



protectAlps

Erfassung chemischer Stressoren zum Schutz der
alpinen Biodiversität mit Schwerpunkt Insekten



Impressum

protectAlps – Erfassung chemischer Stressoren zum Schutz der alpinen Biodiversität mit Schwerpunkt Insekten

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

Bürgermeister-Ulrich-Straße 160

86179 Augsburg

Tel.: 0821 9071-0

E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de

Internet: www.lfu.bayern.de/

Text und Redaktion:

LfU: Dr. Veronika Hierlmeier-Hackl, Dr. Korbinian Freier

Universität Innsbruck: Prof. Birgit C. Schlick-Steiner, Prof. Florian M. Steiner

Bildnachweis:

alle Abbildungen LfU außer:

Titelbild: LASI – berge-wandern-natur.de

Abb. 2A, 2B: Sebastian Hackl

Abb. 2C: Dr. Veronika Hierlmeier-Hackl

Abb. 3A: Nils Struck

Abb. 3B: Philipp Stromberger

Abb. 3C: Joelle Kröll

Stand:

Februar 2026

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt.

Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 12 22 20 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	5
Abstract	6
1 Einführung	8
1.1 Stand der Forschung	8
1.2 Zielsetzung des Projekts	9
2 Probenahme und Analytik	10
2.1 Untersuchungsgebiete und Vegetationscharakterisierung	10
2.2 Erfassung der Stickstoffimmissionen	11
2.3 Probenahmen der Insekten	11
2.4 Chemische Analyse der Schadstoffkonzentrationen in den Insektenkörpern	13
2.4.1 Untersuchung von Zusammenhängen zwischen der trophischen Stufe und den Konzentrationen von PBT	13
2.5 Geometrische Morphometrie	14
2.6 Genetische Charakterisierung	15
2.7 Korrelation von chemischen Daten, Asymmetrien und genetischen Daten	18
3 Ergebnisse	19
3.1 Pilotergebnisse zur Stickstoffimmission	19
3.2 Schadstoffkonzentrationen in den Insekten	20
3.2.1 Hummeln (<i>Bombus</i> spp.)	20
3.2.2 Ameisen (<i>Formica</i> spp.)	22
3.2.3 Totengräberkäfer (<i>Nicrophorus</i> spp.)	23
3.2.4 Honigbienen (<i>Apis mellifera</i>)	25
3.2.5 Schadstoffkonzentrationen verschiedener Trophiestufen	25
3.3 Geometrische Morphometrie	27
3.3.1 Hummeln (<i>Bombus</i> spp.)	27
3.3.2 Ameisen (<i>Formica</i> spp.)	29
3.3.3 Totengräberkäfer (<i>Nicrophorus</i> spp.)	29
3.4 Genetische Charakterisierung	30
3.4.1 Hummeln (<i>Bombus</i> spp.)	30

3.4.2	Ameisen (<i>Formica</i> spp.)	32
3.4.3	Totengräberkäfer (<i>Nicrophorus</i> spp.)	33
3.5	Korrelation von chemischen Daten, Asymmetrien und genetischen Daten	34
3.5.1	Korrelationen von PBT, Asymmetrien und genetischen Daten nach Arten	34
3.5.2	Korrelationen von PBT und Asymmetrien über alle Arten	36
4	Diskussion	38
4.1	Stickstoffimmission	38
4.2	Schadstoffkonzentrationen in Insekten	39
4.3	Auswirkungen von PBT auf Insekten	41
5	Zusammenfassung und Ausblick	43
6	Literatur	44
7	Danksagung	51
8	Anhang	52
	Abkürzungsverzeichnis	74
	Abbildungsverzeichnis	76
	Tabellenverzeichnis	79
	Veröffentlichungen	81

Kurzfassung

Langzeitstudien belegen Rückgänge in der Artenvielfalt, in der Häufigkeit und in der Biomasse von Insekten. Die Gründe dafür sind vielfältig. Als Hauptursachen gelten jedoch der Habitatverlust durch Landnutzungsänderungen und der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Aber auch in entlegenen Gebieten mit geringem menschlichem Einfluss, wie alpinen Ökosystemen, ist ein negativer Trend bei Insekten zu beobachten. Als mögliche schädliche Faktoren kommen dort ferntransportierte und schwer abbaubare Schadstoffe wie persistente organische Schadstoffe (*persistent organic pollutants*, POP) und Schwermetalle wie Quecksilber (Hg) in Frage, die als persistente, bioakkumulierende und toxische Chemikalien (*persistent, bioaccumulative and toxic chemicals*, PBT) zusammengefasst werden. PBT werden weiträumig über die Atmosphäre verbreitet und lagern sich bei in den Alpen herrschenden klimatischen Bedingungen trotz geringer Luftkonzentrationen bevorzugt ab. PBT können toxisch im Organismus wirken und stehen auch im Verdacht, Veränderungen in der Körperstruktur bei Insekten während ihrer Entwicklung auszulösen. Daneben kann der anhaltende Eintrag von luftgetragenen Stickstoff indirekt auf alpine Insekten wirken, indem er zu einer Veränderung der Vegetation führt und somit das Nahrungsangebot für Insekten beeinflusst. Die Datenlage zu Effekten von PBT und Stickstoffeinträgen auf alpine Insekten ist bislang unzureichend.

Im Rahmen des INTERREG-A-Projekts protectAlps (AB173) wurden an der Zugspitze und am Hohen Sonnblick das Vorkommen und die Auswirkungen von PBT und Stickstoffeinträgen als chemische Stressoren von alpinen Insekten untersucht. Dort erfassen seit mehr als 15 Jahren die Umweltforschungsstation Schneefernerhaus (Deutschland) und das Sonnblick Observatorium (Österreich) Konzentrationen von PBT in der Luft. Diese Monitoringdaten dienten als eine Grundlage für die vorliegende Studie.

Aus den Untersuchungsgebieten wurden zudem zwischen 2018 und 2020 wildlebende Hummeln (*Bombus* spp.), echte Waldameisen (*Formica sensu stricto*), Totengräberkäfer (*Nicrophorus* spp.) und domestizierte Honigbienen (*Apis mellifera*) entnommen. Mit einer chemischen Ultraspurenanalyse wurden die Schadstoffkonzentrationen in Poolproben der Insekten ermittelt. Die Vermessung von grundsätzlich symmetrischen Körperstrukturen, wie Flügel und Kopf der Insekten, lieferte Aufschluss über morphologische Veränderungen am Körperbau. Mit Hilfe einer genetischen Analyse der Insekten ließ sich der potenzielle Einfluss von Inzucht bei festgestellter Asymmetrie berücksichtigen. Zur Erfassung des Stickstoffeintrags in den Untersuchungsgebieten wurden verschiedene Messverfahren an den Umweltforschungstationen verglichen und in einer ersten Pilotuntersuchung getestet. Eine Vegetationskartierung schaffte zudem die Datengrundlage, um Veränderungen der Vegetation zu erkennen, die durch menschlich verursachte Stickstoffeinträge ausgelöst sein könnten.

Durch die chemische Analyse konnten Hg, polychlorierte Biphenyle (PCB), per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS), bromierte Flammschutzmittel (FSM) sowie Organochlorpestizide (OCP) in Poolproben von Insekten detektiert werden. Asymmetrien traten an den Körperstrukturen von Hummeln, Ameisen und Totengräbern auf. Bei den untersuchten Insekten ergaben sich nur geringe Inzuchtwerte, womit Inzucht innerhalb der Populationen als Ursache für die ermittelten Asymmetrien unwahrscheinlich ist. Die statistische Auswertung aller untersuchten Parameter zeigte teilweise Korrelationen zwischen dem Vorhandensein von Hg, PCB und FSM in den Insektenkörpern und der Asymmetrie bestimmter Körperstrukturen von Hummeln und Ameisen. Inzucht zeigte dabei keine Korrelation.

Zur Messung der Stickstoffkonzentrationen konnte das photometrische Saltzman-Verfahren nach der Methode der Römmelt Umweltanalytik GmbH in beiden Untersuchungsgebieten getestet werden. Die Konzentrationen sind dabei jedoch sehr gering und am Hohen Sonnblick teilweise unter der Nachweisgrenze. Dennoch ergaben sich in beiden Gebieten erhöhte Immissionen in der Wachstumsphase

der Pflanzen von April bis November. Diese höheren Immissionswerte laufen zeitlich parallel zur Ausbringung von Gülle in den Tallagen, beziehungsweise im Alpenvorland, wie sie vom immissionsökologischen Monitoring Bayern erfasst werden.

Im Rahmen von ProtectAlps konnte eine harmonisierte und praxistaugliche Methodik zur Untersuchung von Insekten auf chemische Stressoren etabliert werden. Die geschaffene Datengrundlage zeigt das Vorkommen verschiedener, schwer abbaubarer Schadstoffe in den untersuchten alpinen Insektenarten. Die Konzentrationen in den Insekten aus verschiedenen Trophiestufen lassen erstmalig Rückschlüsse zur Anreicherung über die Nahrungskette zu. Die ermittelten Schadstoffkonzentrationen in den Insektenkörpern korrelierten teilweise mit den vorhandenen morphologischen Veränderungen bestimmter Körperstrukturen. Dennoch ist nicht vollständig geklärt, ob es zwischen dem Eintrag von Chemikalien in abgelegene Regionen und Effekten auf die Fitness von Insekten einen ursächlichen Zusammenhang gibt. Hierzu können nur Laboruntersuchungen Aussagen treffen, in denen Ursachen und Wirkungen mechanistisch erfasst werden. Derartige Untersuchungen liegen in den betrachteten Konzentrationsbereichen leider weltweit nicht vor. Ein wiederkehrendes Umweltmonitoring mit der entwickelten Methodik wäre geeignet, um die Belastung von Insekten mit chemischen Stressoren in alpinen Ökosystemen längerfristig zu erfassen, zugrundeliegende Zusammenhänge offenzulegen und geeignete Maßnahmen mit Bezug auf den Artenschutz abzuleiten.

Abstract

Long-term studies show the decline in species diversity, abundance and biomass of insects. The reasons for this are manifold. The main causes are habitat loss due to land-use changes and the use of pesticides. However, a negative trend can also be observed in remote areas with little human influence, such as alpine ecosystems. There, hardly degradable, long-range transported pollutants, such as persistent organic pollutants (POP) and heavy metals such as mercury (Hg), which can be summarized as persistent, bioaccumulative and toxic chemicals (PBT), may contribute to the decline. These substances are widely dispersed through the atmosphere, and despite low atmospheric concentrations, they are preferentially deposited due to the climatic conditions in the Alps. These chemical stressors can have toxic effects on organisms and are suspected of causing morphological changes in insects. In addition, the input of atmospherically transported nitrogen into alpine ecosystems can have indirect effects on insects: An increased input can lead to a change in vegetation and thus influence the food supply. Data on the effects of PBTs and nitrogen on the abundance of alpine insects are still scarce.

Within the framework of the INTERREG-A-project protectAlps (AB173), the occurrence and effects of PBTs and nitrogen as chemical stressors of alpine insects were investigated at Zugspitze (Germany) and Hoher Sonnblick (Austria). For more than 15 years, atmospheric PBT-concentrations have been recorded at the Environmental Research Station Schneefernerhaus at Zugspitze and the Sonnblick Observatory. This data served as a basis for the current study.

Additionally, bumblebees (*Bombus* spp.), wood ants (*Formica sensu stricto*), carrion beetles (*Nicrophorus* spp.) and domesticated honeybees (*Apis mellifera*) were sampled from the study areas between 2018 and 2020. Chemical ultra-trace analysis was used to determine contaminant concentrations in pooled samples of insects. The measurement of basically symmetrical body structures, such as wings or heads, provided information about morphological changes in the body structure. By genetic analysis, a potential influence of inbreeding on the asymmetry observed was addressed. To record the atmospheric nitrogen input in the study areas, different measurement techniques were compared at the environmental research stations and tested in a pilot study. Vegetation mapping within

the study areas provided the database for identifying future changes in vegetation that might be caused by anthropogenic nitrogen inputs.

By chemical analysis, we determined levels of Hg, polychlorinated biphenyls (PCB), per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS), brominated flame retardants (FSM) and organochlorine pesticides (OCP) in the pooled samples of insect bodies. Asymmetries were detected in body structures of bumblebees, ants and carrion beetles. Low inbreeding values were found in the insect populations studied, which makes inbreeding as cause of asymmetries improbable. Statistical evaluation showed correlations between concentrations of Hg, PCB, FSM and the asymmetry of certain body structures of bumblebees and ants. The influence of inbreeding showed no correlation.

For the measurement of atmospheric nitrogen concentrations, the photometric Saltzman procedure, according to the method of Römmelt Umweltanalytik GmbH, was rated as suitable in both study areas. However, atmospheric concentrations are very low at Hoher Sonnblick and even partly below the limit of detection. Nevertheless, both areas showed increased immissions during the growth phase of the plants from April to November. These higher immission values run parallel to the application of liquid manure in the valleys and in the Alpine foothills, as recorded by the Bavarian Immission Ecology Monitoring.

Within the framework of protectAlps, a harmonised and practicable methodology for examining insects for chemical stressors was established. The database created shows the presence of various persistent pollutants in the investigated Alpine insect species. The concentrations in the insects from different trophic levels allow conclusions to be drawn about the accumulation via the food chain. The concentrations of persistent pollutants, determined in the insect bodies, correlated partially with morphological changes in certain body structures. Nevertheless, with our study setup it was not possible to prove a causal link between the exposure of chemicals into remote regions and the effects on the fitness of insects. Laboratory studies, recording causes and effects mechanistically, would provide this information, but are globally not available yet concerning the respective concentration-level of PBTs within insects. A recurring environmental monitoring, using the methodology developed, would be suitable for recording the exposure of insects to chemical stressors in Alpine ecosystems over long term, revealing links and deduce suitable measures for species protection.

1 Einführung

1.1 Stand der Forschung

Als größte und artenreichste Tiergruppe sind Insekten unerlässlich für das Funktionieren von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen (Weisser und Siemann 2008; Yang und Gratton 2014). Sie dienen als wichtige Nahrungsquelle für Vögel, Amphibien, Reptilien, Fische, Fledermäuse und Kleinsäuger. Weiterhin benötigen etwa 75 % der vom Menschen angebauten Nutzpflanzen die Bestäubung durch Insekten. Auch beim Abbau von organischem Material und bei der biologischen Schädlingsbekämpfung spielen Insekten eine wichtige Rolle (Goulson 2019).

Langzeitstudien belegen den Rückgang von Insekten im Vorkommen, der Biomasse und der Artenvielfalt in verschiedenen Habitaten (Hallmann et al. 2017; Schuch et al. 2012; Seibold et al. 2019; Stefanescu et al. 2011). Die Gründe für diesen Rückgang sind vielfältig. Als Hauptursachen gelten der Verlust geeigneter Habitats und die Fragmentierung der Landschaft durch Landnutzungsänderungen, sowie die Intensivierung der Landwirtschaft und der damit einhergehenden Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (PSM), die auch nützliche Insekten als Nichtzielorganismen beeinflussen. Daneben beeinträchtigen auch Faktoren wie Klimawandel, Lichtverschmutzung und invasive Tier- und Pflanzenarten, die Insektenpopulationen (Sánchez-Bayo und Wyckhuys 2019).

Ein Rückgang von Insekten ist jedoch auch in abgelegenen Gebieten mit geringem menschlichem Einfluss, wie alpinen Ökosystemen, zu beobachten (Hallmann et al. 2017; Sánchez-Bayo und Wyckhuys 2019). Eine potenzielle Bedrohung stellen dort durch die Atmosphäre weiträumig verbreitete Chemikalien, insbesondere persistente organische Schadstoffe (*persistent organic pollutants*, POP), dar. Durch die kühle Witterung und die hohen Niederschlagsraten können sich POP in alpinen Ökosystemen verstärkt ablagern. POP sind schwer bis gar nicht in der Umwelt abbaubar und verbleiben dort teilweise über Jahrzehnte (Jackson 2011; Jones und de Voogt 1999). Zu POP gehören Organochlorpestizide (OCP) wie Lindan und Chlordan, die zur Schädlingsbekämpfung eingesetzt wurden (Jones und de Voogt 1999), und DDT, das in tropischen Ländern bis heute in der Malariabekämpfung Verwendung findet (Van den Berg et al. 2017). Ebenfalls zu den POP zählen Industriechemikalien wie polychlorierte Biphenyle (PCB; Alcock und Jones 1993) und bromierte Flammschutzmittel (FSM; De Wit 2002) sowie unabsichtlich bei Verbrennungsprozessen entstehende Substanzen wie Dioxine (Jones und de Voogt 1999). Obwohl Herstellung und Gebrauch vieler POP durch die internationale Stockholm Konvention seit 2004 eingeschränkt oder teils vollständig verboten wurden, sind POP aufgrund ihrer Persistenz immer noch in der Umwelt vorhanden. Zusätzlich werden weiterhin viele Chemikalien produziert und verwendet, die Charakteristika von POP aufweisen.

Durch ihre fettlöslichen Eigenschaften reichern sich POP im Fettgewebe von Organismen an (Jones und de Voogt 1999). Bei Wirbeltieren können POP neben Beeinträchtigungen der Reproduktionsfähigkeit unter anderem auch Veränderungen im Körperbau auslösen (Bradley et al. 2019; Sonne et al. 2017). So treten beispielsweise bei Vögeln Abweichungen in der Symmetrie der Flügelknochenlänge oder der Flügelfedern im Zusammenhang mit POP auf (Bustnes et al. 2002; Jenssen et al. 2010). Bei Fischen zeigen sich ebenfalls Abweichungen in der Symmetrie einzelner Körperstrukturen, wie bei der Länge der Flossen (Jawad et al. 2020). Bei Insekten sind Veränderungen am Körperbau, beispielsweise verkürzte Flügel, im Zusammenhang mit POP belegt (Hirthe et al. 2001) sowie Veränderungen des Verhaltens die zu erhöhter Mortalität führen (Bots et al. 2010). Ähnliche Effekte können bei Insekten auch durch die Belastung mit Quecksilber (Hg) festgestellt werden. Hg gelangt durch die Verbrennung fossiler Energieträger und aktuell vor allem durch kleingewerbliche Goldgewinnung in die Atmosphäre und wird dort ebenfalls weiträumig verbreitet. In seinen Eigenschaften als Umweltschadstoff verhält sich Hg ähnlich wie POP und reichert sich über die Nahrungskette an (Gworek et al. 2020).

POP und Hg werden daher insgesamt als persistente, bioakkumulierbare und toxische Substanzen (PBT) bezeichnet.

Die Konzentrationen von POP im Körper von Insekten lassen sich mittels eines nasschemischen Aufschlusses und anschließender Gaschromatographie erfassen (Van Leeuwen und Boer 2008). Beim Hg erfolgt die Analyse mittels Atomfluoreszenzspektroskopie (Sánchez-Rodas et al. 2010). Effekte dieser chemischen Stressoren, wie Veränderungen in der Lebensdauer oder in der Reproduktion, lassen sich dagegen bei wildlebenden Insekten nur schwer erfassen. Veränderungen am Körperbau sind jedoch mit der Methode der Geometrischen Morphometrie analysierbar. Dabei werden Körperteile, wie zum Beispiel Flügel, fotografiert, markante Punkte markiert und die Abstände zwischen den Markierungen (*landmarks*) verglichen und statistisch ausgewertet (Tatsuta et al. 2018). Mit dieser Methode lassen sich nicht gerichtete und zufällige Abweichungen in der Symmetrie (fluktuierende Asymmetrie, FA) von grundsätzlich symmetrischen Körperstrukturen feststellen, die bei der Belastung durch Umweltstressoren auftreten können. Die Methodik der Geometrischen Morphometrie wurde bereits bei Wirbeltieren wie Vögeln, Füchsen und Ratten, aber auch bei Insekten angewandt (Bradley et al., 2019; Jenssen et al., 2010; Mielczarek et al., 2021, Romero et al., 2017). Bei Insekten konnten dadurch beispielsweise Asymmetrien der Flügel, die sich während der Metamorphose bilden, auf eine Belastung mit Schwermetallen wie Cadmium und Blei zurückgeführt werden (Mielczarek et al., 2021). Erhöhte Asymmetrien können beispielsweise zu Nachteilen bei der Paarung und somit bei der Reproduktion führen (Ribeiro et al. 2007; Tadler et al. 1999). Zudem wird angenommen, dass erhöhte Asymmetrien die Flugleistung negativ beeinflussen und somit Nachteile für das Überleben einer Population, beispielsweise durch eine erschwerte Nahrungssuche, entstehen können (Mielczarek 2021). Asymmetrien können jedoch auch durch genetische Faktoren, wie hohe Inzuchtwerte in den Populationen, ausgelöst werden (Parsons 1992). Aufschluss darüber kann eine Bestimmung der Unterschiede in der genetischen Zusammensetzung verschiedener Individuen beziehungsweise Populationen einer Art (Genotypisierung) liefern (Abe und Pannebakker 2017). Zur Genotypisierung eignen sich insbesondere Mikrosatelliten-Loci im Zellkern als Marker. Dabei handelt es sich um kurze, repetitive und nicht kodierende DNA-Sequenzen mit hoher Evolutionsgeschwindigkeit (Ciofi et al. 1997).

Neben den direkten Effekten von chemischen Stressoren wirkt der atmosphärische Eintrag von Stickstoff in alpine Ökosysteme indirekt auf die dort lebenden Insekten. Dieser führt durch seine Eigenschaft als limitierender Nährstoff zu einer Veränderung der Pflanzengesellschaft. Da sich dadurch das Nahrungsangebot vor allem für spezialisierte Insektenarten verändert, führt der Stickstoffeintrag schlussendlich auch zu Verschiebungen in den Insektengesellschaften (Haddad et al. 2000).

1.2 Zielsetzung des Projekts

Ziel des Projekts ProtectAlps war die Erfassung potenzieller Effekte von PBT und Stickstoff als chemische Stressoren auf Insekten im bayerischen und österreichischen Alpenraum (Abb. 1). Die Ergebnisse des Projekts geben Aufschluss über den Zustand von wildlebenden Insektenpopulationen und tragen zum Schutz der alpinen Biodiversität bei.

Weiterhin sollten Standards und Rahmenbedingungen für eine langfristige Umweltbeobachtung geschaffen werden. Hierfür wurde die Methodik zur Erfassung von chemischen Stressoren bei wildlebenden, alpinen Insekten erprobt und etabliert. Dies umfasste die Auswahl geeigneter Organismen, die Methoden zur Entnahme von Insekten aus den Untersuchungsgebieten, sowie die Analyse von direkten Effekten durch eine chemische, morphologische und genetische Untersuchung. Zur Erfassung des atmosphärischen Eintrags von Stickstoff wurde an den Umweltforschungsstationen ein geeignetes Messverfahren erfolgreich erprobt, das in Zukunft für ein Monitoring zur Verfügung steht. Eine aktuelle

Vegetationskartierung mit Beschreibung der Methoden soll die Grundlage bieten, über zukünftige Kartierungen Aufschluss über die Veränderungen der Pflanzengesellschaften durch Stickstoff zu erhalten.

Durch das Projekt sollte eine Datengrundlage geschaffen werden, an die sich zukünftige Untersuchungen zur Belastung von Insekten mit chemischen Stressoren in den Untersuchungsgebieten anschließen können.

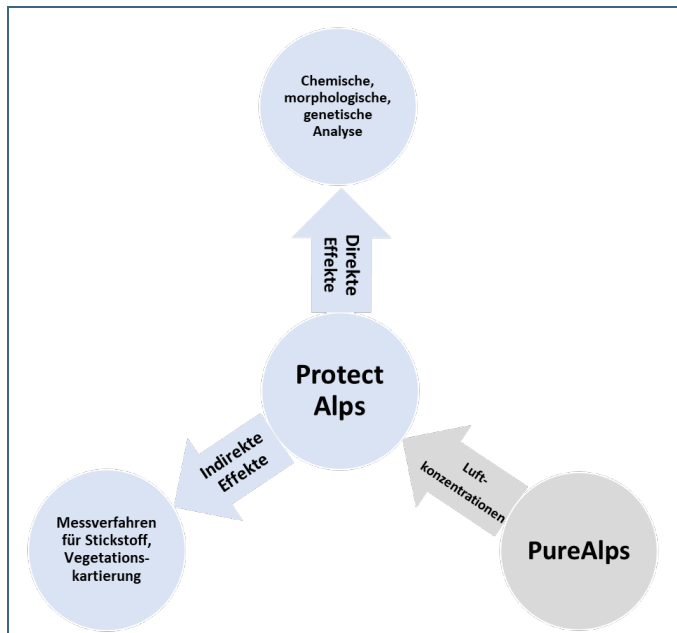


Abb. 1:
Inhalt des Projekts ProtectAlps: Erfassung direkter und indirekter Effekte der Chemikalien, die über das Messprogramm PureAlps erfasst wurden

2 Probenahme und Analytik

2.1 Untersuchungsgebiete und Vegetationscharakterisierung

In Bayern fand die Untersuchung im Zugspitzgebiet statt, das Teil des Wettersteingebirges im nördlichen Teil der Kalkalpen ist. Dort werden durch das LfU an der Umweltforschungsstation Schneefernerhaus auf 2650 Meter über Normalnull (m. ü. NN; 47.42°N; 10.98°E) Messungen der Eintragsraten von PBT durchgeführt. Auf der österreichischen Landesseite wurde das Gebiet um den Hohen Sonnblick im Nationalpark Hohe Tauern beprobt. Das Areal befindet sich in der Goldberggruppe in den Zentralalpen. Schadstoffeinträge werden am Sonnblick Observatorium (3106 m ü. NN.; 47.05°N; 12.96°E) durch das Umweltbundesamt Österreich gemessen.

Zur Vegetationskartierung wurde im Sommer 2020 jeweils eine Fläche pro Untersuchungsgebiet mit einer hohen Anzahl an Blühpflanzen ausgewählt, da Veränderungen der Pflanzengesellschaften durch Stickstoff verstärkt blütenbesuchende Insekten betrifft (David et al. 2019). Auf diesen Flächen wurden in den Jahren 2018 und 2019 Hummeln zur Untersuchung im Rahmen des Projekts entnommen. Die Flächen umfassen vordergründig Zwergstrauchheide mit Alpenrosen. Beide Gebiete befanden sich in einer Höhe von 1800 bis 2100 m ü. NN. und wurden von Schafen (Zugspitze) sowie Rindern und Pferden (Hoher Sonnblick) beweidet. Auf der Zugspitze wurde das Arteninventar einer Fläche von 16 ha (400 x 400 m) und am Hohen Sonnblick von 9 ha (300 x 300 m) kartiert. Dabei konnten in beiden Gebieten mehr als 140 Pflanzenarten aufgenommen werden. Innerhalb dieser Flächen wurden jeweils drei kleinere Plots von 3 x 3 m angelegt und der Anteil an Sträuchern, Kräutern, Moose, Flechten und offenem Boden ermittelt. Durch diese Methode lässt sich die Deckung der gesamten Untersuchungsfläche abschätzen. In beiden Gebieten dominierten Gräser und Kräuter, mit einem Deckungsgrad von mehr als 55 % auf der Zugspitze und von mehr als 80 % am Hohen Sonnblick.

2.2 Erfassung der Stickstoffimmissionen

Zur Erfassung der Immissionen von Stickstoffdioxid (NO₂) und Ammoniak (NH₃) sollte ein robustes und kosteneffektives Messverfahren getestet und ausgewählt werden, das dann an beiden Untersuchungsgebieten in einem Pilotverfahren parallel eingesetzt wird. Dabei wurden die an der Umweltforschungsstation Schneefernerhaus auf der Zugspitze und dem Sonnblick Observatorium am Hohen Sonnblick bisher eingesetzten Methoden dokumentiert und verglichen, darunter Geräte mit aktiver Ansaugung der Luft und stündlicher Auflösung und passive Filter mit monatlicher Auflösung.

Die Messmethode der Firma Römmelt Umweltanalytik GmbH, die an der Zugspitze seit 2007 in Betrieb ist, wurde als harmonisiertes Messverfahren favorisiert (siehe auch 3.1). Zur Erprobung des Messverfahrens wurde dieses auch am Hohen Sonnblick installiert und von April 2018 bis Oktober 2019 getestet. Bei diesem Verfahren werden ventilierte Passivsammler mit NH₃- und NO₂-Filtern für die Messung von Partikeln und Gasen eingesetzt. Die Filter wurden jeweils nach 28 Tagen ausgetauscht. Anschließend wurden die Proben in den Laboren der Firma Römmelt Umweltanalytik GmbH in München mittels des photometrischen Verfahrens nach Saltzman analysiert, wobei der Stickstoffgehalt über einen Farbstoff ermittelt werden kann (Saltzman 1954).

2.3 Probenahmen der Insekten

Für die Analyse von Insekten und deren Belastung mit PBT wurden zuerst geeignete Zielorganismen festgelegt. Dabei war deren gleichzeitiges Vorkommen in beiden Untersuchungsgebieten Grundbedingung, um Unterschiede direkt vergleichen zu können. Weiterhin sollte die Belastung von Insekten mit unterschiedlichen Ernährungsweisen (herbivor, omnivor und nekrophag) verglichen werden. Auch die eindeutige Bestimmbarkeit, zumindest in Teilen, war ein Kriterium für die Eignung für morphologische und genetische Untersuchungen.

Für eine chemische Analyse im Ultraspurenbereich von insgesamt mehr als 80 verschiedenen Verbindungen wurden vom beauftragten Labor (Umweltbundesamt GmbH Wien) 40 g Frischgewicht (FG) als notwendige Biomasse vorgegeben. Somit eigneten sich ausschließlich Organismen mit einer hohen Abundanz im Untersuchungsgebiet. Kleine Insekten mit wenig Biomasse kamen deshalb für die Untersuchung nicht in Betracht. Seltene Arten und Insekten, die alpine Ökosysteme nur zur Paarung aufsuchen, wurden ebenfalls ausgeschlossen. Nach Abschätzung der Artenspektren bei Begehungen der Gebiete wurden Hummeln (*Bombus* spp., herbivor), Echte Waldameisen (*Formica sensu stricto*, omnivor) mit den Arten der Großen Korbameise (*Formica exsecta*) und der Schwachbeborsteten Gebirgsameise (*Formica aquilonia*) sowie Totengräberkäfer (*Nicrophorus* spp., nekrophag) ausgewählt. Für einen Vergleich der Belastung von wildlebenden und domestizierten Insekten wurden zusätzlich Honigbienen aus dem Rauriser Tal im Nationalpark Hohe Tauern mit in die Untersuchung aufgenommen (für das Zugspitzgebiet lagen hierzu Untersuchungen an Honigbienen aus dem Projekt PureAlps vor).

Ebenso wie die Kartierung der Vegetation, fand die Probenahmen der Insekten auf Höhe der oberen Grenze der Latschenvegetation von 1600 bis 2100 m ü. NN statt. Die Probenahme erstreckte sich in den Untersuchungsjahren 2018 bis 2020 auf den gesamten Zeitraum von Juli bis Oktober, um den Druck auf die Populationen gering zu halten (Tab. 2). Zum Sammeln und zur Aufbewahrung aller Organismen wurde ausschließlich speziell gereinigtes Glas und Metall verwendet, um Kontaminationen, beispielsweise durch Weichmacher in Kunststoffmaterial, zu minimieren. Die Reinigung erfolgte nach einem im Rahmen des Projekts entwickelten Protokoll mit Toluol, Aceton und Isohexan Picograde® (LGC Standards GmbH) und zwei Durchgängen, in dem das Material bis zu 20 Stunden bei 270 °C erhitzt wurde (Hierlmeier et al. 2022).

Die Hummeln wurden per Hand mit Fangbehältern von den Blüten abgesammelt (Abb. 2A). Die Arbeiterinnen der Ameisen wurden mit Pinzetten und einer speziellen Saugvorrichtung von der Oberfläche der Nesthügel in die Fangbehälter überführt (Abb. 2B). Zur Entnahme der Totengräberkäfer wurden Bodenfallen mit Aas als Köder in den Untersuchungsgebieten ausgebracht. Diese wurden mit Haushaltssieben so abgedeckt, dass die Totengräberkäfer hineingelangen, die Fallen aufgrund ihrer schlechten Flugfähigkeiten aber nicht wieder verlassen konnten (Abb. 2C). Die Bodenfallen wurden mehrmals in der Woche entleert. Die Honigbienen wurden von Imkern vor der Zufütterung im Herbst aus den Beuten entnommen. Die Tötung aller Insekten erfolgte in geschlossenen Behältern mit flüssigem Stickstoff bei ca. $-190\text{ }^{\circ}\text{C}$. Die entnommenen Proben wurden bis zur weiteren Analyse bei $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ gelagert.



Abb. 2: A) Speziell gereinigtes Sammelglas mit Hummel, die von einer Blüte abgesammelt wurde. B) Saugvorrichtung zum Absammeln der Ameisen von der Nestoberfläche. C) Bodenfallen mit Köder zur Beprobung von Totengräberkäfern. Durch die Abdeckung der Falle mit einem Haushaltssieb können die Totengräberkäfer in die Falle gelangen, diese aber aufgrund der schlechten Flugfähigkeiten nicht mehr verlassen

2.4 Chemische Analyse der Schadstoffkonzentrationen in den Insektenkörpern

Die chemische Analyse zur Feststellung der Schadstoffkonzentrationen in den Insektenkörpern erfolgte durch das akkreditierte Ultraspurenlabor der Umweltbundesamt GmbH Wien. In gepoolten Proben, getrennt nach Organismenarten (Tab. 2), wurden die Konzentrationen von Schadstoffen aus den folgenden Stoffgruppen in den Insektenkörpern analysiert:

- Quecksilber (Hg)
- Insgesamt sechs polychlorierte Biphenyle (PCB)
- Insgesamt 32 halogenierte Flammschutzmittel (FSM)
- Insgesamt zwölf per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)
- 32 Organochlorpestizide (OCP)

Obwohl der Fokus des Projekts auf PBT lag, wurden zusätzlich die Konzentrationen von insgesamt 34 zugelassenen und aktuell eingesetzten Pflanzenschutzmitteln (PSM) analysiert. Unter diesen befanden sich auch Neonicotinoide, die besonders schädlich auf Bestäuber wirken (Stanley et al. 2015). Die einzelnen untersuchten Stoffe sind im Anhang in Tab. 6 bis Tab. 9 zu finden. Die Analyse erfolgte beim Quecksilber mittels Atomfluoreszenzspektroskopie (Sánchez-Rodas et al. 2010) und bei den übrigen Substanzen mittels Gaschromatografie, gekoppelt mit hochauflösender Massenspektrometrie (GC/HRMS; Kolic et al. 2009).

