod4 <- lm (formula = data$IND ~ data$POSITION * data$RESTOR)
```

```
summary (mod4)
```

```
#Inclusion of POSITION * RESTOR * YEAR
```

```
mod5 <- lm (formula = data$IND ~ data$POSITION * data$RESTOR * data$YEAR)
```

```
summary (mod5)
```

```
#Inclusion of RESTOR after YEAR * POSITION
```

```
mod6 <- lm (formula = data$IND ~ data$POSITION * data$YEAR)
```

```
summary (mod6)
```

```
mod7 <- lm (formula = data$IND ~ data$POSITION * data$YEAR + data$RESTOR)
```

```
summary (mod7)
```

```
c1 <- anova (mod6, mod7)
```

```
print(c1)
```

Lineare Regression (gemischtes Modell, Einzelvariable):

```
# Model 1 Altitude Univariate
dfrm <- data.frame (data)
mod1 <- lme4::lmer (PardSatuLn ~ (1|Valley) +(1|Year), data = dfrm, REML = FALSE)
summary (mod1)
mod2 <- lme4::lmer (PardSatuLn ~ Altitude + (1|Valley) +(1|Year) , data = dfrm, REML = FALSE)
summary (mod2)
c1 <- anova (mod1, mod2)
print(c1)
```

Hierarchische Partitionierung (gemischtes Modell, linear):

```
dfrm <- data.frame (data)
hpmod <- lme4::lmer (PardSatuLn ~ Altitude + AvgVegCov + AvgVegHei+ AvgTopsoil + Kanten + MiSandSchluff
+ (1|Valley)+(1|Year) , data = dfrm, REML = FALSE)
summary (hpmod)
library (glmm.hp)
hpres <- glmm.hp (hpmod, type = "adjR2")
print(hpres)
plot(hpres)
```

Modellaufbau

```
dfrm <- data.frame (data)
mod1 <- lme4::lmer (PardSatuLn ~ (1|Valley), data = dfrm, REML = FALSE)
summary (mod1)

#Inclusion fo Position
mod2 <- lme4::lmer (PardSatuLn ~ Position + (1|Valley) , data = dfrm, REML = FALSE)
summary (mod2)
c1 <- anova (mod1, mod2)
print(c1)

#Inclusion of Restor
mod3 <- lme4::lmer (PardSatuLn ~ Position + Restor + (1|Valley) , data = dfrm, REML = FALSE)
summary (mod3)
c1 <- anova (mod2, mod3)
print(c1)

#Inclusion of Interaction
mod4 <- lme4::lmer (PardSatuLn ~ Position + Restor + Position:Restor + (1|Valley) , data = dfrm, REML =
FALSE)
summary (mod4)
c1 <- anova (mod3, mod4)
print(c1)

#Inclusion of Year
mod5 <- lme4::lmer (PardSatuLn ~ Position + Restor + Position:Restor + Year + (1|Valley) , data = dfrm, REML =
FALSE)
summary (mod5)
c1 <- anova (mod4, mod5)
print(c1)

#Inclusion of Year Interaction
```

```
mod6 <- lme4::lmer (PardSatuLn ~ Position + Restor + Position:Restor + Year + Position:Restor:Year +  
(1|Valley) , data = dfrm, REML = FALSE)
```

```
summary (mod5)
```

```
c1 <- anova (mod5, mod6)
```

```
print(c1)
```

```
citation ("lme4")
```

Logistische Regression (gemischtes Modell, Einzelvariable)

```
#Test Univariate Logistic Regression between Env. Variables and Presence of Stenus longipes
```

```
#Model "Altitude" Univariate
```

```
dfrm <- data.frame (data)
```

```
library (lme4)
```

```
mod1 <- glmer (StenLongPres ~ (1 | Valley) + (1|Year), data = data, family = binomial)
```

```
summary (mod1)
```

```
mod2 <- glmer (StenLongPres ~(1 | Valley) + (1|Year) + Altitude,
```

```
data = data,
```

```
family = binomial)
```

```
summary (mod2)
```

```
c1 <- anova (mod1, mod2)
```

```
print(c1)
```

Hierarchische Partitionierung (gemischtes Modell, logistisch):

```
dfrm <- data.frame (data)
```

```
hpmod <- lme4::glmer (StenLongPres ~ Altitude + AvgVegCov + AvgVegHei+ AvgTopsoil + Kanten +  
MiSandSchluff + (1|Valley) + (1|Year) , data = dfrm, family = binomial)
```

```
summary (hpmod)
```

```
library (glmm.hp)
```

```
hpres <- glmm.hp (hpmod, type = "adjR2")
```

```
print(hpres)
```

```
plot(hpres)
```

Modellaufbau logistische Regression

```
dfrm <- data.frame (data)
```

```
mod0 <- lme4::glmer (StenLongPres ~ (1|Valley) , data = dfrm, family = binomial)
```

```
summary (mod0)
```

```
print(mod0)
```

```
plot(mod0)
```

```
mod1 <- lme4::glmer (StenLongPres ~ Restor + (1|Valley) , data = dfrm, family = binomial)
```

```
summary (mod1)
```

```
print(mod1)
```

```
plot(mod1)
```

```
comp1 <- anova (mod0, mod1)
```

```
print(comp1)
```

```
mod2 <- lme4::glmer (StenLongPres ~ Restor + Year + (1|Valley) , data = dfrm, family = binomial)
```

```
summary (mod2)
```

```
print(mod2)
```

```
plot(mod2)
```

```
comp2 <- anova (mod1, mod2)
```

```
print(comp2)
```

```
mod3 <- lme4::glmer (StenLongPres ~ Restor + Year + Restor:Year + (1|Valley) , data = dfrm, family = binomial)
```

```
summary (mod3)
```

```
print(mod3)
```

```
plot(mod3)
```

```
comp3 <- anova (mod2, mod3)
```

```
print(comp3)
```