

Kulturlandschaftsprojekt Kärnten: Auswirkungen der Alpinen Brandwirtschaft auf Wanzen (Insecta: Heteroptera)

Von Thomas FRIEB und Norbert KERSCHBAUMER

11. Einleitung und Projektbeschreibung

Die Alpine Brandwirtschaft war bis vor wenigen Jahrzehnten eine im Alpenraum weit verbreitete Maßnahme zur Pflege von verheideten Almweiden. Bei entsprechender Standortwahl und Ausführung können verbrachte und von Zwergsträuchern dominierte Almflächen mit verhältnismäßig geringem Aufwand in kräuter- und grasreiche Bestände mit vergleichsweise besserer Futterqualität überführt werden. Aufgrund der gesetzlichen Bestimmungen mit dem Verbot der Alpinen Brandwirtschaft ist diese in der Zwischenzeit nahezu in Vergessenheit geraten, nur gebietsweise wurde sie illegal weiter betrieben.

Wesentliche Kriterien, die die ökologischen Effekte des Brennens determinieren sind der Brandzeitpunkt, die Eindringtiefe und Verweildauer des Feuers, die Standortcharakteristik und die Größe der Brandfläche (vgl. HUBER et al. 2008, KERSCHBAUMER & HUBER 2002, 2006, LICHTENEGGER 1998). Das vorliegende Projekt baut auf das Forschungsprojekt „Pilotprojekt Alpine Brandwirtschaft“ auf (KERSCHBAUMER et al. 2004, 2006). Im Rahmen dieses Projekts wurden die Auswirkungen der Alpinen Brandwirtschaft auf die Vegetation und auf ausgewählte Tiergruppen auf einer Alm am Hochrindl im Kärntner Nockgebiet untersucht. Zudem wurden die Folgewirkungen thermischer (Brand) und mechanischer (Schlägelung) Zwergstrauchentfernung aus naturschutzfachlicher Sicht grob verglichen. Die wichtigsten Ergebnisse dieses Projekts aus wanzenkundlicher Sicht sind in FRIEB (2006) publiziert.

Im Forschungsprojekt „Fallbeispiele zur Alpinen Brandwirtschaft“ wurden die Auswirkungen dieser alten Kulturtechnik auf Vegetation und ausgewählte Tiergruppen an vier Standorten untersucht. Jeweils vor (2005) und nach Brand (2006) wurden Vegetation (S. Aigner, N. Kerschbaumer, H. Lugger), Spinnentiere (G. Bergthaler), Heuschrecken (G. Derbuch) sowie Wanzen (T. Frieß) untersucht. Eine Projektbeschreibung mit Charakterisierung der Almstandorte und der Maßnahmen pro Teilfläche sowie eine kurze Zusammenfassung der Ergebnisse aus vegetationskundlicher und faunistischer, insbesondere arachnologischer Sicht finden sich in HUBER et al. (2008). Im vorliegenden Artikel werden die Ergebnisse der wanzenkundlichen Bearbeitung präsentiert. Ziel ist es, die Auswirkungen der Alpinen Brandwirtschaft auf diese störungsempfindliche und großteils wenig mobile Tiergruppe zu beschreiben und naturschutzfachlich zu beurteilen. Das wanzenkundliche Projekt ist Teil des Kulturlandschaftsprojekts Kärnten und wurde aus Mitteln der EU, des Bundes und des Landes Kärnten Abteilung 10 - Landwirtschaft ge-

fördert. Es wurde unter der Projektleitung vom Büro am Berg (Afritz; T. Huber, N. Kerschbaumer) vom ÖKO-TEAM – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung (Graz; T. Frieß, C. Komposch) im Auftrag der Arge NATURSCHUTZ (Klagenfurt; K. Krainer) erstellt.

2. Material und Methodik

2.1 Untersuchungsflächen

Es wurden vier Almen ausgewählt, die sich in unterschiedlichen Kärntner Almregionen befinden (Abb. 1, Tab. 1). Alle Untersuchungsflächen liegen im Bereich zwischen geschlossenem Baumbewuchs und natürlicher Baumgrenze in einer Seehöhe zwischen 1.740 und 1.980 m und damit in der „Kampfzone des Waldes“. Es handelt sich um potenzielle Waldstandorte in der Subalpinstufe, die mit sekundären Zwergstrauchbeständen, v. a. mit *Rhododendron ferrugineum*, *Juniperus communis*, *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus* und *Vaccinium vitis-idaea* bewachsen sind. Allen Untersuchungsflächen ist sauer verwitterndes Aus-

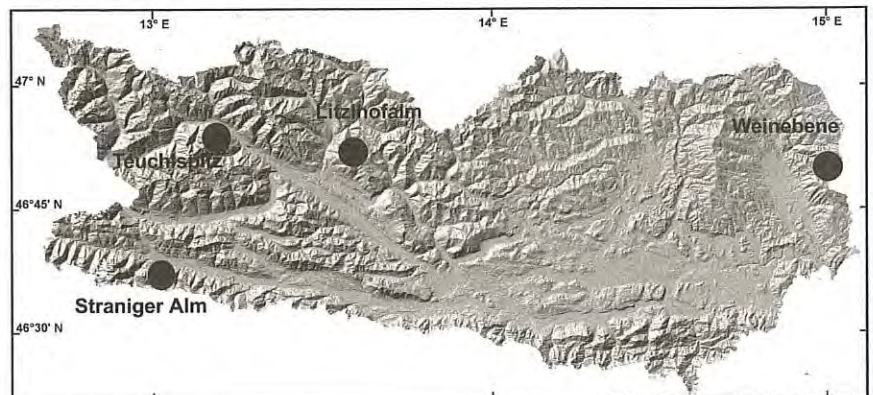


Abb. 1: Lage der vier untersuchten Almen in Kärnten.

Name	Lage	Almregion	Naturraum	Seehöhe	Koordinaten
Weinebene	Steirisches Randgebirge, N Weinebene, W Handalm	403 Kor-, Pack-, Sau- und Stubalpe	Zentralalpen	ca. 1.780 m	46°50'51" 15°00'55"
Litzlhofalm	Westliche Nockberge, NE Spittal a. d. Drau, SE Gmünd, N Hochpalfennock	402 Nockgebiet, Gurktaler Alpen	Zentralalpen	ca. 1.890 m	46°51'32" 13°35'16"
Straniger Alm	Karnische Alpen, S Kirchbach, NE Lodintörl	201 Gailtal	Südalpen	ca. 1.740 m	46°36'06" 13°07'26"
Teuchlspitz	S Obervellach, NW Teuchl, S Teuchlspitz	202 Oberkärnten, Lungau	Zentralalpen	ca. 1.980 m	46°52'43" 13°12'26"

Tab. 1: Übersicht zur Lage der vier untersuchten Almen. Naturräumliche Lage nach SAUBERER & GRABHERR (1995).

gangsgestein gemeinsam. Weitere Angaben zur Auswahl und Charakteristika der Almen sind HUBER et al. (2008) zu entnehmen.

Die einzelnen Probeflächen pro Alm wurden in vier Felder mit jeweils 25 x 25 m Seitenlänge untergliedert. Das ergibt eine 0,25 Hektar große Brand-

brannt und unbehandelt blieb, um so eventuelle witterungsbedingte Einflüsse auf die Tiergemeinschaften von brandbedingten Auswirkungen unterscheiden zu können. Zoologisch untersucht wurden die Brandfläche 1 (nur Brand), Brandfläche 4 (Brand, Düngung, Einsaat) und die Referenzfläche (Abb. 2).

und Hitze einwirkung zu schützen. Vorrangiges Ziel des Brennens ist das Zurückdrängen der Zwergstrauchbestände.

Der Art des Brennens kommt eine zentrale Bedeutung zu, weil davon die Brandwirkung entscheidend abhängt und in weiterer Folge auch die Art und die Dauer der natürlichen „Wiederbegrünung“ der Brandflächen. Entscheidend für die Brandwirkung sind Temperatur und Brandtiefe, weil davon einerseits die Zusammensetzung und Menge der überdauernden vegetativen und generativen Erneuerungsorgane bzw. Samen, andererseits der Humusgehalt des verbleibenden Bodens beeinflusst werden, der wieder die Geschwindigkeit und Art der pflanzlichen Wiederbesiedelung der Brandfläche bestimmt.

Alle Versuchsflächen wurden im Spätherbst 2005 gebrannt (Abb. 3 und 5). Zur Anwendung kamen ausschließlich so genannte „kalte Mitwind-Feuer“ mit kurzer Weildauer und geringer Eindringtiefe (vgl. LÜTKEPOHL & STUBBE 1997, MIRSCH 1997, MÜLLER et al. 1997, SCHNEITER 1970, TÜXEN 1966, 1974).

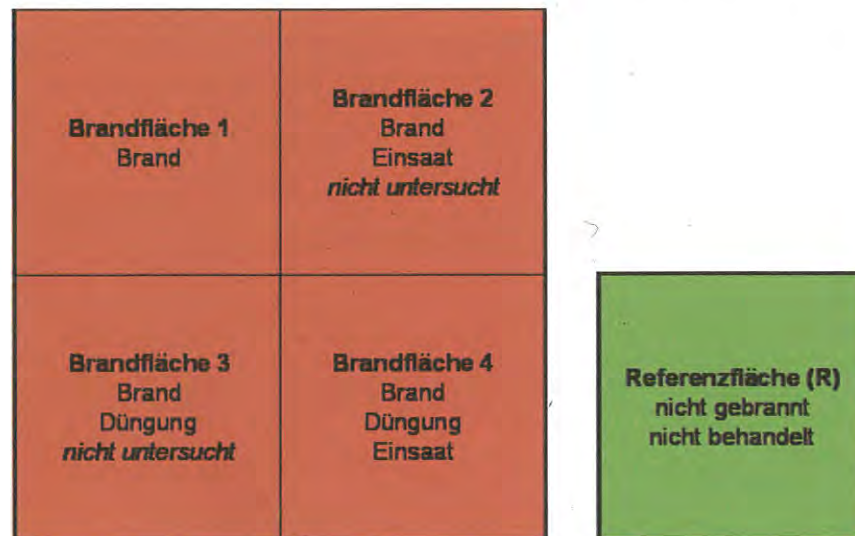


Abb. 2: Schematische Darstellung der Teilflächen mit unterschiedlicher Behandlung. Orange = Brandfläche, grün = Referenzfläche, nicht gebrannt. Die Brandflächen 1 und 4 sowie die Referenzfläche wurden zoologisch untersucht. Jede Teilfläche ist 625 m² (25 x 25 m) groß.

fläche pro Standort. Diese Felder waren hinsichtlich des Vegetationstyps und der Deckung mit Zwergsträuchern homogen. Die gesamte Fläche wurde gebrannt. Ein Abschnitt blieb danach unbehandelt, einer wurde mit standortangepasstem Saatgut eingesät, einer wurde gedüngt und ein Abschnitt wurde gedüngt und eingesät. Im Vergleich zu den Eingriffsflächen wurde eine Referenzfläche direkt neben der Brandfläche ausgewiesen, die unge-

2.2 Brandausführung und Branderfolg

Diese Angaben sind großteils aus HUBER et al. (2008) entnommen. Die Grenzen der Untersuchungsflächen wurden in einem zwei Meter breiten Streifen mit einer Motorsense freigeschnitten, das Mähgut wurde entfernt. Auch Bäume und Ameisenhaufen innerhalb der Brandflächen wurden solcherart frei geschnitten, um sie vor Brand-

Im Frühjahr 2006 wurden auf den entsprechenden Teilflächen aller Untersuchungsflächen Begleitmaßnahmen (Einsaat und/oder Düngung) durchgeführt. Die händische Einsaat erfolgte mit einem der Höhenlage angepassten Saatgut (Renatura Montan M1, 80 kg je Hektar), die ebenfalls händische Düngung mit organischem Handelsdünger (Biosol, 700 kg je Hektar).



Abb. 3: Brand der Fläche Straniger Alm im Oktober 2005.

(Foto: N. Kerschbaumer)

Einerseits ist bei der Beschreibung des Branderfolgs nach dem Anteil der tatsächlich gebrannten Fläche an der gesamten Versuchsfläche zu unterscheiden, die Differenzierung von „Inselbrand“ und „Flächenbrand“ ist demnach eine rein quantitative, andererseits ist nach der Eindringtiefe des Feuers und den damit einhergehenden unterschiedlichen Brandarten zu differenzieren. Die Unterscheidung von „Streubrand“, „Humusbrand“ und „Auflagenbrand“ ist wesentlich für Art und Dauer der Regeneration der Pflanzendecke und stellt so ein qualitatives Merkmal der Beurteilung



Abb. 4: Blick in die Brandfläche Litzlhofalm im Jahr 2005 vor Brand.

(Foto: T. Frieß)



Abb. 5: Detailansicht der Brandfläche Litzlhofalm (Inselbrandfläche) im Jahr 2006 nach Brand.

(Foto: T. Frieß)



Abb. 6: Teuchlspitz (Flächenbrandfläche) im Jahr 2006. In der linken Bildhälfte ein Teil der Brandfläche, in der rechten Bildhälfte ein Teil der Referenzfläche.

(Foto: T. Frieß)

des Branderfolgs dar (Kerschbaumer & Huber 2006). Zwei Flächen können als Inselbrandflächen (Straniger Alm, Abb. 3 und Litzlhofalm; Abb. 4) und zwei als Flächenbrandflächen (Teuchlspitz, Weinebene, Abb. 6) bezeichnet werden.