2.4.1 Untersuchung von Zusammenhängen zwischen der trophischen Stufe und den Konzentrationen von PBT

Um mögliche Korrelationen zwischen den trophischen Stufen der Insektenarten und den in den Insektenkörpern gefundenen PBT-Konzentrationen zu überprüfen, wurden Literaturdaten zur Stickstoffisotopenzusammensetzung $\delta^{15}\text{N}$ verwendet. Bei Isotopen handelt es sich um Atome desselben Elements, die sich in der Anzahl der Neutronen im Kern und damit in ihrer Atommasse unterscheiden. So kann mittels $\delta^{15}\text{N}$ zwischen trophischen Ebenen differenziert werden, da die relative Häufigkeit des Stickstoffisotops mit zunehmender trophischer Ebene im Nahrungsnetz um etwa 2-4‰ zunimmt (Dierkes et al. 2023). Für Hummeln, die als Herbivore in dieser Untersuchung die niedrigste Trophiestufe repräsentieren, wurden die Daten von Chikaraishi et al. (2011) verwendet, die einen $\delta^{15}\text{N}$ -Wert von 2,15 ‰ angeben. Für die Ameisen, die als Omnivore die mittlere trophische Stufe darstellen, wurde ein durchschnittlicher $\delta^{15}\text{N}$ -Wert von 4,15 ‰ für beide Arten angenommen (Balzani et al. 2021; Iakalov et al. 2017). Für die nekrophagen Totengräberkäfer, mit der höchsten trophischen Stufe, wurde der von Oelbermann und Scheu (2010) angegebene $\delta^{15}\text{N}$ -Wert von 6,0 ‰ verwendet. Die Stickstoffisotopendaten wurden beispielhaft mit den Mittelwerten der Konzentrationen von Quecksilber, PCB153, Pentabromtoluol und PFNA als Vertreter der Schwermetalle, PCB, FSM und PFAS einer gepoolten Probe pro Organismus und Untersuchungsort verknüpft. Dabei wurden die Proben der Hummeln, Ameisen und Totengräberkäfer aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020 verwendet. Die einfache lineare Regression wurde mit RStudio Ver 4.2.2 (RStudio Team 2021) durchgeführt und mit dem Paket „ggplot2“ (Wickham 2016) visualisiert.

2.5 Geometrische Morphometrie

Bei Hummeln wurde das Auftreten von Asymmetrien an abgetrennten Vorder- und Hinterflügeln fotografisch mittels einer mit Makroskop ausgestatteten Kamera erfasst. Bei allen Organismen wurde die Markierung markanter Strukturen mittels *landmarks* manuell mit Hilfe des Computerprogramms tpsDig2 Ver 2.31 (Rohlf 2015) durchgeführt. Als markante Punkte wurden dabei die Kreuzungen der Flügeladern ausgewählt (Abb. 3A). Dabei wurden 20 *landmarks* auf den Vorderflügeln und sechs auf den Hinterflügeln gesetzt. Die Vermessungen von Distanzen der *landmarks* zum Vergleich der linken und rechten Flügel wurde mit dem Computerprogramm MorphoJ Ver 1.07a (Klingenberg 2011) durchgeführt. Die statistische Auswertung zur Feststellung von Asymmetrien erfolgte mittels *Procrustes analysis of variance* (ANOVA, $\alpha = 0,05$). Dabei handelt es sich um eine statistische Formanalyse, mit der sich die Verteilung einer Menge von Formen analysieren lässt (Klingenberg und McIntyre 1998). Nach Extraktion und Bearbeitung der Ergebnisse mit Microsoft Excel Ver 1908 konnte der Asymmetrieindex (FA2) nach Palmer und Strobeck (2003) als Kenngröße für die Asymmetrie berechnet werden: $(R - L)/[(R + L)/2]$, wobei R und L als die Größe der rechten und linken Seite des Individuums definiert sind.

Im Jahr 2018 wurde die Vorderflügelform bei insgesamt 65 Hummeln untersucht. Dabei wurden ausschließlich Individuen der Hellen Erdhummel (*Bombus lucorum*) und der Kryptischen Erdhummel (*Bombus cryptarum*) analysiert (Tab. 2). Im Jahr 2019 wurden 122 Individuen der Bergwaldhummel (*Bombus wurfelinii*) und 209 Individuen der Wiesenhummele (*Bombus pratorum*) geometrisch charakterisiert (Tab. 2), da diese zwei Arten auf den Untersuchungsflächen am zahlreichsten anzutreffen waren. Neben der Form wurde in allen Fällen auch die Flügelgröße analysiert.

Da bei den Ameisen ungeflügelte Arbeiterinnen zur Untersuchung entnommen wurden, erfolgte hier die Fotografie und Analyse der Köpfe (Abb. 3B). Dabei wurden die Köpfe der Ameisen mit einem Skalpell abgetrennt und zur Fotografie auf Trägerpapier aufgeklebt. Mittels Hilfslinien wurden 29 *landmarks* auf markanten Punkten, wie an den Augen, gesetzt und Distanzen der linken und rechten Kopfseite mit Hilfe der Auswertungssoftware MorphoJ und durch *Procrustes* ANOVA verglichen. Anschließend wurde der FA2-Index berechnet. Die Anzahl der in den jeweiligen Jahren untersuchten Individuen ist in Tab. 2 dargestellt.

Die Charakterisierung der Hinterflügel der Totengräberkäfer erfolgte in Anlehnung an die Untersuchungsmethodik der Hummeln, jedoch wurden dort 22 *landmarks* gesetzt. Zusätzlich wurden die Deckflügel der Totengräberkäfer fotografiert und deren typische Muster mit 23 *landmarks* untersucht (Abb. 3C). Die morphologische Analyse erfolgte ausschließlich an Individuen des Schwarzhörnigen Totengräberkäfers (*Nicrophorus vespilloides*) als häufigste Art in beiden Untersuchungsgebieten. Dabei wurden 88 Individuen vom Hohen Sonnblick und 144 von der Zugspitze analysiert (Tab. 2).

Um methodische Verzerrungen durch fotografische Einstellungen (Abbildungsfehler) und beispielsweise durch zu viel Spielraum bei der Platzierung von *landmarks* (Digitalisierungsfehler) auszuschließen, beziehungsweise um den Fehler zu quantifizieren, wurden 20 Individuen der Hummeln, 20 Individuen der Totengräberkäfer und 40 Ameisen aus jedem Untersuchungsgebiet doppelt fotografiert und mit *landmarks* markiert. Mit einer *Procrustes* ANOVA ($\alpha = 0,05$) konnte die methodische Verzerrung berechnet und die Qualität der Daten bestimmt werden.

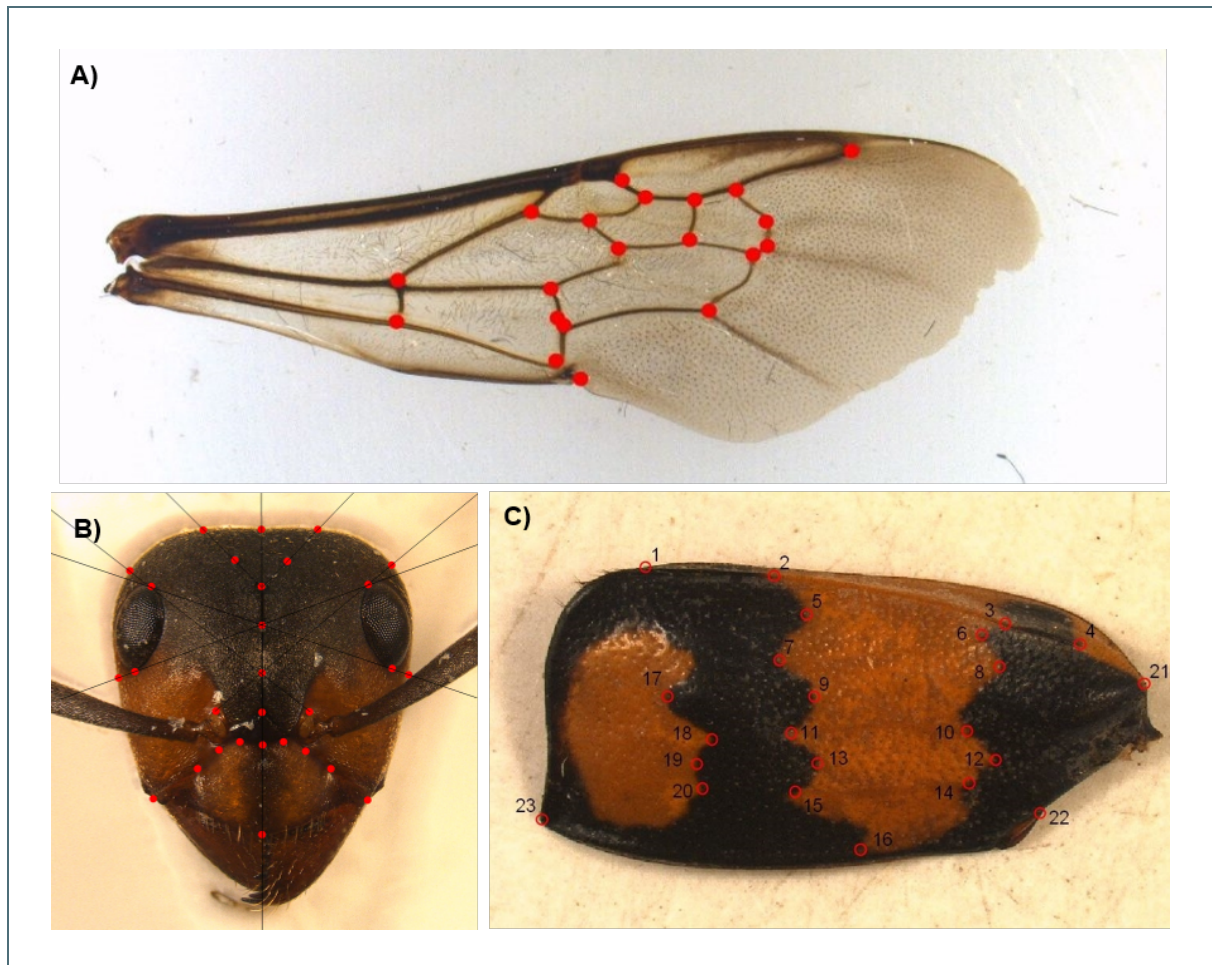


Abb. 3: A) Rechter Vorderflügel einer Hellen Erdhummeln (*Bombus lucorum*), B) Kopf einer Schwachbeborsteten Gebirgsameise (*Formica aquilonia*) und C) linker Deckflügel eines Schwarzhörnigen Totengräberkäfers (*Nicrophorus vespilloides*) zur Analyse der fluktuierenden Asymmetrie. Markante Strukturen werden mit *landmarks* (rote Punkte) markiert, womit Distanzen vermessen und statistisch ausgewertet werden können

2.6 Genetische Charakterisierung

Um Inzuchteffekte als potenzielle Auslöser von FA zu beurteilen und die Fitness der Populationen zu untersuchen, wurden alle morphologisch charakterisierten Individuen genetisch untersucht (Tab. 2). Dafür wurde zunächst die DNA aus den vorher abgetrennten Beinen von Hummeln und Totengräberkäfern und dem Hinterleib der Ameisen mit Hilfe des Extraktionskits QIAGEN DNeasy®Blood and Tissue (Quiagen, USA) extrahiert. Die Genotypisierung der Organismen erfolgte an verschiedenen Loci (Tab. 1).

Tab. 1: Verwendete Microsatelliten-Loci zur Genotypisierung der Organismen

Organismus	Verwendete Loci	Referenz
Helle Erdhummel (<i>Bombus lucorum</i>) und Kryptische Erdhummel (<i>Bombus cryptarum</i>)	198, 327, 601, BT04, BT10, BT23, BL13	Reber Funk et al. 2006; Stolle et al. 2011
Bergwaldhummel (<i>Bombus wurflenii</i>)	BT08, BL11, BT11, BTERN01, BTERN02, BT10, BT28, BT30, BL13	Reber Funk et al. 2006
Wiesenhummel (<i>Bombus pratorum</i>)	BT08, BL11, BT11, BTERN01, BTERN02, B96, B100, B124, B126	Reber Funk et al. 2006; Estoup et al. 1993

Organismus	Verwendete Loci	Referenz
Große Kerbameisen (<i>Formica exsecta</i>) und Schwachbeborstete Gebirgsameisen (<i>Formica aquilonia</i>)	Fy3, FE7, FE11, FE13, FE15, FE16, FE17, FE37, FE38, FE51, FL21, FE42, FE49, P22	Chapuisat 1996; Gyllenstrand et al. 2002; Hasegawa und Imai 2004; Trontti et al. 2003
Schwarzhörniger Totengräber (<i>Nicrophorus vespilloides</i>)	Nvesp_A, Nvesp_D, Nvesp_J, Nvesp_M, Nvesp_H, Nvesp_B, Nvesp_F, Nvesp_I, Nvesp_P, Nvesp_E, Nvesp_G, Nvesp_O	Pascoal und Kilner 2017

Die Loci wurden mittels Polymerase-Kettenreaktion (PCR) vervielfältigt (Tab 5). Die erfolgreiche Amplifizierung wurde mittels Agarose-Gelelektrophorese überprüft. Die PCR-Produkte wurden durch die *Comprehensive Cancer Center DNA Sequencing & Genotyping Facility* an der Universität in Chicago (USA) genotypisiert. Die DNA-Fragmente wurden mit Hilfe der Computerprogramme GeneMarker® Ver 3.0.1 (SoftGenetics, State College, PA, USA) und Peak Scanner™ Ver 1.0 (Applied Biosystems, Forster City, USA) analysiert.

Um die Eignung der ausgewählten Marker für weitere Analysen zu überprüfen, wurde das Kopplungsungleichgewicht (*linkage disequilibrium*, LD) berechnet, um Allele (unterschiedliche Varianten eines Gens an einer bestimmten Genomstelle) paarweise an den ausgewählten Loci (Genorten) zu vergleichen und auf ein unabhängiges Auftreten zu prüfen ($\alpha = 0,05$). Zwei gekoppelte Loci sollten nicht in einer Multilocus-Analyse verwendet werden. Anschließend wurden Abweichungen vom Hardy-Weinberg-Gleichgewicht (HWG) getestet ($\alpha = 0,05$). Mit Hilfe der Bonferroni-Holm-Korrektur konnten falsch-positive LD- und HWG- Ergebnisse und durch das Testen von Nullallelen (Allele die fälschlicherweise als homozygot interpretiert werden) potenzielle Amplifikationsfehler ausgeschlossen werden. Basierend auf den beobachteten Allelfrequenzen wurde der erwartete Heterozygotiegrad (H_e , Erwartungswert der Mischerbigkeit einer Population, die im HWG ist) berechnet und mit dem beobachteten Heterozygotiegrad (H_o , Anteil an mischerbigen Individuen in einer Population) verglichen, um Aussagen über die genetische Diversität zu treffen (Waples 2015).

Bei den Proben aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020 wurde zusätzlich der Inzuchtkoeffizient F_{IS} berechnet. Dieser liegt bei einer idealen Population bei 0, ein positiver Wert gibt den Überschuss an reinerbigen/homozygoten Individuen, ein negativer Wert den Überschuss an mischerbigen/heterozygoten Individuen in einer Population an (Holsinger und Weir 2009). Dieser Wert kann jedoch zu schwer interpretierbaren Ergebnissen führen, wenn wenige dafür relevante Einheiten besammelt wurden (zum Beispiel ist bei Ameisen die Zahl der Nester relevant und nicht die Anzahl der Arbeiterinnen). Daher wurde zusätzlich die *Multilocus Heterozygosity* (MLH) als weiterer Indikator für Inzucht errechnet. Diese ist der Anteil von mischerbigen Loci in einem Individuum im Verhältnis zu allen vorhandenen Loci (Coltman und Slate 2003). Ein MLH-Wert von 0,5 zeigt also an, dass 50 % aller Loci eines Organismus mischerbig sind. Zusätzlich wurde der Mikrosatelliten-Diversitätsindex d^2 -Wert berechnet. Dieser gibt den mittleren quadratischen Abstand zwischen Mikrosatelliten-Allelen an. Geringe Werte deuten eher auf Inzucht hin, hohe Werte auf eine sehr hohe genetische Distanz der Individuen (Hansson 2010).

Die Auswertung der Ameisen aus 2018 und der Hummeln aus 2019 wurde mit der Software R Ver 3.6.3 (RStudio Team 2021) mit dem package „genepop“ (Rousset 2008) durchgeführt. Die Proben der Ameisen aus 2019 sowie die Proben der Totengräberkäfer aus 2019 und 2020 wurden mit den Programmen GenAlEx (Ver 6.503; Peakall und Smouse 2006) und Arlequin (Ver 3.5.2.2; Excoffier und Lischer 2010) untersucht. Mit der Anwendung unterschiedlicher Programme, wurde getestet, ob unterschiedliche Algorithmen die Ergebnisse beeinflussen. Dies konnte ausgeschlossen werden.

Tab. 2: Beprobte Organismen und Anzahl der entnommenen Individuen aus den Untersuchungsgebieten auf dem Hohen Sonnblick (*) und der Zugspitze (#). Die chemische Analyse erfolgte getrennt nach Gebieten, sodass die jeweilige Anzahl der Individuen aus einem Gebiet die Anzahl der Individuen in der Poolprobe widerspiegelt. Die Tabelle zeigt ebenso die bei der chemischen Analyse untersuchten Stoffgruppen: Hg= Quecksilber, FSM= Flammschutzmittel, PCB= Polychlorierte Biphenyle, PFAS= Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen, OCP= Organochlorpestizide, PSM = aktuell eingesetzte Pflanzenschutzmittel, sowie die Anzahl der Individuen, die aus den gepoolten Proben morphologisch und genetisch untersucht wurden

Untersuchter Organismus (Poolprobe)	Beprobungs-jahr	Individuen-zahl	Chemisch analysierte Stoffe	Morphologisch und genetisch analysierte Organismen aus der gepoolten Probe
Hummeln (<i>Bombus</i> spp.)	2018	346 96* 250#	Hg, FSM, OCP, PCB, PFAS, PSM	Kryptische Erdhummel (<i>Bombus cryptarum</i>): 32 Helle Erdhummeln (<i>Bombus lucorum</i>): 33
Hummeln (<i>Bombus</i> spp.)	2019	548 258* 290#	Hg, PFAS, PSM	0
Bergwaldhummel (<i>Bombus wurflenii</i>)	2019	122 51* 71#	Hg, FSM, PCB, PFAS	51* 71#
Wiesenhummel (<i>Bombus pratorum</i>)	2019	209 126* 83#	Hg, FSM, PCB, PFAS, PSM	126* 83#
Schwachbeborstete Gebirgsameisen (<i>Formica aquilonia</i>)	2018	10000 5000* 5000#	Hg, FSM, PCB, PFAS, OCP, PSM	48* 67#
Schwachbeborstete Gebirgsameisen (<i>Formica aquilonia</i>)	2019	10000 5000** 5000#+	Hg, FSM, PCB, PFAS, PSM	150* 150#
Große Kerbameisen (<i>Formica exsecta</i>)	2018	3400 2600* 800#	Hg, FSM, PCB, PSM	40* 49#
Große Kerbameisen (<i>Formica exsecta</i>)	2019	1338 1252** 86#+	Hg, FSM, PCB, PFAS	100* 40#
Totengräberkäfer (<i>Nicrophorus</i> spp.)	2019	223 25* 198#	Hg, FSM, OCP, PCB, PFAS	Schwarzhörniger Totengräber (<i>Nicrophorus vespilloides</i>): 25* 147#
Totengräberkäfer (<i>Nicrophorus</i> spp.)	2020	67*	Hg, FSM, PCB, PFAS PSM	Schwarzhörniger Totengräber (<i>Nicrophorus vespilloides</i>): 66*
Honigbienen (<i>Apis mellifera</i>)	2020	k.a.	Hg, PFAS	0

+ Beprobung und Analyse einzelner Nester:

F. aquilonia jeweils 5 Nester pro Gebiet und Jahr

F. exsecta jeweils 5 Nester pro Gebiet und Jahr, 2019 2 Nester von der Zugspitze

2.7 Korrelation von chemischen Daten, Asymmetrien und genetischen Daten

Zur Feststellung von möglichen Zusammenhängen zwischen den Schadstoffkonzentrationen, den Asymmetriewerten und den genetischen Werten wurden mit linearen Modellen Korrelationen (Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$) berechnet (Finch et al. 2019).

Die 2018 entnommenen Hummeln und Ameisen dienten zur Etablierung der Methodik. Dabei wurden Werte des FA2-Index mit den MLH-Werten, den d^2 -Werten und mit den chemischen Daten von Hg und PCB verknüpft. Da sich die Ergebnisse bei der Verknüpfung der Parameter mit d^2 - und MLH-Werten nicht unterschieden, wurden bei den 2019 und 2020 entnommenen Proben ausschließlich die MLH-Werte und die Werte des FA2-Index mit den Konzentrationen von Hg, PCB, FSM, PFAS und OCP verknüpft. Zusätzlich wurde die Messunsicherheit der Konzentrationsbestimmungen von $\pm 30\%$ für POP und $\pm 13\%$ bei Hg berücksichtigt. Diese Messunsicherheiten sind bei Messungen von Schadstoffen im Ultraspurenbereich in Biota üblich (Ergül et al. 2022; Sagerup 2009). Um den Einfluss dieser Unsicherheit auf die Robustheit der Korrelationen zu untersuchen, wurden 1000 verschiedene Kombinationen mit zufälliger Abweichung der Werte der POP und Hg in der Höhe der jeweiligen Messunsicherheiten simuliert und statistisch wie oben beschrieben ausgewertet („Monte-Carlo-Simulation“, MC-Simulation; Harrison 2010). Bei allen Proben aus 2019 und 2020 wurde zusätzlich getestet, ob der MLH-Wert einen Einfluss auf die Signifikanzen der PBT-Werte und der verknüpften Asymmetriewerte im Modell hat. Daher wurden alle Modelle zusätzlich unter Ausschluss des MLH-Wertes berechnet und überprüft ob Signifikanzen ausschließlich bei der Verbindung mit den PBT-Werten auftreten. Die statistischen Analysen erfolgten mit dem Programm R Ver 4.2.1 (RStudio 2021).

Mit den Proben aus 2019 und 2020 wurde zusätzlich über alle untersuchten Arten hinweg eine einfache lineare Regression mit RStudio Ver 4.2.2 (RStudio 2021) durchgeführt, um zu untersuchen, ob die FA-Werte mit den PBT-Konzentrationen artübergreifend ansteigen.

3 Ergebnisse

3.1 Pilotergebnisse zur Stickstoffimmission

Insgesamt konnten drei verschiedene Messverfahren zur Analyse der Stickstoffimmissionen an den Umweltforschungsstationen auf zeitliche Veränderungen überprüft und verglichen werden: das Chemilumineszenzverfahren, die Ionenchromatographie und das photometrische Saltzman-Verfahren. Die Chemilumineszenzmessungen in beiden Untersuchungsgebieten waren gut vergleichbar. Jedoch war mit diesem Verfahren keine Erfassung von NH_3 möglich. Die Ionenchromatographie war nur bedingt in beiden Gebieten vergleichbar, da verschiedene Stickstoffverbindungen je Untersuchungsgebiet nachgewiesen wurden. Als sehr gut vergleichbar an beiden Umweltforschungsstationen, einfach installierbar und kostengünstig erwies sich das photometrische Saltzman-Verfahren nach der Methode der Römmelt Umweltanalytik GmbH. Außerdem werden mit dem Saltzman-Verfahren als einzige Methode sowohl die Immissionen von NH_3 als auch von NO_2 erfasst, was im Sinne der Erfassung der Nährstoffeinträge die relevanten Stickstoffverbindungen umfasst.

Die auf dem Saltzman-Verfahren basierenden Testmessungen zeigten, dass die Konzentrationen von NO_2 auf der Zugspitze, bis auf die Ausnahme von zwei Messzeiträumen, höher als im Gebiet um den Hohen Sonnblick sind (Abb. 4). Die Konzentrationen von NH_3 waren in jedem Messzeitraum auf der Zugspitze höher als am Hohen Sonnblick (Abb. 5). Der Gesamtstickstoff (Summe aus NO_2 und NH_3) ergab im Mittel über das Jahr auf der Zugspitze $1,01 \mu\text{g N/m}^3$ und am Hohen Sonnblick $0,41 \mu\text{g N/m}^3$. Am Hohen Sonnblick waren die Luftkonzentrationen für drei Messzeiträume unter der Bestimmungsgrenze.

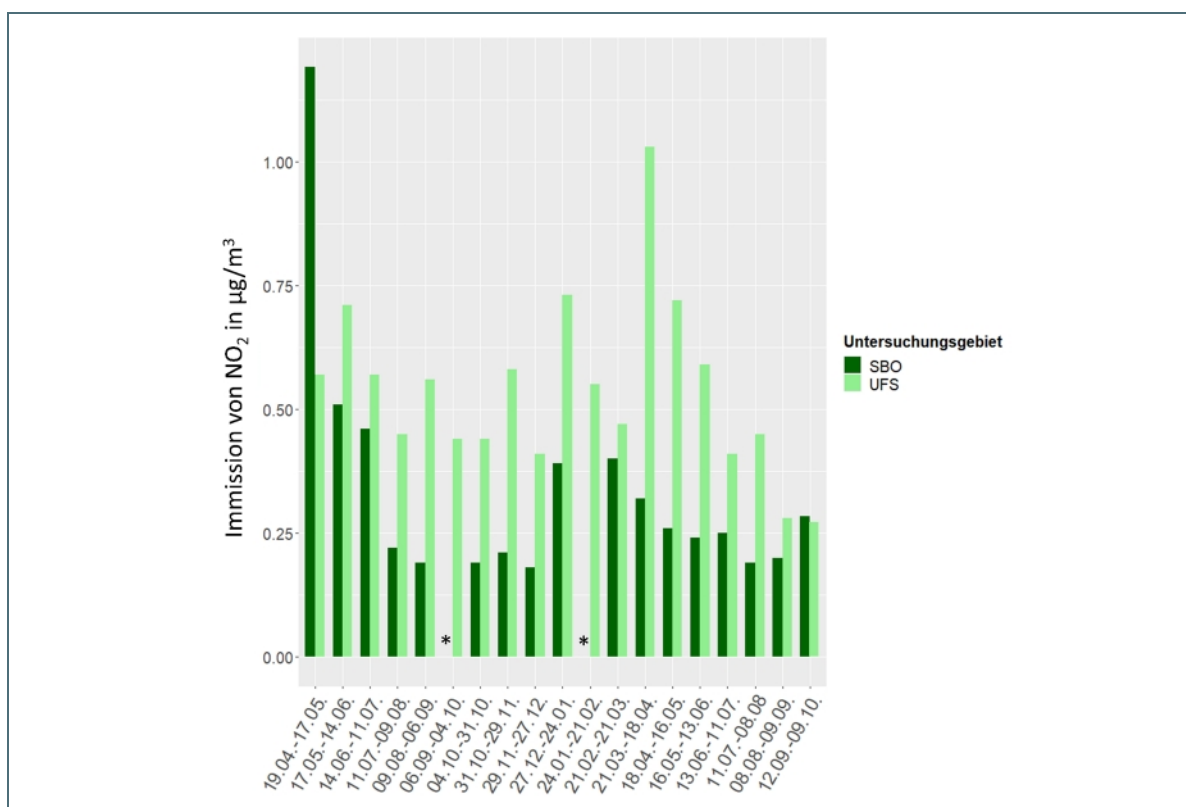


Abb. 4: Gemessene NO_2 -Immissionen in $\mu\text{g/m}^3$ an der Umweltforschungsstation Schneefernerhaus (UFS) an der Zugspitze und am Sonnblickobservatorium (SBO) am Hohen Sonnblick pro Messzeitraum. * Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze

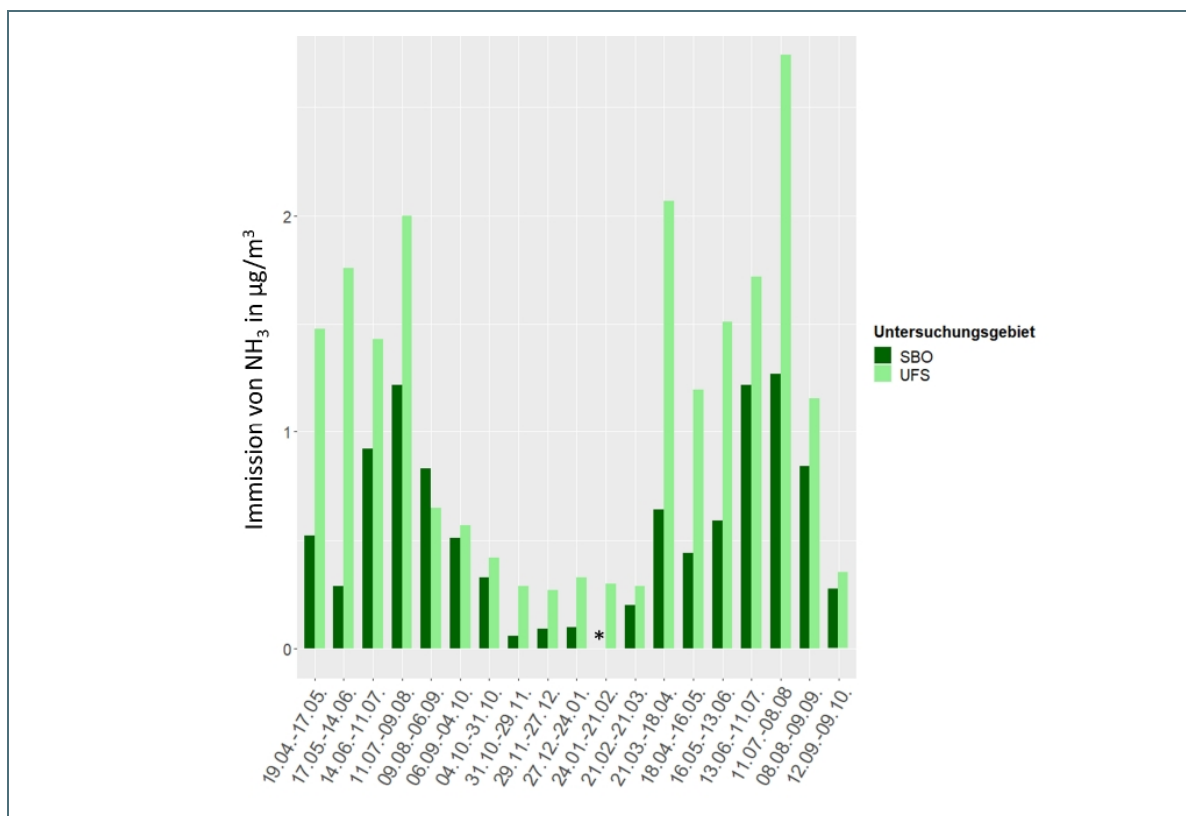


Abb. 5: Gemessene NH_3 -Immissionen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Umweltforschungsstation Schneefernerhaus (UFS) an der Zugspitze und am Sonnblickobservatorium (SBO) am Hohen Sonnblick pro Messzeitraum. * Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze

3.2 Schadstoffkonzentrationen in den Insekten

3.2.1 Hummeln (*Bombus* spp.)

In den gepoolten Proben (Tab. 2) der Hummeln aus 2018 konnten Hg im Bereich von 1,1 bis 1,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG, sowie alle sechs analysierten PCB-Kongenere im Bereich von 0,0085 bis 0,84 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG nachgewiesen werden (Abb. 6). Die Bestimmungsgrenzen und Werte der Proben nach Untersuchungsgebiet sind im Anhang in Tab. 6 angegeben. 19 der 31 untersuchten FSM konnten im Bereich von 0,00014 bis 0,12 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG in den Proben festgestellt werden. Von elf PFAS-Verbindungen konnten ausschließlich Perfluorhexansäure (PFHxA) und Perfluorheptansäure (PFHpA) im Bereich von 0,5 und 0,82 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG detektiert werden. OCP und PSM wurden bei Bestimmungsgrenzen von 1,0 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG beziehungsweise 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG in keiner der Proben gefunden.

In den nicht nach Arten getrennten Proben aus dem Untersuchungsjahr 2019 konnte Hg im Bereich von 0,40 und 0,50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG detektiert werden (Abb. 6, Tab. 6 im Anhang). Für die elf untersuchten PFAS-Verbindungen ergab sich bei einer Bestimmungsgrenze von 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG kein Nachweis. In den auf Artniveau analysierten Proben der Bergwaldhummeln und der Wiesenhummeln aus dem Untersuchungsjahr 2019 konnte Hg im Bereich von 0,65 und 0,81 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG nachgewiesen werden (Abb. 6, Tab. 6 im Anhang). In den Bergwaldhummeln konnten alle sechs untersuchten PCB-Kongenere im Bereich von 0,067 bis 0,22 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG, in den Wiesenhummeln drei PCB-Kongenere im Bereich von 0,088 bis 0,16 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG detektiert werden. Zudem wurden 17 von 28 untersuchten FSM in den Bergwaldhummeln im Bereich von 0,0049 bis 0,86 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG und elf FSM in den Wiesenhummeln im Bereich von 0,0067 bis 0,34 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG nachgewiesen. PFAS-Verbindungen und PSM konnten bei Bestimmungsgrenzen von 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG in beiden Arten nicht detektiert werden.

Deutliche Schwankungen der Werte zwischen den Untersuchungsjahren 2018 und 2019 zeigen sich insbesondere bei Hg und PCB. Auffällig ist zudem, dass PFAS-Verbindungen nur im Untersuchungsjahr 2018 in den Proben zu finden waren.

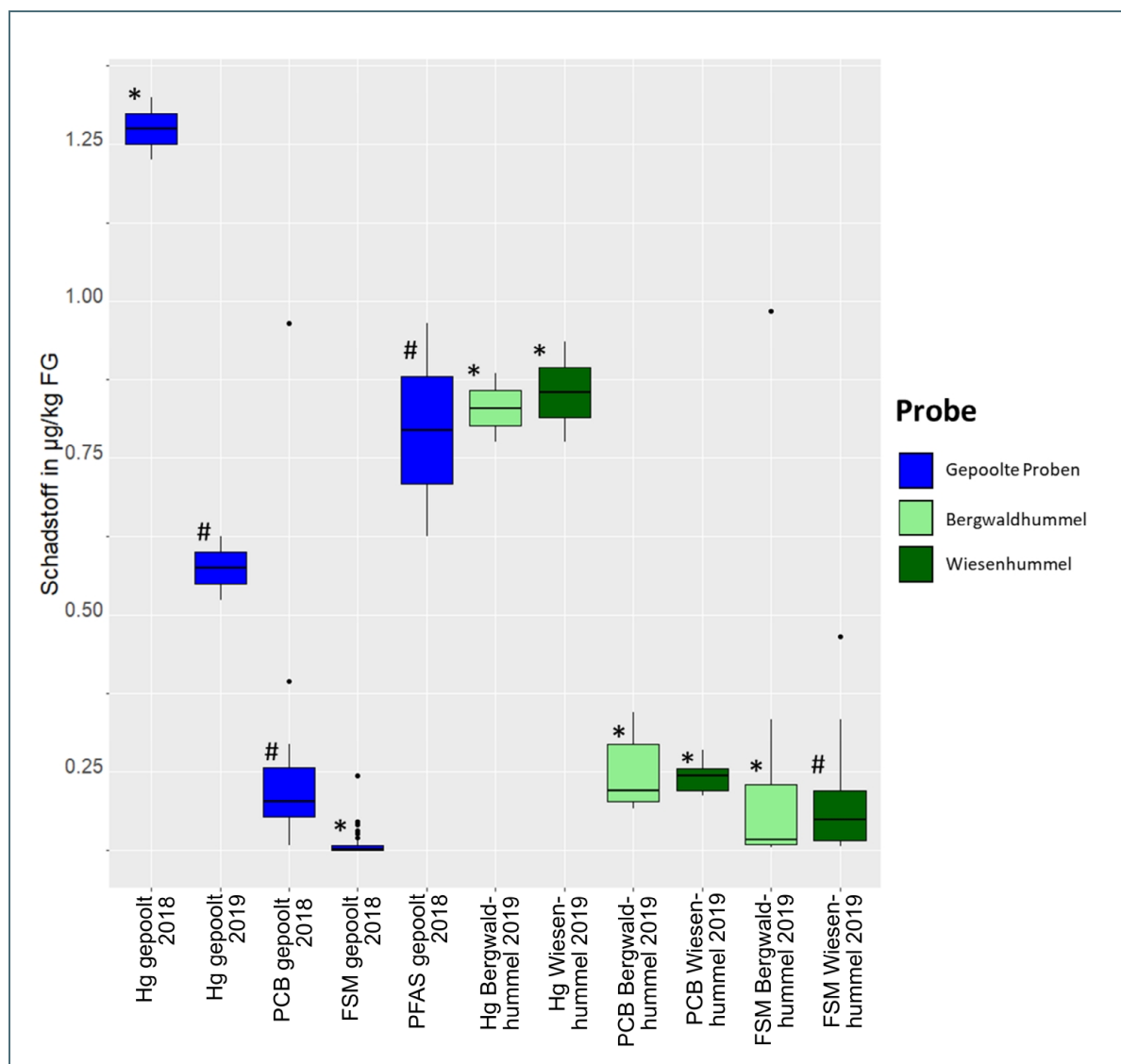


Abb. 6: Vergleich der Konzentrationen von Quecksilber (Hg), polychlorinierten Biphenylen (PCB), Flamm- schutzmittel (FSM) und per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in den gepoolten Proben von Hummeln (*Bombus* spp.) aus 2018 und 2019, sowie der auf Artniveau untersuchten Bergwaldhummeln (*Bombus wurflenii*) und Wiesenhummeln (*Bombus pratorum*) aus 2019. Die Konzentrationen der Hummeln aus beiden Unters- suchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Abbildung zeigt nur die nachgewiesenen Stoffe über den Nach- weisgrenzen. Die Punkte markieren Ausreißer

*) Höhere Konzentrationen in der Summe auf dem Hohen Sonnblick.

#) Höhere Konzentrationen in der Summe auf der Zugspitze

3.2.2 Ameisen (*Formica ssp.*)

In den Proben der Schwachbeborsteten Gebirgsameisen aus dem Jahr 2018 (Tab. 2) konnte Hg im Bereich von 7,8 bis 11 µg/kg FG und in den Proben der Großen Kerbameisen im Bereich von 5,2 bis 7,0 µg/kg FG nachgewiesen werden (Abb. 7, Tab. 7 im Anhang). Alle sechs untersuchten PCB befanden sich in den Proben der Schwachbeborsteten Gebirgsameisen im Bereich von 0,016 bis 0,83 µg/kg FG und in den Proben der Großen Kerbameisen im Bereich von 0,081 bis 0,4 µg/kg FW. Von 31 untersuchten FSM wurden 20 bei den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen im Bereich von < 0,0001 bis 0,11 µg/kg FG und 18 im Bereich von < 0,0001 bis 0,14 µg/kg FG bei den Großen Kerbameisen detektiert. Perfluorhexansäure (PFHxA), Perfluorheptansäure (PFHpA), Perfluoroctansäure (PFOA), Perfluornonansäure (PFNA), Perfluordecansäure (PFDA) und Perfluoroctansulfonsäure (PFOS) im Bereich von 0,5 bis 0,97 µg/kg FG konnten von elf untersuchten PFAS-Verbindungen in den Proben der Schwachbeborsteten Gebirgsameisen festgestellt werden. Bei den Großen Kerbameisen erfolgte kein Nachweis von PFAS. OCP und PSM wurden ebenfalls bei beiden Arten nicht detektiert.

In den Proben der Schwachbeborsteten Gebirgsameisen aus dem Untersuchungsjahr 2019 (Tab. 2) befand sich Hg im Bereich von 10 bis 13 µg/kg FG und in den Proben der Großen Kerbameisen von 5,5 bis 18,35 µg/kg FW (Abb. 7, Tab. 7 im Anhang). Da nur wenig Biomasse der Großen Kerbameisen auf der Zugspitze entnommen werden konnte, wurden die weiteren Stoffe ausschließlich mit Proben vom Hohen Sonnblick analysiert. Vier der sechs untersuchten PCB konnten bei den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen im Bereich von 0,16 bis 1,1 µg/kg FG und den Großen Kerbameisen im Bereich von 0,1 bis 0,47 µg/kg FG nachgewiesen werden. Von 27 analysierten FSM konnten bei den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen zehn im Messbereich von 0,0067 bis 0,6 µg/kg FG und bei den Großen Kerbameisen fünf im Bereich von 0,0067 bis 1,2 µg/kg FG detektiert werden. In beiden Arten war jeweils Perfluorhexansäure (PFHxA) in einer Konzentration von 0,5 µg/kg FG aus elf untersuchten PFAS-Verbindungen nachweisbar. PSM konnten in beiden Arten nicht detektiert werden.

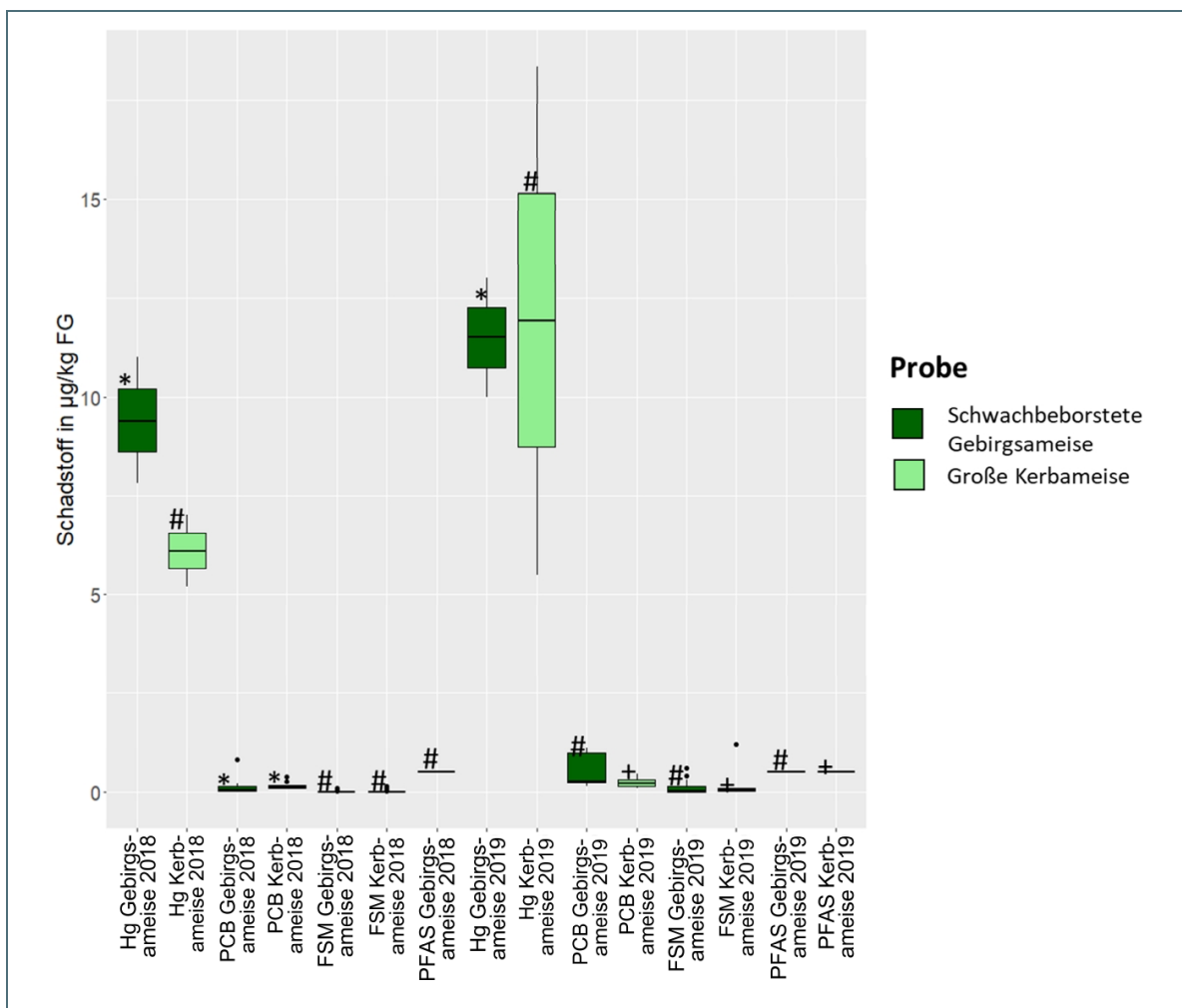


Abb. 7: Vergleich der Konzentrationen von Quecksilber (Hg), polychlorierten Biphenylen (PCB), Flamm- schutzmittel (FSM) und per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in den Proben von Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*F. aquilonia*) und Großen Kerbameisen (*F. exsecta*) aus 2018 und 2019. Die Konzentrationen der einzelnen Arten aus beiden Untersuchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Abbildung zeigt nur die nachgewiesenen Stoffe über den Nachweisgrenzen. Die Punkte markieren Ausreißer

*) Höhere Konzentrationen in der Summe auf dem Hohen Sonnblick

#) Höhere Konzentrationen in der Summe auf der Zugspitze

+) Kein Vergleich der Gebiete, da nur Proben von einem Untersuchungsgebiet entnommen und analysiert wurden

3.2.3 Totengräberkäfer (*Nicrophorus* spp.)

Die chemische Analyse zeigte Konzentrationen von Hg im Messbereichbereich von 46 bis 97 $\mu\text{g/kg FG}$ bei den Totengräberkäfern aus dem Untersuchungsjahr 2019, sowie Perfluornonansäure (PFNA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in allen Proben im Bereich von 0,78 bis 7,4 $\mu\text{g/kg FG}$ (Abb. 8, Tab. 8 im Anhang). Da zu wenig Biomasse vom Hohen Sonnblick vorhanden war, wurden ausschließlich in den Proben von der Zugspitze weitere Stoffe untersucht. Dabei konnten vier der sechs untersuchten PCB im Messbereich 0,14 bis 5,6 $\mu\text{g/kg FG}$ festgestellt werden und elf der 28 analysierten FSM in Konzentrationen von 0,0067 und 0,19 $\mu\text{g/kg FG}$. Zudem befanden sich vier der 28 gemessenen OCP im Messbereich von 1,1 bis 7,6 $\mu\text{g/kg FG}$. Schadstoffe aus dieser Gruppe konnten bei keinem der anderen Organismen festgestellt werden.

Im Untersuchungsjahr 2020 wurden ausschließlich Individuen von Hohen Sonnblick für weitere Analysen entnommen (Tab. 2). Dabei konnte eine Konzentration von Hg von 46 $\mu\text{g/kg FG}$ in den Proben

festgestellt werden (Abb. 8, Tab. 8 im Anhang). Diese Werte sind deutlich niedriger als die Werte aus dem Untersuchungsjahr 2019. Zudem konnten drei der sechs untersuchten PCB im Messbereich von 1,8 bis 6,5 µg/kg FG und neun Verbindungen von 28 untersuchten FSM im Messbereich von 0,01 bis 0,25 µg/kg FG erfasst werden. Weiterhin konnten acht von 12 untersuchten PFAS im Bereich von 0,5 bis 12 µg/kg FG detektiert werden. PSM konnten bei *Nicrophorus* spp. aus beiden Untersuchungsjahren nicht nachgewiesen werden.

Schwankungen zwischen den Jahren sind insbesondere bei den Hg-Werten auffällig. Die Werte der Proben aus 2020 sind im Durchschnitt so hoch wie die niedrigsten Werte der Proben aus 2019.

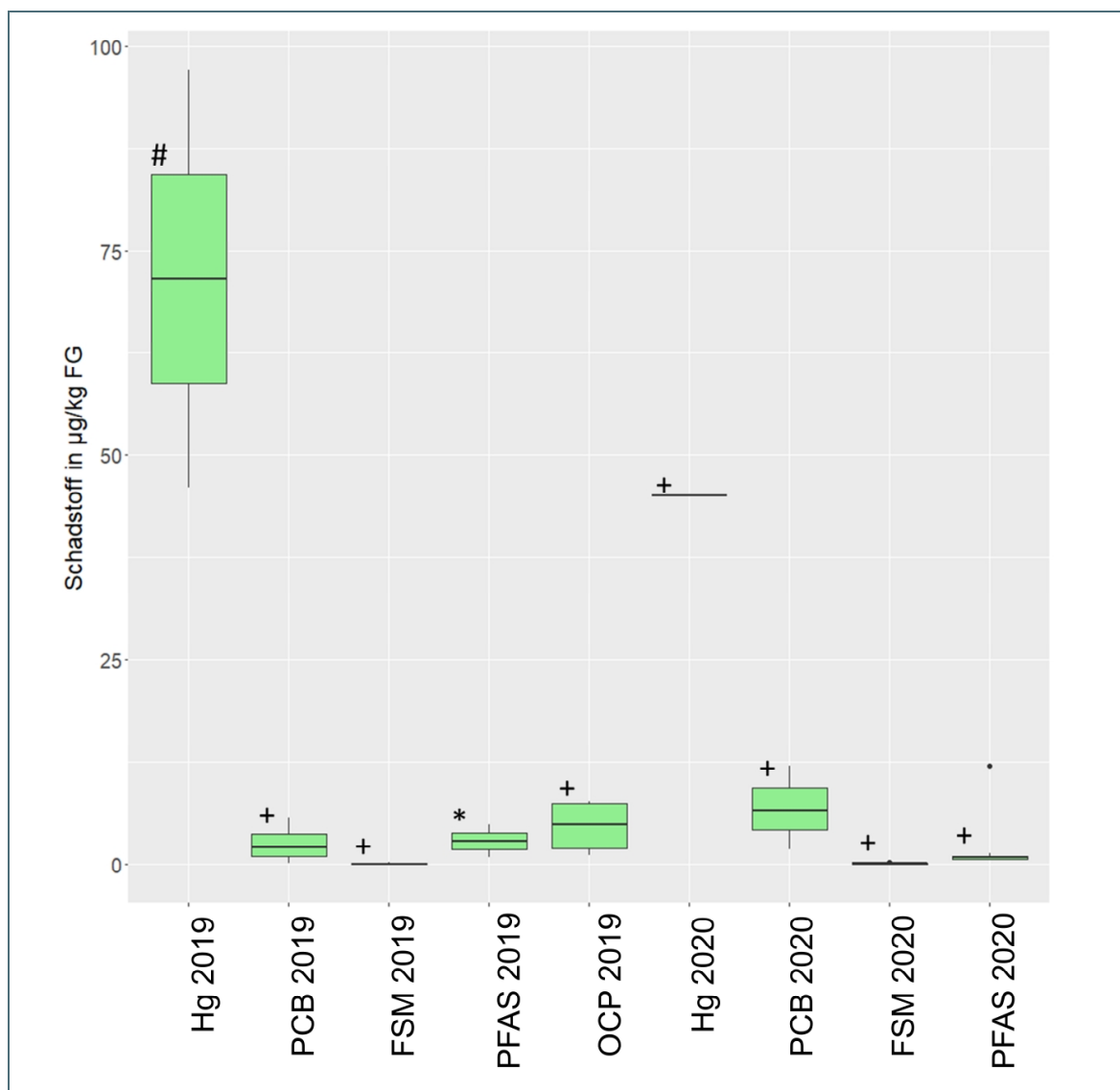


Abb. 8: Vergleich der Konzentrationen von Quecksilber (Hg), polychlorierten Biphenylen (PCB), Flamm- schutzmittel (FSM) und per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in den Proben von Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus 2019 und 2020. Die Konzentrationen der Proben aus beiden Untersuchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Abbildung zeigt nur die nachgewiesenen Stoffe über den Nachweisgrenzen. Der Punkt markiert einen Ausreißer

*) Höhere Konzentrationen in der Summe auf dem Hohen Sonnenblick

#) Höhere Konzentrationen in der Summe auf der Zugspitze

+) Kein Vergleich der Gebiete, da nur Proben von einem Untersuchungsgebiet entnommen und analysiert wurden

3.2.4 Honigbienen (*Apis mellifera*)

In den untersuchten Honigbienen aus dem Gebiet des Rauriser Tals konnte Hg im Bereich von 0,18 bis 0,71 µg/kg FG und Perfluorhexansäure (PFHxA) im Bereich von 0,5 bis 0,87 µg/kg FG als einzige von zwölf untersuchten PFAS-Verbindungen detektiert werden (Tab. 9 im Anhang). Auch hier konnte kein Nachweis von PSM erbracht werden.

3.2.5 Schadstoffkonzentrationen verschiedener Trophiestufen

Der Anstieg der PBT über die einzelnen Trophiestufen der Insektenarten, wurde beispielhaft an den Proben aus 2019 und 2020 untersucht.

Dabei zeigte sich, dass die Mittelwerte der Schadstoffe einer Klasse in der Summe mit der Trophiestufe ansteigen. Bei den Hummeln, die als Herbivore in dieser Studie die niedrigste Trophiestufe belegen, ergab sich bei Wiesenhumeln eine Summe von 2,2 µg/kg FG, bei den Bergwaldhumeln konnten 2,7 µg/kg FG an PBT festgestellt werden (Abb. 9). Bei den Ameisen, die als Omnivore eine höhere Trophiestufe repräsentieren, wies die Schwachbeborstete Gebirgsameise in der Summe 15,5 µg/kg FG an PBT und die Große Kerbameise 16,5 µg/kg FG auf. Bei den Totengräbern, die hier als Nekrophage die höchste Trophiestufe repräsentieren, fanden sich in der Summe 121,4 µg/kg FG an PBT.

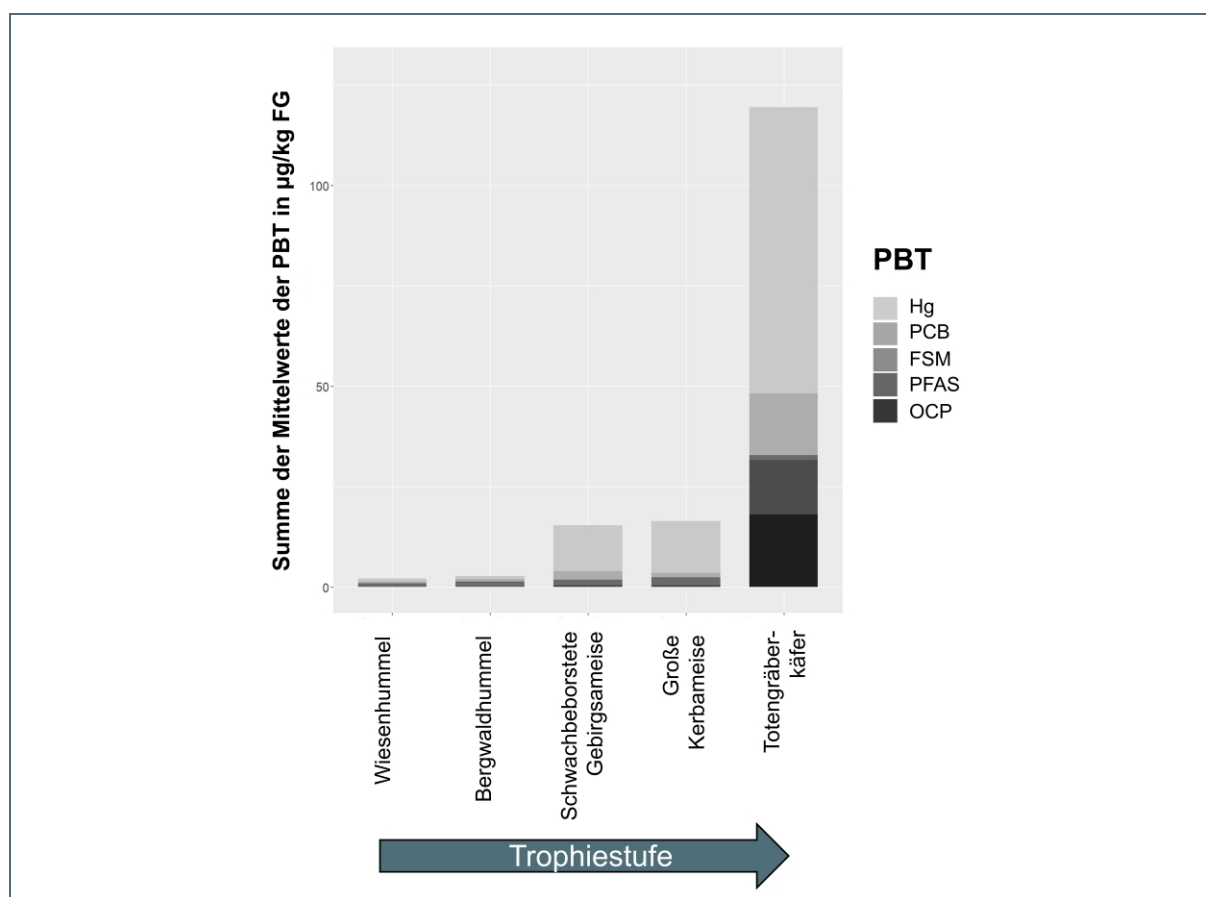


Abb. 9: Konzentrationen persistenter, bioakkumulierender und toxischer Chemikalien (PBT) in Wiesenhumeln (*Bombus pratorum*), Bergwaldhumeln (*Bombus wurflenii*), Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*), Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten am Hohen Sonnblick und der Zugspitze. Die Konzentrationen bestehen aus den addierten Mittelwerten der PBTs einer Stoffklasse pro Untersuchungsgebiet. Bei den PBT-Stoffklassen handelt es sich um Quecksilber (Hg), polychlorierte Biphenyle (PCB), Flammschutzmittel (FSM), per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sowie Organochlorpestizide (OCP)

Verglichen mit der Hg-Konzentration von maximal 0,81 µg/kg FG bei den Hummeln (herbivor), lag die gemessene Konzentration in den Ameisen (omnivor) bei maximal 27 µg/kg Nassgewicht und damit 33-mal höher. Die Totengräberkäfer (nekrophag) wiesen mit 97 µg/kg Frischgewicht eine mehr als 3-fach höhere Körperbelastung an Quecksilber auf als die Ameisen und eine mehr als 120-fach höhere Körperbelastung als die Hummeln. Die Quecksilberkonzentrationen stiegen signifikant mit den aus der Literatur entnommenen Werten der stabilen Stickstoffisotope als repräsentativen Wert für die trophischen Ebene an ($n = 10$; $F = 15,75$; $p = 0,004$, Abb. 10A).

Der Anstieg der Konzentrationen von PBT über die trophischen Ebenen konnte auch für die PCB festgestellt werden. PCB153 wurde dabei als repräsentatives PBT aus der Stoffklasse der PCB ausgewählt. Verglichen mit der Konzentration von PCB153 mit einem Maximum von 0,17 µg/kg FG in den Hummeln (herbivor) lag die Konzentration bei den Ameisen (omnivor) bei einem Maximum von 1,1 µg/kg FG und damit 6,5-fach höher. Die Totengräberkäfer hatten mit 12 µg/kg FG eine 12-fach höhere Körperbelastung als die Ameisen und eine mehr als 70-fach höhere Körperbelastung als die Hummeln. Die Konzentrationen von PCB153 stiegen mit den aus der Literatur entnommenen Werten der stabilen Stickstoffisotope an ($n = 9$; $F = 12,06$; $p = 0,010$, Abb. 10B).

Bei den FSM, die durch Pentabromtoluol repräsentiert wurden, konnte die Anreicherung über die trophischen Ebenen nicht festgestellt werden. Die Großen Kerbameisen und die Bergwaldhummeln wiesen mit einer Konzentration von 0,097 µg/kg FG die höchsten Werte auf. Die Werte der Totengräberkäfer waren mit 0,094 µg/kg FG ähnlich hoch, während die Schwachbeborsteten Gebirgsameisen mit 0,037 µg/kg FG die niedrigsten Werte aufwiesen. Bei $p = 0,3529$ war eine Interpretation des Modells nicht möglich ($n = 9$; $F = 0,99$, Abb. 10C) und der Anstieg von Pentabromtoluol mit der Trophiestufe konnte nicht aufgezeigt werden.

PFAS wurden in keiner der Hummelarten nachgewiesen. Aufgrund des hohen Umweltrisikos (European Commission 2017), wurden die Werte von PFNA als Vertreter der PFAS dennoch mit in die Auswertung aufgenommen. Die Konzentrationen von PFNA lagen bei den Ameisen an der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/kg FG. Das Maximum der PFNA für die Totengräberkäfer lag bei 1,7 µg/kg FG und war damit mehr als dreimal so hoch. Mit $p = 0,5235$ war eine Interpretation des Modells nicht möglich ($n = 3$; $F = 0,86$, Abb. 10D), sodass kein Anstieg von PFNA mit der Trophiestufe durch das Modell nachgewiesen werden konnte.

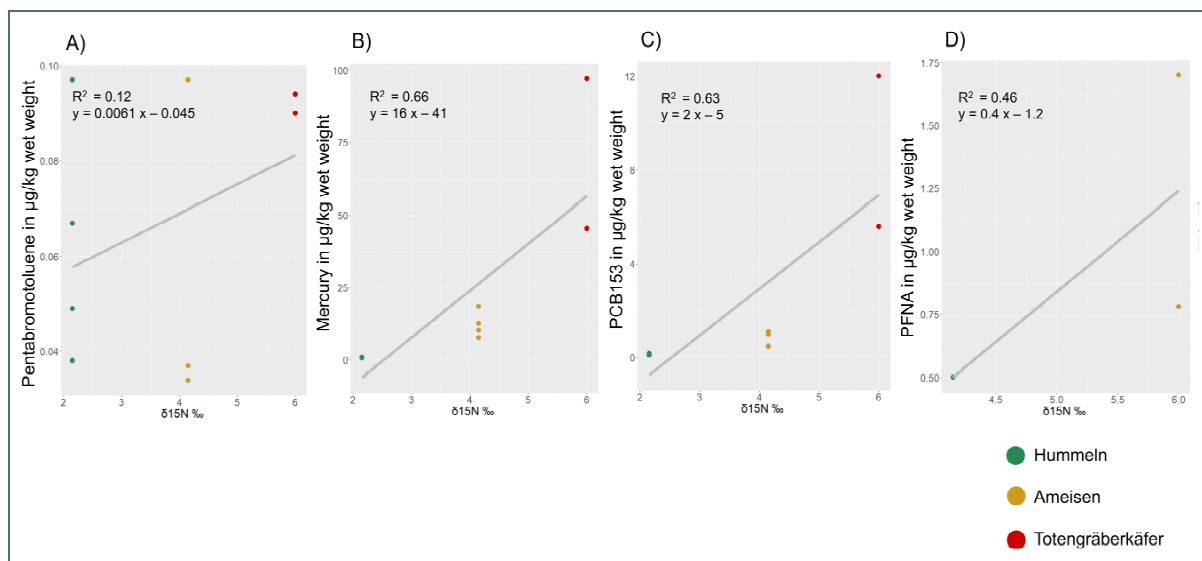


Abb. 10: Korrelation von Quecksilber (A), dem polychlorierten Biphenyl PCB153 (B), dem Flammenschutzmittel Pentabromotoluol (C), dem per- und polyfluorierten Stoff PFNA (D) und spezifischer Isotopenwerte von $\delta^{15}\text{N}$ aus der Literatur von Wiesenhumeln (*Bombus pratorum*), Bergwaldhumeln (*Bombus wurflenii*), Schwachbebors-teten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*), Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten am Hohen Sonnblick und der Zugspitze. Jeder Datenpunkt repräsentiert die Konzentrationen der Substanz in den Proben beider Untersuchungsgebiete zusammen

3.3 Geometrische Morphometrie

Um die Effekte von PBT auf die Fitness von Insekten zu untersuchen, wurden Vorder- und Hinterflügel der Hummeln und Totengräberkäfer, sowie der Kopf der Ameisen auf zufällige und nicht gerichtete Abweichungen von der Symmetrie untersucht. Um die Asymmetrie zu quantifizieren, wurde im Anschluss der Asymmetrieindex (FA2) berechnet.

Methodische Verzerrungen durch Abbildungs- und Digitalisierungsfehler zeigten in einer *Procrustes* ANOVA Analyse keine Signifikanz und konnten somit bei allen Proben ausgeschlossen werden.

3.3.1 Hummeln (*Bombus* spp.)

Die morphologische Analyse von Hellen Erdhumeln und Kryptischen Erdhumeln, die beiden Arten, die im Untersuchungsjahr 2018 mengenmäßig am häufigsten entnommen wurden (Tab. 2), ergab signifikante Asymmetrien ($\alpha = 0,05$) der linken und rechten Vorder- und Hinterflügel der Individuen. D. h. die anhand der *landmarks* gemessenen Distanzen der linken und rechten Vorder- und Hinterflügel zeigten einen Unterschied. Aufgrund der geringen Probenanzahl aus dem Gebiet um den Hohen Sonnblick war kein Vergleich der beiden Standorte möglich. Die Werte des FA2-Index lagen dabei bei der Vorderflügelform der Hellen Erdhumeln zwischen 0,010 und 0,022 und bei den Hinterflügeln bei 0,009 und 0,040 (Abb. 11). Bei den Kryptischen Erdhumeln lagen die Werte der Vorderflügelform zwischen 0,008 und 0,142 und bei den Hinterflügeln zwischen 0,008 und 0,029 (Abb. 11). Bei der Größe der Vorderflügel lag der FA2-Index bei der Hellen Erdhummel zwischen $> 0,001$ und 0,023 und bei den Hinterflügeln bei 0,002 und 0,024. Bei den Kryptischen Erdhumeln lagen die Werte der Vorderflügelgröße zwischen $> 0,001$ und 0,014 und bei den Hinterflügeln zwischen $> 0,001$ und 0,025. Die Auswertung von Bergwaldhumeln und Wiesenhumeln aus dem Untersuchungsjahr 2019 zeigte, dass die Unterschiede zwischen den linken und rechten Vorder- und Hinterflügeln in der Form und der Größe pro Individuum signifikant ($\alpha = 0,05$) sind. Dabei ergaben sich größere Unterschiede in der Flügelgröße als in der Flügelform. Bei einem Vergleich der beiden Untersuchungsgebiete wurde nur bei der Vorderflügelform der Bergwaldhumeln ein signifikanter Unterschied festgestellt, d. h. in

Bezug auf die Hinterflügelform und der Größe von Vorder- und Hinterflügel ergab sich kein signifikanter Unterschied in den Asymmetrien zwischen beiden Versuchsstandorten. Dabei lagen die Werte des FA2-Index bei den Bergwaldhummeeln bei den Vorderflügeln zwischen 0,009 und 0,022 bei der Form und zwischen nahezu kaum feststellbarer Asymmetrie ($> 0,001$) und 0,164 bei der Größe (Abb. 11). Die Werte bei der Form der Hinterflügel variierten zwischen 0,004 und 0,056 und bei der Größe zwischen $> 0,001$ und 0,167.

Bei den Wiesenhummeeln lagen die Werte des FA2-Index bei der Form der Vorderflügel zwischen 0,009 und 0,247 und bei der Größe zwischen $> 0,001$ und 0,295 (Abb. 11). Bei der Form der Hinterflügel wurden Werte zwischen 0,006 und 0,043 und bei der Größe zwischen 0,001 und 0,326 ermittelt.

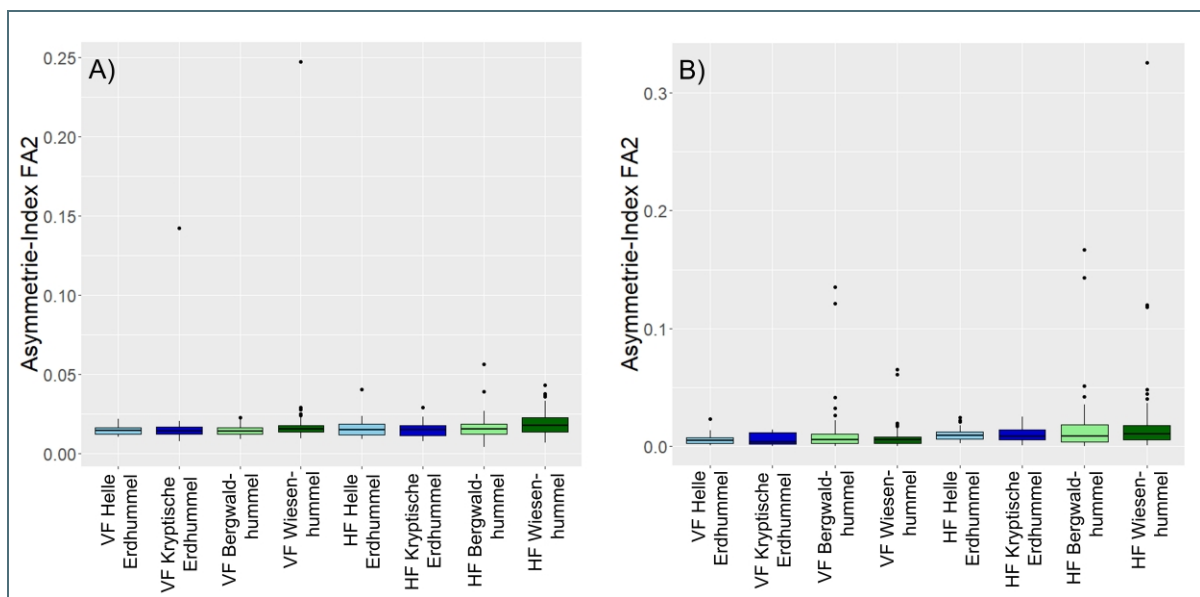


Abb. 11: Werte des Asymmetrie-Index FA2 bei Hellen Erdhummeeln (*Bombus lucorum*), Kryptischen Erdhummeeln (*Bombus cryptarum*), Bergwaldhummeeln (*Bombus wurflenii*) und Wiesenhummeeln (*Bombus pratorum*) für die Form (A) und Größe (B) der Vorderflügel (VF) und Hinterflügel (HF). Die Werte der Proben aus beiden Untersuchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Punkte markieren Ausreißer

3.3.2 Ameisen (*Formica* ssp.)

Bei den Großen Kerbameisen und den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen aus dem Untersuchungsjahr 2018 konnte ein signifikanter Unterschied zwischen der linken und rechten Seite des Kopfes festgestellt werden. Die erfasste Asymmetrie trat bei Proben aus beiden Untersuchungsgebieten auf und war bei den Großen Kerbameisen stärker als bei den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen ausgeprägt. Der Unterschied zwischen den Standorten war bei beiden Arten signifikant, bei den Großen Kerbameisen aber ebenfalls stärker ausgeprägt. Die Werte des FA2-Index lagen bei den Großen Kerbameisen dabei zwischen 0,008 und 0,029. Bei den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen lagen die Werte zwischen 0,006 und 0,02 (Abb. 12).