2.3 Erfassungs- und Auswertungsmethodik

Erfassung

Die ausgewählten Teilflächen wurden in der Vegetationsperiode vor dem Brandereignis (Jahr 2005) sowie im Jahr nach Brand (Jahr 2006) mit standardisierten, (semi-)quantitativen Methoden untersucht. Jede Teilfläche wurde nach demselben Untersuchungsmuster besammelt: 30 Doppelkescherschläge (Abb. 7) mit dem Streifnetz und zusätzlich eine ca. 20-minütige Handsuche in ausgewählten Kleinlebensräumen (Moospolster, Rohbodenstellen, Feuchtbiopte) oder an speziellen Nährpflanzen. Durch diese semiquantitative Beprobung ist ein Vergleich der Organismengemeinschaften der einzelnen Untersuchungsflächen möglich. Jede Teilfläche wurde in beiden Untersuchungsjahren 3-mal kartiert.

Begehungstermine:

2005 (vor Brand): 17. Juli, 18. Juli, 24. Juli, 30. Juli, 13. August, 23. August, 24. August, 30. August, 25. September.

2006 (nach Brand): 15. Juli, 23. Juli, 9. August, 22. August, 23. August, 14. September, 20. September, 21. September.

Zudem stand der Wanzenbeifang aus Bodenfallen zur Auswertung zur Verfügung. In jeder Teilfläche waren je 3 Boden(Barber-)fallen in Betrieb (Betreiber: G. Bergthaler). In Summe sind dies 36 Fallen im Zeitraum Anfang Juni bis Anfang Oktober (2. Juni bis 3. Oktober 2005 bzw. 5. Juni bis 6. Oktober 2006).

Bei den Freilandhebungen wurde jede einzelne gefangene Wanze notiert. Im Freiland nicht sicher bestimmbare Individuen wurden zur weiteren Determination ins Labor mitgenommen und befinden sich ebenso wie die Wanzenindividuen aus den Bodenfallen in coll. T. Frieß (Graz).

Auswertung

In einem ersten Schritt werden das festgestellte Arteninventar der Zwergstrauchbestände ökologisch beschrieben und faunistisch bemerkenswerte Arten kommentiert. Dabei erfolgt eine Einstufung aller Ar-

ten hinsichtlich ihrer Habitatpräferenzen (Ökologische Gilde, Ökologischer Typ, Nährpflanzenbindung), der Ökologischen Valenz (stenök oder euryök) und Gefährdung (Rote-Liste-Status). Diese Daten liefern die Basis für die weiteren Auswertungen. Schwerpunkt der Ergebnisdarstellung bilden die detaillierten zönotischen Analysen von Veränderungen der Arten- und Individuendichten der Teilflächen in allen Gebieten „vor und nach Brand“. Dabei dienen als Kennwerte insbesondere die Entwicklungen der Individuendominanzen stenöker sowie gefährdeter Arten. Daraus ableitend werden die Auswirkungen auf diese Tiergruppe aus naturschutzfachlicher Sicht bewertet.

Gefährdung

Es werden die Gefährdungsangaben der Roten Liste der Wanzen Kärntens verwendet (FRIEB & RABITSCH 2009). Diese wurde in Anlehnung an die Einstufungsmethodik der aktuellen Roten Listen der Tiere Österreichs erstellt (ZULKA & EDER 2007, ZULKA et al. 2001, 2005). Nach dem Vorsichtsprinzip werden Arten der Kategorien NT (nahezu gefährdet) und DD (Datenlage ungenügend) wie gefährdete Arten behandelt (ZULKA & EDER 2007).

Ökologische Gilden

Eine Form der Dokumentation des Einflusses auf die Artenzusammensetzungen nach dem Brandereignis bzw. dem Folgemanagement ist die Darstellung der Veränderung von Anteilen unterschiedlicher Ökologischer Gilden. So könnte man als Arbeitshypothese annehmen, dass nach einem Brandereignis der Anteil jener Arten, die trophisch (nahrungsökologisch) an Zwergsträuchern gebunden sind, abnimmt, hingegen der Anteil bodenoberflächenaktiver, heliophiler Formen zunimmt.

Folgende Einteilung in Ökologische Gilden (entsprechend der Nährpflanzenbindung bzw. der bevor-



Abb. 7: Entomologische Erfassung mittels Kescherfang und Bodenfallen (markiert mit Holzpflocken) auf der Straniger Alm im Jahr 2005 vor Brand.

(Foto: T. Frieß)

zugten Jagdgebiete der Imagines bzw. Eiablageorte) wurde vorgenommen: Bo = Bodenbewohner: endogäische (grabende), epigäische (bodenoberflächenbewohnende) und ans Wasser gebundene Arten; Gr = Grasbesiedler: meist graminisuge Arten; Kr = Kräuterbesiedler (inkl. Moos, Flechten, Stauden); Zw = Zwergstrauchbesiedler; Ge = Gehölzbesiedler (ausgenommen Zwergstrauchbesiedler). Bei Arten, die in mehreren Straten leben bzw. je nach Entwicklungsstadium in unterschiedlichen Straten auftreten können, wird eine bevorzugt genutzte Schicht angegeben.

Ökologische Typen

Jede Art wird entsprechend der Lebensraumbindung einem Ökologischen Typ zugeordnet. Es werden die Einstufungen von FRIEB & RABITSCH (2009) verwendet.

Pflanzenbindung und Hibernation

Es werden großteils die Angaben von WACHMANN et al. (2004, 2006, 2007, 2008) übernommen. Bei der Angabe der Pflanzenbindung ist in den allermeisten Fällen die ernährungsbiologische Einnischung gemeint. Zoophage Arten können im Sinne von Habitatpflanzen (Aufenthaltsorte der bevorzugten Beutetiere, Eiablagesubstrate) auch eine Pflanzenbindung aufweisen.

Ökologische Valenz bzw. Amplitude

Unter Stenökie (oder Stenözie) werden autökologische Kriterien zu abiotischen Faktoren verstanden, wie Wärme- und Trockenheitsgebundenheit. Es wird in Arten mit enger (stenök) und breiter ökologischer Valenz (euryök) unterschieden. Die Zuordnungen gehen auf Angaben in der Literatur (v. a. WACHMANN et al. 2004, 2006, 2007, 2008) sowie eigenen Beobachtungen zurück. Bei schwierigen Einstufungen werden in der entsprechenden Spalte Fragezeichen mit angeführt.

2.4 Projektspezifische Indikatorfunktion von Wanzen

Die generelle Eignung von Wanzen als Bioindikatoren für angewandtnaturschutzfachliche Fragestellungen wird von ACHTZIGER et al. (2007) nach dem Bewertungsmodell von PLACHTER et al. (2002) – unter Berücksichtigung der Kriterien „Kenntnisstand“, „Verfügbarkeit etablierter Erhebungsmethoden“, „Indikatorischer Wert“, „Vorhandensein Roter Listen“ und „Bearbeitungsaufwand“ – als „eher günstig“ bis „günstig“ (= höchste Stufe) eingestuft.

Wanzen sind, gerade im Grünland, sehr gute „Korrelate“ zur allgemeinen Artendiversität (OBRIST & DUELLI 1998). Solche „Korrelate“ zur organismischen Diversität zeichnet aus, dass sie eine hohe Lebensraumpräsenz besitzen, in unterschiedlichen Teillebensräumen vorkommen sowie weiters unterschiedliche Ernährungstypen und Habitatbindungen aufweisen (DUELLI & OBRIST 2003).

Wanzen nutzen im alpinen Gelände unterschiedliche Nischen und Straten: Manche sind grabend, viele leben oberflächennah am Boden, die meisten Arten aber saugen an Pflanzenteilen unterschiedlicher Horizonte von den bodennahen Rosettenblättern, über Stängel bis in die Blühhorizonte von Gräsern und Kräutern. Etliche Arten leben auch an Zwergsträuchern und den Baumarten des Gebirges. Bei wanzenkundlichen Kartierungen ist aufgrund dieser Präsenz in unterschiedlichen Straten immer ein kombinierter Einsatz von Fangmethoden notwendig, um eine repräsentative Erfassung sicherzustellen.

Wanzen sind sehr gut geeignet, um flächenscharfe, das einzelne Feldstück betreffende Aussagen formulieren zu können. Dazu ist die Eigenschaft der meisten Wanzen von Bedeutung, dass die Larven im selben Biotoptyp leben wie

die erwachsenen Tiere (Homozönität). Zudem kommt die vielfach bei Wanzen ausgeprägte kleinflächige Raumnutzung zum Tragen. Das Vollhabitat vieler Arten beträgt oft nur wenige Quadratmeter (u. a. BOCKWINKEL 1988, KAUWLING et al. 1995). Hinzu kommt das geringe Migrationspotenzial (Ausbreitungsmöglichkeit) vieler gerade alpiner Wanzenarten. Die Artenzahlen von Wanzen nehmen aber mit zunehmender Seehöhe von den montanen bis alpinen Lebensräumen rasch ab.

Wanzen weisen ein günstiges Verhältnis der Artenzahl (Aussagekraft) zur Individuenzahl (Erhebungs- und Laborarbeitsaufwand) auf. Insbesondere bei der Verwendung von automatischen Fallen – wie im angewandten Erhebungsdesign mit Bodenfallen – zeigt sich der von DUELLI & OBRIST (1998) belegte äußerst positive Faktor zwischen (zeitlichem und technischem) Aufwand und Ergebnis (Artenzahlen, Repräsentativität).

Erschwerend ist, dass einige Arten klein sind, viele Arten in geringen Abundanzen auftreten und eine versteckte Lebensweise besitzen und Zufallsfunde oft schwer interpretierbar sind.

Zusammenfassend machen folgende Eigenschaften Wanzen zu sehr guten Indikatoren für die einzelflächenbezogene Bewertung von Maßnahmen in Alpinlebensräumen (verändert nach ACHTZIGER et al. 2007):

- mannigfaltige ökologische Ansprüche an biotische und abiotische Faktoren,
- Präsenz in unterschiedlichen trophischen Ebenen; enge Bindung von phyto- und zoophagen Arten an Nahrungspflanzen und -habitate,
- sehr günstiges Verhältnis der vorhandenen ökologischen Bandbreite zur Gesamtartenzahl; unterschiedliche Spezialisierungen bei relativ geringer Artenanzahl,

- ausgeprägte Korrelation der Wanzendiversität zur allgemeinen Biodiversität, damit hohe Repräsentativität der Wanzen für die Gesamtbiozönose,
- viele Kleinflächenbesiedler mit hoher räumlicher Sensitivität; durch kleinräumige Raumnutzung sind „parzellenscharfe“ Aussagen möglich,
- Homozönität: Larven leben meist im selben Lebensraum wie Adulte,
- sehr störungsempfindlich gegenüber Bewirtschaftungsmaßnahmen, daher hohe Indikationsleistung,
- guter biologisch-ökologischer Kenntnisstand zu den meisten Arten,
- Artenreichtum bei überschaubarer Individuenzahl ermöglicht eine gute Aussagekraft bei vergleichsweise geringem Erhebungs- und Laborarbeitsaufwand,
- es liegt eine aktuelle Einschätzung der Gefährdungssituation für alle Arten Kärntens vor (FRIEB & RABITSCH 2009).

2.5 Methodenkritik

Hinsichtlich der Interpretation der Ergebnisse müssen folgende Einschränkungen und Defizite beachtet werden:

- Die Anzahl von drei Begehungsterminen pro Jahr muss als unterster noch vertretbarer Bearbeitungslevel angesehen werden (vgl. ACHTZIGER et al. 2007). Bei geringer Stichprobenanzahl können nämlich natürliche Änderungen in der Populationsentwicklung (natürliche Fluktuationen unabhängig von anthropogenen Einwirkungen) kaum eingeschätzt werden. Zudem wirken sich jahres- und tageszeitliche Rhythmen einzelner Arten verstärkt auf die Fangeffizienz aus.
- Die Fangzahlen der meisten Arten sind ausgesprochen niedrig, sodass eine Beurteilung der lokalen Autochthonie in vielen Fällen und die Unterscheidung von reproduzierenden Arten und zufällig auftretenden Arten (Irrgästen) manchmal schwierig ist.
- Gerade in den höher gelegenen Lebensräumen wirken sich witterungsbedingte Einflüsse auf die Wanzengemeinschaften, insbesondere die Individuendichten betreffend, stark aus. Diesbezüglich ungünstige Bedingungen, wie sie in beiden Untersuchungsjahren vorzufinden waren, bewirken eine weitere „Ausdünnung“ der natürlich individuenarmen lokalen Wanzenpopulationen und somit eine aufgrund geringer Stückzahlen erschwerte Interpretierbarkeit der Ergebnisse.
- Die Flächengröße pro Teilfläche (625 m²) ist für zoologische Untersuchungen am kritischen Minimalwert. Anders als bei botanischen Monitoringforschungen, bei denen Flächengrößen zwischen 4-25 m² als ausreichend erachtet werden (vgl. UMWELTBUNDESAMT 1997), ist aufgrund der Mobilität von Tierarten der diesbezügliche Anspruch um ein Vielfaches höher.
- Mit der Flächengröße korreliert auch das Phänomen rund um den Randlinienseffekt („edge-effect“, vgl. BASTIAN & SCHREIBER 1994). Dieser beschreibt die Zunahme der Artendiversität an Übergangszonen von Lebensräumen, im gegenständlichen Fall den Bereich der Brandfläche zur unbeeinflussten Umgebung. Der Effekt ist umso größer, je kleiner eine Fläche ist. Aufgrund der Kleinflächigkeit der Probestellen konnte nicht ausschließlich der Kernbereich, sondern mussten die Saumareale ebenfalls mitbetrachtet werden.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Analyse des Artenbestands

3.1.1 Gesamtarteninventar und Artendiversität

Die Tabelle 2 listet alle im Zuge dieser Untersuchung festgestellten Wanzenarten mit bio-ökologischen Angaben auf. Die Reihung und Nomenklatur der Arten folgen RABITSCH (2005).