Die Auswertung der Proben aus 2019 ergab ebenfalls einen signifikanten Unterschied zwischen der linken und rechten Seite des Kopfes. Wie in den Proben aus 2018 war die Asymmetrie bei der Großen Kerbameise stärker ausgeprägt. Die Werte zeigten jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Standorten. Die Werte des FA2-Index lagen bei der Großen Kerbameise zwischen 0,005 und 0,029, bei der Schwachbeborsteten Gebirgsameise zwischen 0,005 und 0,032 (Abb. 12).

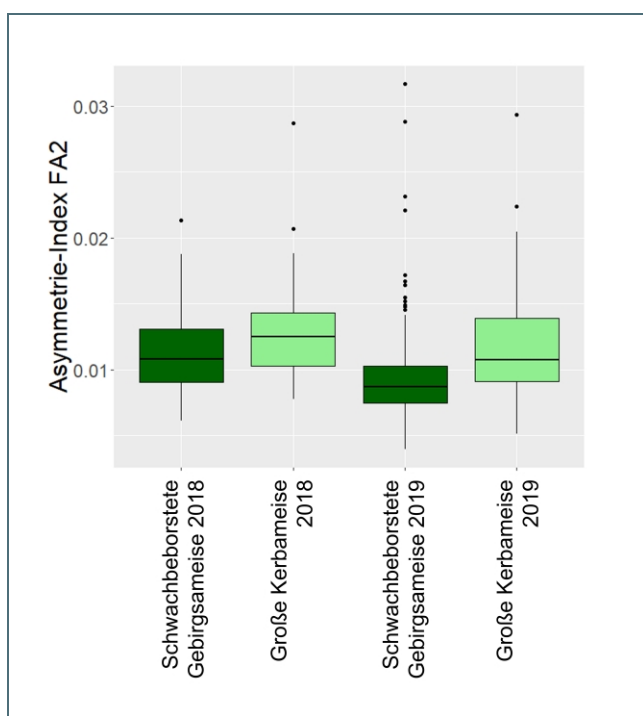


Abb. 12:
Werte des Asymmetrie-Index FA2 der Köpfe bei Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*) und Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*) aus den Untersuchungsjahren 2018 und 2019. Die Werte der Proben aus beiden Untersuchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Punkte markieren Ausreißer

3.3.3 Totengräberkäfer (*Nicrophorus* spp.)

Die Proben aus 2019 und 2020 wurden zusammen ausgewertet. Die einzelnen Asymmetriewerte für die Vorderflügel und die Hinterflügel der Totengräberkäfer unterschieden sich nicht wesentlich, d. h. die Asymmetrien waren bei Vorder- und Hinterflügeln in Größe und Form ähnlich. Insgesamt konnten jedoch bei den Totengräberkäfern die höchsten signifikanten Asymmetriewerte ermittelt werden. Signifikante Asymmetrien ($\alpha = 0,05$) der linken und rechten Vorder- und Hinterflügel der Individuen konnten festgestellt werden. Die Werte des FA2-Index lagen bei der Form der Vorderflügel zwischen 0,025 und 0,575 und bei der Größe zwischen $> 0,001$ und 0,145. Bei der Analyse der Form der Hinterflügel ergaben sich Werte zwischen 0,018 und 0,752 und $> 0,001$ und 0,051 bei der Größe (Abb. 13). Zwischen den Untersuchungsgebieten zeigten sich keine signifikanten Unterschiede.

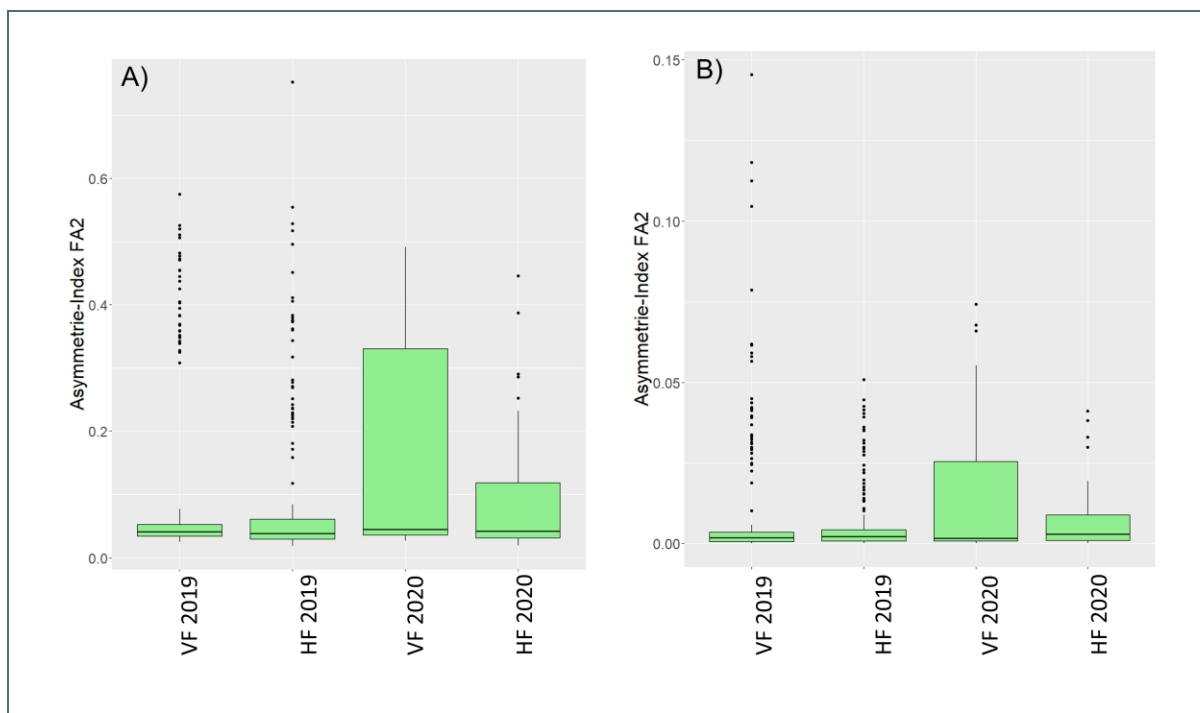


Abb. 13: Werte des Asymmetrie-Index FA2 beim Schwarzhörnigen Totengräberkäfer (*Nicrophorus vespilloides*) aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020 für die Form (A) und Größe (B) der Vorderflügel (VF) und Hinterflügel (HF). Die Werte der Proben aus beiden Untersuchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Punkte markieren Ausreißer

3.4 Genetische Charakterisierung

Durch eine genetische Untersuchung der morphologisch charakterisierten Insekten, konnten Inzuchteffekte als Auslöser von FA überprüft und die genetische Fitness der Populationen bestimmt werden.

3.4.1 Hummeln (*Bombus* spp.)

Insgesamt belegen die genetischen Untersuchungen der Hummel-Arten, dass an beiden Standorten eine Inzucht der Populationen unwahrscheinlich ist.

Wegen der geringen Individuenzahl (Tab. 2) an Hellen Erdhummeln und Kryptischen Erdhummeln vom Hohen Sonnblick im Jahr 2018 wurden nur die Proben von der Zugspitze genetisch charakterisiert.

Bei den Kryptischen Erdhummeln waren in ihren Allelen elf von 21 Loci-Kombinationen signifikant gelinkt (LD). Diese Allelkombinationen traten also häufiger auf, als dies durch Zufall zu erklären ist. Loci die vom HWG abwichen, sowie die H_o -Werte und H_e -Werte sind in Tab. 10 im Anhang angegeben. Der durchschnittliche MLH-Wert von 0,63 zeigt eine hohe genetische Variation an und deutet auf geringe Inzuchtwerte hin (Abb. 14).

Bei den Hellen Erdhummeln traten alle Loci unabhängig voneinander auf. Loci die vom HWG abwichen, sowie die H_o -Werte und H_e -Werte sind in Tab. 10 im Anhang angegeben. Der durchschnittliche MLH-Wert war mit 0,79 signifikant höher als bei den Kryptischen Erdhummeln ($\alpha = 0,05$; Abb. 14). Der d^2 -Wert zeigte jedoch keine signifikanten Unterschiede der beiden Hummelarten hinsichtlich der Inzuchtwerte an ($\alpha = 0,05$).

Bei den Proben der Bergwaldhummeln aus dem Untersuchungsjahr 2019 zeigten die Allele aller Loci-Kombinationen ein unabhängiges Auftreten. Loci die vom HWG abwichen, sowie die H_o -Wert und H_e -Werte sind in im Anhang in Tab. 11 im Anhang angegeben. Die durchschnittlichen MLH-Werte beider

Populationen zeigen mit 0,84 auf dem Hohen Sonnblick und 0,80 auf der Zugspitze eine hohe genetische Variabilität ohne signifikante Unterschiede an ($\alpha = 0,05$; Abb. 14). Die d^2 -Werte unterschieden sich ebenfalls nicht signifikant zwischen den Untersuchungsgebieten. Die F_{IS} -Werte lagen bei beiden Populationen nahe Null und zeigen vernachlässigbare In- beziehungsweise Auszuchteffekte.

Wegen Fehler in der Amplifizierung wurde ein Marker bei der Analyse der Wiesenhummeeln ausgeschlossen und bei einer Locus-Komination zeigte sich kein unabhängiges Auftreten. Loci die vom HWG abwichen, sowie die H_o -Werte und H_e -Werte sind in im Anhang in Tab. 11 im Anhang angegeben. Die durchschnittlichen MLH-Werte der Populationen lagen mit 0,78 am Hohen Sonnblick und 0,83 auf der Zugspitze ebenfalls in einem hohen Bereich (Abb. 14). Die d^2 -Werte unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Untersuchungsgebieten ($\alpha = 0,05$). Die F_{IS} -Werte lagen bei beiden Populationen nahe Null.

Der d^2 -Wert zeigte einen signifikanten Unterschied ($\alpha = 0,05$) zwischen den beiden Arten. Dabei lag der Wert der Bergwaldhummeeln (71.37) über dem der Wiesenhummeeln (27.92). Der durchschnittliche MLH-Wert der beiden Arten hingegen zeigte keinen signifikanten Unterschied ($\alpha = 0,05$).

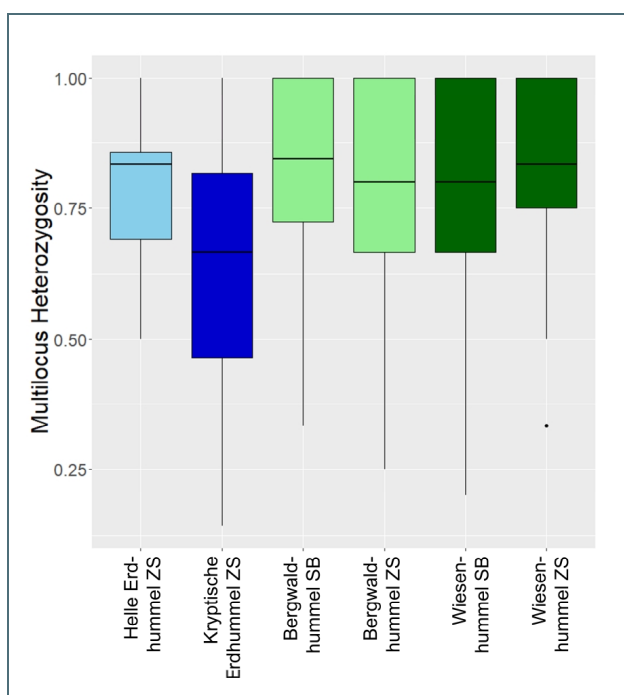


Abb. 14:
Multilocus Heterozygosity (MLH) der Hellen Erdhummeeln (*Bombus lucorum*), Kryptischen Erdhummeeln (*Bombus cryptarum*), Bergwaldhummeeln (*Bombus wurflenii*) und Wiesenhummeeln (*Bombus pratorum*) aus den Untersuchungsgebieten Hoher Sonnblick (SB) und Zugspitze (ZS) als Indikator für Inzucht

3.4.2 Ameisen (*Formica* ssp.)

Insgesamt belegen die genetischen Untersuchungen der Ameisen-Arten, dass an beiden Standorten eine Inzucht der Populationen unwahrscheinlich ist.

Bei den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen aus dem Untersuchungsjahr 2018 (Tab. 2) zeigten in ihren Allelen 11 von 156 Locus-Kombinationen signifikante Verbindungen. Loci die vom HWG abweichen, sowie die H_o -Werte und H_e -Werte sind in Tab. 12 im Anhang angegeben. In beiden Populationen ergab sich ein MLH-Wert von 0,41 (Abb. 15). Der d^2 -Wert zeigte keinen signifikanten Unterschied zwischen den Untersuchungsgebieten ($\alpha = 0,05$).

Bei den Proben der Großen Kerbameisen aus 2018 (Tab. 2) ergaben sich 85 signifikante Verbindungen bei 132 Loci. Loci die vom HWG abweichen, sowie die H_o -Werte und H_e -Werte befinden sich in Tab. 12 im Anhang. Der MLH-Wert von 0,51 der 2018 entnommen Großen Kerbameisen auf der Zugspitze ist signifikant höher als bei der Population am Hohen Sonnblick mit 0,4 ($\alpha = 0,05$; Abb. 15). Der d^2 -Wert unterschied sich nicht signifikant zwischen den Populationen ($\alpha = 0,05$).

Die d^2 -Werte waren bei den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen signifikant höher ($\alpha = 0,05$; 54,05) als bei den Großen Kerbameisen (29,90) und deuteten auf eine höhere genetische Variabilität hin. Der MLH-Wert der beiden Arten unterschied sich ebenfalls signifikant. Dieser war bei den Großen Kerbameisen mit 0,6 höher als bei den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (Abb. 15).

Bei den 2019 entnommen Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (Tab. 2) wurde ein Locus wegen Problemen bei der Analyse ausgeschlossen. Es ergaben sich keine Allele im LD. Loci die vom HWG abweichen, sowie die H_o -Werte und H_e -Werte sind in Tab. 13 im Anhang zu finden. Der MLH-Wert vom Hohen Sonnblick von 0,46 lag signifikant unter dem Wert von der Zugspitze mit 0,55 ($\alpha = 0,05$; Abb. 15). Die d^2 -Werte zeigten keinen signifikanten Unterschied zwischen den Populationen am Hohen Sonnblick und der Zugspitze. Der zusätzlich berechnete mittlere F_{IS} -Wert auf der Zugspitze lag mit 0,043 und am Hohen Sonnblick mit 0,152 nahe Null.

Die Proben der Großen Kerbameisen von der Zugspitze aus dem Untersuchungsjahr 2019 (Tab. 2) zeigten keine Allele im LD. Loci die vom HWG abweichen, sowie die H_o -Werte und H_e -Werte sind in Tab. 13 im Anhang angegeben. Die Population von der Zugspitze wies einen durchschnittlichen MLH-Wert von 0,57 (Abb. 15) auf. Die Individuen vom Hohen Sonnblick lagen mit einem Wert von 0,61 nicht signifikant darüber ($\alpha = 0,05$; Abb. 15). Der d^2 -Wert war bei der Population auf der Zugspitze mit 94,2 signifikant höher als am Hohen Sonnblick mit 33,76 ($\alpha = 0,05$). Der mittlere F_{IS} -Wert lag auf der Zugspitze bei -0,201 und am Hohen Sonnblick bei -0,122 und somit ebenfalls nahe 0.

Der d^2 -Wert war bei den Großen Kerbameisen signifikant ($\alpha = 0,05$; 51,03) höher als bei den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (23,23). Der MLH-Wert der beiden Arten unterschied sich ebenfalls signifikant ($\alpha = 0,05$). Dieser war bei der Großen Kerbameise mit 0,60 höher als bei den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen mit 0,51 (Abb. 15).

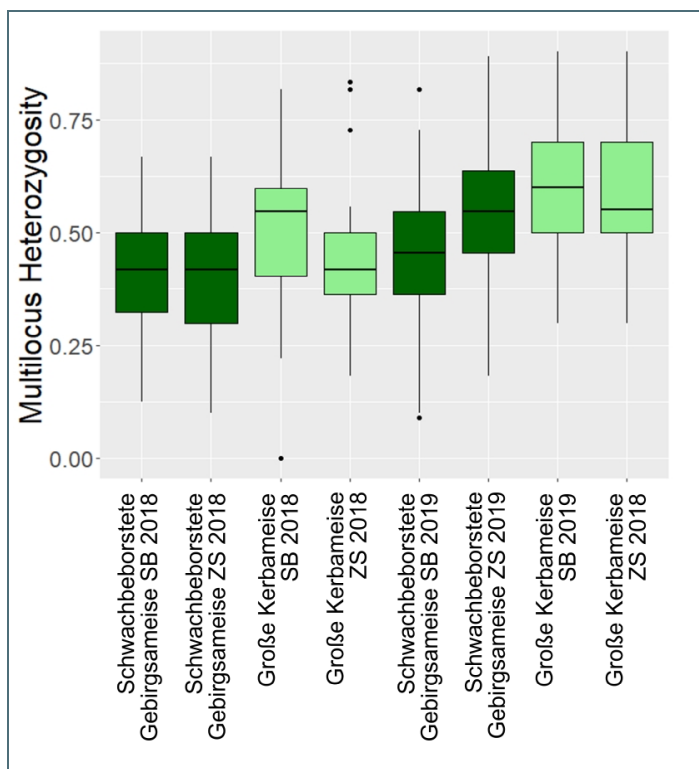


Abb. 15:
Multilocus Heterozygosity (MLH) der Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*) und der Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*) aus den Untersuchungsgebieten Hoher Sonnblick (SB) und Zugspitze (ZS) und den Untersuchungsjahren 2018 und 2019 als Indikator für Inzucht. Die Punkte markieren Ausreißer

3.4.3 Totengräberkäfer (*Nicrophorus* spp.)

Insgesamt belegen die genetischen Untersuchungen, dass an beiden Standorten eine Inzucht der Populationen unwahrscheinlich ist.

Die Loci der Totengräberkäfer aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020 (Tab. 2) die vom HWG abweichen, sowie die H_o -Werte und H_e -Werte sind in Tab. 14 im Anhang zu finden. Der mittlere MLH-Wert der von der Zugspitze entnommenen Totengräberkäfer zeigte mit 0,72 eine hohe genetische Variabilität an, ebenso wie bei den am Hohen Sonnblick entnommenen Tieren mit einem mittleren MLH-Wert von 0,73 (Abb. 16). Signifikante Unterschiede von MLH und d^2 zeigten sich nicht zwischen den Untersuchungsgebieten ($\alpha = 0,05$). Die F_{IS} -Werte auf der Zugspitze mit 0,096 und auf dem Hohen Sonnblick mit 0,083 deuten auf eine sehr niedrige Inzucht hin.

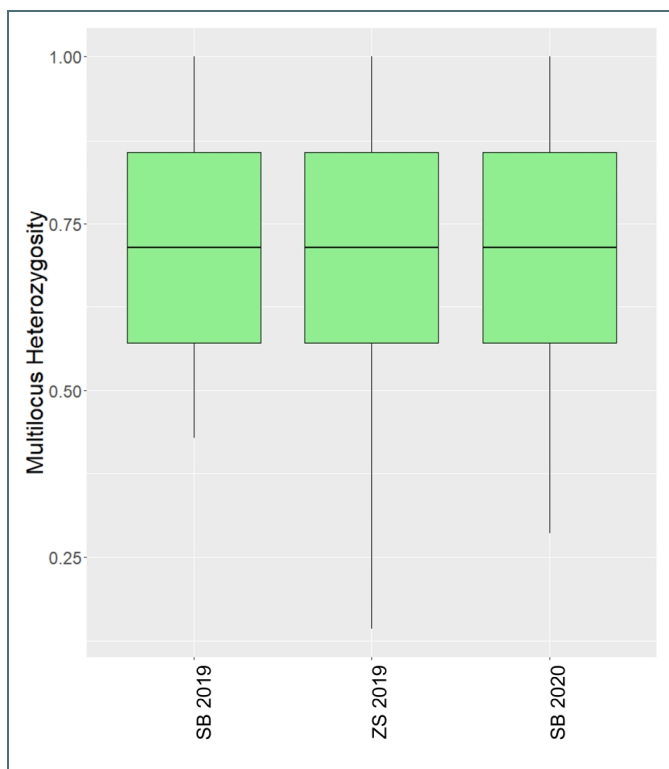


Abb. 16:
Multilocus Heterozygosity (MLH) des Schwarzhörnigen Totengräberkäfers (*Nicrophorus vespilloides*) aus den Untersuchungsgebieten Hoher Sonnblick (SB) und Zugspitze (ZS) aus den Untersuchungsjahren 2018 und 2019 als Indikator für Inzucht

3.5 Korrelation von chemischen Daten, Asymmetrien und genetischen Daten

Mit einer multiplen linearen Regression wurde die Korrelation der FA-Werte der Insekten mit bestimmten PBT-Werten untersucht. Um die Ungenauigkeit der chemischen Messungen zu berücksichtigen, wurde in einem zweiten Schritt eine Zufalls-Simulation unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten angewandt („Monte-Carlo-Simulation“, MC-Simulation). Um beispielhaft zu überprüfen, ob die FA-Werte bei allen Arten mit den PBT-Konzentrationen ansteigen, wurde eine einfache lineare Regression mit den Proben aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020 durchgeführt.

3.5.1 Korrelationen von PBT, Asymmetrien und genetischen Daten nach Arten

Bei den 2018 entnommen Hellen Erdhummeln und Kryptischen Erdhummeln konnten signifikante Korrelationen zwischen Hg, allen sechs untersuchten PCB und den Asymmetrien der Vorderflügelform beider Arten festgestellt werden (Tab. 3). Inzucht zeigte dabei keinen signifikanten Einfluss und konnte als Auslöser für die festgestellte Asymmetrie ausgeschlossen werden. Bei der Form der Hinterflügel ergaben sich keine signifikanten Korrelationen mit den Schadstoffwerten.

Bei den Bergwaldhummeln und Wiesenhummeln aus dem Untersuchungsjahr 2019 ergaben sich ausschließlich bei der Form der Vorderflügel der Bergwaldhummeln signifikante Korrelationen zu Hg, allen sechs untersuchten PCB und elf FSM (Tab. 4). Die Korrelationen von drei PCB und drei FSM erloschen allerdings nach der MC-Simulation. Auffällig ist dabei, dass es sich hierbei um Modelle handelte, die weniger als 500 signifikante Ergebnisse innerhalb der 1000 zufällig gewählten Stichproben in der MC-Simulation aufwiesen. Dies zeigt, dass die Messunsicherheit mittels MC-Simulation unbedingt berücksichtigt werden muss, um die Aussagekraft der Korrelation zu erfassen. Der MLH-Wert zeigte dabei stets keine Korrelation, sodass Inzucht in jedem Fall ausgeschlossen werden konnte. Weitere signifikante Korrelationen zwischen den Flügelgrößen oder der Flügelform und den chemischen Werten konnten nicht festgestellt werden.

Bei den beiden Ameisenarten aus dem Untersuchungsjahr 2018 konnten signifikante Korrelationen zwischen der festgestellten Asymmetrie bei der Kopfform und vier der sechs untersuchten PCB festgestellt werden (Tab. 3). Dabei ergab sich keine Korrelation zu den Inzuchtwerten. Signifikante Korrelation zu den Werten von Hg konnten nicht ermittelt werden.

Bei den Ameisen aus dem Untersuchungsjahr 2019 ergaben sich bei den Schwachbeborsteten Gebirgsameisen Korrelation zwischen den Asymmetriewerten, vier PCB und zwei FSM (Tab. 4). Diese erloschen jedoch mit der MC-Simulation. Bei den Großen Kerbameisen ergaben sich keine Korrelationen zwischen den festgestellten Asymmetriewerten und den gemessenen Schadstoffkonzentrationen. Ein signifikanter Einfluss durch Inzucht auf die Asymmetrien konnte stets ausgeschlossen werden.

Obwohl die Totengräberkäfer, sowohl die höchsten Konzentrationen von Schadstoffen im Körper als auch die höchsten Werte der Asymmetrien aufwiesen, konnte ebenfalls kein signifikanter Zusammenhang zwischen den beiden Parametern festgestellt werden. Inzucht konnte auch hier als Auslöser der Asymmetrien ausgeschlossen werden.

Nach Einbezug der Messunsicherheit durch die MC-Simulation erloschen einige der Korrelationen. Dies zeigt die Notwendigkeit auf, die Messunsicherheit mit Hilfe der MC-Simulation zu überprüfen und könnte die unterschiedlichen Ergebnisse der Korrelation von chemischen, morphologischen und genetischen Daten bei den gleichen untersuchten Organismen aus verschiedenen Untersuchungsjahren erklären.

Der Ausschluss der MLH-Werte aus dem Modell ergab keine weiteren Signifikanzen von PBT-Werten und Asymmetrie-Werten. Dies zeigt, dass Signifikanzen auch ohne MLH-Werte auftreten und festigen die Aussage des Modells.

Tab. 3: Ergebnisse der linearen Modelle ($z \sim ax + by + c$) der Hellen Erdhummeln (*Bombus lucorum*), der Kryptischen Erdhummeln (*Bombus cryptarum*), der Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*) und der Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*) aus dem Untersuchungsjahr 2018. Dargestellt sind die Modelle bei denen die Verknüpfung der Asymmetriewerte (FA2 = Index für fluktuierende Asymmetrie, abhängige Variable) mit den Schadstoffwerten (unabhängige Variable) positive signifikante Korrelationen ($\alpha = 0,05$) und mit der *Multilocus Heterozygosity* (unabhängige Variable, MLH) keine Korrelation ergaben. Zusammensetzung der linearen Modelle: z = Werte der Asymmetrie (FA2-Index), x = *Multilocus Heterozygosity*, y = Werte der Schadstoffanalysen, c = Intercept

Organismus	Modell ($z \sim ax + by + c$)
Helle Erdhummeln und Kryptische Erdhummeln	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + Hg
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB28
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB52
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB101
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB138
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB153
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB180
Große Kerbameisen und Schwachbeborsteten Gebirgsameisen	Kopfform FA2 ~ MLH + PCB28
	Kopfform FA2 ~ MLH + PCB52
	Kopfform FA2 ~ MLH + PCB101
	Kopfform FA2 ~ MLH + PCB138

Tab. 4: Ergebnisse der linearen Modelle ($z \sim ax + by + c$) der Bergwaldhumme (*Bombus wurflenii*) und der Schwachbeborsteten Gebirgsameise (*Formica aquilonia*) aus dem Untersuchungsjahr 2019. Dargestellt sind die Modelle bei denen die Verknüpfung der Asymmetriewerte (FA2 = Index für fluktuierende Asymmetrie, abhängige Variable) mit den Schadstoffwerten (unabhängige Variable) positive signifikante Korrelationen ($\alpha = 0,05$) und mit der *Multilocus Heterozygosity* (unabhängige Variable, MLH) keine Korrelation ergaben. Dargestellt ist zudem die Anzahl signifikanter Modelle bei 1000 Monte-Carlo-Simulationen (MC-Simulation). MLH = Zusammensetzung der linearen Modelle: z = Werte der Asymmetrie (FA2-Index), x = *Multilocus Heterozygosity*, y = Werte der Schadstoffanalysen, c = Intercept. * = Signifikante Verbindungen, die nach der MC-Simulation erloschen sind, im linearen Modell ohne MC-Simulation aber eine Signifikanz zeigten.

Organismus	Modell ($z \sim ax + by + c$)	Anzahl signifikanter Modelle bei 1000 MC-Simulationen
Bergwaldhumme	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + Hg	615
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB28	66*
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB52	21*
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB101	89*
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB138	736
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB153	779
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + PCB180	800
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + Pentabromtoluol	674
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + anti-DP	356*
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + DBDPE	230*
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + BDE47	639
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + BDE85	675
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + BDE99	690
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + BDE100	797
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + BDE154	667
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + BDE196	659
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + BDE207	189*
	Vorderflügelform FA2 ~ MLH + BDE209	676
Schwachbeborstete Gebirgsameise	Kopfform FA2 ~ MLH + PCB28	172*
	Kopfform FA2 ~ MLH + PCB138	110*
	Kopfform FA2 ~ MLH + PCB153	29*
	Kopfform FA2 ~ MLH + PCB180	39*
	Kopfform FA2 ~ MLH + Pentabromtoluol	19*
	Kopfform FA2 ~ MLH + DBDPE	66*

3.5.2 Korrelationen von PBT und Asymmetrien über alle Arten

Die einfache lineare Regression über alle Arten ergab, dass die Konzentrationen von Quecksilber, PCB153, Pentabromtoluol und PFNA, als Vertreter der polychlorierten Biphenyle, Flammenschutzmittel und per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen, positiv mit den Werten des FA2-Index korrelieren (Quecksilber: $n = 865$; $F = 1405.00$, $p < 0.001$; PCB153: $n = 814$; $F = 1306.00$, $p < 0.001$; Pentabromtoluol: $n = 814$; $F = 418.80$, $p < 0.001$; PFNA: $n = 535$; $F = 2351.00$, $p < 0.001$; Abb. 17). Dies weist darauf hin, dass die Werte des FA2-Index mit diesen PBT-Konzentrationen steigen. Bei den übrigen PBT stiegen die Werte des FA2-Index bei drei PCB, acht FSM und einem PFAS mit den Konzentrationen signifikant an ($p < 0,005$; Abb. 18, Abb. 19, Abb. 20 im Anhang). Da OCP nur in den Totengräberkäfern gefunden wurden, konnten die Korrelationen nicht untersucht werden.

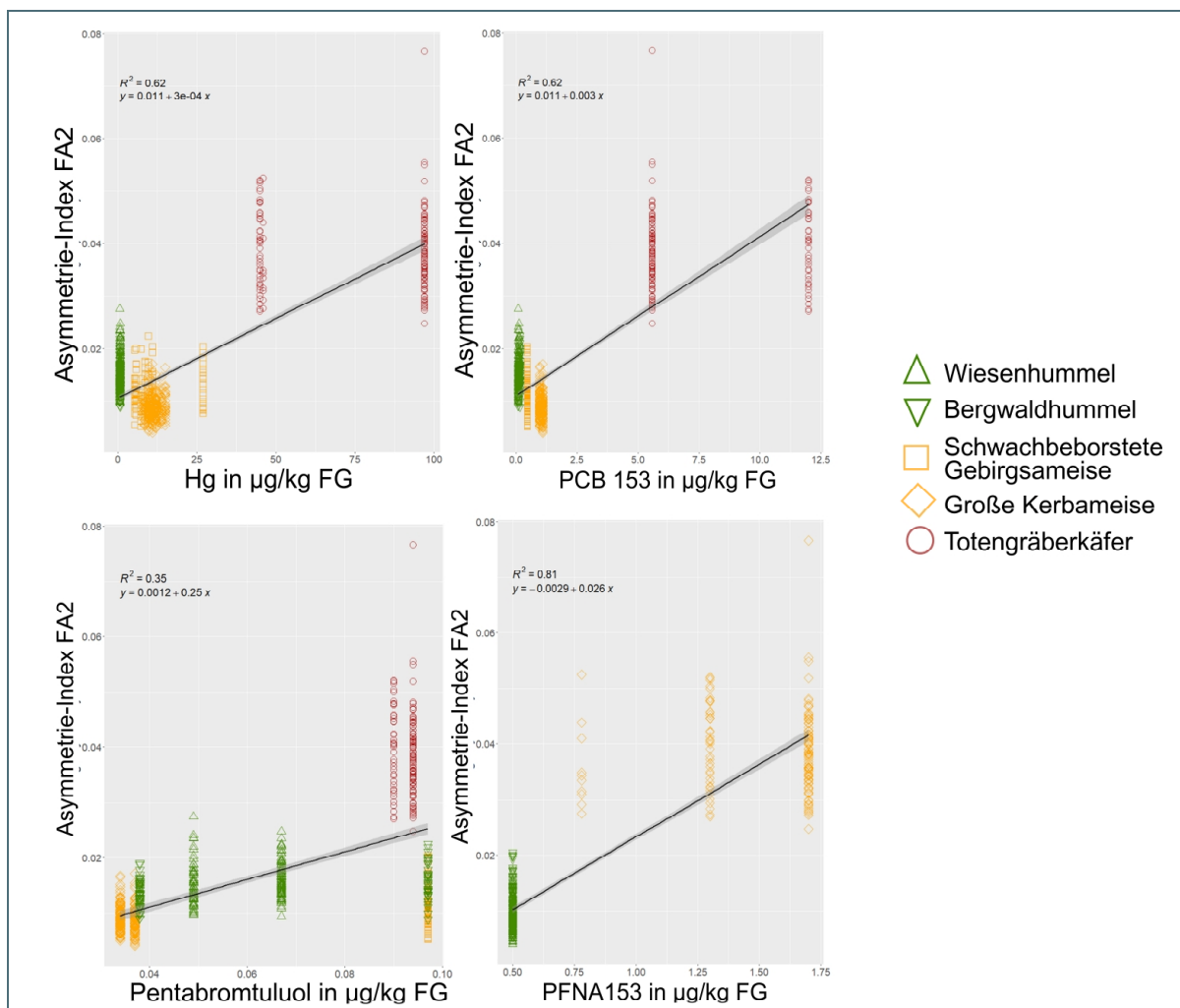


Abb. 17: Korrelation von Quecksilber (Hg), dem polychlorierten Biphenyl PCB153, dem Flammschutzmittel Pentabromtuluol, dem per- und polyfluorierten Alkyl PFNA und den Werten des Asymmetrie-Index FA2 von (*Bombus pratorum*), Bergwaldhummeln (*Bombus wurflenii*), Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*), Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten

4 Diskussion

Im Rahmen des Projekts protectAlps sollten erstmalig Standards und Rahmenbedingungen für die Untersuchung von chemischen Stressoren und ihrer Wirkung auf Insekten im Alpenraum getestet und evaluiert werden.