In Summe wurden 39 Wanzenarten aus 11 Familien nachgewiesen. Das sind 6,6 % der in Kärnten bis dato bekannten Wanzenfauna (591 Arten, Stand: März 2009, FRIEB & RABITSCH 2009). Das Gros aller Arten gehört erwartungsgemäß den Weichwanzen (Miridae) und Bodenwanzen (Lygaeidae) an, unterrepräsentiert sind die ansonsten in den Lebensräumen Mitteleuropas mit höheren Anteilen vertretenen Baumwanzenartigen (Pentatomidae).

Die im Rahmen dieses Projekts festgestellten Artenzahlen pro Untersuchungsgebiet liegen sehr konstant in einem Bereich zwischen 14 und 16 Arten. Doch gibt es trotz Biotopgleichheit, abhängig von der geografischen Lage und in erster Linie vom Pflanzenarten- und Strukturreichtum lokal stark differierende Wanzengemeinschaften. An jedem Standort wurde zumindest ein Drittel aller Arten nur hier angetroffen (exklusive Arten). Den diesbezüglich höchsten Wert erreicht die Weinebene mit neun ausschließlich hier nachgewiesenen Wanzenarten (Abb. 8).

Die Artenzahlen liegen in Summe unter den erwarteten Werten, insbesondere, wenn man die Daten aus dem Vorprojekt „Pilotprojekt Alpine Brandwirtschaft“ zum Vergleich heranzieht (FRIEB 2006, FRIEB & DERBUCH 2005). Hier wurden – in einem dreijährigen Projekt mit sechs Teilflä-

Nr.	Familien und Arten	Rote Liste	Ökolog. Gilde	Ökolog. Typ	Pflanzenbindung	Ökolog. Valenz	Hibernation
Saldidae – Uferwanzen							
1	<i>Saldula orthochila</i> (Fieber, 1859)	LC	Bo	MO	-	euryök	Imago
2	<i>Saldula saltatoria</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Bo/Hy*	SG	-	euryök	Imago
Tingidae – Netzwanzen							
3	<i>Acalypta nigra</i> (Fallén, 1807)	LC	Bo	MW	v. a. Moose	stenök?	Larven
4	<i>Tingis reticulata</i> Herrich-Schäffer, 1835	LC	Bo/Kr	MS	v. a. <i>Ajuga</i>	euryök	Imago
Microphysidae – Flechtenwanzen							
5	<i>Loricula distinguenda</i> (Reuter, 1884)	VU	Ge	MW	v. a. <i>Picea, Pinus, Juniperus</i>	euryök?	Ei
Miridae – Weichwanzen							
6	<i>Closterotomus biclavatus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	LC	Zw/Ge	MS	u. a. <i>Vaccinium, Rhododendron</i>	euryök	Ei
7	<i>Horwathia lineolata</i> (A. Costa, 1862)	LC	Gr/Ge	AO	v. a. <i>Luzula</i>	stenök?	Ei
8	<i>Lygocoris pabulinus</i> (Linnaeus, 1761)	LC	Kr	MS	Rosaceae, div. Kräuter	euryök	Ei
9	<i>Lygus wagneri</i> Remane, 1955	LC	Kr	MO	div. Kräuter	euryök?	Imago
10	<i>Miris striatus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Ge	XS	div. Laubgehölze	euryök	Ei
11	<i>Stenodema holsata</i> (Fabricius, 1787)	LC	Gr	MO	Poaceae, Juncaceae	euryök	Imago
12	<i>Trigonotylus caelestialium</i> (Kirkaldy, 1902)	LC	Gr	MO	Poaceae	euryök	Ei
13	<i>Dimorphocoris schmidti</i> (Fieber, 1858)	NT	Gr	AO	Poaceae	stenök	Ei
14	<i>Strongylocoris steganooides</i> (J. Sahlberg, 1875)	DD	Kr	AO	v. a. <i>Campanula</i>	euryök?	Ei
15	<i>Globiceps juniperi</i> Reuter, 1902	NT	Zw	AO	v. a. <i>Calluna, Juniperus, Erica</i>	stenök	Ei
16	<i>Mecomma dispar</i> (Boheman, 1852)	NT	Zw/Bo	AO	v. a. <i>Poaceae, Calluna, Vaccinium</i>	stenök	Ei
17	<i>Orthotylus ericetorum</i> (Fallén, 1807)	EN	Zw	TB	<i>Erica, Calluna</i>	stenök	Ei
18	<i>Hallodapus rufescens</i> (Burmeister, 1835)	VU	Zw	MO	<i>Calluna, Vaccinium</i>	stenök	Ei
19	<i>Plagiognathus cf. chrysanthemii</i> (Wolff, 1804)	LC	Kr	MO	div. Kräuter	euryök	Ei
20	<i>Psallus vittatus</i> (Fieber, 1861)	LC	Ge	MW	<i>Larix</i>	stenök?	Ei
Nabidae – Sichelwanzen							
21	<i>Nabis flavomarginatus</i> Scholtz, 1847	LC	Gr/Kr	HO	Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae	stenök?	Ei
22	<i>Nabis pseudoferus</i> Remane, 1949	LC	Gr/Kr	XO	-	euryök	Imago
Anthocoridae – Blumenwanzen							
23	<i>Acompocoris alpinus</i> Reuter, 1875	LC	Ge	MW	<i>Picea, Pinus, Abies, Larix</i>	stenök?	Imago
24	<i>Acompocoris montanus</i> Wagner, 1955	LC	Ge	AO	<i>Pinus</i>	stenök?	Imago
25	<i>Acompocoris pygmaeus</i> (Fallén, 1807)	DD	Ge	MW	<i>Pinus</i>	stenök?	Imago
26	<i>Orius majusculus</i> (Linnaeus, 1879)	LC	Kr/Ge	MS	div. Gehölze, Kräuter	euryök	Imago

Nr.	Familien und Arten	Rote Liste	Ökolog. Gilde	Ökolog. Typ	Pflanzenbindung	Ökolog. Valenz	Hibernation
Reduviidae – Raubwanzen							
27	<i>Rhynocoris annulatus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Kr/Bo	MS	-	euryök	Larve
Lygaeidae – Bodenwanzen							
28	<i>Nithecus jacobaeae</i> (Schilling, 1829)	LC	Bo/Kr	AO	div. Kräuter	euryök	Ei
29	<i>Kleidocerys resedae</i> (Panzer, 1797)	LC	Zw/Ge	MW	v. a. <i>Betula</i> , <i>Alnus</i> , <i>Rhododendron</i>	euryök	Imago
30	<i>Eremocoris abietis</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Bo	XW	-	stenök?	Imago
31	<i>Scolopostethus thomsoni</i> Reuter, 1875	LC	Kr/Bo	MO	u. a. <i>Urtica</i>	euryök	Imago
32	<i>Trapezonotus desertus</i> Seidenstücker, 1951	LC	Bo/Zw	AO	<i>Calluna</i>	stenök	Imago
33	<i>Ligyrocoris sylvestris</i> (Linnaeus, 1758)	VU	Gr	TB	u. a. <i>Eriophorum</i>	stenök	Ei
34	<i>Ryparochromus pini</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Bo	XS	v. a. Koniferen	euryök	Imago
35	<i>Stygnocoris sabulosus</i> (Schilling, 1829)	LC	Zw	MO	v. a. <i>Calluna</i>	stenök?	Ei
Piesmatidae – Meldenwanzen							
36	<i>Piesma capitatum</i> (Wolff, 1804)	LC	Kr/Bo	MO	Chenopodiaceae	euryök	Imago
Cydnidae – Erdwanzen							
37	<i>Canthophorus impressus</i> (Horvath, 1880)	LC	Bo	XO	v. a. <i>Thesium alpinum</i>	stenök	Imago
Pentatomidae – Baumwanzen							
38	<i>Chlorochroa juniperina</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Zw	MS	<i>Juniperus</i>	stenök	Imago
39	<i>Zicrona caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Kr/Ge	MO	u. a. <i>Epilobium</i> , <i>Salix</i> , <i>Betula</i>	euryök?	Imago

Tab. 2: Liste der festgestellten Wanzenarten mit Angaben zur Rote-Liste-Einstufung für Kärnten (FRIESS & RABITSCH 2009), der Zugehörigkeit zu einer Ökologischen Gilde (Stratum), zum Ökologischen Typ (Lebensraumbindung) (FRIESS & RABITSCH 2009), zur trophischen Bindung an Pflanzen, der Ökologischen Valenz (= Ökologische Amplitude) und zum Überwinterungsstadium (= Hibernation). Abkürzungen: EN = stark gefährdet, VU = gefährdet, NT = nahezu gefährdet (Gefährdung droht, Vorwarnstufe), DD = Datenlage ungenügend, LC = ungefährdet; Bo = Bodenbewohner, Hy* = hygrophil bzw. hygrobiont, zu den Bodenbewohnern gezählt, Gr = Grasbesiedler, Kr = Kräuterbesiedler, Zw = Zwergstrauchbesiedler, Ge = Gehölzbesiedler (exkl. Zw.); SG = Stillgewässerart, MO = mesophile Offenlandart, XO = xerothermophile Offenlandart, AO = (montan-)alpine Offenlandart, MS = mesophile Saumart, XS = xerothermophile Saumart, MW = mesophile Waldart, XW = xerothermophile Waldart, TB = tyrphophile oder -bionte Art. Rote-Liste-Arten sind rot geschrieben.

chen – 41 Arten eruiert, davon 19 Arten, die in den Almen des vorliegenden Projekts nicht angetroffen wurden.

Als wesentlicher Grund für die geringen Arten- und Individuenzahlen auf den vier in den Jahren 2005 und 2006 untersuchten Almen wird die Witterung angenommen. Insbesondere die feuchten und etwas kühlen Frühsommermonate beider Jahre dürften sich auf die Wanzenfauna der Subalpinstandorte negativ ausgewirkt haben.

3.1.2 Ökologie und Gefährdung

Die Anteile stenöker, d. h. ökologisch spezialisierter, eng eingensichteter Arten liegen mit Werten zwischen 33 % (Straniger Alm) und 50 % (Litzlhofalm, Teuchlspitz) überall hoch (Abb. 9). Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die biotopspezifische Wanzengemeinschaft von subalpinen Zwergstrauchheiden in den Ostalpen von ökologisch angepassten Standortspezialisten dominiert wird.

Entsprechend der Einteilung der Arten zu bevorzugt besiedelten Straten zeigt sich eine ausgewogene Verteilung von Kräuter-, Zwergstrauch- und Grasbewohnern sowie von Bodenarten und Gehölzbewohnern (Abb. 10). Das ergibt sich aus der biotopcharakteristischen sehr hohen Strukturvielfalt der Zwergstrauchheiden, in der Arten unterschiedlicher ökologischer Anspruchstypen einen geeigneten Lebensraum finden.

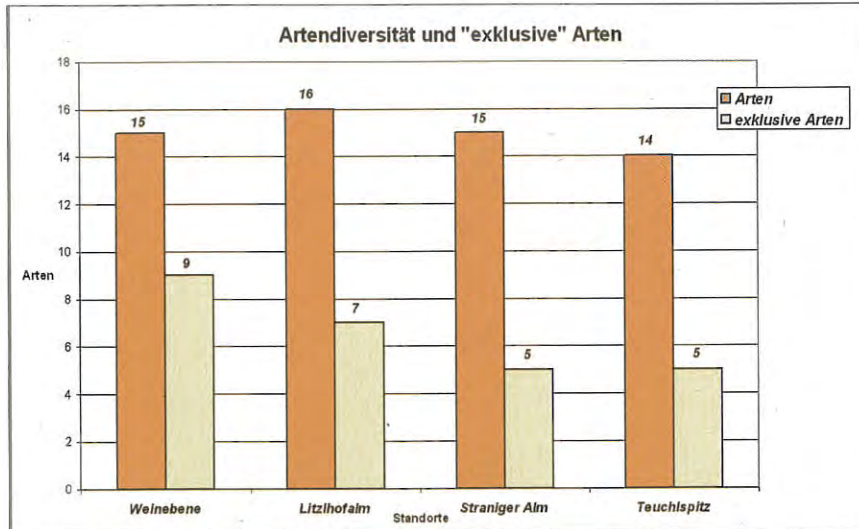


Abb. 8: Artenzahlen und Anzahl exklusiver (nur an einem Standort nachgewiesener) Wanzenarten pro Untersuchungsgebiet.

Ähnlich wie bei den Ökologischen Gilden treten Arten unterschiedlicher Ökologischer Typen in den subalpinen Zwergstrauchbeständen auf. Es dominieren zwar erwartungsgemäß die (montan-)alpinen und mesophilen Offenlandarten, aber auch Saum- und Waldarten sind mit 20 % bzw. 18 % am festgestellten Artenpool stark vertreten (Abb. 11). Interessant ist, dass in den sehr heterogenen Beständen je nach Lage, Exposition und Ausstattung an Sonderstrukturen und Habitatalementen (vermoorte und vernässte Stellen, Magerrasen, Felspartien) sowohl hygrophile, tyrophile als auch xerothermophile Formen auftreten.

Der Anteil der gefährdeten Arten am festgestellten Arteninventar beträgt 23 % (9 spp.), dies ist ein prinzipiell hoher, für extensiv genutzte Standorte nach Erfahrungen des Autors aber durchschnittlicher Wert (Abb. 12). Unter den gefährdeten Arten dominieren an Zwergsträuchern wie *Calluna*, *Juniperus* und *Vaccinium* lebende Weichwanzen-Arten: *Globiceps juniperi*, *Mecomma dispar*, *Orthotylus ericetorum* und *Hallodapus rufescens*.