4.1 Stickstoffimmission

Zur Ermittlung von indirekten Effekten auf Insekten durch den Eintrag von atmosphärischem Stickstoff wurden verschiedene Messverfahren bewertet. Die Ergebnisse zeigen, dass sich künstlich ventilierte Passivsammler, verbunden mit dem photometrischen Analyseverfahren nach Saltzman der Firma Römmelt Umweltanalytik GmbH, am besten eignen, um eine umfassende Datengrundlage der NO_2 - und NH_3 -Immission in beiden Untersuchungsgebieten zu generieren. Das Verfahren zeichnet sich insbesondere dadurch aus, dass es eine direkte Erfassung der NH_3 -Immission ermöglicht und sich als wartungsarm und unkompliziert in der Installation erwies. Dennoch zeigte die Testphase der Methodik auf dem Hohen Sonnblick, dass die Analytik auch gewissen Limitationen unterliegt. Vor allem die Nachweisgrenze des Verfahrens für die dort teilweise sehr niedrigen Konzentrationen stellte sich als kritisch heraus und führte in wenigen Fällen zu Ausfällen in den Messungen (Abb. 4, Abb. 5). Dies wurde auch bei Messungen am Hohen Sonnblick mit photometrischer Auswertung von Koller und Kasper-Giebl (2005) beobachtet, obwohl die Anreicherungen der untersuchten Stickstoffspezies mit dieser Methode deutlich höher waren. Die Auswertung des Stickstoffeintrags auf dem Hohen Sonnblick erforderte wegen der niedrigen Konzentrationen einen Zeitraum von 28 Tagen für die Proben-sammlung, wohingegen die höheren Konzentrationen an der Zugspitze wöchentliche Messungen ermöglichten. Der stark limitierte Zeitraum von drei Tagen für den Proben-transport vom Probenahmeort zum Analyselabor der Firma Römmelt Umweltanalytik GmbH, um Kontaminationen zu vermeiden, war mit hohem logistischem Aufwand verbunden. Durch die Analyse im Labor liegen die Daten außerdem zeitlich versetzt vor. Trotz dieser Nachteile wurde das Verfahren als am besten für Gebirgsstandorte geeignet evaluiert.

Ein Vergleich des Gesamtstickstoffes pro Jahr in beiden Untersuchungsgebieten zeigte im Mittel 68 % höhere Stickstoffwerte auf der Zugspitze als am Hohen Sonnblick. Gründe hierfür könnten die jeweiligen räumlichen Gegebenheiten der beiden Gebiete und auch die unterschiedlichen Höhenlagen der Observatorien sein. Die Lage des Hohen Sonnblicks in den Zentralalpen führt dazu, dass dieses Gebiet für Luftmassen aus dem Alpenvorland schlechter zu erreichen ist als das direkt am Alpenrand gelegene Zugspitzgebiet und somit weniger Stickstoff in das Gebiet eingetragen werden kann. Zeitweilig höhere Luftkonzentrationen von NO_2 am Hohen Sonnblick könnten durch Arbeiten im Rahmen der Seilbahnerneuerung mit Betonarbeiten und Felsbohrungen verursacht worden sein, die zu einer lokalen Anreicherung von NO_2 im Gebiet geführt haben könnten. Das etwa 500 Höhenmeter höher gelegene Sonnblick Observatorium dürfte zudem öfter in den Luftmassen der freien Troposphäre liegen. Diese Luftmassen enthalten im Unterschied zu den bodennahen Luftmassen der atmosphärischen Mischungsschicht typischerweise geringere Konzentrationen von Stoffen, die aus terrestrischen Quellen stammen.

Ein Großteil des Stickstoffs im Boden wird in Form von atmosphärischem NH_3 eingetragen und wirkt dort auf die Pflanzengesellschaften. Der ausgeprägte Jahresgang der NH_3 -Immissionen in beiden Untersuchungsgebieten, mit einem deutlichen Anstieg im Frühjahr (April, Mai), wie er auch für das Bayerische Tiefland beobachtet wird (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2018), deutet auf einen Zusammenhang mit der Gülledüngung in der Landwirtschaft hin.

Mittels der erprobten Methodik wurde es möglich, eine Datengrundlage für den Eintrag von NO_2 und NH_3 in den Untersuchungsgebieten zu schaffen. Die Messwerte zeigen, dass die Jahresmittelwerte von NH_3 (UFS: $1,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$, SBO: $0,55 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und NO_2 (UFS: $0,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$, SBO: $0,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in der Messperiode um etwa eine Größenordnung unter den Jahresmittelwerten der Einträge im Tal (NH_3 : $2\text{--}10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, NO_2 : $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2018; Umweltbundesamt Österreich, 2022) liegen. Allerdings liegen keine längeren Zeitreihen zu Einträgen von Stickstoff in abgelegenen Bergregionen vor, sodass man nicht abschätzen kann, welches Niveau an Stickstoffeinträgen vorindustriellen Werten entspräche. Für eine langfristige Umweltbeobachtung mit Rückschlüssen auf die kausalen Treiber eignet sich die Fortführung der Messungen und eine Verknüpfung der Messwerte mit den erstmalig durchgeführten Vegetationskartierungen. Um langfristig die indirekten Effekte von Stickstoff auf alpine Insekten erfassen zu können, sollten zudem die Insektenarten und die Anzahl der vorkommenden Insekten in den vegetationskartierten Gebieten miterfasst werden.

4.2 Schadstoffkonzentrationen in Insekten

Die Ergebnisse zeigen, dass sich durch die Atmosphäre ferntransportierte PBT in alpinen Insekten erfassen lassen. Teilweise korrelierten die höheren Werte der PBT in den Insektenkörpern mit veränderten Körperasymmetrien, sodass sich auf einen Effekt auf den Körperbau der Insekten schließen lässt.

Bei wildlebenden Hummeln konnten Hg, PCB, FSM und PFAS-Verbindungen im Körper nachgewiesen werden. Als Bestäuber und Herbivore interagieren Hummeln mit Pflanzen, die direkt aus der Luft sowie über Nass- und Staubdeposition auf den Blattoberflächen und dem Boden PBT aufnehmen können (Mattina et al. 2003; Roszko et al. 2016). Laborstudien belegen die Bioakkumulation dieser Schadstoffe im Körper über die Nahrung der Hummeln (Mommaerts et al. 2011). Die ebenfalls untersuchten Honigbienen zeigten ähnlich hohe Hg-Werte wie die wildlebenden Hummeln und die Akkumulation von wenigen PFAS-Verbindungen. Eine Untersuchung von Honigbienen aus dem Jahr 2016 im Raum Garmisch-Partenkirchen zeigte ebenfalls vergleichbare Hg-Werte (Bayerisches Landesamt für Umwelt und Umweltbundesamt Österreich 2020). Dies deutet darauf hin, dass sich diese Schadstoffe in Bestäubern aus alpinen Ökosystemen und aus Tallagen gleich stark anreichern. Teilweise zeigten sich aber geringere Konzentrationen von FSM in den 2016 untersuchten Honigbienen aus dem Tal als in den hier untersuchten Hummeln (Bayerisches Landesamt für Umwelt und Umweltbundesamt Österreich 2020). Dies könnte auf jährliche Schwankungen zurückzuführen sein oder aufzeigen, dass die Akkumulation dieser Schadstoffe in alpinen Insekten in höheren Lagen größer ist. Ähnliche Effekte der Höhenlage wurden auch bei der Aufnahme von PBT bei Säugetieren gezeigt (Shunthirasingham et al. 2013).

Bergwaldhummeln und Wiesenhummeln reichern unterschiedliche Schadstoffe an und zeigen, dass eine Analyse verschiedener Arten innerhalb von Gattungen sinnvoll ist. In den Bergwaldhummeln konnten dabei mehr Substanzen aus der Gruppe der PCB und der FSM als in Wiesenhummeln nachgewiesen werden. Ein Grund dafür könnten die Unterschiede in der Lebensweise der Arten sein. Bergwaldhummeln nisten unterirdisch (Westrich 1990), wohingegen Wiesenhummeln opportunistisch in der Auswahl der Nistmöglichkeiten sind und beispielsweise Vogelnester als Nistmöglichkeit nutzen (Westrich 1990). Studien belegen, die Aufnahme von PBT durch physischen Kontakt bei Insekten (Saghir et al. 1994). Dies kann darauf hindeuten, dass Bergwaldhummeln im Boden enthaltene PCB und FSM in höherem Maß als Wiesenhummeln anreichern können. Die Werte von Hg unterscheiden sich jedoch kaum voneinander, obwohl die Akkumulation aus dem Boden bei anderen Insektenarten nachgewiesen wurde (Zhang et al. 2012). Dies zeigt, dass die Datenlage immer noch sehr unbefriedigend ist und weiterer Forschungsbedarf, insbesondere mit unterschiedlichen Arten innerhalb einer Insektengattung, besteht.

Studien zeigen erhöhte Schadstoffkonzentrationen in Insekten höherer trophischer Stufen (Xia et al. 2008). Ameisen sind omnivor und nehmen sowohl tierische Nahrung als auch pflanzliche Nahrung (Zhang et al. 2012) auf, letzteres beispielsweise auch indirekt über den Honigtau der Blattläuse (Laakso und Setälä 2000). Besonders auffällig in unseren Ergebnissen ist der im Vergleich zu den untersuchten Hummeln (herbivor) hohe Hg-Wert in den Körpern der Ameisen (omnivor). Dies kann durch die Aufnahme Hg-haltiger Nahrung bedingt sein. Die pflanzliche Nahrung der Ameisen beinhaltet atmosphärische Deposition und aus dem Boden aufgenommenes Hg. Dabei kommt dem Boden eine wichtige Rolle zu: Je höher die Konzentrationen von Hg im Boden sind, umso höher ist auch die Aufnahme durch die Pflanzen und die Einlagerung in die Biomasse der Pflanze (Pant et al. 2011). Hinzu kommen in Beutetieren angereicherte Schadstoffe, die wiederum von Ameisen im Körper akkumuliert werden (Zhang et al. 2012), ebenso wie Hg, das sich im Honigtau der Blattläuse befinden kann (Celechovska und Vorlová 2001). Anders als Hummeln stehen die Arbeiterinnen von Ameisen in ständigem Kontakt mit dem Boden. Das dort befindliche Hg kann durch Absorption oder passive Diffusion zwischen ihrer Körperoberfläche und dem Boden in den Körper eindringen (Zhang et al. 2012). Unterschiedliche Hg-Werte bei verschiedenen Ameisenarten konnten wie in der Studie von Helms und Tweedy (2016) auch bei den hier untersuchten Ameisenarten festgestellt werden. Die dort untersuchten Ameisen wiesen jedoch höhere Hg-Werte (21,3 µg/kg bis 63,3 µg/kg FG) auf als die in protectAlps untersuchten Ameisen (5,2 µg/kg FG bis 18,3 µg/kg FG). Die verschiedenen Werte wurden ebenfalls auf unterschiedlich hoch belastete Nahrung und den Lebensraum zurückgeführt. Neben den verschiedenen Nahrungsspektren der Arten könnten, wie bei Hummeln, auch deren verschiedene Lebensräume eine Rolle bei der Aufnahme spielen. Während die Große Kerbameise bevorzugt in offenem Gelände Nester anlegt, sind die Schwachbeborsteten Gebirgsameisen in bewaldeten Gebieten zu finden (Hoare et al. 1996). Studien belegen eine erhöhte Belastung von Hg in bewaldeten Gebieten durch Auskämmeffekte des Kronendachs und der damit verbundenen erhöhten Deposition (Driscoll et al. 2007; Graydon et al. 2008). Jedoch zeigte sich nur in den Proben von 2018 eine deutlich erhöhte Konzentration im Gegensatz zur Schwachbeborsteten Gebirgsameise. Weitere Probenahmen und Analysen über mehrere Jahre würden mehr Aufschluss über den Zusammenhang des Lebensraums und der Aufnahme bringen. Ein weiterer Faktor dabei könnte die Lebensdauer der Individuen sein. Die Arbeiterinnen beider Ameisenarten haben eine Lebensdauer von etwa einem Jahr (Seifert 2000) und sind damit Schadstoffen länger ausgesetzt als Bestäuber, die meist nur eine Lebensdauer von wenigen Wochen aufweisen.

Als Aasfresser stehen Totengräberkäfer auf einem höheren trophischen Level als herbivore und omnivore Insekten. Studien belegen die Anreicherung der Schadstoffe in der Nahrungskette (Jardine et al. 2013; Tsui et al. 2009) und hohe Schadstoffwerte in Kadavern von Wildtieren (Albinska et al. 2011; Hao et al. 2021), von denen sich Totengräberkäfer ernähren. Da diese Insekten die Tierkadaver untergraben und diese für die Brut im Boden versenken (Scott 1998), können Schadstoffe nicht nur oral aufgenommen werden, sondern auch über den Kontakt mit dem Boden in den Körper gelangen. In der Studie von Scott (1998) konnten bis zu 70-mal höhere Hg-Konzentrationen und bis zu 45-mal höhere PCB-Konzentrationen als in den hier untersuchten herbivoren Arten festgestellt werden. In der vorliegenden Untersuchung konnten in Totengräberkäfern PFAS-Verbindungen wie Perfluordecansäure und Perfluordodecansäure nachgewiesen werden, die bei den anderen untersuchten Insektenarten nicht detektiert werden konnten. Auch OCP wurden nur in Totengräberkäfern nachgewiesen. Darunter fand sich auch DDE, ein Metabolit des Insektizids DDT, bei dem die schädlichen Auswirkungen auf Totengräberkäfer schon in der frühen Anwendungsphase erfasst wurden (Hoffmann et al. 1949).

Die Einbeziehung einer Isotopenanalyse von Stickstoff ist ein hilfreiches Instrument zur Untersuchung des Einflusses der trophischen Position auf die festgestellten PBT-Konzentrationen (Riva-Murray et al. 2020). In dieser Untersuchung konnte für Quecksilber und PCB153 als Beispielstoffe eine positive

Korrelation zwischen den PBT-Konzentrationen und den $\delta^{15}\text{N}$ festgestellt werden. In künftigen Studien sollte jedoch eine Isotopenanalyse der Proben aus demselben Untersuchungsgebiet durchgeführt werden, da die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte für dieselbe Art aufgrund eines anderen Nahrungsangebots in verschiedenen Lebensräumen variieren können (Hyodo 2015).

Der Vergleich der Anreicherung der Schadstoffe in allen untersuchten Insekten aus dem Zugspitz- und dem Sonnblickgebiet ist aufgrund der teilweise nur aus einem Gebiet entnommenen Proben und den verschiedenen analysierten Schadstoffen pro Untersuchungsjahr komplex. Eine erste Tendenz liefert die Betrachtung der im Jahr 2019 entnommenen Bergwaldhummeln und Wiesenhummeln. Im Durchschnitt ergaben sich je untersuchter Schadstoffgruppe höhere Schadstoffkonzentrationen in den Proben vom Hohen Sonnblick. Dies konnte auch bei der Untersuchung von Gämsen im Zusammenhang mit Hg in den Untersuchungsgebieten festgestellt werden. Dabei ergaben sich höhere Werte in den Lebern von Gämsen aus dem Gebiet um den Hohen Sonnblick als aus dem Zugspitzgebiet. Im Gegensatz dazu konnten aber höhere Einträge von Hg im Zugspitzgebiet festgestellt werden (Bayerisches Landesamt für Umwelt und Umweltbundesamt Österreich 2020). Weitere Studien belegen jedoch wiederum den Zusammenhang zwischen den in Insekten gemessenen Werten und den im Habitat vorkommenden Schadstoffwerten (Szentgyörgyi et al. 2011). Um diesen Zusammenhang bei Insekten genauer zu untersuchen, wäre es sinnvoll die Luftkonzentrationen der Schadstoffe statistisch mit den Daten aus der chemischen Analyse der Insekten zu verknüpfen.

Die Bestimmungsgrenzen der PSM für die Proben aus 2018 lagen im Vergleich zu den PBT sehr hoch (PSM: 10 $\mu\text{g/kg}$ FG; vgl. Hg: ab 0,051 $\mu\text{g/kg}$ FG). Allerdings konnte eine Adaption der Bestimmungsgrenzen (von 1 bis 5,0 $\mu\text{g/kg}$ FG) für die Proben aus 2019 und 2020 ebenfalls keine Nachweise erbringen. Die Messung der Luftkonzentrationen von PSM auf der Zugspitze und am Hohen Sonnblick allerdings zeigen in beiden Jahren, dass eine Belastung mit PSM in alpinen Ökosystemen, wenn auch in geringeren Konzentrationen als im Flachland, für Insekten bestehen kann (Bayerisches Landesamt für Umwelt und Umweltbundesamt Österreich 2020). In diesem Zusammenhang ist die Studie von Brühl et al. (2021) von Interesse, bei der Ethanol als Fangflüssigkeit in Malaisfallen eingesetzt und mit sehr niedrigeren Nachweisgrenzen (0,0004 bis 0,0614 $\mu\text{g/l}$) auf PSM untersucht wurde. Eine Anpassung der Fangmethodik mittels Malaisfallen und eine weitere Adaption der Bestimmungsgrenzen könnte Aufschluss über die Belastung von alpinen Insekten mit PSM und deren Effekte auf den Körperbau von Insekten in alpinen Ökosystemen bringen. Die aktuelle Datenlage für PSM erlaubt jedoch nicht, mögliche Effekte sublethaler Dosen in dieser Größenordnung abzuschätzen.

4.3 Auswirkungen von PBT auf Insekten

Studien zeigen, dass PBT verschiedene Auswirkungen auf die Größe und Form von Körperstrukturen eines Organismus haben können (Bustnes et al. 2002, Jawad et al. 2022; Jenssen et al. 2010). Im Rahmen des Projekts ProtectAlps wurde untersucht, ob es Wechselbeziehungen zwischen den im Körper nachgewiesenen Schadstoffen und morphologischen Veränderungen gibt und ob Inzucht als Auslöser der Asymmetrie dabei ausgeschlossen werden kann. Wir haben bei den untersuchten Insekten aus den Jahren 2019 und 2020 Korrelationen zwischen der fluktuierenden Asymmetrie (FA) und den Konzentrationen von Hg, bestimmter PCB, FSM und PFAS festgestellt. Unsere Ergebnisse deuten allerdings darauf hin, dass die Auswirkungen spezifischer PBT auf die FA bei einzelnen Insektenarten variieren. Bei zwei der vier untersuchten Hummelarten konnten Korrelationen zwischen der Asymmetrie der Vorderflügelform und den untersuchten Schadstoffkonzentrationen festgestellt werden. Bei Mückenlarven konnte gezeigt werden, dass die Aufnahme von PBT während der Larvalentwicklung Auswirkungen auf die Flügellänge der adulten Individuen hat (Hirthe et al. 2001). Deshalb wäre es möglich, dass die lediglich bei den Vorderflügeln festgestellten Effekte unter Umständen damit zusammenhängen, dass sich Vorder- und Hinterflügel aus unterschiedlichen Imaginalscheiben,

aus denen die Körperteile des Insekts bei der Entwicklung hervorgehen, ausbilden (Klingenberg et al. 2001). Es ist somit denkbar, dass sich die Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffen während der Entwicklung der Vorder- und Hinterflügeln unterschiedlich auswirkt.

Bei den Ameisen aus dem Untersuchungsjahr 2018 wurden Korrelationen zwischen PCB und der Asymmetrie der Köpfe festgestellt. Obwohl die Hg-Konzentrationen in den Insektenkörpern höher als die PCB-Konzentrationen waren, ließen sich hier keine möglichen Zusammenhänge feststellen. Dies bestätigt, dass einzelne Schadstoffe verschieden auf Organismen wirken und die Art des Schadstoffes einen stärkeren Einfluss ausüben kann als die Konzentration allein (Li et al. 2006). Da in der vorliegenden Studie phänotypische Effekte einer Quecksilberbelastung bei Hummeln und in weiteren Studien bei anderen Organismen, wie Fischen und Vögeln, festgestellt wurden (Herring et al. 2017; Ames et al. 1979), erscheint es sinnvoll, Hg als potenziellen Schadstoff weiter in die Untersuchung von Insekten einzubinden. Die Ameisen aus dem Untersuchungsjahr 2019 zeigten hingegen keine signifikanten Korrelationen zwischen der festgestellten Asymmetrie und den gemessenen Schadstoffwerten. Dabei muss beachtet werden, dass in der Auswertung der linearen Modelle bei den Proben aus 2019 die Messunsicherheit mit Hilfe der MC-Simulation berücksichtigt wurde, woraufhin sich signifikante Korrelationen bei der Schwachbeborsteten Gebirgsameise nicht bestätigen ließen. Dies zeigt, die Notwendigkeit, Unsicherheiten und Zufälligkeiten mit in die Analyse miteinzubeziehen und unterstreicht die Notwendigkeit von größeren Datenmengen zur Analyse. Da im Jahr 2018 teilweise Ameisen aus anderen Nestern als 2019 beprobt wurden, ist es zudem denkbar, dass einzelne Populationen beziehungsweise Nester unterschiedlich auf die Schadstoffe reagieren oder Nahrung zu sich nehmen, die unterschiedlich hohe Belastungswerte aufweist.

Bei den Totengräberkäfern konnten keine signifikanten Korrelationen zwischen den Asymmetrien und den Schadstoffwerten ermittelt werden, obwohl beide Parameter bei diesem Organismus die höchsten Werte aufwiesen. Aufgrund ihrer Biologie haben Totengräberkäfer Strategien entwickelt, um Giftstoffe in ihrer Nahrungsgrundlage Aas zu neutralisieren. Dabei werden Kadaver mit nützlichen Mikroben aus dem eigenen Darm beimpft. Somit werden biochemische Veränderungen hervorgerufen, die das Wachstum der Larven der Totengräberkäfer fördert und zu einer Entgiftung von beispielsweise toxischen Polyaminen, die während des Fäulnisprozesses entstehen, führt (Shukla et al. 2018). Es ist denkbar, dass Totengräberkäfer die Schadstoffe wie PBT zwar akkumulieren, aber auch hier eine Anpassung entwickelt haben, um Veränderungen im Körperbau zu vermeiden und andere Faktoren für die hohen Asymmetriewerte verantwortlich sind. Zudem könnten auch Schadstoffe, die nicht Teil des Messumfangs waren, oder andere, davon unabhängige Faktoren als potenzielle Auslöser für die Asymmetrien in Frage kommen, wie beispielsweise Hormone (Benderlioglu 2010) oder Parasiten (Polak 2003), die aber nicht Gegenstand dieser Studie waren. Inzucht, als weiterer bekannter Auslöser für Körperasymmetrien, konnte in dieser Studie durch genetische Analysen zwar eindeutig ausgeschlossen werden, dennoch sind die hier nachgewiesenen Asymmetriewerte nicht eindeutig auf einen Auslöser zurückzuführen. In zukünftigen Studien müssen daher andere mögliche Auslöser der Asymmetrie unbedingt untersucht beziehungsweise ausgeschlossen werden, da sich durch die ermittelten Korrelationen noch keine kausalen Zusammenhänge erschließen lassen.

Zudem kann durch die Geometrische Morphometrie keine Aussage getroffen werden, ob eine festgestellte Asymmetrie tatsächlich nachteilige Effekte auf das jeweilige Individuum hat. Hilfreich wären Laborversuche mit den hier untersuchten Organismen und den im natürlichen Habitat vorkommenden Schadstoffen, um die Ergebnisse mechanistisch zu überprüfen und um abzuschätzen, ob die gemessenen Werte von PBT eine Auswirkung auf einzelne Individuen sowie die gesamte Population haben. Durch Laborversuche könnten quantitativ kritische Belastungen mit PBT erfasst und die Zusammenhänge von FA und PBT in Insekten näher erforscht werden. Sinnvoll wäre es, Referenzwerte für die Asymmetrie mit im Labor gezüchteten Insekten zu generieren, die keiner oder einer höheren Belastung

ausgesetzt wurden. In der vorliegenden Studie wurde die Asymmetrie als Indikator für die Fitness der Populationen verwendet. Sinnvoll wäre zudem die Untersuchung weiterer Merkmale wie Veränderungen der Biomasse oder der Reproduktionsraten im Zusammenhang mit Schadstoffen. Diese sind jedoch bei wildlebenden Insekten schwer zu untersuchen und bedürfen einer geeigneten Methodik.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen des Projekts ProtectAlps konnte eine Methodik zur Untersuchung der Effekte von chemischen Stressoren auf wildlebende, alpine Insekten etabliert werden.

Dabei konnte durch die Erprobung verschiedener Methoden zur Messung des Stickstoffeintrags und durch Vegetationskartierungen eine Datengrundlage geschaffen werden, um indirekte Effekte auf Insekten durch Stickstoffeintrag in Zukunft abschätzen zu können.

Für die Untersuchung von direkten Effekten von PBT auf alpine Insekten wurden geeignete Insektenarten ausgewählt, die in beiden Untersuchungsgebieten häufig vorkommen. Zum Fang und zur Tötung der Insekten sowie der Lagerung der Proben wurden Methoden unter Verwendung speziell gereinigter Glas- und Metallbehälter erprobt und validiert, mit denen eine Kontamination ausgeschlossen werden konnte. Zudem ist es gelungen, eine Methode zur Messung von Asymmetrien an den ausgewählten Organismen zu etablieren und als Messgröße für Umweltstress im Zusammenhang mit chemischen Stressoren zu testen. Mit Hilfe von genetischen Markern konnte Inzucht als genetisch bedingte Ursache bei festgestellter Asymmetrie der Organismen untersucht und ausgeschlossen werden. Durch die Entwicklung von linearen Modellen und der Berücksichtigung der Messunsicherheiten bei der chemischen Analyse durch MC-Simulationen ist es gelungen, ein statistisches Verfahren zur Verknüpfung der Korrelationen von Schadstoffkonzentrationen in den Insektenkörpern, morphologischen und genetischen Werten zu erzeugen. Diese methodische Grundlage ermöglicht eine Überwachung der alpinen Insektendiversität mit Bezug zu schwer abbaubaren Schadstoffen.

Durch die chemische Analyse konnte gezeigt werden, dass PBT auch in abgelegenen, alpinen Gebieten gegenwärtig sind und von dort wildlebenden Insekten aufgenommen werden. Daten, um die Belastung der hier untersuchten alpinen Insektenarten mit den gleichen Insektenarten aus anderen Ökosystemen fernab der Alpen zu vergleichen, sind jedoch kaum vorhanden. In dieser Studie konnte festgestellt werden, dass auch bei Insekten die Schadstoffkonzentrationen mit einer höheren Stellung in der Nahrungskette höhere Werte aufweisen. Somit konnte eine Anreicherung von PBT über die Nahrungskette auch für Insekten belegt werden.

Korrelationen zwischen Schadstoffaufnahme und Änderungen in der Morphologie konnten in dieser Untersuchung teilweise aufgezeigt werden. Die Verknüpfung der Biomasse einzelner Individuen mit den Schadstoffkonzentrationen im Insektenkörper könnte weitere Hinweise zur Rolle schwer abbaubarer Schadstoffe in wildlebenden Insekten liefern. Zudem ist eine Kombination der Untersuchung mit Laborversuchen denkbar, um die Ergebnisse weiter zu stützen.

Die Ergebnisse dieser Messungen dienen als Datengrundlage und ermöglichen somit die Erstellung von Zeitreihen durch ein wiederholtes Monitoring und einer dauerhaften Umweltbeobachtung. Der Vergleich der Schadstoffkonzentrationen von Honigbienen aus Tallagen mit alpinen Insekten zeigt zudem auf, dass alpine Insekten trotz der Entfernung zu Quellen einer ähnlichen Belastung oder sogar höheren Belastung ausgesetzt sind. Ein regelmäßiges Monitoring alpiner Ökosysteme als Lebensraum für Insekten im Zusammenhang mit Schadstoffen ist aus fachlicher Sicht sinnvoll.

6 Literatur

- [1] Abe, J., Pannebakker, B. (2017): Development of microsatellite markers and estimation of in-breeding frequency in the parasitoid wasp *Melittobia*. Scientific Reports 7, S. 39879. <https://doi.org/10.1038/srep39879>
- [2] Albinska, J., Góralski, J., Szyrkowska, M., Leśniewska, E. (2011): Mercury in carcasses of wild animals hunted in the Province of Lodz. Rocznik Ochrona Srodowiska (13), S. 525–540.
- [3] Alcock, R.E., Jones, K.C. (1993): Polychlorinated biphenyls in digested UK sewage sludges. Chemosphere 26, S. 2199–2207. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90346-7](https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90346-7).
- [4] Ames, L.J., Felley, J.D., Smith, M.H. (1979): Amounts of asymmetry in aenrarchid fish inhabiting heated and nonheated reservoirs. Transactions of the American Fisheries Society 108, S. 489–495. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1979\)108%3C489:AOAICF%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1979)108%3C489:AOAICF%3E2.0.CO;2).
- [5] Balzani, P., Vizzini, S., Frizzi, F., Masoni, A., Lessard, J.P., Bernasconi, C., Francoeur, A., Ibarra-Isassi, J., Brassard, F., and Cherix, D., et al. (2021). Plasticity in the trophic niche of an invasive ant explains establishment success and long-term coexistence. Oikos 130, 691–696. <https://doi.org/10.1111/oik.08217>.
- [6] Bayerisches Landesamt für Umwelt (2018): Ammoniak und Ammonium. Augsburg, https://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_luft_00129.htm.
- [7] Bayerisches Landesamt für Umwelt, Umweltbundesamt Österreich (Hg.) (2019): Monitoring von Schadstoffen in den Alpen. Wien. https://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_all_00142.htm
- [8] Bayerisches Landesamt für Umwelt, Umweltbundesamt Österreich (Hg.) (2020): PureAlps 2016–2020. Monitoring von persistenten organischen Schadstoffen und Quecksilber im Alpenraum (Immission, Deposition und Biota). Wien, https://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_all_00166.htm
- [9] Benderlioglu, Z. (2010): Fluctuating asymmetry and steroid hormones: A Review. Symmetry 2, S. 541–553. <https://doi.org/10.3390/sym2020541>.
- [10] Bots, J., De Bruyn, L., Snijders, T., Van den Branden, B., Van Gossum, H. (2010): Exposure to perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) adversely affects the life-cycle of the damselfly *Enallagma cyathigerum*. Environmental pollution 158, S. 901–905. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.09.016>.
- [11] Bradley, M.M., Perra, M., Ahlstrøm, Ø., Jenssen, B.M., Jørgensen, E.H., Fuglei, E., Muir, D.C.G., Sonne, C. (2019): Mandibular shape in farmed Arctic foxes (*Vulpes lagopus*) exposed to persistent organic pollutants. Science of The Total Environment 646, S. 1063–1068. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.367>.
- [12] Brühl, C.A., Bakanov, N., Köthe, S., Eichler, L., Sorg, M., Hören, T., Mühlethaler, R. Meinel, G., Lehmann, G.U. (2021): Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. Scientific Report 11, 24144. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03366-w>.
- [13] Bustnes, J.O., Folstad, I., Erikstad, K.E., Fjeld, M., Miland, Ø.O., & Skaare, J.U. (2002). Blood concentration of organochlorine pollutants and wing feather asymmetry in glaucous gulls. Functional Ecology, 16, 617–622. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00656.x>.
- [14] Chapuisat, M. (1996): Characterization of microsatellite loci in *Formica lugubris* B and their variability in other ant species. Molecular ecology 5, S. 599–601. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.1996.tb00354.x>

- [15] Chikaraishi, Y., Ogawa, N.O., Doi, H., Ohkouchi, N. (2011). 15N/14N ratios of amino acids as a tool for studying terrestrial food webs: a case study of terrestrial insects (bees, wasps, and hornets). *Ecology Research* 26, 835–844. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0844-1>.
- [16] Ciofi, C., Funk, S. M., Coote, T., Cheesman, D.J., Hammond, R.L., Saccheri, I.J., Bruford, M.W. (1997): Genotyping with microsatellite markers. In: Karp, A.; Isaac P.G., Ingram D.S: (Hg.): *Molecular tools for screening biodiversity*. Chapman and Hall, London S. 195–201.
- [17] Coltman, D.W., Slate, J. (2003): Microsatellite measures of inbreeding: a meta-analysis. *Evolution* 57, S. 971–983. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2003.tb00309.x>.
- [18] David, T.I., Storkey, J., Stevens, C.J. (2019): Understanding how changing soil nitrogen affects plant–pollinator interactions. *Arthropod-Plant Interactions* 13, S. 671–684. <https://doi.org/10.1007/s11829-019-09714-y>.
- [19] De Wit, C.A. (2002): An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46, S. 583–624. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00225-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00225-9).
- [20] Dierkes, J., Dietrich, S., Abraham, K., Monien, B.H., McCann, A., Borgå, K., Weikert, C. (2023): Stable isotope ratios of nitrogen and carbon as biomarkers of a vegan diet. *European Journal of Nutrition* 62, S. 433–441. <https://doi.org/10.1007/s00394-022-02992-y>.
- [21] European Commission, Directorate-General for Environment, (2017). *Persistent organic pollutants: towards a POPs-free future*, Bristol. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/170269>.
- [22] Estoup, A., Solignac, M., Harry, M., Cornuet, J.M. (1993): Characterization of (GT)_n and (CT)_n microsatellites in two insect species: *Apis mellifera* and *Bombus terrestris*. *Nucleic acids research* 21, S. 1427–1431. <https://doi.org/10.1093/nar/21.6.1427>.
- [23] Ergül, H.A., Erdem, T., Pelin, E.G., Tonay, A.M., Aksan, S., Öztürk, B. (2022): Assessment of pesticide, dioxin-like polychlorinated biphenyl, and polycyclic aromatic hydrocarbon existence around Galindez Island, and comparison with the organic pollution bibliography of the Antarctic Peninsula. *Sustainability*, 14, 3994. <https://doi.org/10.3390/su14073994>.
- [24] Excoffier, L., and Lischer, H.E.L. (2010). Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular Ecology Resources* 10, S. 564–567. <https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2010.02847.x>.
- [25] Finch, W.H.; Bolin, J.E.; Kelley, K. (2019): *Multilevel modeling using R*. Second edition. CRC Press, New York.
- [26] Goulson, D. (2019): The insect apocalypse, and why it matters. *Current Biology* 29, R967–R971. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.06.069>.
- [27] Gworek, B., Dmuchowski, W., Baczewska-Dąbrowska, A. H. (2020). Mercury in the terrestrial environment: A review. *Environmental Sciences Europe*, 32, 128. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00401-x>.
- [28] Gyllenstrand, N., Gertsch, P.J., Pamilo, P. (2002): Polymorphic microsatellite DNA markers in the ant *Formica exsecta*. *Mol Ecol Notes* 2, S. 67–69. <https://doi.org/10.1046/j.1471-8286.2002.00152.x>.
- [29] Hallmann, C., 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, S. 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>

- [30] Hansson, B. (2010). The use (or misuse) of microsatellite allelic distances in the context of inbreeding and conservation genetics. *Molecular Ecology* 19, S. 1082–1090. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04556.x>.
- [31] Hao, Y., Zheng, S., Wang, P., Sun, H., Matsiko, J., Li, W., Li, Y., Zhang, Q., Jiang, G. (2021). Ecotoxicology of persistent organic pollutants in birds. *Environmental Science: Processes & Impacts* 23, pp. 400–416, <https://doi.org/10.1039/D0EM00451K>.
- [32] Harrison, R.L. (2010). Introduction to Monte Carlo Simulation. *AIP Conference Proceedings*, 1204:17–21. <https://doi.org/10.1063/1.3295638>.
- [33] Hasegawa, E., Imai, S. (2004): Characterization of microsatellite loci in red wood ants *Formica* (s. str.) spp. and the related genus *Polyergus*. *Molecular Ecology Notes* 4, S. 200–203. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2004.00614.x>.
- [34] Herring, G., Eagles-Smith, C.A., Ackerman, J. T. (2017): Mercury exposure may influence fluctuating asymmetry in waterbirds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36, S. 1599–1605. <https://doi.org/10.1002/etc.3688>.
- [35] Hierlmeier, V.R., Struck, N., Krapf, P., Kopf, T., Hofinger, A.M., Leitner, V., Stromberger, P.J.E., Freier, K.P., Steiner, F.M., Schlick-Steiner, B.C. (2022). Persistent, bioaccumulative and toxic chemicals in wild alpine insects: A methodological case study. *Environmental Toxicology and Chemistry* 41, S. 1215–1247. <https://doi.org/10.1002/etc.5303>.
- [36] Hirthe, G., Fisher, T.C., Crane, M., and Callaghan, A. (2001). Short-term exposure to sub-lethal doses of lindane affects developmental parameters in *Chironomus riparius* Meigen, but has no effect on larval glutathione-S-transferase activity. *Chemosphere* 44, 583–589. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00471-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00471-9).
- [37] Hoffmann, C.H., Townes, H.K., Swift, H.H., Sailer, R.I. (1949): Field studies on the effects of airplane applications of DDT on forest invertebrates. *Ecological Monographs* 19, S. 1–46. <https://doi.org/10.2307/1943583>.
- [38] Holsinger, K.E., Weir, B.S. (2009): Genetics in geographically structured populations: defining, estimating and interpreting FST. *Nature Reviews Genetics* 10, 639–650. <https://doi.org/10.1038/nrg2611>.
- [39] Hyodo, F. (2015): Use of stable carbon and nitrogen isotopes in insect trophic ecology. *Entomological Science* 18. <https://doi.org/10.1111/ens.12128>.
- [40] Iakovlev, I.K., Novgorodova, T.A., Tiunov, A.V., and Reznikova, Z.I. (2017). Trophic position and seasonal changes in the diet of the red wood ant *Formica aquilonia* as indicated by stable isotope analysis. *Ecology Entomology* 42, 263–272. <https://doi.org/10.1111/een.12384>.
- [41] Jackson, T. (2011): Long-range atmospheric transport of mercury to ecosystems, and the importance of anthropogenic emissions - A critical review and evaluation of the published evidence. *Environmental Reviews* 5, S. 99–120. <https://doi.org/10.1139/a97-005>.
- [42] Jardine, T.D., Kidd, K.A., O' Driscoll, N. (2013): Food web analysis reveals effects of pH on mercury bioaccumulation at multiple trophic levels in streams. *Aquatic Toxicology* 132-133, S. 46–52. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.01.013>.
- [43] Jawad, L.A., Al-Janabi, M.I.G, Rutkayová, J. (2020): Directional fluctuating asymmetry in certain morphological characters as a pollution indicator: Tigris catfish (*Silurus triostegus*) collected from the Euphrates, Tigris, and Shatt al-Arab Rivers in Iraq *Fisheries and Aquatic Life* 28, S. 18–32. <https://doi.org/10.2478/aopf-2020-0003>.