3.1.3 Bemerkenswerte Arten

Nachfolgend werden ausgewählte Wanzenarten näher beschrieben. Sie sind aus faunistischer, ökologischer und/oder naturschutzfachlicher Sicht von Bedeutung. *Loricula distinguenda* (Reuter, 1884), Gebirgs-Flechtenwanze Diese nur knapp über 2 mm große Art wurde in Kärnten bis dato erst zweimal angetroffen (PÉRICART 1983, Rabitsch unpubl.: Millstätter See, Karnische Alpen) und gehört jedenfalls zu den seltenen Wanzenarten Kärntens. In Mitteleuropa zeigt sie einen Vorkommenschwerpunkt in der Montanstufe.

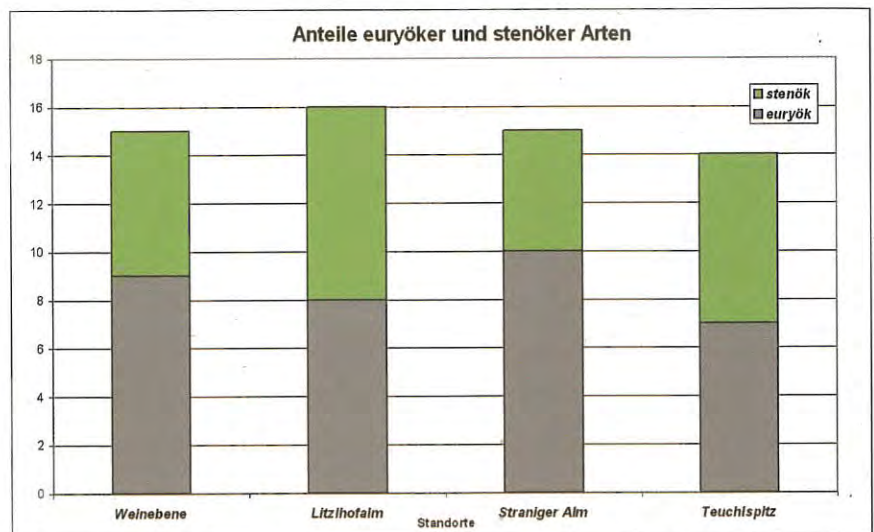


Abb. 9: Anteile euryöker und stenöker (ökologisch spezialisierter) Wanzenarten in den einzelnen Untersuchungsgebieten.

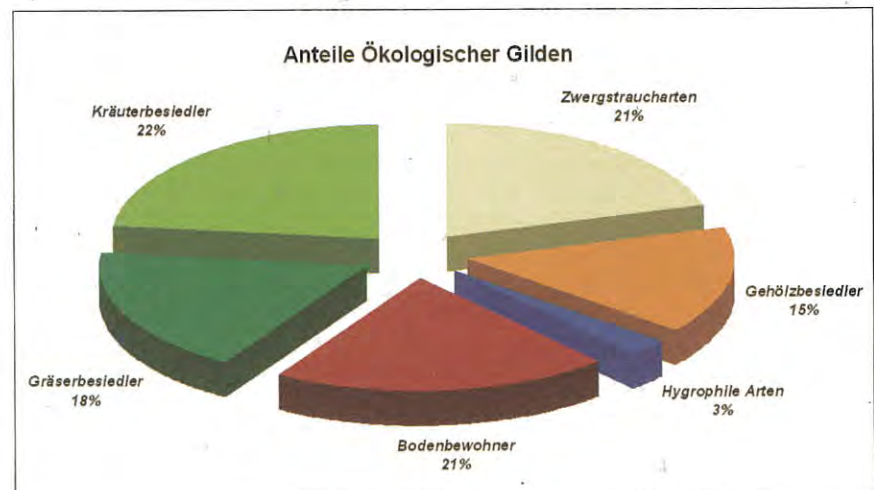


Abb. 10: Anteile unterschiedlicher Ökologischer Gilden an der Wanzenfauna aller vier Almen.

Sie lebt auf Nadelbäumen und auf Wacholder. Zwei Tiere wurden auf der Weinebene gefangen.

Horwathia lineolata

(A. Costa, 1862), Hochgebirgs-Schmuckwanze (Abb. 13)

Horwathia lineolata lebt an *Luzula* und Koniferen bis zu einer Seehöhe von 2.500 m. Es handelt sich um einen Alpenendemiten. Vorkommen sind lediglich aus Frankreich, der Schweiz, Liechtenstein, Österreich, Deutschland und Italien bekannt (KERZHNER & JOSIFOV 1999). Aus Kärnten liegen Funde aus den Gailtaler und Karnischen Alpen sowie dem Nockgebiet vor (FRIEB 2002, PROHASKA 1923, 1932, FRIEB & Heiss unpubl., Rabitsch unpubl.).



Abb. 13: Die Hochgebirgs-Schmuckwanze, *Horwathia lineolata*, kommt nur in der subalpinen und alpinen Höhenstufe vor. (Foto: B. Komposch)

Dimorphocoris schmidti

(Fieber, 1858) (Abb. 14)

Die Art ist einer der vier Wanzen-Subendemiten Österreichs und kommt nur sehr zerstreut in Österreich, der Slowakei und Slowenien vor (GOGALA 2006, KERZHNER & JOSIFOV 1999,

RABITSCH 2009). Sie besiedelt bevorzugt hochmontane und subalpine Rasenflächen und lebt an Gräsern (Poaceae). Aus Kärnten sind Funde vom Steirischen Randgebirge, von den St. Pauler Bergen, der Saualpe und vom Kärntner Teil der Seetaler Alpen be-

kannt (Abb. 15) (FRANZ & WAGNER 1961, HÖLZEL 1954, 1959, Rabitsch unpubl.). Dem Land Kärnten kommt beim Schutz der Art starke Verantwortung zu (FRIEB & RABITSCH 2009). Im Zuge des Projekts gelangen Funde auf der Weinebene.

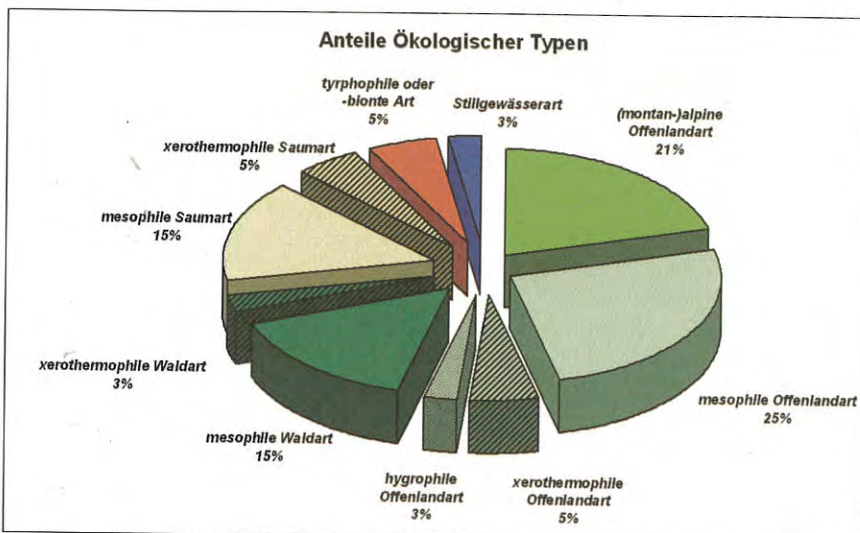


Abb. 11: Anteile unterschiedlicher Ökologischer Typen an der Wanzenfauna aller vier Almen.

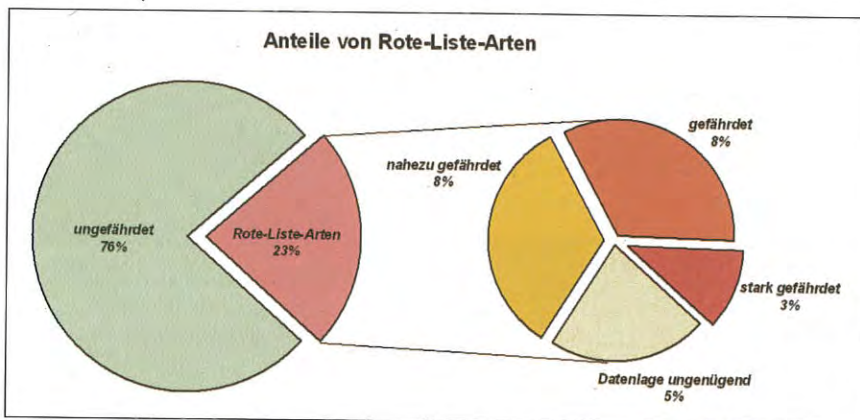


Abb. 12: Anteile von Arten unterschiedlicher Rote-Liste-Kategorien.



Abb. 14: Der nur in Teilen der Ostalpen vorkommende Subendemit *Dimorphocoris schmidti* lebt in subalpinen und alpinen Rasen an Gräsern und besitzt einen auffallenden Geschlechtsdimorphismus, links: Männchen, rechts: Weibchen. (Fotos: G. Kunz)

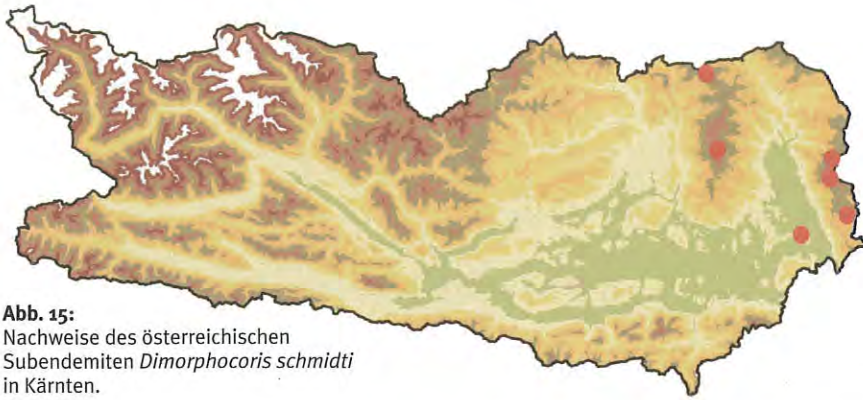


Abb. 15: Nachweise des österreichischen Subendemiten *Dimorphocoris schmidtii* in Kärnten.

Globiceps juniperi Reuter, 1902, Wacholder-Kugelkopf (Abb. 16) Diese Weichwanze kommt in höher gelegenen Zonen der Alpen vor und saugt dort an *Juniperus*, *Pinus* und Zwergsträuchern. Vor den Funden im Rahmen der Studien über die Alpine Brandwirtschaft wurde erst einmal ein Tier in Kärnten (Tschiernock, 1.800 m Seehöhe, 9.8.1980) angetroffen (Rieger unpubl.). Es dürfte sich um eine Charakterart von subalpinen Zwergstrauchbeständen in Kärnten handeln von der eine weitere Verbreitung angenommen werden kann. Es gelangen Funde auf der Litzlhofalm, am Teuchlsplitz und auf der Straniger Alm.



Abb. 16: Vor den Untersuchungen zur Alpenen Brandwirtschaft lag erst ein Kärntner Fund des Wacholder-Kugelkopfs, *Globiceps juniperi*, vor. Im Bild ein Weibchen. (Foto: G. Kunz)

Mecomma dispar (Boheman, 1852) (Abb. 17) *Mecomma dispar* ist eine seltene Art hochmontaner und subalpiner

Lagen, wo sie am Boden zwischen Gräsern und Kräutern bis knapp unter 2.000 m Seehöhe zu finden ist. Aus dem Bundesland Kärnten sind nur wenige Einzelfunde aus den Gailtaler Alpen, von der Gerlitzen und dem Nockgebiet bekannt (FRIEB 2002, FRIEB & DERBUCH 2005, Rieger, unpubl.). Ein Nachweis gelang am Teuchlsplitz.



Abb. 17: Die Weichwanze *Mecomma dispar* ist eine seltene Art der subalpinen Lebensräume. Im Bild das brachyptere Weibchen. (Foto: E. Wachmann)

Halldaprus rufescens (Burmeister, 1835) Diese Weichwanze lebt einerseits in Mooren mit hohem *Carex*-Anteil, und andererseits in trockenen Flächen mit Zwergsträuchern (v. a. *Calluna*). Es handelt sich um eine in ganz Mitteleuropa seltene und gefährdete Art. Die Untersuchung der Brandflächen auf der Friessnigalm (FRIEB & DERBUCH 2005) konnte zeigen, dass die Art in subalpinen Zwergstrauchheiden mit *Calluna*-Unterwuchs individuenreich vertreten sein kann. Davor waren aus

Kärnten von dieser ökologisch spezialisierten Art lediglich drei Fundlokalitäten bekannt (FRIEB 1998, 1999, KOFLER et al. 2008, PROHASKA 1923). Funde gelangen auf der Litzlhofalm.

Acompocoris alpinus Reuter, 1875

Acompocoris alpinus lebt an *Abies*, *Larix* und *Pinus*, wo sie kleinen Blattläusen nachstellt. Sie steigt in den Zentralalpen bis in eine Höhe von 2.100 m empor (HEISS 1977). Aus Kärnten liegen erst wenige Fundmeldungen aus den Karawanken, den Nockbergen und vom Hörfeld-Moor vor (FRIEB 1998, 2000, Rieger unpubl.). Ein Tier fand sich auf der Weinebene.