- [44] Jenssen, B.M., Aarnes, J.B., Murvoll, K., Herzke, D., Nygård, T. (2010): Fluctuating wing asymmetry and hepatic concentrations of persistent organic pollutants are associated in European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) chicks. *The Science of the Total Environment* 408, S. 578–585. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.036>.
- [45] Jones, K.C., de Voogt, P. (1999): Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental pollution* 100, S. 209–221. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00098-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00098-6).
- [46] Klingenberg, C.P. (2011): MorphoJ: an integrated software package for geometric morphometrics. *Molecular Ecology Resources* 11, S. 353–357. <https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2010.02924.x>.
- [47] Klingenberg, C.P., Badyaev, A.V., Sowry, S.M., Beckwith, N.J. (2001): Inferring developmental modularity from morphological integration: Analysis of individual variation and asymmetry in bumblebee wings. *The American Naturalist* 157, S. 11–23. <https://doi.org/10.1086/317002>.
- [48] Klingenberg, C.P., McIntyre, G.S. (1998): Geometric morphometrics of developmental instability: Analyzing patterns of fluctuating asymmetry with Procrustes methods. *Evolution* 52, S. 1363–1375. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1998.tb02018.x>.
- [49] Kolic, T. M., Shen, L., MacPherson, K., Fayez, L., Gobran, T., Helm, P.A., Marvin, C.H., Arsenault, G., Reiner, E.J. (2009): The analysis of halogenated flame retardants by GC-HRMS in environmental samples. *Journal of Chromatographic Science* 47, S. 83–91. <https://doi.org/10.1093/chromsci/47.1.83>.
- [50] Koller, M., Kasper-Giebl, A. (2005): A lab above the clouds (I) NO₂ measurements at the Sonnblick Observatory- Nationalpark Hohe Tauern. Conference Volume. 3rd Symposium of the Hohe Tauern National Park for Research in Protected Areas. September 15th to 17th, 2005, Castle of Kaprun, S. 113–115.
- [51] Li, Q.Q., Loganath, A., Chong, Y.S., Tan, J., Obbard, J.P. (2006): Persistent organic pollutants and adverse health effects in humans. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 69, S. 1987–2005. <https://doi.org/10.1080/15287390600751447>.
- [52] Mielczarek, A., Mielczarek, Ł., and Wojciechowicz-Żytka, E. (2021): The influence of heavy metals on the shape and asymmetry of wings of female *Polistes nimpha* (Hymenoptera, Vespidae) living on contaminated sites. *Ecotoxicology* 30, 1854–1861. <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02449-8>.
- [53] Oelbermann, K., Scheu, S. (2010). Trophic guilds of generalist feeders in soil animal communities as indicated by stable isotope analysis (15N/14N). *Bulletin of Entomological Research* 100, 511–520. <https://doi.org/10.1017/S0007485309990587>.
- [54] Palmer, A. R., Strobeck, C. (2003). Fluctuating asymmetry analyses revisited. In M. Polak (Hg.), *Developmental instability: Causes and consequences* (S. 279–319). Oxford University Press, Oxford.
- [55] Pant P., Allen M., Tansel B. (2011). Mercury uptake and translocation in *Impatiens walleriana* plants grown in the contaminated soil from Oak Ridge. *International Journal of Phytoremediation* 13, S. 168–176. <https://doi.org/10.1080/15226510903567489>.
- [56] Parsons, P.A. (1992): Fluctuating asymmetry: a biological monitor of environmental and genomic stress. *Heredity* 68, S. 361–364. <https://doi.org/10.1038/hdy.1992.51>.
- [57] Pascoal, S., Kilner, R.M. (2017): Development and application of 14 microsatellite markers in the burying beetle *Nicrophorus vespilloides* reveals population genetic differentiation at local spatial scales. *PeerJ* 5, e3278. <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.3278>.

- [58] Peakall, R.O., Smouse, P.E. (2006). Genalex 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* 6, S.288–295. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2005.01155.x>.
- [59] Polak, Michal (2003): Developmental instability. Causes and consequences. Oxford University Press, Oxford.
- [60] Reber Funk, C., Schmid-Hempel, R., Schmid-Hempel, P. (2006): Microsatellite loci for *Bombus* spp. *Molecular Ecology Notes* 6, S. 83–86. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2005.01147.x>.
- [61] Ribeiro, B., Guedes, R.N.C., Corrêa, A.S., Santos, C.T. (2007): Fluctuating asymmetry in insecticide-resistant and insecticide-susceptible strains of the maize weevil, *Sitophilus zeamais* (Coleoptera: Curculionidae). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 53, S. 77–83. <https://doi.org/10.1007/s00244-006-0162-8>.
- [62] Riva-Murray, K., Bradley, P.M., Brigham, M.E. (2020): Methylmercury—total mercury ratios in predator and primary consumer insects from Adirondack streams (New York, USA). *Ecotoxicology* 29, S. 1644–1658. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02191-7>.
- [63] Rohlf, F. (2015): The tps series of software. Hystrix 26.
- [64] Romero, A.N., Herlin, M., Finnälä, M., Korkalainen, M., Håkansson, H., Viluksela, M., Sholts, S. B. (2017). Skeletal and dental effects on rats following in utero/lactational exposure to the non-dioxin-like polychlorinated biphenyl PCB 180. *PLoS One*, 12, e0185241. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185241>.
- [65] Rousset, F. (2008). Genepop '007: a complete reimplementation of the Genepop software for Windows and Linux. *Molecular Ecology Resources* 8, S. 103–106.
- [66] RStudio Team (2021). RStudio: Integrated Development Environment for R. (Rstudio, PBC).
- [67] Sagerup, K., Helgason, L.B., Polder, A., Strøm, H., Josefsen, T.D., Skåre, J.U., Gabrielsen, G.W. (2009). Persistent organic pollutants and mercury in dead and dying glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) at Bjørnøya (Svalbard). *Science of the Total Environment* 407, S. 6009–6016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.020>.
- [68] Saghir, S.A., Koritz, G.D., and Hansen, L.G. (1993). Toxicokinetics of 2,2',5-trichlorobiphenyl in houseflies following topical administration. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 46, S. 107–119. <https://doi.org/10.1006/pest.1993.1042>.
- [69] Saltzman, B.E. (1954): Colorimetric microdetermination of nitrogen dioxide in atmosphere. *Analytical Chemistry* 26, S. 1949–1955. <https://doi.org/10.1021/ac60096a025>.
- [70] Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232, S. 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>.
- [71] Sánchez-Rodas, D., Corns, W.T., Chen, B., Stockwell, P. B. (2010): Atomic fluorescence spectrometry: a suitable detection technique in speciation studies for arsenic, selenium, antimony and mercury. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 25, S. 933–946. <https://doi.org/10.1039/B917755H>.
- [72] Schuch, S., Wesche, K., Schaefer, M. (2012): Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation* 149, S. 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.006>.
- [73] Scott, M. P. (1998): The ecology and behavior of burying beetles. *Annual Review of Entomology* 43, S. 595–618. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.43.1.595>.

- [74] 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 (7780), S. 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>.
- [75] Seifert, B. (2000). A taxonomic revision of the ant subgenus *Coptoformica* Mueller, 1923 (Hymenoptera, Formicidae). *Zoosystema* 22, S. 517–568. <http://doi.org/10.5281/zenodo.5392741>.
- [76] Shukla, S.P., Plata, C., Reichelt, M., Steiger, S., Heckel, D.G., Kaltenpoth, M., Vilcinskis, A., Vogel, H. (2018). Microbiome-assisted carrion preservation aids larval development in a burying beetle. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115, S. 11274–11279. <https://doi.org/10.1073/pnas.1812808115>.
- [77] Shunthirasingham, C., Wania, F., MacLeod, M., Lei, Y., Quinn, C. L., Zhang, X., Scheringer, M., Wegmann, F., Hungerbühler, K., Ivemeyer, S., Heil, F., Klocke, P., Pacepavicius, G., Alaee, M. (2013): Mountain cold-trapping increases transfer of persistent organic pollutants from atmosphere to cows' milk. *Environmental Science & Technology* 47, S. 9175–9181. <https://doi.org/10.1021/es400851d>.
- [78] Sonne, C., Torjesen, P. A., Fuglei, E., Muir, D. C. G., Jenssen, B. M., Jørgensen, E. H., Dietz, R., Ahlstrøm, V. (2017): Exposure to persistent organic pollutants reduces testosterone concentrations and affects sperm viability and morphology during the mating peak period in a controlled experiment on farmed arctic foxes (*Vulpes lagopus*). *Environmental Science & Technology* 51, S. 4673–4680. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00289>.
- [79] Stanley, D.A., Garratt, M.P.D., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Potts, S.G., Raine, N.E. (2015): Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. *Nature* 528, S.548–550. <https://doi.org/10.1038/nature16167>.
- [80] Stefanescu, C., Torre, I., Jubany, J., Páramo, F. (2011): Recent trends in butterfly populations from north-east Spain and Andorra in the light of habitat and climate change. *Journal of Insect Conservation* 15, S. 83–93. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9325-z>.
- [81] Stolle, E., Wilfert, L., Schmid-Hempel, R., Schmid-Hempel, P., Kube, M., Reinhardt, R., Moritz, R.F.A. (2011): A second generation genetic map of the bumblebee *Bombus terrestris* (Linnaeus, 1758) reveals slow genome and chromosome evolution in the Apidae. *BMC Genomics* 12, S. 48. <https://doi.org/10.1186/1471-2164-12-48>.
- [82] Tadler, A., Nemeschkal, H. L., Pass, G. (1999). Selection of male traits during and after copulation in the seedbug *Lygaeus simulans* (Heteroptera, Lygaeidae). *Biological Journal of the Linnean Society of London*, 68, 471–483.
- [83] Tatsuta, H., Takahashi, K.H., Sakamaki, Y. (2018): Geometric morphometrics in entomology: Basics and applications. *Entomological Science* 21, S. 164–184. <https://doi.org/10.1111/ens.12293>.
- [84] Tronetti, K., Tay, W.T., Sundstrom, L. (2003): Polymorphic microsatellite markers for the ant *Plagiolepis pygmaea*. *Mol Ecol Notes* 3, S. 575–577. <https://doi.org/10.1046/j.1471-8286.2003.00516.x>.
- [85] Tsui, M.T.K., Finlay, J.C.; Nater, E.A. (2009): Mercury Bioaccumulation in a Stream Network. *Environmental Science & Technology* 43, S. 7016–7022. <https://doi.org/10.1021/es901525w>.
- [86] Van Leeuwen, S.P.J., De Boer, J. (2008): Advances in the gas chromatographic determination of persistent organic pollutants in the aquatic environment. *Journal of Chromatography A* 1186, S. 161–182. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.01.044>.

-
- [87] Waples, R.S. (2015). Testing for Hardy–Weinberg Proportions: Have we lost the plot?. *Journal of Heredity* 106, S. 1–19, <https://doi.org/10.1093/jhered/esu062>.
- [88] Umweltbundesamt Österreich (2022). Stickstoffdioxid-Belastung. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/stickstoffdioxid-belastung#belastung-durch-stickstoffdioxid>. Abgerufen am 16.4.2023.
- [89] Weisser, W. W., Siemann, E. (2008): *Insects and ecosystem function*. Springer Verlag, Berlin.
- [90] Westrich, P. (1990): *Die Wildbienen Baden-Württembergs. Spezieller Teil: Die Gattungen und Arten*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- [91] Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag.
- [92] Xia, K., Luo, M. B., Lusk, C., Armbrust, K., Skinner, L., Sloan, R. (2008): Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in biota representing different trophic levels of the Hudson River, New York: from 1999 to 2005. *Environmental Science & Technology* 42, S. 4331–4337. <https://doi.org/10.1021/es703049g>.
- [93] Yang, L.H., Gratton, C. (2014): Insects as drivers of ecosystem processes. *Current Opinion in Insect Science* 2, S. 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2014.06.004>.
- [94] Zhang, Z., Song, X., Wang, Q., Lu, X. (2012): Mercury bioaccumulation and prediction in terrestrial insects from soil in Huludao City, Northeast China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 89, S. 107–112. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0649-0>.

7 Danksagung

Wir danken dem Nationalpark Hohe Tauern für die Sammelgenehmigung und die Unterstützung einer Masterarbeit durch ein Forschungsstipendium.

Den Imkern Martin Straßer, Ludwig Rasser und Gerhard Schauer für die Bereitstellung und Entnahme der Bienenproben.

Dem Team des Naturfreundehaus Kolm-Saigurn im Nationalpark Hohe Tauern und dem Team der Knorrhütte auf der Zugspitze für die Kühlung der Proben während der Probenahmen.

Philipp Andesner, Marlene Haider, Matsapume Detcharoen, Theresia Telser, Florian Reischer, Elisabeth Zangerl, Joelle Kröll, Wolfgang Arthofer, Patrick Krapf, Sebastian Wildauer, Anna Hofinger, Viktoria Leitner, Philipp Stromberger, Nils Struck, Sabrina Gurten, Carolin Strutzmann und Valentin Schlenz vom Institut für Molekulare Ökologie der Universität Innsbruck für die Unterstützung bei der Probenahme, der Geometrischen Morphometrie, der genetischen Analyse und der Datenauswertung.

Timo Kopf für die Unterstützung bei der Auswahl und morphologischen Bestimmung der Organismen.

Lena Niklas und Vera Margreiter vom Botanischen Institut der Universität Innsbruck und Andreas Zehm vom StMUV für die Unterstützung bei den Vegetationskartierungen.

Finanziert wurde das Projekt von der Europäischen Union (INTERREG-A, AB-173), dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) sowie der Universität Innsbruck.

8 Anhang

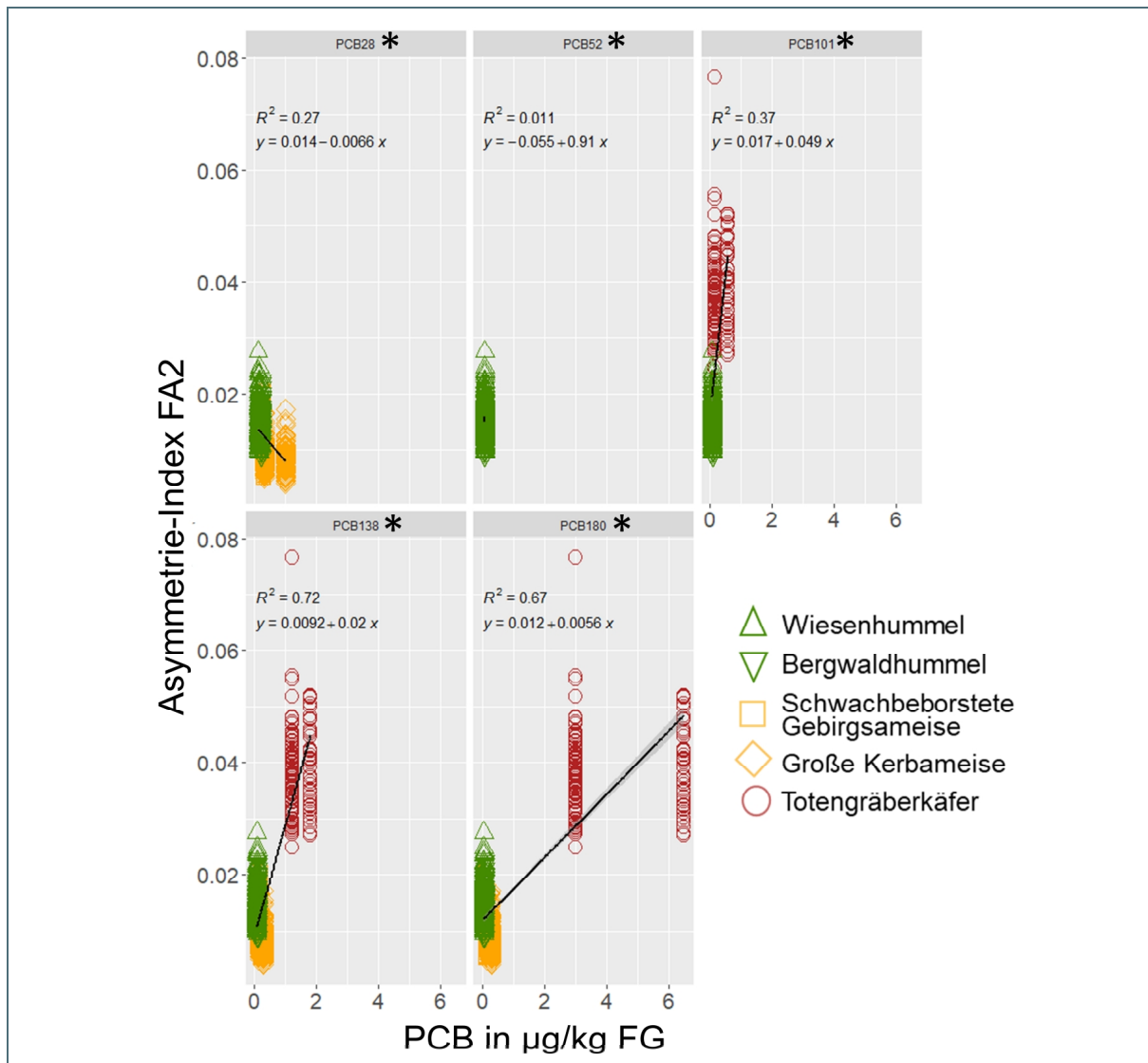


Abb. 18: Korrelation von polychlorierten Biphenylen (PCB) und den Werten des Asymmetrie-Index FA2 von (*Bombus pratorum*), Bergwaldhummeln (*Bombus wurflenii*), Schwachbeborsteter Gebirgsameise (*Formica aquilonia*), Großer Kerbameise (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten am Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020. * = signifikante Korrelationen zwischen PBT-Konzentration und FA2

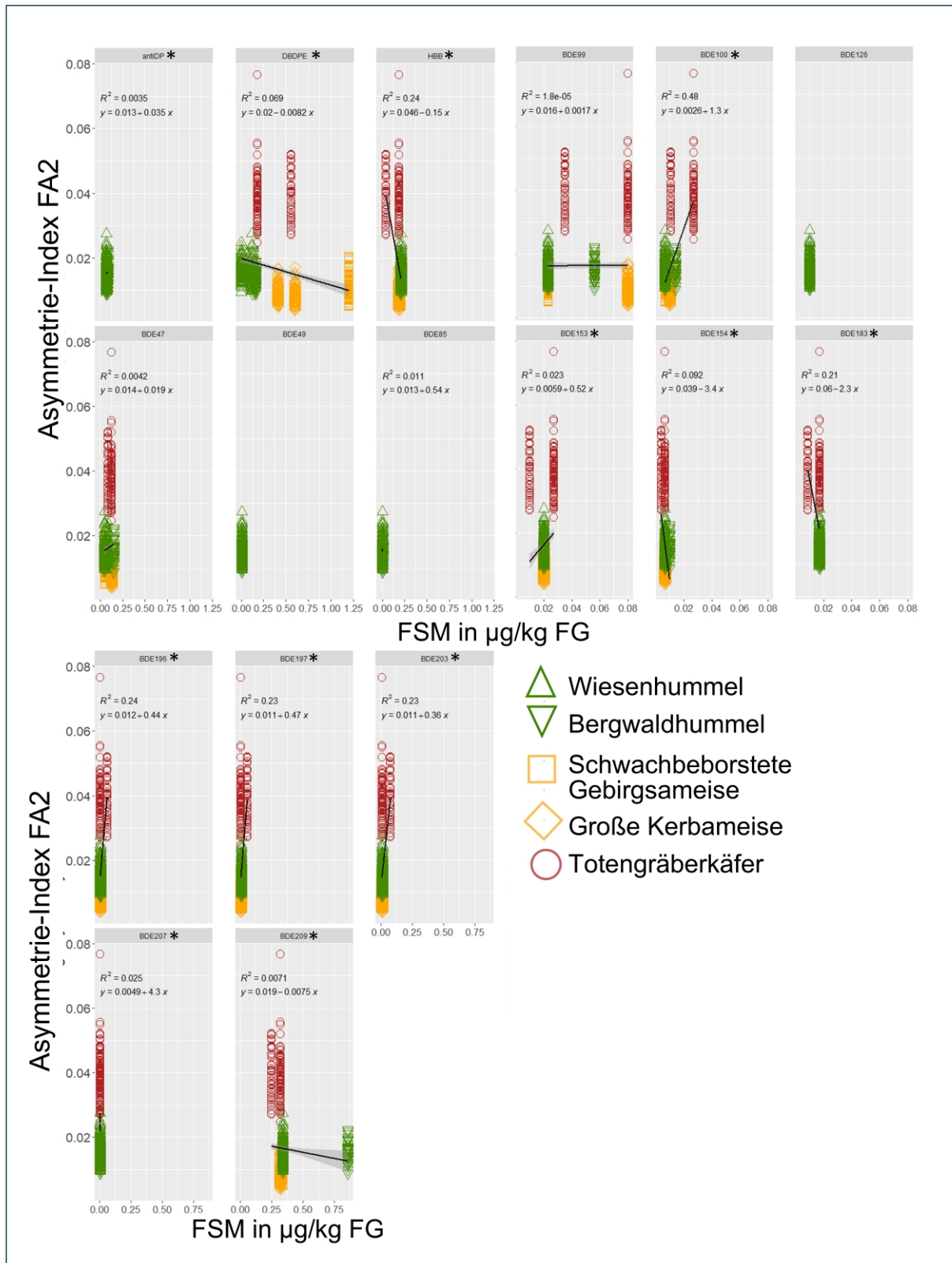


Abb. 19: Korrelation von Flammschutzmitteln (FSM) und den Werten des Asymmetrie-Index FA2 von (*Bombus pratorum*), Bergwaldhummeln (*Bombus wurflenii*), Schwachbeborsteter Gebirgsameise (*Formica aquilonia*), Großer Kerbameise (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten am Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020. * = signifikante Korrelationen zwischen PBT-Konzentration und FA2

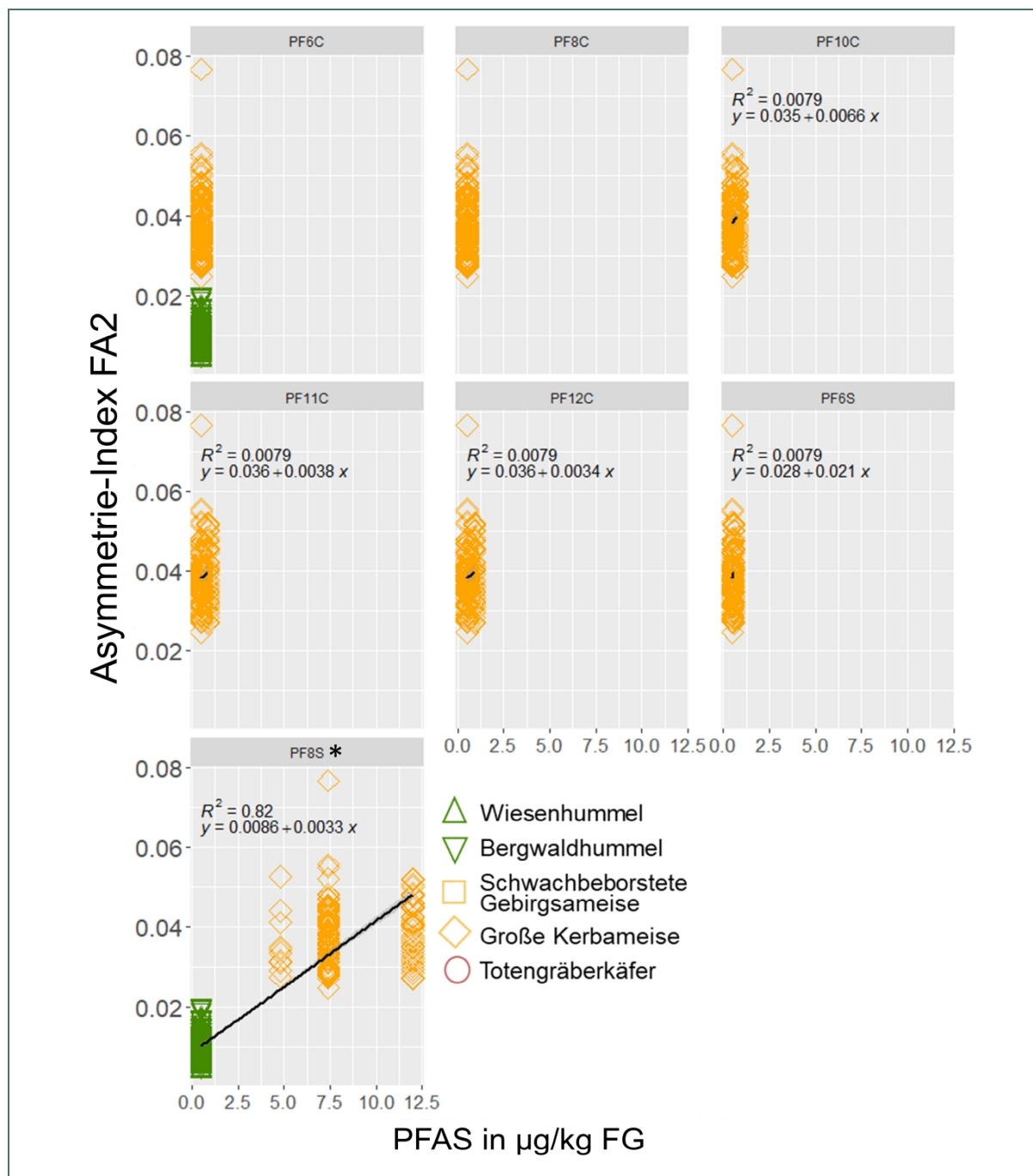


Abb. 20: Korrelation von per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) und den Werten des Asymmetrie-Index FA2 von (*Bombus pratorum*), Bergwaldhummeln (*Bombus wurflenii*), Schwachbeborsteter Gebirgsameise (*Formica aquilonia*), Großer Kerbameise (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten am Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020.

* = signifikante Korrelationen zwischen PBT-Konzentration und FA2

Tab 5: Übersicht zu den in der genetischen Analyse verwendeten Loci und den Einstellungen bei der Polymerase-Kettenreaktion (PCR)

Locus	Organismus (Jahr der Probennahme)	Denaturi- erung	Zyklen	Dena- turier- ung	Hybridi- sierung	Elonga- tion	Finale Elongation
198, 327, 601	<i>Bombus</i> spp. (2018)	96 °C 3 min	35	96 °C 45 s	57 °C 45 s	72 °C 45 s	72 °C 10 min
BT04, BT10, BT23, BL13	<i>Bombus</i> spp. (2018)	95 °C 3 min	39	92 °C 30 s	53 °C 30 s	72 °C 30 s	70 °C 10 min
BT08, BL11, BT11, BTERN01, BTERN02, B96, B100, B124, B126	<i>Bombus prato- rum</i> (2019)	94 °C 3 min	35	94 °C 30 s	52-58 °C 30 s	72 °C 30 s	72 °C 10 min
BT08, BL11, BT11, BTERN01, BTERN02, BT10, BT28, BT30, BL13	<i>Bombus wurflenii</i> (2019)	95 °C 3 min	35	92 °C 30 s	49-54 °C 30 s	72 °C 30 s	72 °C 10 min
Fy3	<i>Formica</i> spp. (2018 & 2019)	94 °C 2 min	39	94 °C 30 s	50 °C 45 s	72 °C 45 s	72 °C 10 min
FL21, FE7, FE1, FE13, FE15, FE38, FE42, FE49, FE51, P22	<i>Formica</i> spp. (2018 & 2019)	94 °C 2 min	39	94 °C 30 s	56 °C 45 s	72 °C 45 s	72 °C 10 min
FE17	<i>Formica</i> spp. (2018 & 2019)	94 °C 2 min	39	94 °C 30 s	60 °C 45 s	72 °C 45 s	72 °C 10 min
FE16, FE37	<i>Formica</i> spp. (2018 & 2019)	94 °C 2 min	39	94 °C 30 s	65 °C 45 s	72 °C 45 s	72 °C 10 min
Nvesp_A, Nvesp_D, Nvesp_J, Nvesp_M, Nvesp_H, Nvesp_B, Nvesp_F, Nvesp_I, Nvesp_P, Nvesp_E, Nvesp_G, Nvesp_O	<i>Nicrophorus vespilloides</i> (2019 & 2020)	94 °C 2 min	35	94 °C 30 s	55 °C 45 s	72 °C 30 s	72 °C 10 min

Tab. 6: Im Frischgewicht (FG), pro untersuchter Probe von Hummeln (*Bombus spp.*, n = 346 für 2018; n = 548 für 2019) sowie von Bergwaldhummeln (*Bombus wurflenii*, n = 122) und Wiesenhummeln (*Bombus pratorum*, n = 209) nachgewiesene Konzentrationen an Quecksilber (Hg) und der untersuchten Verbindungen von polychlorierten Biphenylen (PCB), Flammschutzmitteln (FSM), per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS), Organochlorpestiziden (OCP) und aktuell eingesetzten Pflanzenschutzmitteln (PSM).