Acompocoris montanus Wagner, 1955

In Mitteleuropa kommt diese Blumenwanze über der geschlossenen Waldgrenze in der alpinen Krummholzzone an *Pinus mugo* und *Pinus cembra* bis in ca. 2.200 m Seehöhe vor (HEISS 1977, WACHMANN et al. 2006). Bis dato war die Art aus Kärnten lediglich vom Hochbir (FRIEB 2000) und dem St. Lorenzener Hochmoor in den Nockbergen belegt (Frieb unpubl.). Die Litzlhofalm stellt nun einen weiteren Fundort der Art dar.

Trapezonotus desertus Seidenstücker, 1951

Bei dieser boreomontanen Hochgebirgsart handelt es sich um ein heliophiles und xerophiles Bodentier, das vor allem in *Calluna*-Heiden vorkommt und in den Alpen bis über 2.700 m Seehöhe gefunden werden kann (HEISS 1973). Die meisten Individuen sind brachypter; die Art ist deshalb nur gering ausbreitungsfähig (RABITSCH 2007). *Trapezonotus desertus* dürfte in geeigneten Habitaten mit hohen Stetigkeiten vorkommen, konnte sie doch in allen vier Untersuchungsflächen angetroffen werden.

Ligyrocoris sylvestris
(Linnaeus, 1758)

Diese Bodenwanze ist eine den Norden und die Gebirge Europas besiedelnde Art, die in Österreich in Hoch- und Niedermooren sowie in feuchten Wiesen vorkommt. Sie entwickelt sich u. a. an *Eriophorum*.

Für Kärnten liegen Funde aus den Hohen Tauern, Nockbergen, Karnischen Alpen, von der Gerlitzten und vom Hörfeld-Moor vor (FRIEB 1998, PÉRICART 1999, PROHASKA 1923, RABITSCH 2003, Rieger unpubl.). Ein Tier wurde in der Referenzfläche der Straniger Alm, nahe feuchter und mit Wollgras bewachsener Gräben gefunden.

Chlorochroa juniperina (Linnaeus, 1758), Wacholderling (Abb. 18)

Diese auffallend große Baumwanze lebt auf *Juniperus* spp. Aus Kärnten sind aus fast allen Landesteilen zerstreut verbreitete Beobachtungen bekannt. Im Zuge des Projekts gelangen Funde auf der Litzlhofalm und der Straniger Alm.



Abb. 18: Der Wacholderling oder die Wacholder-Baumwanze – eine mit hoher Stetigkeit auftretende Art in subalpinen Zwergstrauchheiden mit Wacholderbeständen.
(Foto: W. Rabitsch)

3.2 Auswirkungen des Brandereignisses

3.2.1 Weinebene

Der Standort Weinebene ist durch einen geringen Strukturreichtum gekennzeichnet, v. a. bedingt durch das Fehlen von Wacholder, Alpenrose und sonstigen Gehölzen. Es konnten keine an Zwergsträucher gebun-

Arten	2005			2006		
	1	4	R	1	4	R
<i>Saldula saltatoria</i> (Linnaeus, 1758)		1				3
<i>Acalypta nigrina</i> (Fallén, 1807)	1	2	6	3	3	2
<i>Loricula distinguenda</i> (Reuter, 1884)		1				1
<i>Stenodema holsata</i> (Fabricius, 1787)	2	3	2			3
<i>Trigonotylus caelestialium</i> (Kirkaldy, 1902)	1		1			
<i>Dimorphocoris schmidti</i> (Fieber, 1858)	2	1	2	1	1	1
<i>Nabis flavomarginatus</i> Scholtz, 1847	3	3	2	2	1	8
<i>Nabis pseudoferus</i> Remane, 1949	1					
<i>Acompcocoris alpinus</i> Reuter, 1875			1			
<i>Acompcocoris pygmaeus</i> (Fallén, 1807)		1				
<i>Orius majusculus</i> (Linnaeus, 1879)			1			1
<i>Nithecus jacobaeae</i> (Schilling, 1829)					1	
<i>Trapezonotus desertus</i> Seidenstücker, 1951			1	1		
<i>Ryparochromus pini</i> (Linnaeus, 1758)			1			
<i>Piesma capitatum</i> (Wolff, 1804)						1
Individuen	10	12	17	7	6	20
Arten	6	7	9	4	4	8

Tab. 3: Arteninventar und Individuenzahlen der drei Flächen auf der Weinebene, getrennt für beide Untersuchungsjahre. Brandfläche 1 = gebrannt; Brandfläche 4 = gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst).

denen Wanzenarten festgestellt werden. Die lokale Wanzenfauna weist aber einen hohen Anteil (9 spp.) exklusiver Arten auf (Tab. 3) und beherbergt einige naturschutzfachlich wertvolle Arten wie *Loricula distin-*

guenda, den Subendemiten *Dimorphocoris schmidti* und Blumenwanzen der Gattung *Acompcocoris*. Ökologisch dominieren die an Gräsern und auf der Bodenoberfläche lebenden Arten.

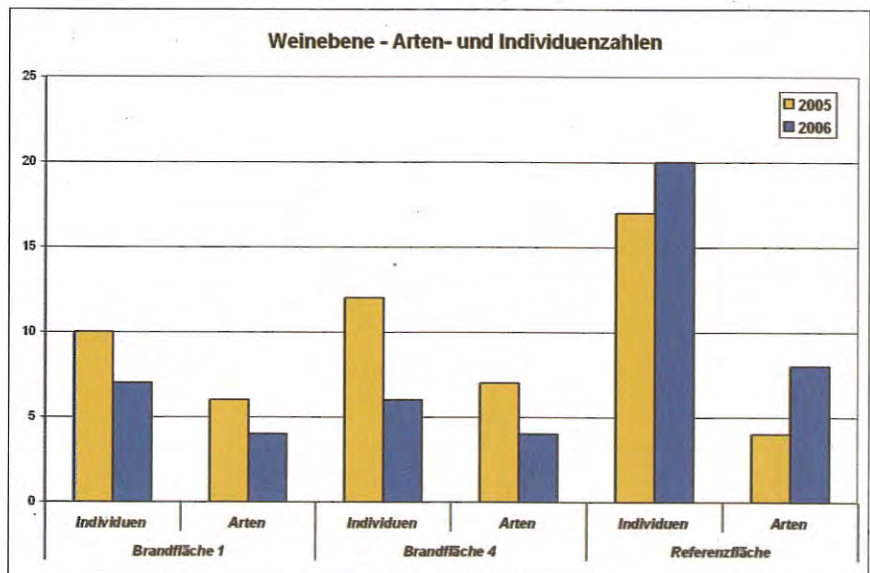


Abb. 19: Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen in den Teilflächen pro Jahr – Weinebene. Brandfläche 1 = gebrannt; Brandfläche 4 = gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst). 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.

Im Jahr nach Brand (2006) wurden fünf Arten auf den Brandflächen nicht wieder nachgewiesen. Zwei Arten (*Nithecus jacobaeae*, *Trapezonotus desertus*) kommen neu hinzu. Da es sich um die Bodenoberfläche besiedelnde Arten handelt, könnte dies im Zusammenhang mit dem Brandereignis stehen. Im Vergleich der gebrannten Flächen zur nicht gebrannten Referenzfläche kommt es in den feuerbeeinflussten Teilen zu einer Reduktion sowohl der Arten- als auch der Individuenzahlen (Abb. 19). Diese Reduktion liegt zwischen 33 % und 50 %. Die Ergebnisse für die Referenzfläche hingegen sind annähernd konstant und liegen im Jahr nach Brand bei etwa den doppelten Werten als in den gebrannten Arealen. Diese Reduktion kann somit in kausalem Zusammenhang mit dem Feuer gesehen werden.

Dezimiert werden die an Gräsern lebenden Arten *Stenodema holsata* und *Nabis flavomarginatus*. Die letztgenannte Art ist etwas feuchtigkeitsgebunden und scheint vermehrt in die nicht gebrannten Referenzflächen auszuweichen. Eine abermalige Besiedelung der Brandflächen durch diese in der montan-subalpinen Stufe häufigen Arten aus den Nachbarflächen ist nur eine Frage der Zeit.

In den gebrannten Flächen (1, 4) kommt es einerseits zu einem gänzlichen Verlust der an Gehölzen sie-

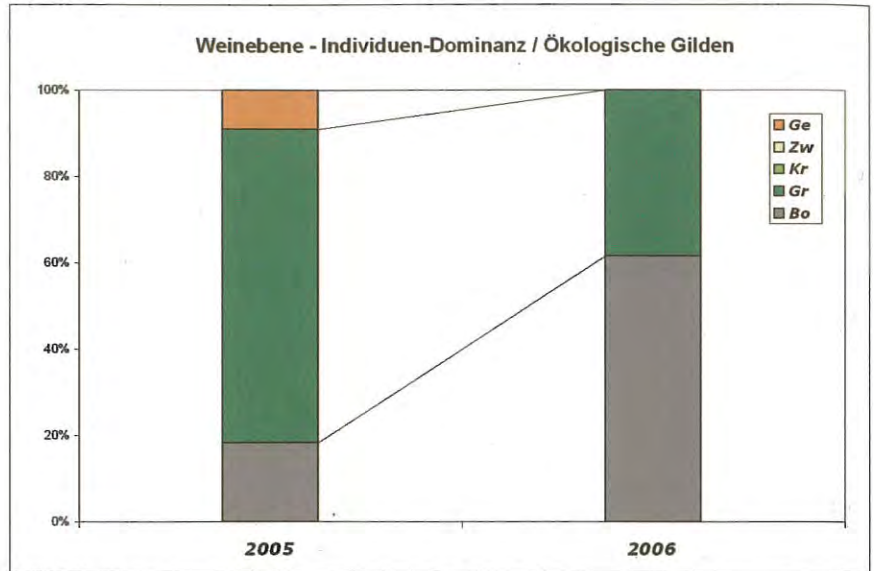


Abb. 20: Entwicklung der Individuenzahlen basierend auf den Dominanzverhältnissen (gestapelt) unterschiedlicher ökologischer Gilden auf den gebrannten Flächen der Weinebene. Bo = Bodenbewohner, Gr = Grasbesiedler, Kr = Kräuterbesiedler, Zw = Zwergstrauchbesiedler, Ge = Gehölzbesiedler. 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.

delnden Arten, sowie andererseits zu einer massiven Förderung der am Boden lebenden Arten auf Kosten der Grasbewohner, obwohl brandbedingt nur kleinflächig offener Boden entstanden ist (Abb. 20). Auch treten nur mehr Vertreter dieser beiden Ökologischen Gilden auf. Dies geht auch auf die generell homogene Vegetationsbedeckung an diesem Standort zurück.

Bei den stenöken und gefährdeten Arten zeigt sich, dass die entsprechenden Anteile von Individuen nicht

wesentlich geringer werden, sich im Falle der stenöker Arten sogar leicht erhöht haben. Insgesamt treten auf den flächig gebrannten Arealen (v. a. Streubrand) weniger Arten und Individuen auf, es kommt aber zu keinem offensichtlich durch das Feuer bedingten lokalen Auslöschen von naturschutzfachlich wertvollen Arten. Die naturschutzfachliche Wertigkeit der Brandflächen auf der Weinebene ist im Jahr nach Brand aus wanzenkundlicher Sicht aufgrund des Diversitätsverlustes gesunken (Abb. 21).



Abb. 21: Rein optisch betrachtet sind kaum Unterschiede in den Brandflächen vor (2005, links) und nach Brand (2006, rechts) der Weinebene zu erkennen. Dennoch kam es zu merklichen Veränderungen in der lokalen Wanzenfauna. (Fotos: T. Frieß)

3.2.2 Litzlhofalm

Die Teilflächen der Litzlhofalm sind vor Brand und teilweise auch nach Brand durch einen hohen Deckungsgrad an Alpenrose, Wacholder und Vaccinien gekennzeichnet. Zudem gibt es einige bodenoffene Stellen und Felsformationen. So treten in der lokalen Wanzenfauna Anspruchstypen unterschiedlicher ökologischer Gilden nebeneinander auf. Ökofaunistisch bemerkenswert sind die Nachweise von *Horwathia lineolata*, *Globiceps juniperi*, *Hallodapus rufescens* und *Acompocoris montanus*.

Fünf Arten konnten nur im Jahr 2005 (vor Brand) festgestellt werden. Für zwei Arten wird das Brandereignis ursächlich sein: *Globiceps juniperi* und *Chlorochroa juniperina* – beide sind an Wacholder gebunden. Vier Arten kamen 2006 neu hinzu, darunter wiederum zwei, deren Auftreten wahrscheinlich auf das Feuer und dessen Wirkung auf die Vegetation zurückzuführen ist: *Eremocoris abietis* und *Trapezonotus desertus*. Es sind epigäisch lebende, laufaktive Arten (Tab. 4).

Die Arten- und Individuenzahlen bleiben in beiden Jahren und allen Flächen annähernd konstant (Abb. 22). In der ökologischen Zusammensetzung der Wanzenzönosen der Brandflächen hat sich das Brandereignis massiv ausgewirkt. Die Dominanz von Zwergstraucharten vor Brand wird durch ein sehr starkes Auftreten von Bodenbewohnern nach Brand abgelöst (Abb. 23). Es kommt insgesamt zu einer Verarmung des Auftretens unterschiedliche Nischen nützender Wanzenarten. Zwergstrauchbewohner werden dezimiert und z. T. gänzlich ausgelöscht (*Chlorochroa juniperina*, *Kleidocerys resedae*, *Globiceps juniperi*). Für diese Arten kann aber angenommen werden, dass sie sich aufgrund des nur inselartigen Brandes wieder nach einiger Zeit an verbliebenen Wachol-

Arten	2005			2006		
	1	4	R	1	4	R
<i>Tingis reticulata</i> Herrich-Schäffer, 1835				1		2
<i>Closterotomus biclavatus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	1		2			
<i>Horwathia lineolata</i> (A. Costa, 1862)			1			
<i>Stenodema holsata</i> (Fabricius, 1787)			1		1	1
<i>Strongylocoris steganooides</i> (J. Sahlberg, 1875)			1			
<i>Globiceps juniperi</i> Reuter, 1902	1	1	1			1
<i>Hallodapus rufescens</i> (Burmeister, 1835)	1			1		
<i>Plagiognathus cf. chrysanthemi</i> (Kirschbaum, 1856)	1	1				
<i>Psallus vittatus</i> (Fieber, 1861)						1
<i>Acompocoris montanus</i> Wagner, 1955			1			1
<i>Nithecus jacobaeae</i> (Schilling, 1829)		1		4	1	6
<i>Kleidocerys resedae</i> (Panzer, 1797)	7		6			3
<i>Eremocoris abietis</i> (Linnaeus, 1758)				1	2	
<i>Trapezonotus desertus</i> Seidenstücker, 1951				3	1	1
<i>Ryparochromus pini</i> (Linnaeus, 1758)		3	1	3	1	
<i>Chlorochroa juniperina</i> (Linnaeus, 1758)		2	1			
Individuen	11	8	15	13	6	16
Arten	5	5	9	6	5	8

Tab. 4: Arteninventar und Individuenzahlen der drei Flächen auf der Litzlhofalm, getrennt für beide Untersuchungsjahre. Brandfläche 1 = gebrannt; Brandfläche 4 = gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst).

der- und Zwergstrauchbeständen in den Brandflächen ansiedeln können. Durch Brand gefördert werden Bodenbewohner (*Nithecus jacobaeae*, *Eremocoris abietis*, *Trapezonotus desertus*).

In der naturschutzfachlichen Betrachtung ergibt sich ein differenziertes Bild. Die Werte für die Referenzfläche sinken etwas, liegen aber wahrscheinlich innerhalb der natürlichen Schwankungsbreite. In den

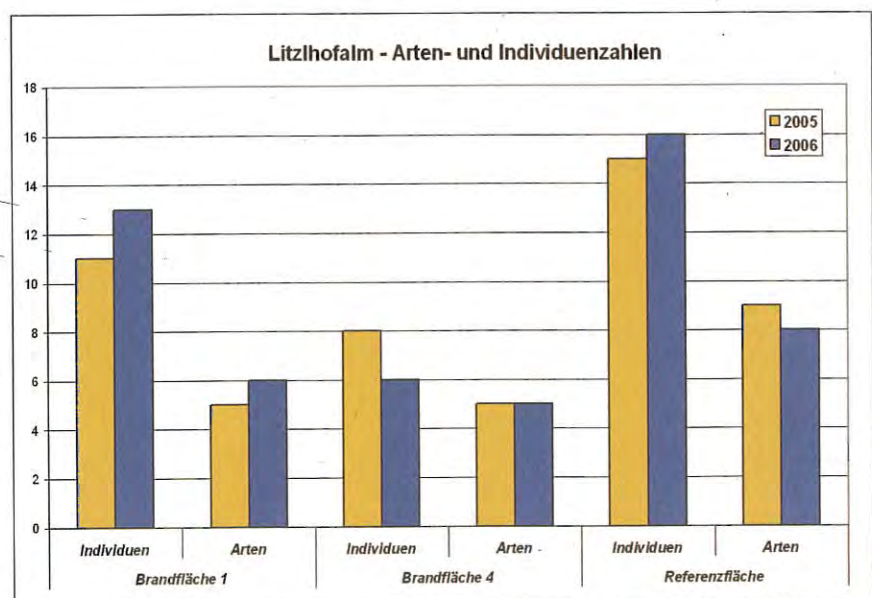


Abb. 22: Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen in den Teilflächen pro Jahr – Litzlhofalm. Brandfläche 1 = gebrannt; Brandfläche 4 = gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst). 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.

Brandflächen bleiben die Anteile stenöker Arten annähernd gleich, jene der gefährdeten Arten liegen teils erhöht vor, teils aber gehen sie gänzlich verloren (Brandfläche 4). So unterscheiden sich die Brandfläche 1 (eher positive Entwicklung) und Brandfläche 4 (negative Entwicklung) nach Brand stärker als davor. Brandfläche 1 weist auf der Litzlhofalm im Vergleich der drei Flächen im Jahr nach Brand die höchsten Anteile stenöker und gefährdeter Individuen auf.

3.2.3 Straniger Alm

Die Wanzenfauna (Tab. 5) der untersuchten Zwergstrauchbestände der Straniger Alm besitzt viele typische Vertreter dieses Lebensraumtyps und einige ökologisch-faunistisch interessante Arten (*Globiceps juniperi*, *Orthotylus ericetorum*, *Ligyrocoris sylvestris*). Als Irrgast und hier sicherlich nicht als autochthone Art einzustufen ist *Miris striatus*.

In der Zusammensetzung unterrepräsentiert sind die Grasbewohner. Es konnten keine Vertreter der vor Ort und auf Grund der Vegetationsausprägung zu erwartenden Graswanzen (Stenodemini) angetroffen werden. Wegen der Nähe zu wasserführenden Runsen und versumpften Stellen finden sich auch mehr oder minder an Feuchtstellen gebundene Arten: *Saldula orthochila*, *Ligyrocoris sylvestris*. Trotz Strukturheterogenität und der interessanten areal-geografischen Lage (Südalpen) wurden nicht wesentlich mehr Arten als in den anderen Untersuchungsflächen nachgewiesen.

Insgesamt zeigt sich ein konstantes Bild in den Arten- und Individuenzahlen aller Teilflächen beider Jahre (Abb. 24). Im Jahr nach Brand wurden geringfügig mehr Arten nachgewiesen, sowohl in den Brandflächen, als auch in der Referenzfläche. Die größten Differenzen gibt es in der gebrannten, gedüngten und ein-

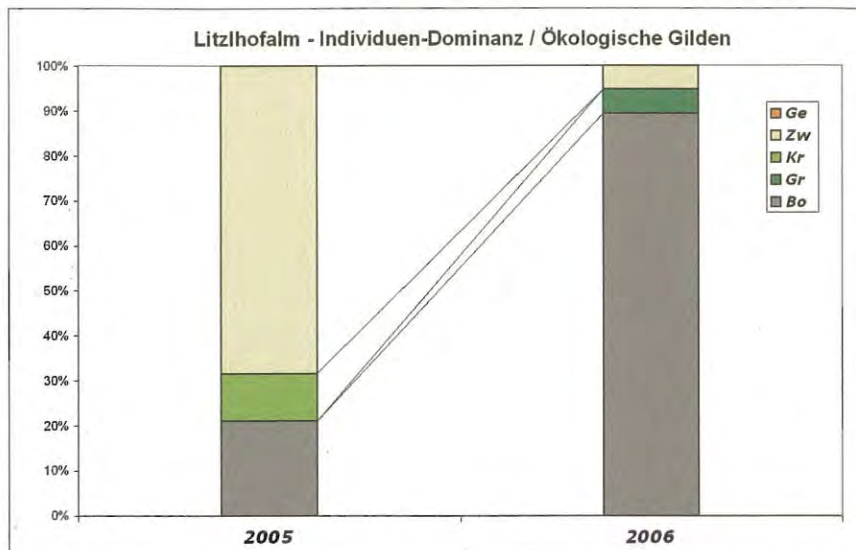


Abb. 23: Entwicklung der Individuenzahlen basierend auf den Dominanzverhältnissen (gestapelt) unterschiedlicher ökologischer Gilden auf den gebrannten Flächen der Litzlhofalm. Bo = Bodenbewohner, Gr = Grasbesiedler, Kr = Kräuterbesiedler, Zw = Zwergstrauchbesiedler, Ge = Gehölzbesiedler. 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.

Arten	2005			2006		
	1	4	R	1	4	R
<i>Saldula orthochila</i> (Fieber, 1859)				1		
<i>Closterotomus biclavatus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	1				3	2
<i>Lygus wagneri</i> Remane, 1955			2	1	1	1
<i>Miris striatus</i> (Linnaeus, 1758)			1			
<i>Globiceps juniperi</i> Reuter, 1902	4	1	5	3	1	2
<i>Orthotylus ericetorum</i> (Fallén, 1807)			1			
<i>Nithecus jacobaeae</i> (Schilling, 1829)	14	30	5	22	14	4
<i>Kleidocerys resedae</i> (Panzer, 1797)	1	4			3	3
<i>Scolopostethus thomsoni</i> Reuter, 1875	1	8	3	1	2	3
<i>Trapezonotus desertus</i> Seidenstücker, 1951	7	2	3	3	5	4
<i>Ligyrocoris sylvestris</i> (Linnaeus, 1758)						1
<i>Ryparochromus pini</i> (Linnaeus, 1758)				2	1	2
<i>Piesma capitatum</i> (Wolff, 1804)			1			
<i>Chlorochroa juniperina</i> (Linnaeus, 1758)	2			2	2	
<i>Zicrona caerulea</i> (Linnaeus, 1758)		1				
Individuen	30	46	21	35	32	22
Arten	7	6	8	8	9	9

Tab. 5: Arteninventar und Individuenzahlen der drei Flächen auf der Straniger Alm, getrennt für beide Untersuchungsjahre. Brandfläche 1 = gebrannt; Brandfläche 4 = gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst).

gesäten Fläche (Brandfläche 4). Hier wurden nach Brand zwar weniger Individuen, dafür aber 3 Arten mehr festgestellt.

Auch im Auftreten der Anteile von Individuen unterschiedlicher ökologischer Orientierung kann keine we-

sentliche Änderung in den Brandflächen bemerkt werden (Abb. 25). Der Anteil von Bodenarten steigt nur gering an. Der Grund ist das Auftreten von *Ryparochromus pini* (kommt auch in der Referenzfläche vor). Sowohl Kräuter besiedelnde, als auch Zwergstrauch bewohnende Arten

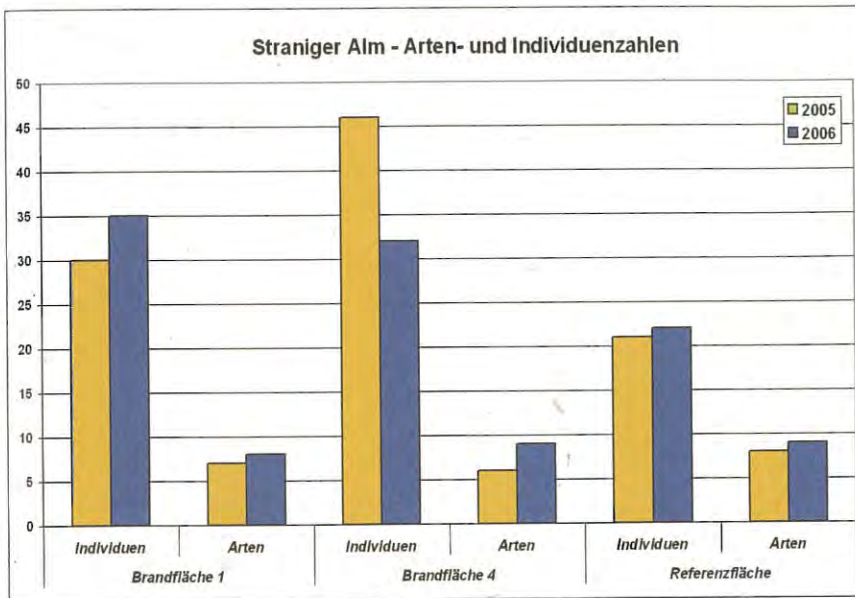


Abb. 24: Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen in den Teilflächen pro Jahr – Straniger Alm. Brandfläche 1= gebrannt; Brandfläche 4= gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst). 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.

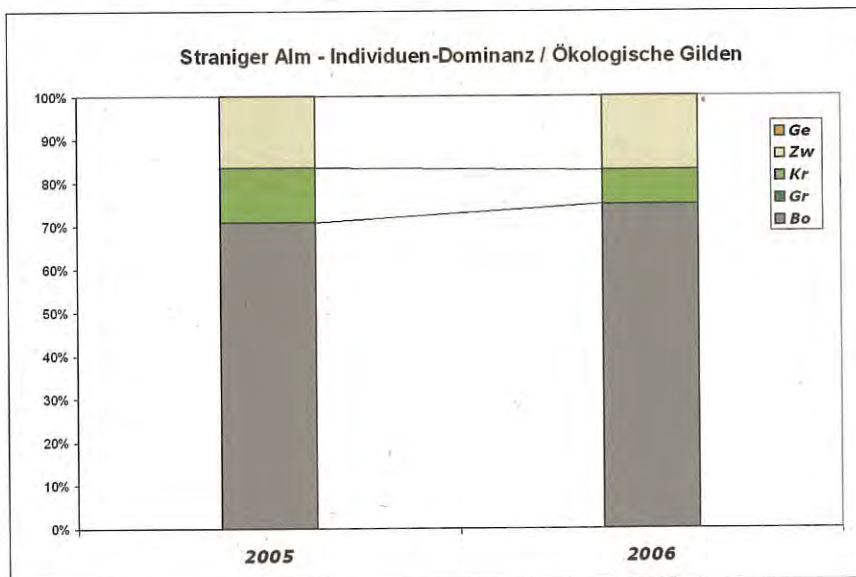


Abb. 25: Entwicklung der Individuenzahlen basierend auf den Dominanzverhältnissen (gestapelt) unterschiedlicher ökologischer Gilden auf den gebrannten Flächen der Straniger Alm. Bo = Bodenbewohner, Gr = Grasbesiedler, Kr = Kräuterbesiedler, Zw = Zwergstrauchbesiedler, Ge = Gehölzbesiedler. 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.

sind nach Brand weiterhin vertreten. Zu einer deutlichen Dezimierung von an *Calluna*, *Juniperus*, *Vaccinien* oder *Rhododendron* lebenden Arten kommt es nicht. So sind *Closterotomus biclavatus*, *Globiceps juniperi*, *Kleidocerys resedae* und *Chlorochroa juniperina* im Jahr 2006 in den Brandflächen nach wie vor vertreten.