ZS = Proben aus dem Zugspitzgebiet; SB = Proben aus dem Gebiet um den Hohen Sonnenblick; n.n. = nicht nachweisbar, der Gehalt der Probe liegt unter der Nachweisgrenze; n.a. = nicht analysierbar, keine Auswertung des Chromatogramms möglich; / = keine Untersuchung erfolgt. Die Zahl in Klammern gibt die Bestimmungsgrenze der Analytik an

	Gepoolte Probe 2018 - ZS	Gepoolte Probe 2018 - SB	Gepoolte Probe 2019 - ZS	Gepoolte Probe 2019 - SB	Bergwaldhum- meln 2019 - ZS	Bergwaldhum- meln 2019 - SB	Wiesenhummeln 2019 - ZS	Wiesenhummeln 2019 - SB
Hg in µg/kg FG								
Hg	1,2 (0,048)	1,1 (0,050)	0,50 (0,060)	0,40 (0,080)	0,65 (0,077)	0,76 (0,068)	0,65 (0,11)	0,81 (0,064)
PCB in µg/kg FG								
PCB 28	0,071 (0,0012)	0,12 (0,0011)	/	/	0,2 (0,11)	0,22 (0,11)	0,12 (0,11)	0,16 (0,11)
PCB 52	0,059 (0,0015)	0,11 (0,0015)	/	/	n.n. (0,77)	0,078 (0,77)	n.n. (0,077)	n.n. (0,077)
PCB 101	0,066 (0,0035)	0,086 (0,0029)	/	/	0,077 (0,057)	0,067 (0,057)	n.n. (0,057)	n.n. (0,057)
PCB 138	0,17 (0,0024)	0,0085 (0,0024)	/	/	n.n. (0,074)	0,12 (0,074)	n.n. (0,074)	0,088 (0,074)
PCB 153	0,84 (0,015)	0,042 (0,0034)	/	/	0,095 (0,085)	0,17 (0,085)	0,095 (0,085)	0,13 (0,085)
PCB 180	0,27 (0,0040)	0,027 (0,0021)	/	/	n.n. (0,043)	0,081 (0,043)	n.n. (0,043)	n.n. (0,043)
FSM in µg/kg FG								
p-TBX	0,0013 (0,0004)	0,0015 (0,0004)	/	/	n.n. (0,0069)	n.n. (0,0083)	n.n. (0,0069)	n.n. (0,0067)
Pentabrom- toluol	0,032 (0,0003)	0,12 (0,0003)	/	/	0,038 (0,0069)	97 (0,0083)	0,049 (0,0069)	0,067 (0,0067)
PBEB	n.n. (0,0001)	0,00014 (0,0001)	/	/	n.n. (0,0069)	n.n. (0,0083)	n.n. (0,0069)	n.n. (0,0067)
HBB	0,002 (0,002)	0,018 (0,002)	/	/	n.n. (0,21)	< 0,21 (0,21)	< 0,21 (0,21)	< 0,21 (0,21)
PBB 153	0,00053 (0,0004)	n.n. (0,0004)	/	/	n.n. (0,0069)	n.n. (0,0083)	n.n. (0,0069)	n.n. (0,0067)
syn-DP	0,0081 (0,002)	0,0041 (0,002)	/	/	n.n. (0,069)	n.n. (0,083)	n.n. (0,069)	n.n. (0,067)
anti-DP	0,028 (0,002)	0,009 (0,002)	/	/	n.n. (0,069)	n.n. (0,083)	n.n. (0,069)	< 67 (0,067)
DBDPE	/	/			0,16 (0,1)	0,13 (0,12)	0,12 (0,1)	n.a. (n.a.)
BDE 28	n.n. (0,001)	0,0022 (0,001)	/	/	n.n. (0,0033)	n.n. (0,0033)	n.n. (0,0033)	n.n. (0,0033)
BDE 47	0,022 (0,02)	0,042 (0,02)	/	/	n.n. (0,05)	0,15 (0,05)	< 0,05 (0,05)	0,070 (0,050)

	Gepoolte Probe 2018 - ZS	Gepoolte Probe 2018 - SB	Gepoolte Probe 2019 - ZS	Gepoolte Probe 2019 - SB	Bergwaldhum- meil 2019 - ZS	Bergwaldhum- meil 2019 - SB	Wiesenhummeil 2019 - ZS	Wiesenhummeil 2019 - SB
BDE 49	0,002 (0,002)	0,0039 (0,002)	/	/	n.n. (0,01)	< 0,01 (0,01)	n.n. (0,01)	n.n. (0,01)
BDE 66	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	/	/	n.n. (0,0033)	n.n. (0,0033)	n.n. (0,0033)	n.n. (0,0033)
BDE 77	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	/	/	n.n. (0,0018)	n.n. (0,0022)	n.n. (0,0018)	n.n. (0,0017)
BDE 85	n.n. (0,0001)	n.n. (0,0001)	/	/	n.n. (0,0033)	0,005 (0,0033)	n.n. (0,0033)	n.n. (0,0033)
BDE 99	0,0031 (0,002)	n.n. (0,002)	/	/	< 0,023 (0,023)	0,056 (0,023)	n.n. (0,023)	< 0,023 (0,023)
BDE 100	0,0021 (0,002)	0,0027 (0,002)	/	/	n.n. (0,0067)	0,014 (0,0067)	n.n. (0,0067)	< 0,0067 (0,0067)
BDE 118	< 0,001 (0,001)	n.n. (0,001)	/	/	n.n. (0,0026)	n.n. (0,0031)	n.n. (0,0026)	n.n. (0,0025)
BDE 126	n.n. (0,003)	n.n. (0,003)	/	/	n.n. (0,010)	< 0,01 (0,010)	n.n. (0,010)	n.n. (0,010)
BDE 139	n.n. (0,006)	n.n. (0,006)	/	/	n.n. (0,0025)	n.n. (0,003)	n.n. (0,0025)	n.n. (0,0024)
BDE 153	0,0011 (0,0001)	n.n. (0,0001)	/	/	n.n. (0,02)	< 0,02 (0,02)	< 0,02 (0,02)	n.n. (0,02)
BDE 154	< 0,001 (0,001)	< 0,001 (0,001)	/	/	n.n. (0,0067)	0,01 (0,0067)	n.n. (0,0067)	n.n. (0,0067)
BDE 181	0,00046 (0,0003)	< 0,0003 (0,0003)	/	/	n.n. (0,0038)	n.n. (0,0045)	n.n. (0,0038)	n.n. (0,0036)
BDE 183	0,0045 (0,0004)	< 0,0004 (0,0004)	/	/	n.n. (0,017)	< 0,017 (0,017)	n.n. (0,017)	n.n. (0,017)
BDE 196	0,00086 (0,0004)	n.n. (0,0004)	/	/	n.n. (0,0067)	0,01 (0,0067)	< 0,0067 (0,0067)	< 0,0067 (0,0067)
BDE 197	n.n. (0,001)	n.n. (0,001)	/	/	n.n. (0,01)	< 0,01 (0,01)	n.n. (0,01)	n.n. (0,010)
BDE 203	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	/	/	n.n. (0,013)	< 0,013 (0,013)	< 0,013 (0,013)	n.n. (0,013)
BDE 207	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	/	/	n.n. (0,0041)	< 0,0049 (0,0049)	n.n. (0,0041)	n.n. (0,0039)
BDE 209	n.n. (0,08)	< 0,08 (0,08)	/	/	n.n. (0,34)	0,86 (0,34)	n.n. (0,34)	< 0,34 (0,34)
Alpha- HBCDD	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/	/
Beta- HBCDD	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/	/
Gamma- HBCDD	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/	/
PFAS in µg/kg FG								
PFPeS	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFHxA	0,82 (0,50)	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)

	Gepoolte Probe 2018 - ZS	Gepoolte Probe 2018 - SB	Gepoolte Probe 2019 - ZS	Gepoolte Probe 2019 - SB	Bergwaldhum- meiln 2019 - ZS	Bergwaldhum- meiln 2019 - SB	Wiesenhummeiln 2019 - ZS	Wiesenhummeiln 2019 - SB
PFHpA	< 0,50 (0,50)	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFOA	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFNA	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFDA	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFUnDA	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFDODA	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFBS	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFHxS	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFOS	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
OCP in µg/kg FG								
Aldrin	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Dieldrin	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Endrin	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
alpha-HCH	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
beta-HCH	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
gamma- HCH	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
delta-HCH	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
epsilon- HCH	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
alpha-En- dosulfan	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
beta-Endo- sulfan	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Endosulfan- sulfat	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Hexachlor- butadien	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Pentachlor- benzol	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Hexachlor- benzol	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/

	Gepoolte Probe 2018 - ZS	Gepoolte Probe 2018 - SB	Gepoolte Probe 2019 - ZS	Gepoolte Probe 2019 - SB	Bergwaldhum- meil 2019 - ZS	Bergwaldhum- meil 2019 - SB	Wiesenummeil 2019 - ZS	Wiesenummeil 2019 - SB
Octachlor- styrol	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Mirex	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
o,p'-DDD	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
o,p'-DDE	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
o,p'-DDT	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
p,p'-DDD	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
p,p'-DDE	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
p,p'-DDT	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Lambda- Cyhalothrin	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
o,p'-Me- thoxy-chlor	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
p,p'-Me- thoxy-chlor	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Pentachlor- anisol	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
cis- Chlordan	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
trans- Chlordan	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
oxy- Chlordan	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Heptachlor	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
cis-Hepta- chlorepoxyd	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
trans-Hep- tachlorepo- xyd	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
PSM in µg/kg FG								
Azoxystro- bin	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Carbenda- zim	n.n. (10)	n.n. (10)	/	/	/	/	/	/
Dimethoat	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Ethofume- sat	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Etofenprox	n.n. (10)	n.n. (10)	/	/	/	/	/	/

	Gepoolte Probe 2018 - ZS	Gepoolte Probe 2018 - SB	Gepoolte Probe 2019 - ZS	Gepoolte Probe 2019 - SB	Bergwaldhum- meil 2019 - ZS	Bergwaldhum- meil 2019 - SB	Wiesenummeil 2019 - ZS	Wiesenummeil 2019 - SB
Fenpropidin	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Isoproturon	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
lambda- Cyhalothrin	n.n. (10)	n.n. (10)	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Metamitron	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (5)	n.n. (5)	/	/	/	n.n. (5)
Propamo- carb	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Propiconaz- ol	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Prosulfo- carb	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Pyrethrine	n.n. (10)	n.n. (10)	/	/	/	/	/	/
Spinosyn A	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Spinosyn D	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Spiroxamin	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
tau-Fluvali- nat	n.n. (10)	n.n. (10)	/	/	/	/	/	/
Acetamiprid	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Boscalid	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Clothianidin	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Dimethen- amid	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Dimetho- morph	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Epoxiconaz- ol	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Fipronil	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Imidacloprid	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Metolachlor	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Pendime- thalin	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Pirimicarb	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)

	Gepoolte Probe 2018 - ZS	Gepoolte Probe 2018 - SB	Gepoolte Probe 2019 - ZS	Gepoolte Probe 2019 - SB	Bergwaldhum- meil 2019 - ZS	Bergwaldhum- meil 2019 - SB	Wiesenummeil 2019 - ZS	Wiesenummeil 2019 - SB
Tebuconazol	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Terbuthylazin	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Terbuthylazin-desethyl	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (2)	n.n. (2)	/	/	/	n.n. (2)
Thiacloprid	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)
Thiamethoxam	n.n. (10)	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	n.n. (1)

Tab. 7: Im Frischgewicht (FG), pro untersuchter Probe, von Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*; 2018: n = 10.000; 2019: n = 10.000) sowie von Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*; 2018: 3.400; 2019: 1.338) nachgewiesene Konzentrationen an Quecksilber (Hg), der untersuchten Verbindungen von polychlorierten Biphenylen (PCB), Flammschutzmitteln (FSM), Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS), Organochlorpestiziden (OCP) und aktuell eingesetzten Pflanzenschutzmitteln (PSM). ZS = Proben aus dem Zugspitzgebiet; SB = Proben aus dem Gebiet um den Hohen Sonnblick; * = Durchschnittswert, errechnet aus den Konzentrationen einzelner beprobter Ameisennester; n.n. = nicht nachweisbar, der Gehalt der Probe liegt unter der Nachweisgrenze; n.a. = nicht analysierbar, keine Auswertung des Chromatogramms möglich; / = keine Untersuchung erfolgt. Die Zahl in Klammern gibt die Bestimmungsgrenze der Analytik an

	Schwachbeborstete Gebirgsameise 2018- ZS	Schwachbeborstete Gebirgsameise 2018- SB	Große Kerbameise 2018- ZS	Große Kerbameise 2018- SB	Schwachbeborstete Gebirgsameise 2019- ZS	Schwachbeborstete Gebirgsameise 2019- SB	Große Kerbameise 2019- ZS	Große Kerbameise 2019- SB
Hg in µg/kg FG								
Hg	7,8 (0,051)	11 (0,054)	7,0 (0,045)	5,2 (0,046)	10,2* 0,084*	12,6* (0,069)*	18,4* (0,505)*	7,3* (0,336)*
PCB in µg/kg FG								
PCB 28	0,031 (0,0021)	0,021 (0,0014)	0,16 (0,0014)	0,17 (0,0009)	1 (0,32)	n.n. (0,32)	/	0,27 (0,11)
PCB 52	0,042 (0,0016)	0,027 (0,0013)	0,099 (0,0012)	0,089 (0,0014)	n.n. (0,15)	n.n. (0,15)	/	n.n. (0,77)
PCB 101	0,076 (0,0038)	0,016 (0,0055)	0,13 (0,0035)	0,076 (0,0043)	n.n. (0,082)	n.n. (0,082)	/	n.n. (0,057)
PCB 138	0,14 (0,0028)	0,22 (0,0026)	0,1 (0,0028)	0,12 (0,0024)	0,27 (0,067)	0,16 (0,067)	/	0,18 (0,074)
PCB 153	0,14 (0,0040)	0,83 (0,023)	0,27 (0,013)	0,4 (0,030)	1,1 (0,09)	0,97 (0,09)	/	0,47 (0,085)
PCB 180	0,037 (0,0022)	0,2 (0,0049)	0,12 (0,0039)	0,081 (0,0057)	0,28 (0,044)	0,23 (0,044)	/	0,1 (0,043)
FSM in µg/kg FG								
p-TBX	< 0,004 (0,0004)	< 0,004 (0,0004)	0,0013 (0,0004)	0,0011 (0,0004)	n.n. (0,0067)	n.n. (0,0067)	/	n.n. (0,0063)
Pentabromtoluol	0,087 (0,03)	<0,03 (0,03)	0,14 (0,03)	0,094 (0,030)	0,037 (0,0067)	0,034 (0,0067)	/	0,097 (0,0063)

	Schwachbeobachtete Gebirgsameise 2018- ZS	Schwachbeobachtete Gebirgsameise 2018- SB	Große Kerbameise 2018- ZS	Große Kerbameise 2018- SB	Schwachbeobachtete Gebirgsameise 2019- ZS	Schwachbeobachtete Gebirgsameise 2019- SB	Große Kerbameise 2019- ZS	Große Kerbameise 2019- SB
PBEB	0,00043 (0,0001)	n.n. (0,0001)	0,00043 (0,0001)	< 0,0001 (0,0001)	n.n. (0,0067)	n.n. (0,0067)	/	n.n. (0,0063)
HBB	0,018 (0,002)	< 0,002 (0,002)	0,017 (0,002)	0,012 (0,002)	< 0,19 (0,19)	< 0,19 (0,19)	/	n.n. (0,21)
PBB 153	n.n. (0,0004)	0,00083 (0,0004)	0,0002 (0,0004)	< 0,0004 (0,0004)	n.n. (0,0067)	n.n. (0,0067)	/	n.n. (0,0067)
syn-DP	0,0077 (0,002)	0,003 (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,067)	n.n. (0,067)	/	n.n. (0,063)
anti-DP	0,011 (0,002)	0,016 (0,002)	0,012 (0,002)	0,013 (0,002)	n.n. (0,067)	n.n. (0,067)	/	n.n. (0,063)
DBDPE	/	/	/	/	0,60 (0,11)	0,41 (0,11)	/	1,2 (0,091)
BDE 28	0,0017 (0,01)	n.n. (0,001)	0,0034 (0,001)	< 0,001 (0,001)	n.n. (0,0033)	n.n. (0,0033)	/	n.n. (0,0033)
BDE 47	0,053 (0,02)	0,038 (0,020)	0,066 (0,020)	< 0,02 (0,02)	< 0,13 (0,13)	n.n. (0,13)	/	< 0,050 (0,050)
BDE 49	0,0038 (0,002)	0,0029 (0,002)	0,0051 (0,002)	0,0029 (0,002)	n.n. (0,010)	n.n. (0,010)	/	n.n. (0,010)
BDE 66	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,0033)	n.n. (0,0033)	/	n.n. (0,0033)
BDE 77	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,0017)	n.n. (0,0017)	/	n.n. (0,0016)
BDE 85	n.n. (0,0001)	n.n. (0,0001)	0,099 (0,0001)	n.n. (0,0001)	n.n. (0,0033)	n.n. (0,0033)	/	n.n. (0,0033)
BDE 99	0,002 (0,002)	n.n. (0,002)	0,03 (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,080)	n.n. (0,080)	/	< 0,023 (0,023)
BDE 100	0,0039 (0,002)	0,0027 (0,002)	0,0097 (0,002)	n.n. (0,002)	< 0,010 (0,010)	< 0,010 (0,010)	/	< 0,0067 (0,0067)
BDE 118	n.n. (0,001)	n.n. (0,001)	n.n. (0,001)	n.n. (0,001)	n.n. (0,0025)	n.n. (0,0025)	/	n.n. (0,0023)
BDE 126	n.n. (0,003)	n.n. (0,003)	n.n. (0,003)	n.n. (0,003)	n.n. (0,010)	n.n. (0,010)	/	n.n. (0,010)
BDE 139	n.n. (0,006)	n.n. (0,006)	n.n. (0,006)	n.n. (0,006)	n.n. (0,0024)	n.n. (0,0024)	/	n.n. (0,0023)
BDE 153	n.n. (0,0001)	< 0,0001 (0,0001)	0,3 (0,0001)	n.n. (0,0001)	< 0,020 (0,020)	< 0,020 (0,020)	/	n.n. (0,020)
BDE 154	n.n. (0,001)	n.n. (0,001)	0,0011 (0,001)	< 0,001 (0,001)	n.n. (0,0067)	< 0,0067 (0,0067)	/	n.n. (0,0067)
BDE 181	0,00092 (0,0003)	0,00053 (0,0003)	0,00039 (0,00030)	< 0,0003 (0,0003)	n.n. (0,0036)	n.n. (0,0036)	/	n.n. (0,0034)
BDE 183	0,0027 (0,0004)	0,0011 (0,0004)	n.n. (0,00040)	< 0,00040 (0,00040)	n.n. (0,017)	n.n. (0,017)	/	n.n. (0,017)
BDE 196	0,0052 (0,0004)	0,0007 (0,0004)	<0,0004 (0,0004)	<0,0004 (0,0004)	< 0,0067 (0,0067)	< 0,0067 (0,0067)	/	n.n. (0,0067)
BDE 197	0,0052 (0,001)	n.n. (0,001)	n.n. (0,001)	n.n. (0,001)	< 0,0067 (0,0067)	< 0,0067 (0,0067)	/	n.n. (0,010)

	Schwachbebortete Gebirgsameise 2018- ZS	Schwachbebortete Gebirgsameise 2018- SB	Große Kerbameise 2018- ZS	Große Kerbameise 2018- SB	Schwachbebortete Gebirgsameise 2019- ZS	Schwachbebortete Gebirgsameise 2019- SB	Große Kerbameise 2019- ZS	Große Kerbameise 2019- SB
BDE 203	0,0026 (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	< 0,010 (0,010)	< 0,010 (0,010)	/	n.n. (0,013)
BDE 207	0,0016 (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,002)	n.n. (0,0039)	n.n. (0,0039)	/	n.n. (0,0037)
BDE 209	0,11 (0,08)	n.n. (0,80)	n.n. (0,80)	n.n. (0,80)	n.n. (0,32)	< 0,32 (0,32)	/	n.n. (0,34)
Alpha-HBCDD	n.n. (1)	n.n. (1)	/		/	/	/	/
Beta-HBCDD	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Gamma-HBCDD	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
PFAS in µg/kg FG								
PFPeS	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)
PFHxA	n.n. (0,50)	0,97 (0,50)	/	/	n.n. (0,50)	< 0,50 (0,50)	/	< 0,50 (0,50)
PFHpA	0,82 (0,50)	< 0,50 (0,50)	/	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)
PFOA	< 0,50 (0,50)	n.n. (0,50)	/	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)
PFNA	< 0,50 (0,50)	< 0,50 (0,50)	/	/	< 0,50 (0,50)	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)
PFDA	< 0,50 (0,50)	n.n. (0,50)	/	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)
PFUnDA	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)
PFDoDA	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)
PFBS	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)
PFHxS	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	/	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)
PFOS	0,77 (0,50)	n.n. (0,50)	/	/	< 0,50 (0,50)	n.n. (0,50)	/	n.n. (0,50)
OCP in µg/kg FG								
Aldrin	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Dieldrin	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Endrin	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
alpha-HCH	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
beta-HCH	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
gamma-HCH	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/

	Schwachbebortete Gebirgsameise 2018- ZS	Schwachbebortete Gebirgsameise 2018- SB	Große Kerbameise 2018- ZS	Große Kerbameise 2018- SB	Schwachbebortete Gebirgsameise 2019- ZS	Schwachbebortete Gebirgsameise 2019- SB	Große Kerbameise 2019- ZS	Große Kerbameise 2019- SB
delta-HCH	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
epsilon-HCH	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
alpha-Endosulfan	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
beta-Endosulfan	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Endosulfan-sulfat	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Hexachlor-butadien	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Pentachlor-benzol	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Hexachlor-benzol	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Octachlor-styrol	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Mirex	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
o,p'-DDD	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
o,p'-DDE	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
o,p'-DDT	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
p,p'-DDD	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
p,p'-DDE	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
p,p'-DDT	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Lambda-Cyhalothrin	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
o,p'-Methoxychlor	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
p,p'-Methoxychlor	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Penta chloranisol	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
cis-Chlordan	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
trans-Chlordan	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
oxy-Chlordan	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
Heptachlor	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/

	Schwachbebortete Gebirgsameise 2018- ZS	Schwachbebortete Gebirgsameise 2018- SB	Große Kerbameise 2018- ZS	Große Kerbameise 2018- SB	Schwachbebortete Gebirgsameise 2019- ZS	Schwachbebortete Gebirgsameise 2019- SB	Große Kerbameise 2019- ZS	Große Kerbameise 2019- SB
cis-Heptachlorepoxyd	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
trans-Heptachlor- epoxyd	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/	/	/	/	/
PSM in µg/kg FG								
Azoxystrobin	n.n. (10)		/	/	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Carbendazim	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	/	/	/	/
Dimethoat	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Ethofumesat	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Etofenprox	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	/	/	/	/
Fenpropidin	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Isoproturon	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
lambda-Cyhalothrin	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	/	/	/	/
Metalaxyl	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Metamitron	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (5)	n.n. (5)	/	/
Propamocarb	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Propiconazol	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Prosulfocarb	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Pyrethrine	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	/	/	/	/
Spinosyn A	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Spinosyn D	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Spiroxamin	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
tau-Fluvalinat	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	/	/	/	/
Acetamiprid	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Boscalid	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Clothianidin	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Dimethenamid	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/

	Schwachbeobachtete Gebirgsameise 2018- ZS	Schwachbeobachtete Gebirgsameise 2018- SB	Große Kerbameise 2018- ZS	Große Kerbameise 2018- SB	Schwachbeobachtete Gebirgsameise 2019- ZS	Schwachbeobachtete Gebirgsameise 2019- SB	Große Kerbameise 2019- ZS	Große Kerbameise 2019- SB
Dimethomorph	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Epoxiconazol	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Fipronil	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Imidacloprid	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Metolachlor	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Pendimethalin	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Pirimicarb	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Tebuconazol	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Terbutylazin	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Terbutylazindesethyl	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (2)	n.n. (2)	/	/
Thiacloprid	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/
Thiamethoxam	n.n. (10)	n.n. (10)	/	n.n. (10)	n.n. (1)	n.n. (1)	/	/

Tab. 8: Im Frischgewicht (FG) untersuchter Proben von Totengräberkäfern (*Nicrophorus spp.*, 2019: n = 223; 2020: n = 66) nachgewiesene Konzentrationen an Quecksilber (Hg) und der untersuchten Verbindungen von polychlorierten Biphenylen (PCB), per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) und aktuell eingesetzten Pflanzenschutzmitteln (PSM). ZS = Proben aus dem Zugspitzgebiet; SB = Proben aus dem Gebiet um den Hohen Sonnblick; n.n. = nicht nachweisbar, der Gehalt der Probe liegt unter der Nachweisgrenze; n.a. = nicht analysierbar, keine Auswertung des Chromatogramms möglich; / = keine Untersuchung erfolgt. Die Zahl in Klammern gibt die Bestimmungsgrenze der Analytik an

	Gepoolte Probe 2019 – ZS	Gepoolte Probe 2019 – SB	Gepoolte Probe 2020 – SB
Hg in µg/kg FG			
Hg	97 (0,053)	46 (0,094)	0,4 (0,0620)
PCB in µg/kg FG			
PCB 28	n.n. (0,32)	/	n.n. (1,7)
PCB 52	n.n. (0,15)	/	n.n. (0,68)
PCB 101	0,14 (0,082)	/	n.n. (0,57)
PCB 138	1,2 (0,067)	/	1,8 (0,71)
PCB 153	5,6 (0,09)	/	12 (0,77)
PCB 180	3 (0,044)	/	6,5 (0,53)
FSM in µg/kg FG			
p-TBX	n.n. (0,0067)	/	n.n. (0,0088)
Pentabromtoluol	0,094 (0,0067)	/	0,090 (0,040)
PBEB	n.n. (0,0067)	/	n.n. (0,0088)
HBB	0,19 (0,19)	/	< 0,045 (0,045)
PBB 153	n.n. (0,0067)	/	n.n. (0,0088)
syn-DP	n.n. (0,067)	/	n.n. (0,088)
anti-DP	n.n. (0,067)	/	n.n. (0,088)
DBDPE	0,18 (0,11)		n.n. (0,56)
BDE 28	n.n. (0,0033)	/	n.n. (0,0080)
BDE 47	n.n. (0,13)	/	< 0,089 (0,089)
BDE 49	n.n. (0,010)	/	n.n. (0,0068)
BDE 66	n.n. (0,0033)	/	n.n. (0,011)
BDE 77	n.n. (0,0017)	/	n.n. (0,0072)
BDE 85	n.n. (0,0033)	/	n.n. (0,011)
BDE 99	< 0,080 (0,080)	/	< 0,035 (0,035)
BDE 100	0,027 (0,010)	/	0,011 (0,0021)
BDE 118	n.n. (0,0025)	/	n.n. (0,0092)
BDE 126	n.n. (0,010)	/	n.n. (0,0049)
BDE 139	n.n. (0,0024)	/	n.n. (0,0082)
BDE 153	0,027 (0,020)	/	0,010 (0,0035)

	Gepoolte Probe 2019 – ZS	Gepoolte Probe 2019 – SB	Gepoolte Probe 2020 – SB
BDE 154	< 0,0067 (0,0067)	/	n.n. (0,0040)
BDE 181	n.n. (0,0036)	/	n.n. (0,032)
BDE 183	< 0,017 (0,017)	/	n.n. (0,0089)
BDE 196	< 0,0067 (0,0067)	/	< 0,062 (0,062)
BDE 197	< 0,0067 (0,0067)		0,058 (0,0021)
BDE 203	< 0,010 (0,010)	/	n.n. (0,078)
BDE 207	n.n. (0,0039)	/	n.n. (0,0052)
BDE 209	n.n. (0,32)	/	< 0,25 (0,25)
PFAS in µg/kg FG			
PFPeS	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFHxA	0,82 (0,50)	n.n. (0,50)	< 0,50 (0,50)
PFHpA	< 0,50 (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFOA	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	< 0,50 (0,50)
PFNA	1,7 (0,50)	0,78 (0,50)	1,3 (0,50)
PFDA	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	0,72 (0,50)
PFUnDA	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	0,88 (0,50)
PFDoDA	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	0,92 (0,50)
PFBS	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)
PFHxS	n.n. (0,50)	n.n. (0,50)	0,57 (0,50)
PFHpS	/	/	n.n. (0,50)
PFOS	7,4 (0,50)	4,8 (0,50)	12 (0,50)
OCP in µg/kg FG			
Aldrin	n.n. (1)	/	/
Dieldrin	n.n. (1)	/	/
Endrin	7,6 (1)	/	/
alpha-HCH	n.n. (1)	/	/
beta-HCH	n.n. (1)	/	/
gamma-HCH	n.n. (1)	/	/
delta-HCH	n.n. (1)	/	/
epsilon-HCH	n.n. (1)	/	/
alpha-Endosulfan	n.n. (1)	/	/
beta-Endosulfan	n.n. (1)	/	/
Endosulfansulfat	7,2 (1)	/	/
Hexachlorbutadien	n.n. (1)	/	/

	Gepoolte Probe 2019 – ZS	Gepoolte Probe 2019 – SB	Gepoolte Probe 2020 – SB
Pentachlorbenzol	n.n. (1)	/	/
Hexachlorbenzol	n.n. (1)	/	/
Octachlorstyrol	n.n. (1)	/	/
Mirex	n.n. (1)	/	/
o,p'-DDD	n.n. (1)	/	/
o,p'-DDE	n.n. (1)	/	/
o,p'-DDT	n.n. (1)	/	/
p,p'-DDD	n.n. (1)	/	/
p,p'-DDE	2,3 (1)	/	/
p,p'-DDT	n.n. (1)	/	/
Lambda-Cyhalothrin	n.n. (1)	/	/
o,p'-Methoxychlor	n.n. (1)	/	/
p,p'-Methoxychlor	n.n. (1)	/	/
Pentachloranisol	n.n. (1)	/	/
cis-Chlordan	n.n. (1)	/	/
trans-Chlordan	n.n. (1)	/	/
oxy-Chlordan	n.n. (1)	/	/
Heptachlor	n.n. (1)	/	/
cis-Heptachlorepoxyd	1,06 (1)	/	/
trans-Heptachlorepoxyd	n.n. (1)	/	/
PSM in µg/kg FG			
Azoxystrobin	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Dimethoat	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Ethofumesat	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Fenpropidin	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Isoproturon	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Metalaxyl	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Metamitron	n.n. (5)	n.n. (5)	n.n. (5)
Propamocarb	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Propiconazol	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Prosulfocarb	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Spinosyn A	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Spinosyn D	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Spiroxamin	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)

	Gepoolte Probe 2019 – ZS	Gepoolte Probe 2019 – SB	Gepoolte Probe 2020 – SB
Acetamiprid	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Boscalid	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Clothianidin	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Dimethenamid	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Dimethomorph	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Epoxiconazol	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Fipronil	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Imidacloprid	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Metolachlor	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Pendimethalin	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Pirimicarb	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Tebuconazol	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Terbuthylazin	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Terbuthylazindesethyl	n.n. (2)	n.n. (2)	n.n. (2)
Thiacloprid	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)
Thiamethoxam	n.n. (1)	n.n. (1)	n.n. (1)

Tab. 9: Im Frischgewicht (FG) von Honigbienen (*Apis mellifera*) nachgewiesene Konzentrationen an Quecksilber (Hg) und untersuchten Verbindungen von per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) und aktuell eingesetzten Pflanzenschutzmitteln (PSM) von Honigbienen. Die Zahl in Klammern gibt die Bestimmungsgrenze der Analytik an. * = Durchschnittswert, errechnet aus den Konzentrationen einzelner beprobter Honigbienenvölker und einer gepoolten n.n. = nicht nachweisbar, der Gehalt der Probe liegt unter der Nachweisgrenze. Die Zahl in Klammern gibt die Bestimmungsgrenze der Analytik an

	Honigbienen SB – 2020
Hg in µg/kg FG	
Hg	0,40* (0,039)*
PFAS in µg/kg FG	
PFPeS	n.n. (0,50)
PFHxA	0,42* (0,50)
PFHpA	< 0,50 (0,50)
PFOA	n.n. (0,50)
PFNA	n.n. (0,50)
PFDA	n.n. (0,50)
PFUnDA	n.n. (0,50)
PFDoDA	n.n. (0,50)
PFBS	n.n. (0,50)

	Honigbienen SB – 2020
PFHxS	n.n. (0,50)
PFOS	n.n. (0,50)
PSM in µg/kg FG	
Azoxystrobin	n.n. (1)
Dimethoat	n.n. (1)
Ethofumesat	n.n. (1)
Fenpropidin	n.n. (1)
Isoproturon	n.n. (1)
Metalaxyl	n.n. (1)
Metamitron	n.n. (5)
Propamocarb	n.n. (1)
Propiconazol	n.n. (1)
Prosulfocarb	n.n. (1)
Spinosyn A	n.n. (1)
Spinosyn D	n.n. (1)
Spiroxamin	n.n. (1)
Acetamiprid	n.n. (1)
Boscalid	n.n. (1)
Clothianidin	n.n. (1)
Dimethenamid	n.n. (1)
Dimethomorph	n.n. (1)
Epoxiconazol	n.n. (1)
Fipronil	n.n. (1)
Imidacloprid	n.n. (1)
Metolachlor	n.n. (1)
Pendimethalin	n.n. (1)
Pirimicarb	n.n. (1)
Tebuconazol	n.n. (1)
Terbuthylazin	n.n. (1)
Terbuthylazindesethyl	n.n. (2)
Thiacloprid	n.n. (1)
Thiamethoxam	n.n. (1)

Tab. 10: Verwendete Loci bei der Kryptischen Erdhummel (*Bombus cryptarum*) und der Hellen Erdhummel (*Bombus lucorum*) von der Zugspitze aus dem Untersuchungsjahr 2018. Loci mit signifikanten Abweichungen vom Hardy-Weinberg- Gleichgewicht (HWG) sind mit * gekennzeichnet. H_e/H_o gibt an, ob der Wert der erwarteten Heterozygotität (H_e) oder der beobachteten Heterozygotität (H_o) am Locus größer ist

Zugspitze Kryptische Erdhummel			Zugspitze Helle Erdhummel		
Locus	HWG	H_e/H_o	Locus	HWG	H_e/H_o
601	*	H_e	601		H_o
198		H_e	198		H_o
327		H_e	327		H_e
BT04	*	H_e	BT04	*	H_e
BT23	*	H_e	BT23		H_o
BT10		H_e	BT10		H_e
BL13	*	H_e	BL13		H_e

Tab. 11: Verwendete Loci bei der Bergwaldhummel (*Bombus wurflenii*) und der Wiesenhummel (*Bombus pratensis*) vom Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus dem Untersuchungsjahr 2019. Loci mit signifikanten Abweichungen vom Hardy-Weinberg- Gleichgewicht (HWG) sind mit * gekennzeichnet. H_e/H_o gibt an, ob der Wert der erwarteten Heterozygotität (H_e) oder der beobachteten Heterozygotität (H_o) am Locus größer ist. Exkludierte Loci sind in grau dargestellt