Die Wanzenfauna der Flächen auf der Straniger Alm zeigt keine offensichtliche Veränderung in der Artenkombination und der ökologischen Zusammensetzung. Auch gibt es bei den stenöken Arten keinen eindeutigen Trend. Gefährdete Arten treten in beiden Brandflächen im Jahr nach Brand etwas vermindert auf, jedoch gilt dies im ähnlichen Ausmaß auch

für die Referenzfläche. Keine der naturschutzfachlich relevanten Arten wird durch das Feuer stark negativ beeinflusst.

3.2.4 Teuchlspitz

Das Arteninventar (Tab. 6) der Teuchlspitz-Flächen weist (vor Brand) eine biotoptypische Vergesellschaftung von Wanzenarten auf. Interessante, nur hier auftretende Arten sind *Rhynocoris annulatus* und *Canthophorus impressus*. Letzgenannte Art konnte nur im zweiten Untersuchungsjahr (2006) angetroffen werden. Demgegenüber stehen acht Arten, die im Jahr nach Brand nicht mehr nachgewiesen wurden. Pro ökologische Gilde treten (vor Brand) mehrere Vertreter auf, nur Grasbesiedler fehlen zu Gänze.

Das Brandereignis (Abb. 26) am Teuchlspitz hat erhebliche negative Folgen für die Wanzenfauna nach sich gezogen. Im Jahr 2006 müssen die Brandflächen als nahezu „wanzenfrei“ bezeichnet werden (Abb. 27). Die Stückzahlen fallen von zusammen 79 Exemplaren im Jahr 2005 auf acht im Jahr 2006. Von ehemals zusammen 12 Arten sind im Jahr nach Brand nur mehr zwei Arten anzutreffen. In der Brandfläche 1 konnten nur mehr drei Individuen einer einzigen Art beobachtet werden. Der Rückgang betrifft beide Brandflächen im selben Ausmaß. Die Daten für die Referenzfläche sind nur leicht rückläufig.

In den Brandflächen fallen bis auf die Bodenarten alle ökologischen Gilden aus. Anzumerken ist, dass der entsprechenden Säule lediglich acht Individuen zugrunde liegen (Abb. 28). Vom Brand sind im vorliegenden Fall auch Boden bewohnende Arten massiv beeinflusst. So kommt es auch in dieser Gilde zu einem Totalausfall von *Acalypta nigrina*, *Nithecus jacobaeae*, *Trapezonotus desertus* und *Stygnocoris sabulo-*

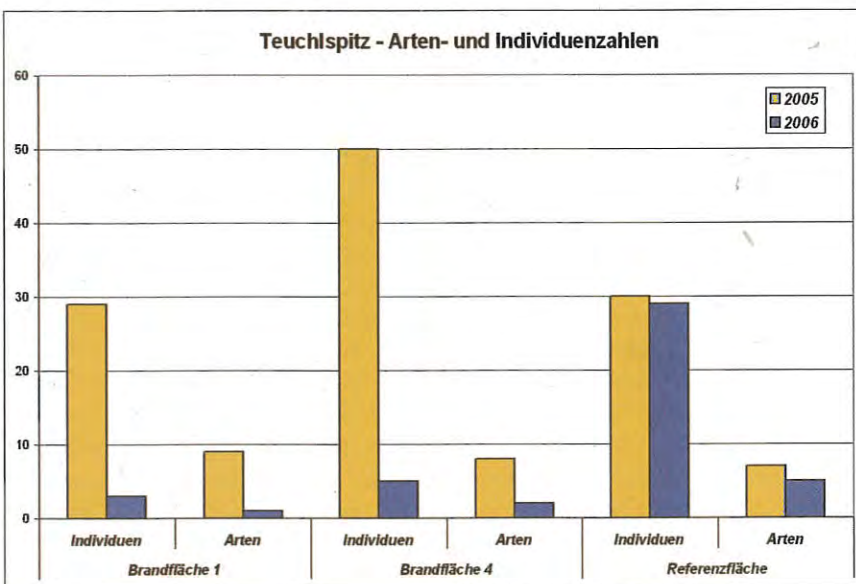
Arten	2005			2006		
	1	4	R	1	4	R
<i>Acalypta nigrina</i> (Fallén, 1807)		4	2			
<i>Lygocoris pabulinus</i> (Linnaeus, 1761)	1					
<i>Lygus wagneri</i> Remane, 1955	1					
<i>Globiceps juniperi</i> Reuter, 1902		1				1
<i>Mecomma dispar</i> (Boheman, 1852)	1					
<i>Orthotylus ericetorum</i> (Fallén, 1807)	1	1	1			
<i>Rhynocoris annulatus</i> (Linnaeus, 1758)	2	1				
<i>Nithecus jacobaeae</i> (Schilling, 1829)	5	27	10			17
<i>Kleidocerys resedae</i> (Panzer, 1797)	7					
<i>Eremocoris abietis</i> (Linnaeus, 1758)			1			
<i>Trapezonotus desertus</i> Seidenstücker, 1951	2	1	1			1
<i>Ryparochromus pini</i> (Linnaeus, 1758)		3	6	3	4	3
<i>Stygnocoris sabulosus</i> (Schilling, 1829)	9	12	9			7
<i>Canthophorus impressus</i> (Horvath, 1880)					1	
Individuen	29	50	30	3	5	29
Arten	9	8	7	1	2	5

Tab. 6: Arteninventar und Individuenzahlen der drei Flächen am Teuchlsplitz, getrennt für beide Untersuchungsjahre. Brandfläche 1 = gebrannt; Brandfläche 4 = gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst).

sus. In den Brandflächen angetroffen wurde *Canthophorus impressus*. Die Art lebt monophag an *Thesium alpinum* und ist somit als nicht autochthon für die Brandflächen einzustufen. Die zweite Art ist *Ryparochromus pini*, eine große, laufaktive Art, die an Samen unterschiedlicher Pflanzenarten saugt. Eine aktive Zuwanderung aus benachbarten Flächen ist bei dieser mobilen, euryöken Wanzenart anzunehmen. Sie nutzt die durch wenig Raumwiderstand und hohe Besonnung gekennzeichneten gebrannten Flächen. Die Brandflächen werden nicht von Gras bewohnenden Wanzenarten neu besiedelt. Der Schluss liegt nahe, dass durch das Feuer ein sehr hoher Prozentsatz der lokalen Wanzenfauna vernichtet wurde.



Abb. 26: In den Teuchlsplitz-Brandflächen hat das Brandereignis zu massiven Veränderungen in der Biotopstruktur und Pflanzenartenausstattung geführt (beide Fotos 2006 nach Brand) – die Folgen für sämtliche lokal auftretenden Wanzenarten aller ökologischen Gilden waren massiv. (Fotos: T. Frieß)



Der flächige Auflagenbrand am Teuchlsplitz hat einen massiven Einfluss auf die lokale Wanzenfauna. Es kommt zu einer de facto 100 %-igen Vernichtung des Artenbestandes (Abb. 29). Selbst die durch Brand ansonsten geförderten Bodenarten werden ausgelöscht. In den gebrannten Zonen sind die Stückzahlen um das Zehnfache zurückgegangen, gefährdete Arten fallen zur Gänze aus,

Abb. 27: Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen in den Teilflächen pro Jahr – Teuchlsplitz. Brandfläche 1 = gebrannt; Brandfläche 4 = gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst). 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.

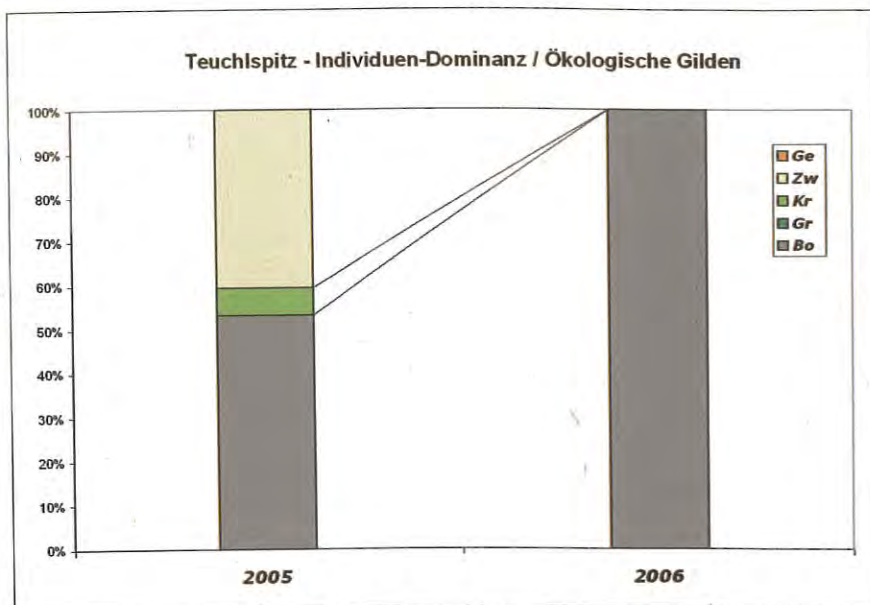


Abb. 28: Entwicklung der Individuenzahlen basierend auf den Dominanzverhältnissen (gestapelt) unterschiedlicher ökologischer Gilden auf den gebrannten Flächen des Teuchlspitzes. Bo = Bodenbewohner, Gr = Grasbesiedler, Kr = Kräuterbesiedler, Zw = Zwergstrauchbesiedler, Ge = Gehölzbesiedler. 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.

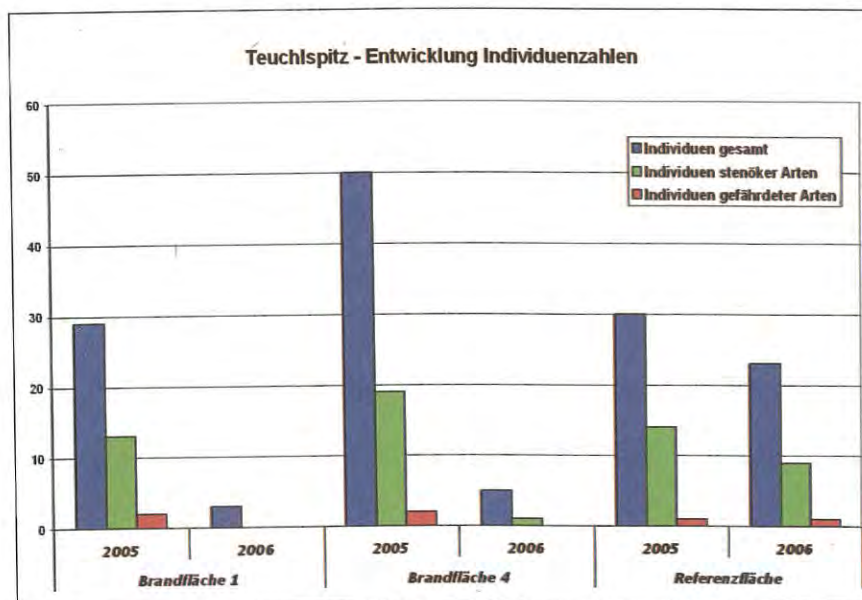


Abb. 29: Entwicklung der Individuenzahlen gesamt, stenöker und gefährdeter Arten – Teuchlspitz. Brandfläche 1 = gebrannt; Brandfläche 4 = gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst). 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.

nur ein Individuum einer stenöken Art wurde gefangen. Die neu entstandene Vegetation kann im Jahr nach Brand von keiner Art als Nahrungsraum genutzt werden, weder von Zwergstrauch- noch von Grasbesiedlern. Die Brandflächen sind im Jahr nach Brand als Wanzenlebensraum wertlos.

3.2.5 Vergleich der Auswirkungen in Inselbrandflächen und Flächenbrandflächen

In der Beurteilung des Feuereinwirkens auf die Wanzengemeinschaften muss jedenfalls zwischen den unterschiedlichen Brandtypen differenziert werden, denn für Insel-

brandflächen (Litzlhofalm, Straniger Alm, Abb. 32) und Flächenbrandflächen (Weinebene, Teuchlspitz) werden abweichende Ergebnisse erzielt.

Es hat sich gezeigt, dass auf inselartig gebrannten Flächen die Wanzenfauna nur teilweise beeinträchtigt wird. Eine kumulative Betrachtung der Ergebnisse der Entwicklung von Individuenzahlen in den inselartig gebrannten Teilflächen zeigt keinen eindeutigen Trend (Abb. 30): Stenöke wie gefährdete Arten sind auch weiterhin in den Brandarealen vorzufinden. Im Rahmen der Untersuchung auf der Friessnigalm (ebenfalls Inselbrand) zeigten sich stenöke Arten etwas reduziert (FRIEB & DERBUCH 2005), im vorliegenden Projekt in geringem Ausmaß die gefährdeten Spezies (Abb. 30).

In den flächig gebrannten Zwergstrauchheiden kommt es zu weit aus höheren nachteiligen Wirkungen. Eine Darstellung der aggregierten Ergebnisse der beiden Flächenbrandflächen zeigt Abbildung 31. Die stark dezimierte Wanzenfauna tritt nur mehr in wenigen Individuen auf, Rote-Liste-Arten fehlen beinahe gänzlich.