	Hoher Sonnblick Bergwaldhummel		Zugspitze Bergwaldhummel			Hoher Sonnblick Wiesenhummel		Zugspitze Wiesenhummel	
Locus	HWG	H _e /H _o	HWG	H _e /H _o	Locus	HWG	H _e /H _o	HWG	H _e /H _o
BL11		H _e	*	H _o	B96		H _e	*	H _e
BT30		H _o		H _o	B100				
BL13					B124		H _e		H _o
BT10		H _o		H _e	B126				
BT28		H _o		H _o	BT11		H _e		H _o
BT11		H _e		H _e	BL11		H _e	*	H _o
BTERN 01		H _e	*	H _o	BTERN 01				
BTERN 02		H _o	*	H _e	BTERN 02	*	H _e	*	H _e
BT08		H _e		H _e	BT08	*	H _o		H _o

Tab. 12: Verwendete Loci bei der Schwachbeborsteten Gebirgsameise (*Formica aquilonia*) und der Großen Kerbameise (*Formica exsecta*) vom Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus dem Untersuchungsjahr 2018. Loci mit signifikanten Abweichungen vom Hardy-Weinberg- Gleichgewicht (HWG) sind mit * gekennzeichnet. H_e/H_o gibt an, ob der Wert der erwarteten Heterozygotität (H_e) oder der beobachteten Heterozygotität (H_o) am Locus größer ist

	Hoher Sonnblick Schwach- beborstete Gebirgsameise		Zugspitze Schwach- beborstete Gebirgsameise			Hoher Sonnblick Große Kerbameise		Zugspitze Große Kerbameise	
Locus	HWG	H _e /H _o	HWG	H _e /H _o	Locus	HWG	H _e /H _o	HWG	H _e /H _o
FL21	*	H _e	*	H _e	FL21	*	H _o		H _o
FE7	*	H _e	*	H _e	FE7	*	H _o		H _o
FE11	*	H _e	*	H _e	FE37		H _o		H _o
FE37	*	H _e	*	H _e	FE15		H _o	*	H _o
FE15		H _e		H _e	FE42	*	H _o		H _o
FE42		H _e		H _e	FE16	*	H _e	*	H _e
FE16	*	H _e	*	H _e	FE13		H _o		H _o
FE13		H _o	*	H _o	FE49		H _o	*	H _o
FE49	*	H _e	*	H _e	P22		H _e	*	H _e
P22		H _o		H _o	FE17	*	H _e	*	H _e
FE17		H _e		H _e	FE38	*	H _e	*	H _e
FE38		H _o	*	H _o	FE51	*	H _o	*	H _o
FY3		H _o		H _o	FL21	*	H _o		H _o

Tab. 13: Verwendete Loci bei der Schwachbeborsteten Gebirgsameise (*Formica aquilonia*) und der Großen Kerbameise (*Formica exsecta*) vom Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus dem Untersuchungsjahr 2019. Loci mit signifikanten Abweichungen vom Hardy-Weinberg- Gleichgewicht (HWG) sind mit * gekennzeichnet. H_e/H_o gibt an, ob der Wert der erwarteten Heterozygotität (H_e) oder der beobachteten Heterozygotität (H_o) am Locus größer ist. Exkludierte Loci sind in grau dargestellt

Hoher Sonnblick Schwach- beborstete Gebirgsameise		Zugspitze Schwach- beborstete Gebirgsameise		Hoher Sonnblick Große Kerbameise		Zugspitze Große Kerbameise	
Locus	HWG	H_e/H_o	HWG	H_e/H_o	Locus	HWG	H_e/H_o
FL21		H_o		H_e	FL21		H_o
FE7		H_e		H_e	FE7		H_o
FE11		H_o		H_e	FE11		
FE37		H_e		H_o	FE37		H_e
FE42		H_e		H_o	FE15		H_o
FE16		H_e		H_e	FE42		H_o
FE13		H_o		H_e	FE13		H_o
FE49					FE49		H_o
P22		H_e		H_e	P22		H_o
FE17		H_e		H_o	FE38		H_o
FE38		H_e		H_o	FE51		H_o
FY3		H_o		H_o	FY3		

Tab. 14: Verwendete Loci bei dem Schwarzhörnigem Totengräber (*Nicrophorus vespilloides*) vom Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus dem Untersuchungsjahr 2019 und 2020. Loci mit signifikanten Abweichungen vom Hardy-Weinberg- Gleichgewicht (HWG) sind mit * gekennzeichnet. H_e/H_o gibt an, ob der Wert der erwarteten Heterozygotität (H_e) oder der beobachteten Heterozygotität (H_o) am Locus größer ist. Exkludierte Loci sind in grau dargestellt

	Schwarzhörniger Totengräber- käfer Hoher Sonnblick			Schwarzhörniger Totengräber- käfer Zugspitze	
Locus	HWG	H _e /H _o	Locus	HWG	H _e /H _o
Nvesp_A	*		Nvesp_A		
Nvesp_D		H _e	Nvesp_D		H _e
Nvesp_J	*		Nvesp_J		
Nvesp_M		H _o	Nvesp_M		H _e
Nvesp_H		H _e	Nvesp_H	*	H _o
Nvesp_B	*		Nvesp_B		
Nvesp_F		H _e	Nvesp_F		H _o
Nvesp_I	*	H ^e	Nvesp_I		H _e
Nvesp_P		H _e	Nvesp_P		H _e
Nvesp_E		H _e	Nvesp_E		H _e
Nvesp_G	*		Nvesp_G		
Nvesp_O	*		Nvesp_O		

Abkürzungsverzeichnis

ANOVA	Analysis of variance
Anti-DP	Anti-Dechloran Plus
BDE	Bromdiphenylether
DDD	Dichlordiphenyldichlorethan
DDE	Dichlordiphenyldichlorethen
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DPDPE	Decabromdiphenylethan
FA	Fluktierende Asymmetrie
FA2	Index zur fluktuierenden Asymmetrie
F_{is}	Inzuchtkoeffizient
FSM	Flammschutzmittel
HBB	Hexabrombiphenyl
HBCDD	Hexabromocyclododecan
HCH	Hexachlorcyclohexan
H_e	Erwartete Heterozygotität
Hg	Quecksilber
H_o	Beobachtete Heterozygotität
HWG	Hardy-Weinberg-Gleichgewicht
LD	<i>linkage disequilibrium</i> / Kopplungsungleichgewicht
MC-Simulation	Monte-Carlo-Simulation
MLH	Multilocus heterozygosity
OCP	Organochlorpestizide
PBB	Polybromierte Biphenyle
PBEB	Pentabromethylbenzol
PBT	Persistente, bioakkumulierende und toxische Schadstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCR	Polymerase chain reaction
PFBS	Perfluorbutansulfonsäure
PFAS	Per- und polyfluorierte Chemikalien
PFDA	Perfluordecansäure
PFDODA	Perfluordodecansäure
PFHpA	Perfluorheptansäure

ANOVA	Analysis of variance
PFHpS	Perfluorheptansulfonsäure
PFHxA	Perfluorhexansäure
PFHxS	Perfluorhexansulfonsäure
PFNA	Perfluornonansäure
PFOA	Perfluoroctansäure
PFOS	Perfluoroctansulfonsäure
PFPeS	Perfluorpentansulfonsäure
PFUnDA	Perfluorundecansäure
POP	Persistent organic pollutants
PSM	Pflanzenschutzmittel
p-TBX	Tetrabrom-p-xylol
SBO	Sonnblickobservatorium
Syn-DP	Syn-Dechloran Plus
UFS	Umweltforschungsstation Schneefernerhaus

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1: Inhalt des Projekts ProtectAlps: Erfassung direkter und indirekter Effekte der Chemikalien, die über das Messprogramm PureAlps erfasst wurden. 10
- Abb. 2: A) Speziell gereinigtes Sammelglas mit Hummel, die von einer Blüte abgesammelt wurde. B) Saugvorrichtung zum Absammeln der Ameisen von der Nestoberfläche. C) Bodenfallen mit Köder zur Beprobung von Totengräberkäfern. Durch die Abdeckung der Falle mit einem Haushaltssieb können die Totengräberkäfer in die Falle gelangen, diese aber aufgrund der schlechten Flugfähigkeiten nicht mehr verlassen 12
- Abb. 3: A) Rechter Vorderflügel einer Hellen Erdhummeln (*Bombus lucorum*), B) Kopf einer Schwachbeborsteten Gebirgsameise (*Formica aquilonia*) und C) linker Deckflügel eines Schwarzhörnigen Totengräberkäfers (*Nicrophorus vespilloides*) zur Analyse der fluktuierenden Asymmetrie. Markante Strukturen werden mit *landmarks* (rote Punkte) markiert, womit Distanzen vermessen und statistisch ausgewertet werden können 15
- Abb. 4: Gemessene NO₂-Immissionen in µg/m³ an der Umweltforschungsstation Schneefernerhaus (UFS) an der Zugspitze und am Sonnblickobservatorium (SBO) am Hohen Sonnblick pro Messzeitraum. * Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze 19
- Abb. 5: Gemessene NH₃-Immissionen in µg/m³ an der Umweltforschungsstation Schneefernerhaus (UFS) an der Zugspitze und am Sonnblickobservatorium (SBO) am Hohen Sonnblick pro Messzeitraum. * Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze 20
- Abb. 6: Vergleich der Konzentrationen von Quecksilber (Hg), polychlorierten Biphenylen (PCB), Flammschutzmittel (FSM) und per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in den gepoolten Proben von Hummeln (*Bombus* spp.) aus 2018 und 2019, sowie der auf Artniveau untersuchten Bergwaldhummeln (*Bombus wurflenii*) und Wiesenhummeln (*Bombus pratorum*) aus 2019. Die Konzentrationen der Hummeln aus beiden Untersuchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Abbildung zeigt nur die nachgewiesenen Stoffe über den Nachweisgrenzen. Die Punkte markieren Ausreißer. *) Höhere Konzentrationen in der Summe auf dem Hohen Sonnblick. #) Höhere Konzentrationen in der Summe auf der Zugspitze 21
- Abb. 7: Vergleich der Konzentrationen von Quecksilber (Hg), polychlorierten Biphenylen (PCB), Flammschutzmittel (FSM) und per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in den Proben von Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*F. aquilonia*) und Großen Kerbameisen (*F. exsecta*) aus 2018 und 2019. Die Konzentrationen der einzelnen Arten aus beiden Untersuchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Abbildung zeigt nur die nachgewiesenen Stoffe über den Nachweisgrenzen. Die Punkte markieren Ausreißer. *) Höhere Konzentrationen in der Summe auf dem Hohen Sonnblick. #) Höhere Konzentrationen in der Summe auf der Zugspitze. +) Kein Vergleich der Gebiete, da nur Proben von einem Untersuchungsgebiet entnommen und analysiert wurden. 23
- Abb. 8: Vergleich der Konzentrationen von Quecksilber (Hg), polychlorierten Biphenylen (PCB), Flammschutzmittel (FSM) und per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in den Proben von Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus 2019 und 2020. Die Konzentrationen der Proben aus beiden Untersuchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Abbildung zeigt nur die nachgewiesenen Stoffe über den Nachweisgrenzen. Der Punkt markiert einen Ausreißer. *) Höhere Konzentrationen in der Summe auf dem Hohen Sonnblick. #) Höhere Konzentrationen in der Summe auf der

- Zugspitze. +) Kein Vergleich der Gebiete, da nur Proben von einem Untersuchungsgebiet entnommen und analysiert wurden. 24
- Abb. 9: Konzentrationen persistenter, bioakkumulierender und toxischer Chemikalien (PBT) in Wiesenhumeln (*Bombus pratorum*), Bergwaldhumeln (*Bombus wurflenii*), Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*), Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten am Hohen Sonnblick und der Zugspitze. Die Konzentrationen bestehen aus den addierten Mittelwerten der PBTs einer Stoffklasse pro Untersuchungsgebiet. Bei den PBT-Stoffklassen handelt es sich um Quecksilber (Hg), polychlorierte Biphenyle (PCB), Flammenschutzmittel (FSM), per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sowie Organochlorpestizide (OCP) 25
- Abb. 10: Korrelation von Quecksilber (A), dem polychlorierten Biphenyl PCB153 (B), dem Flammenschutzmittel Pentabromtuluol (C), dem per- und polyfluorierten Stoff PFNA (D) und spezifischer Isotopenwerte von $\delta^{15}\text{N}$ aus der Literatur von Wiesenhumeln (*Bombus pratorum*), Bergwaldhumeln (*Bombus wurflenii*), Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*), Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten am Hohen Sonnblick und der Zugspitze. Jeder Datenpunkt repräsentiert die Konzentrationen der Substanz in den Proben beider Untersuchungsgebiete zusammen. 27
- Abb. 11: Werte des Asymmetrie-Index FA2 bei Hellen Erdhumeln (*Bombus lucorum*), Kryptischen Erdhumeln (*Bombus cryptarum*), Bergwaldhumeln (*Bombus wurflenii*) und Wiesenhumeln (*Bombus pratorum*) für die Form (A) und Größe (B) der Vorderflügel (VF) und Hinterflügel (HF). Die Werte der Proben aus beiden Untersuchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Punkte markieren Ausreißer. 28
- Abb. 12: Werte des Asymmetrie-Index FA2 der Köpfe bei Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*) und Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*) aus den Untersuchungsjahren 2018 und 2019. Die Werte der Proben aus beiden Untersuchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Punkte markieren Ausreißer. 29
- Abb. 13: Werte des Asymmetrie-Index FA2 beim Schwarzhörnigen Totengräberkäfer (*Nicrophorus vespilloides*) aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020 für die Form (A) und Größe (B) der Vorderflügel (VF) und Hinterflügel (HF). Die Werte der Proben aus beiden Untersuchungsgebieten wurden zusammengefasst. Die Punkte markieren Ausreißer. 30
- Abb. 14: Multilocus Heterozygosity (MLH) der Hellen Erdhumeln (*Bombus lucorum*), Kryptischen Erdhumeln (*Bombus cryptarum*), Bergwaldhumeln (*Bombus wurflenii*) und Wiesenhumeln (*Bombus pratorum*) aus den Untersuchungsgebieten Hoher Sonnblick (SB) und Zugspitze (ZS) als Indikator für Inzucht 31
- Abb. 15: Multilocus Heterozygosity (MLH) der Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*) und der Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*) aus den Untersuchungsgebieten Hoher Sonnblick (SB) und Zugspitze (ZS) und den Untersuchungsjahren 2018 und 2019 als Indikator für Inzucht. Die Punkte markieren Ausreißer. 33
- Abb. 16: Multilocus Heterozygosity (MLH) des Schwarzhörnigen Totengräberkäfers (*Nicrophorus vespilloides*) aus den Untersuchungsgebieten Hoher Sonnblick (SB) und Zugspitze (ZS) aus den Untersuchungsjahren 2018 und 2019 als Indikator für Inzucht 34
- Abb. 17: Korrelation von Quecksilber (Hg), dem polychlorierten Biphenyl PCB153, dem Flammenschutzmittel Pentabromtuluol, dem per- und polyfluorierten Alkyl PFNA und den Werten des Asymmetrie-Index FA2 von (*Bombus pratorum*), Bergwaldhumeln (*Bombus*

- wurflenii*), Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (*Formica aquilonia*), Großen Kerbameisen (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten 37
- Abb. 18: Korrelation von polychlorierten Biphenylen (PCB) und den Werten des Asymmetrie-Index FA2 von (*Bombus pratorum*), Bergwaldhummeln (*Bombus wurflenii*), Schwachbeborsteter Gebirgsameise (*Formica aquilonia*), Großer Kerbameise (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten am Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020. * = signifikante Korrelationen zwischen PBT-Konzentration und FA2 52
- Abb. 19: Korrelation von Flammenschutzmitteln (FSM) und den Werten des Asymmetrie-Index FA2 von (*Bombus pratorum*), Bergwaldhummeln (*Bombus wurflenii*), Schwachbeborsteter Gebirgsameise (*Formica aquilonia*), Großer Kerbameise (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten am Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020. * = signifikante Korrelationen zwischen PBT-Konzentration und FA2 53
- Abb. 20: Korrelation von per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) und den Werten des Asymmetrie-Index FA2 von (*Bombus pratorum*), Bergwaldhummeln (*Bombus wurflenii*), Schwachbeborsteter Gebirgsameise (*Formica aquilonia*), Großer Kerbameise (*Formica exsecta*) und Totengräberkäfern (*Nicrophorus* spp.) aus den Untersuchungsgebieten am Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus den Untersuchungsjahren 2019 und 2020. * = signifikante Korrelationen zwischen PBT-Konzentration und FA2 54

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Verwendete Microsatelliten-Loci zur Genotypisierung der Organismen	15
Tab. 2:	Beprobte Organismen und Anzahl der entnommenen Individuen aus den Untersuchungsgebieten auf dem Hohen Sonnblick (*) und der Zugspitze (#). Die chemische Analyse erfolgte getrennt nach Gebieten, sodass die jeweilige Anzahl der Individuen aus einem Gebiet die Anzahl der Individuen in der Poolprobe widerspiegelt. Die Tabelle zeigt ebenso die bei der chemischen Analyse untersuchten Stoffgruppen: Hg= Quecksilber, FSM= Flammschutzmittel, PCB= Polychlorierte Biphenyle, PFAS= Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen, OCP= Organochlorpestizide, PSM = aktuell eingesetzte Pflanzenschutzmittel, sowie die Anzahl der Individuen, die aus den gepoolten Proben morphologisch und genetisch untersucht wurden	17
Tab. 3:	Ergebnisse der linearen Modelle ($z \sim ax + by + c$) der Hellen Erdhummeln (<i>Bombus lucorum</i>), der Kryptischen Erdhummeln (<i>Bombus cryptarum</i>), der Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (<i>Formica aquilonia</i>) und der Großen Kerbameisen (<i>Formica exsecta</i>) aus dem Untersuchungsjahr 2018. Dargestellt sind die Modelle bei denen die Verknüpfung der Asymmetriewerte (FA2 = Index für fluktuierende Asymmetrie, abhängige Variable) mit den Schadstoffwerten (unabhängige Variable) positive signifikante Korrelationen ($\alpha = 0,05$) und mit der <i>Multilocus Heterozygosity</i> (unabhängige Variable, MLH) keine Korrelation ergaben. Zusammensetzung der linearen Modelle: z = Werte der Asymmetrie (FA2-Index), x = <i>Multilocus Heterozygosity</i> , y = Werte der Schadstoffanalysen, c = Intercept	35
Tab. 4:	Ergebnisse der linearen Modelle ($z \sim ax + by + c$) der Bergwaldhummeln (<i>Bombus wurflenii</i>) und der Schwachbeborsteten Gebirgsameise (<i>Formica aquilonia</i>) aus dem Untersuchungsjahr 2019. Dargestellt sind die Modelle bei denen die Verknüpfung der Asymmetriewerte (FA2 = Index für fluktuierende Asymmetrie, abhängige Variable) mit den Schadstoffwerten (unabhängige Variable) positive signifikante Korrelationen ($\alpha = 0,05$) und mit der <i>Multilocus Heterozygosity</i> (unabhängige Variable, MLH) keine Korrelation ergaben. Dargestellt ist zudem die Anzahl signifikanter Modelle bei 1000 Monte-Carlo-Simulationen (MC-Simulation). MLH = Zusammensetzung der linearen Modelle: z = Werte der Asymmetrie (FA2-Index), x = <i>Multilocus Heterozygosity</i> , y = Werte der Schadstoffanalysen, c = Intercept. * = Signifikante Verbindungen, die nach der MC-Simulation erloschen sind, im linearen Modell ohne MC-Simulation aber eine Signifikanz zeigten.	36
Tab 5:	Übersicht zu den in der genetischen Analyse verwendeten Loci und den Einstellungen bei der Polymerase-Kettenreaktion (PCR)	55
Tab. 6:	Im Frischgewicht (FG), pro untersuchter Probe von Hummeln (<i>Bombus spp.</i> , n = 346 für 2018; n = 548 für 2019) sowie von Bergwaldhummeln (<i>Bombus wurflenii</i> , n = 122) und Wiesenhummeln (<i>Bombus pratorum</i> , n = 209) nachgewiesene Konzentrationen an Quecksilber (Hg) und der untersuchten Verbindungen von polychlorierten Biphenylen (PCB), Flammschutzmitteln (FSM), per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS), Organochlorpestiziden (OCP) und aktuell eingesetzten Pflanzenschutzmitteln (PSM).	56
Tab. 7:	Im Frischgewicht (FG), pro untersuchter Probe, von Schwachbeborsteten Gebirgsameisen (<i>Formica aquilonia</i> ; 2018: n = 10.000; 2019: n = 10.000) sowie von Großen Kerbameisen (<i>Formica exsecta</i> ; 2018: 3.400; 2019: 1.338) nachgewiesene Konzentrationen an Quecksilber (Hg), der untersuchten Verbindungen von polychlorierten Biphenylen (PCB), Flammschutzmitteln (FSM), Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS), Organochlorpestiziden (OCP) und aktuell eingesetzten Pflanzenschutzmitteln (PSM). ZS = Proben aus dem Zugspitzgebiet; SB = Proben aus dem Gebiet um den Hohen Sonnblick; *= Durchschnittswert, errechnet aus den Konzentrationen einzelner beprobter Ameisennester;	

- n.n. = nicht nachweisbar, der Gehalt der Probe liegt unter der Nachweisgrenze; n.a. = nicht analysierbar, keine Auswertung des Chromatogramms möglich; / = keine Untersuchung erfolgt. Die Zahl in Klammern gibt die Bestimmungsgrenze der Analytik an 61
- Tab. 8: Im Frischgewicht (FG) untersuchter Proben von Totengräberkäfern (*Nicrophorus spp.*, 2019: n = 223; 2020: n = 66) nachgewiesene Konzentrationen an Quecksilber (Hg) und der untersuchten Verbindungen von polychlorierten Biphenylen (PCB), per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) und aktuell eingesetzten Pflanzenschutzmitteln (PSM). ZS = Proben aus dem Zugspitzgebiet; SB = Proben aus dem Gebiet um den Hohen Sonnblick; n.n. = nicht nachweisbar, der Gehalt der Probe liegt unter der Nachweisgrenze; n.a. = nicht analysierbar, keine Auswertung des Chromatogramms möglich; / = keine Untersuchung erfolgt. Die Zahl in Klammern gibt die Bestimmungsgrenze der Analytik an 67
- Tab. 9: Im Frischgewicht (FG) von Honigbienen (*Apis mellifera*) nachgewiesene Konzentrationen an Quecksilber (Hg) und untersuchten Verbindungen von per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) und aktuell eingesetzten Pflanzenschutzmitteln (PSM) von Honigbienen. Die Zahl in Klammern gibt die Bestimmungsgrenze der Analytik an. * = Durchschnittswert, errechnet aus den Konzentrationen einzelner beprobter Honigbienen-völker und einer gepoolten n.n. = nicht nachweisbar, der Gehalt der Probe liegt unter der Nachweisgrenze. Die Zahl in Klammern gibt die Bestimmungsgrenze der Analytik an 70
- Tab. 10: Verwendete Loci bei der Kryptischen Erdhummel (*Bombus cryptarum*) und der Hellen Erdhummel (*Bombus lucorum*) von der Zugspitze aus dem Untersuchungsjahr 2018. Loci mit signifikanten Abweichungen vom Hardy-Weinberg- Gleichgewicht (HWG) sind mit * gekennzeichnet. H_e/H_o gibt an, ob der Wert der erwarteten Heterozygotität (H_e) oder der beobachteten Heterozygotität (H_o) am Locus größer ist. 72
- Tab. 11: Verwendete Loci bei der Bergwaldhummel (*Bombus wurflenii*) und der Wiesenhummel (*Bombus pratorum*) vom Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus dem Untersuchungsjahr 2019. Loci mit signifikanten Abweichungen vom Hardy-Weinberg- Gleichgewicht (HWG) sind mit * gekennzeichnet. H_e/H_o gibt an, ob der Wert der erwarteten Heterozygotität (H_e) oder der beobachteten Heterozygotität (H_o) am Locus größer ist. Exkludierte Loci sind in grau dargestellt. 72
- Tab. 12: Verwendete Loci bei der Schwachbeborsteten Gebirgsameise (*Formica aquilonia*) und der Großen Korbameise (*Formica exsecta*) vom Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus dem Untersuchungsjahr 2018. Loci mit signifikanten Abweichungen vom Hardy-Weinberg- Gleichgewicht (HWG) sind mit * gekennzeichnet. H_e/H_o gibt an, ob der Wert der erwarteten Heterozygotität (H_e) oder der beobachteten Heterozygotität (H_o) am Locus größer ist. 72
- Tab. 13: Verwendete Loci bei der Schwachbeborsteten Gebirgsameise (*Formica aquilonia*) und der Großen Korbameise (*Formica exsecta*) vom Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus dem Untersuchungsjahr 2019. Loci mit signifikanten Abweichungen vom Hardy-Weinberg- Gleichgewicht (HWG) sind mit * gekennzeichnet. H_e/H_o gibt an, ob der Wert der erwarteten Heterozygotität (H_e) oder der beobachteten Heterozygotität (H_o) am Locus größer ist. Exkludierte Loci sind in grau dargestellt 73
- Tab. 14: Verwendete Loci bei dem Schwarzhörnigem Totengräber (*Nicrophorus vespilloides*) vom Hohen Sonnblick und der Zugspitze aus dem Untersuchungsjahr 2019 und 2020. Loci mit signifikanten Abweichungen vom Hardy-Weinberg- Gleichgewicht (HWG) sind mit * gekennzeichnet. H_e/H_o gibt an, ob der Wert der erwarteten Heterozygotität (H_e) oder der beobachteten Heterozygotität (H_o) am Locus größer ist. Exkludierte Loci sind in grau dargestellt. 73

Veröffentlichungen

Publikationen:

Hierlmeier, V., Moche, W., Ludewig, E., Rehm, T., Kopf, T., Steiner, F.M., Schlick-Steiner, B.C., Freier, K.P. (2019). ProtectAlps: Alpen, persistente Schadstoffe und Insekten. Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie 25, S. 101-103.

Hierlmeier, V., Freier, K., Steiner, F., Schlick-Steiner, B. (2019). ProtectAlps – Alpen, persistente Schadstoffe und Insekten. In: Universität Koblenz-Landau (Hg.), Biodiversität im Wasser und an Land: die Rolle chemischer Stressoren. 24. Jahrestagung der Society of Environmental Toxicology and Chemistry German Language Branch e.V., Landau.

Hierlmeier, V., Steiner, F., Schlick-Steiner, B. (2019). ProtectAlps – Alps, persistent pollutants and insects. In: Universität Wien (Hg.), Book of abstracts- National Symposium Geometric Morphometrics Austria on methods and application of GM in organismal evolution and ecology. National Symposium Geometric Morphometrics Austria, Wien. Abrufbar unter: <http://gmaustria.rf.gd/>.

Ludewig, E., Freier, K. (2019). Projekt: protectAlps (AB173). In: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG, Hg.), Sonnblick-Observatorium-Wissenschaftliche Aktivitäten, Wien. Abrufbar unter: <https://www.sonnblick.net/de/daten/download-portal/reports/>

Pressemitteilung Betriebsgesellschaft Umweltforschungsstation Schneesfernerhaus GmbH (2020). Was Hummeln auf Bergwiesen mit Flammenschutzmittel zu tun haben. <https://schneesfernerhaus.de/en/news-article/was-hummeln-auf-bergwiesen-mit-flammenschutzmitteln-zu-tun-haben-11/>.

Artikel im Garmischer Tagblatt vom 20.6.2020. Flammenschutzmittel tötet Hummeln.

Beitrag auf „Die Presse“ (2020). Sogar auf den Berggipfeln sind Insekten chemisch belastet. <https://www.diepresse.com/5834658/sogar-auf-den-berggipfeln-sind-insekten-chemisch-belastet>.

Beitrag auf „Makademia-Forschung einfach geknackt“ (2020). Es liegt was in der Luft. <https://www.makademia.at/es-liegt-was-in-der-luft/>.

Hierlmeier, V., Freier, K. (2020). Projekt: ProtectAlps: Alpen, persistente Schadstoffe und Insekten. In: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG, Hg.), Sonnblick-Observatorium – Wissenschaftliche Aktivitäten, Wien. Abrufbar unter: <https://www.sonnblick.net/de/daten/download-portal/reports/>

Beitrag in der Umwelterklärung 2020 des Bayerischen Landesamt für Umwelt (Konsolidierte Fassung für die Standorte, Augsburg, Kulmbach und Wielenbach). ProtectAlps – Möglicher Einfluss von Chemikalien auf Insekten in den Alpen. https://www.lfu.bayern.de/wir/umweltmanagement/doc/umwelterklaerung_2020.pdf

Hierlmeier, V., Freier, K. (2021). ProtectAlps: Alpen, persistente Schadstoffe und Insekten. In: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG, Hg.), Sonnblick-Observatorium – Wissenschaftliche Aktivitäten, Wien. Abrufbar unter: <https://www.sonnblick.net/de/daten/download-portal/reports/>

Hierlmeier, V.R., Struck, N., Krapf, P., Kopf, T., Hofinger, A.M., Leitner, V., Stromberger, P.J.E., Freier, K.P., Steiner, F.M., Schlick-Steiner, B.C. (2022). Persistent, bioaccumulative and toxic chemicals in wild alpine insects: A methodological case study. *Environmental Toxicology and Chemistry* 41, S. 1215–1247. <https://doi.org/10.1002/etc.5303>.

Hierlmeier, V., Freier, K. (2022). ProtectAlps: Alpen, persistente Schadstoffe und Insekten. In: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG, Hg.), Sonnblick-Observatorium – Wissenschaftliche Aktivitäten, Wien. Abrufbar unter: <https://www.sonnblick.net/de/daten/download-portal/reports/>

Hierlmeier, V.R., Gurten, S., Freier, K.P., Schlick-Steiner, B.C., Steiner, F.M. (2022). Persistent, bioaccumulative, and toxic chemicals in insects: current state of research and where to from here? *Science of the Total Environment* 825, 153830. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153830>.

Hierlmeier, V.R., Gurten, S., Freier, K.P., Schlick-Steiner, B.C., Steiner, F.M. (2022). Reply to letter to the Editor: Huang, M., 2022: Comments on “Persistent, bioaccumulative, and toxic chemicals in insects: Current state of research and where to from here?”. *Sci Total Environ.* 838, 155624, and Corrigendum. *Science of the Total Environment* 849, 157812. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157812>.

Hierlmeier, V., Freier, K., Steiner, F., Schlick-Steiner, B. (2022). ProtectAlps – Erfassung chemischer Stressoren zum Schutz der alpinen Biodiversität mit Schwerpunkt Insekten. In: Umweltbundesamt und Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovationen (Hg.), Biota- Zwischen Umweltbelastungen und Biodiversität. 14. Fachgespräch Umwelt und Gesundheit des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovationen und Technologie und des Umweltbundesamts, Wien.

Hierlmeier-Hackl, V.R., Krapf, P., Gurten, S., Strutzmann, C.M., Schlenz, V.T., Kopf, T., Moche, W., Freier, K., P., Steiner, F.M., Schlick-Steiner, B.C. (2024): Die Wirkung von Persistenten, Bioakkumulierenden und Toxischen Chemikalien (PBTs) auf die Fitness von alpinen Insekten aus verschiedenen Trophiestufen. *Entomologica Austriaca* 31, S.239–240.

Hierlmeier-Hackl, V.R., Krapf, P., Gurten, S., Strutzmann, C.M., Schlenz, V.T., Kopf, T., Moche, W., Freier, K., P., Steiner, F.M., Schlick-Steiner, B.C. (2026): Forever chemicals in insects of pristine areas: concentration levels, dependence of trophic levels, and morphological changes. *Eingereicht*

TV- und Radiobeiträge:

Radio-Beitrag bei RAI Südtirol (2020). Schadstoffe bei Insekten in den Alpen entdeckt. <http://www.raisuedtirol.rai.it/de/index.php?media=Pra1594455300>.

TV-Beitrag bei rtp (2021). <https://www.rtp.pt/play/p8717/e580765/de-lisboa-a-estocolmo>.

Bachelorarbeiten:

Anna Malena Hofinger (2019): Testing microsatellite loci for the analysis of colony and population structure of the ant *Formica exsecta* (Hymenoptera: Formicidae) from Salzburg and Bavaria.

Viktoria Leitner (2020): Establishment of suitable microsatellites in *Formica aquilonia* (Hymenoptera: Formicidae) for population-genetic analysis in the project “protectAlps”.

Philipp Stromberger (2021): Establishing the geometric morphometrics of left-right asymmetry of alpine Formica ants.

Masterarbeiten:

Nils Struck (2020): Persistent organic pollutants in wild insects: towards a methodological framework.

Sabrina Gurten (2021): Combining geometric morphometrics and population genetics to evaluate effects of persistent organic pollutants in Alpine bumblebees.

Carolin Strutzmann und Valentin Schlenz (2022): Assessing the impact of persistent, bioaccumulative, and toxic chemicals on alpine insects using fluctuating asymmetry as fitness proxy.

Vorträge:

„ProtectAlps – Alpen, persistente organische Schadstoffe und Insekten“. 24. Jahrestagung der Society of Environmental Toxicology and Chemistry German Language Branch, 4. bis 6. September 2019, Landau, Deutschland.

“ProtectAlps –Alps, persistent organic pollutants, and insects”. National Symposium Geometric Morphometrics Austria, 27. bis 28. März 2019, Wien, Österreich.

“ProtectAlps – Alps, persistent organic pollutants, and insects”. Partnerinnenprogramm des G7-Gipfels. 27.6.2022, Elmau, Deutschland.

“ProtectAlps – Erfassung chemischer Stressoren zum Schutz der alpinen Biodiversität mit Schwerpunkt Insekten“. Fachtagung Auswirkungen anthropogener Stressoren auf Insekten, 6. bis 7. Oktober 2022, Augsburg, Deutschland.

„ProtectAlps – Erfassung chemischer Stressoren zum Schutz der alpinen Biodiversität mit Schwerpunkt Insekten“. Biota- Zwischen Umweltbelastungen und Biodiversität. 14. Fachgespräch Umwelt und Gesundheit des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovationen und Technologie und des Umweltbundesamts, 14. März 2023, Wien, Österreich.

„ProtectAlps – Persistent, bioaccumulative and toxic chemicals in wild alpine insects“. 6th Symposium of the Virtual Alpine Observatory (VAO), 21. März bis 23. März 2023, Grainau, Deutschland.

Die Wirkung von Persistenten, Bioakkumulierenden und Toxischen Chemikalien (PBTs) auf die Fitness von alpinen Insekten aus verschiedenen Trophiestufen. Kolloquium 2024 der Österreichischen entomologischen Gesellschaft, 16. März 2024, Innsbruck, Österreich.



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