3.3 Resümee aus wanzenkundlicher Sicht

Insgesamt zeigt sich in den subalpinen Zwergstrauchheiden das Bild einer ökologisch hoch angepassten und vielfältigen Wanzenfauna, in der Rote-Liste-Arten regelmäßig auftreten. Dieser Ausschnitt der alpincharakteristischen Insektenfauna ist jedenfalls von naturschutzfachlicher Bedeutung und Untersuchungen zur Auswirkung dieser alten Kulturtechnik sind aus diesem Grund von Interesse.

Das frühwinterliche Brennen von Zwergstrauchbeständen hat einen sehr unterschiedlichen Einfluss auf die lokale Wanzenfauna. Es hat sich gezeigt, dass Wanzen im Generellen sehr sensibel auf den Eingriff re-

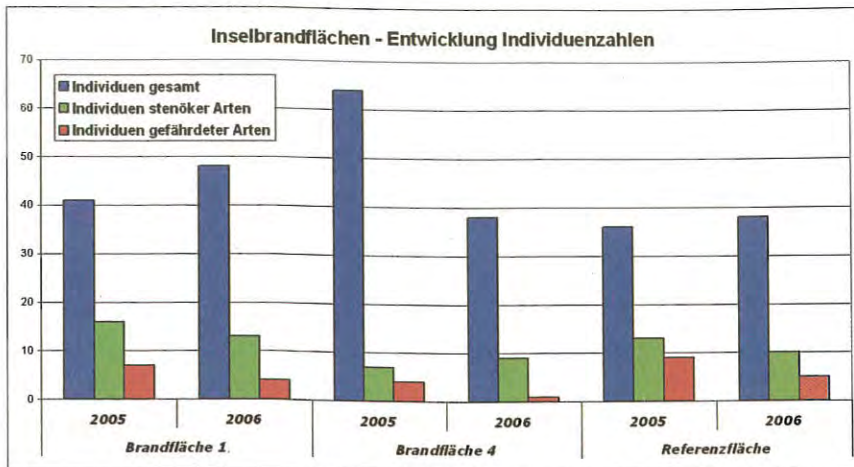


Abb. 30: Entwicklung der Wanzen-Individuen gesamt, stenöker und gefährdeter Arten in den Inselbrandflächen und den entsprechenden Referenzflächen (Straniger Alm, Litzlhofalm). Brandfläche 1 = gebrannt; Brandfläche 4 = gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst). 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.

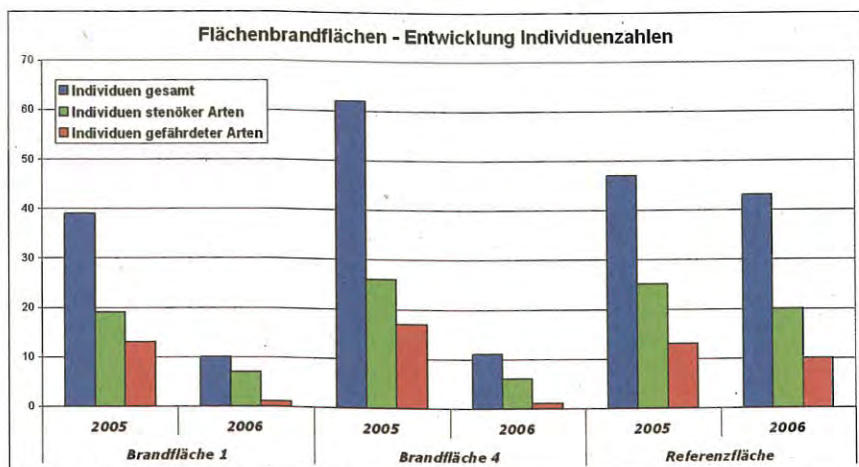


Abb. 31: Entwicklung der Wanzen-Individuen gesamt, stenöker und gefährdeter Arten in den Flächenbrandflächen und den entsprechenden Referenzflächen (Weinebene, Teuchlspitze). Brandfläche 1 = gebrannt; Brandfläche 4 = gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst). 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.



Abb. 32: Die als Inselbrandfläche zu bezeichnende Brandfläche auf der Straniger Alm im Jahr 2006. Hier kommt es zu weniger nachteiligen Wirkungen auf die charakteristische Alpenfauna als bei Flächenbrandflächen. (Foto: T. Frieß)

agieren und den Biotopzustand und die Habitatveränderungen in den Brandflächen gut widerspiegeln.

Die Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre sind für alle (nicht gebrannten) Referenzflächen in hohem Maße gleich bleibend. Der klimatische Einfluss und mögliche methodisch bedingte Unregelmäßigkeiten auf die Ergebnisse können im gegenständlichen Fall somit vernachlässigt werden.

Als wichtiger Kennwert reagiert die Artenzahl nicht eindeutig. Teils kommt es zur (starken) Reduktion, bei drei der acht gebrannten Flächen aber zu einer geringfügigen Zunahme an festgestellten Wanzenarten. Durch den Brand und das Freischneiden von Gehölzen vor Brand kommt es zu einem Strukturverlust. Beinahe überall (Ausnahme Litzlhofalm) kommt es deshalb zu einer Verschiebung in den Dominanzen unterschiedlicher ökologischer Gilden. Kennzeichnend ist, dass es zu einer Förderung der bodennah lebenden Arten auf Kosten der an der Vegetation siedelnden Wanzenfauna kommt. Zwergstraucharten sind davon am meisten betroffen. Gehölzbesiedler waren durch das Freischneiden der zu brennenden Flächen nicht mehr vertreten. Die gesamte Phytophagenfauna wird negativ beeinflusst, da auch die nahrungsökologisch an Gräser und an Kräuter gebundenen Arten dezimiert werden. Diese Werte entsprechen den Ergebnissen, die auf der Friessnigalm erzielt wurden (FRIEB & DERBUCH 2005). Insgesamt werden mehr Arten negativ als positiv beeinflusst. Dezimiert werden vor allem Arten der ökologisch an Zwergsträuchern (v. a. *Juniperus*, *Vaccinium*, *Calluna*) lebenden Wanzengilde, die teils auch gefährdet sind. Summiert man die Ergebnisse für alle Brandflächen zeigt sich ein insgesamt negativer Einfluss der Alpenen Brandwirtschaft auf Individuenzahlen und stenöke und gefährdete Arten (Abb. 33).

Es hat sich gezeigt, dass auf inselartig gebrannten Flächen die Wanzenfauna nur teilweise beeinträchtigt wird. Bei flächigem Streubrand zeigt sich die Wanzenfauna aber stark verarmt (Arten- und Individuenzahlen zwischen 33 % und 50 % reduziert) und ökologisch verändert. Drastisch können die Folgen eines flächigen Auflagenbrands sein, bei dem es de facto zu einem Komplettausfall der Wanzenfauna kommen kann.

Die Zusatzmaßnahmen Düngung und Einsaat, praktiziert auf den gebrannten Flächen 4, haben keinen wesentlichen Einfluss auf die Wanzenfauna erkennen lassen und können deshalb aus sektoraler Sicht nicht beurteilt werden. Jedenfalls kam es zu keiner Förderung von an den aufkommenden Gräsern potenziell siedelnden Graswanzen.

Der u. a. von FRIEB (2001) und WYNI-GER & DUELLI (2000) beobachtete Effekt der z. T. starken Förderung einzelner Arten nach einem Brandereignis in Waldbeständen kann in den subalpinen Zwergstrauchheiden nicht beobachtet werden. *Eremocoris abietis* und *Trapezonotus desertus* sind Bodenarten, die aber fallweise nach Brand vermehrt auftreten. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt auch die Untersuchung auf der Friessnigalm, hier wurde *Adomerus biguttatus* gehäuft nach Brand aufgefunden (FRIEB & DERBUCH 2005). Auffallend ist, dass diese geförderten Arten Imaginalüberwinterer sind und vermutlich aufgrund der Mobilität dem frühwinterlichen Feuer zumindest teilweise ausweichen können. So treten anteilmäßig in den Brandflächen nach Brand (43 %) deutlich mehr Imaginalüberwinterer auf, als davor (30 %).

Einige Wanzen gelten als Feuer liebend und werden etwa durch Waldbrände gefördert bzw. „angezogen“ (BUCK 1979, HERZOG 1998, MORETTI

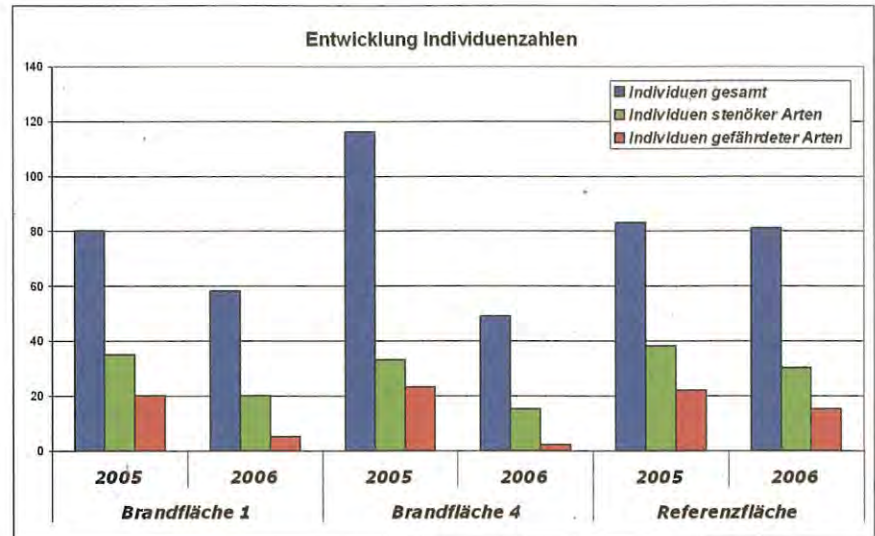


Abb. 33: Entwicklung der Wanzen-Individuen gesamt, stenöker (= ökologisch spezialisierter) und gefährdeter Arten summiert für alle Brandflächen und allen Referenzflächen. Brandfläche 1 = gebrannt; Brandfläche 4 = gebrannt, gedüngt, eingesät; R = Referenzfläche (unbeeinflusst). 2005 = vor Brand, 2006 = nach Brand.

et al. 2001 2004, WYNI-GER & DUELLI 2000). Diese Arten (v. a. aus der Gattung *Aradus*) nutzen das Feuerereignis, indem sie einerseits das verbrannte Holz als Brutplatz verwenden, und sich andererseits von den auf dem verkohlten Holz wachsenden Pilzen ernähren (LAPPALAINEN & SIMOLA 1998). Solche Arten konnten in den Zwergstrauch-Brandflächen nicht angetroffen werden.

Im Hinblick auf die Habitatverfügbarkeit für die naturschutzfachlich relevanten Wanzenarten dieses Lebensraumtyps in Kärnten, die beinahe zur Gänze auf die Anwesenheit von Zwergsträuchern und Gehölzen angewiesen sind (v. a. *Globiceps juniperi*, *Mecomma dispar*, *Orthotylus ericetorum*, *Hallodapus rufescens*, *Acompocoris* spp., *Chlorochroa juniperina*), ist festzustellen, dass laut Kärntner Vegetationskarte (HARTL et al. 2001) bodensauere, subalpine Zwergstrauchheiden in der Kreuzeckgruppe, im Oberen Mölltal, in der Fragant, in den Nockbergen und der Sau- und Koralpe teils große Flächenanteile einnehmen. Kärntenweit liegt der Anteil von Zwergstrauchheiden und Weiderasen auf Silikat bei 3 % (HARTL et al. 2001). In der Roten Liste der

Biotoptypen Kärntens gelten diese Zwergstrauchheidetypen der Hochlagen als nicht gefährdet und in Zunahme begriffen (EGGER et al. 2007).

Auch aufgrund der geringen Flächengrößen der Brandflächen ist ein Überleben bzw. Ausweichen von lokalen Populationen in benachbarte Zwergstrauchbestände wahrscheinlich bzw. eine Wiederbesiedelung im Falle eines inselartigen Brandes möglich. Zu einer kompletten lokalen Auslöschung von naturschutzfachlich wertvollen Arten im Zuge der Brandwirtschaft dürfte es deshalb nicht kommen.

Insgesamt überwiegen in der Alpinen Brandwirtschaft die negativen Auswirkungen auf die Wanzenfauna gegenüber den positiven, wobei wie oben beschrieben der Effekt im Ausmaß stark variiert. Wie Untersuchungen auf der Friessnigalm gezeigt haben, ist die negative Beeinflussung der Wanzenfauna bei Schlägelung lokal aber höher als auf Inselbrandflächen. Deshalb stellt das frühwinterliche Brennen aus sektoral-naturschutzfachlicher Sicht eine interessante Alternative zur Schlägelung dar.

4. Naturschutzfachliche Stellungnahme aus tierökologischer Sicht

Diese Stellungnahme wurde gemeinsam mit G. Bergthaler (Spinnentiere) und G. Derbuch (Heuschrecken) erarbeitet.

Dass der Feuereinsatz eine der möglichen Naturschutzstrategien für die Pflege und Erneuerung von Lebensräumen darstellt, insbesondere für von Verbuschung bedrohtes Trocken-Grünland, ist bekannt (vgl. GOLDAMMER et al. 1997). Für Almweiden, die an sich sensibel und aufgrund der eingeschränkten Sukzessionsgeschwindigkeit und Biomasseproduktion träger reagieren und tierökologisch aufgrund des hohen Anteils spezialisierter Arten generell von Bedeutung sind, ist diese Feststellung aus ökologischer Sicht zu hinterfragen.

Die Auswirkungen von Brandereignissen auf die Tierwelt sind von vielen Faktoren (= Feuerregime) abhängig (vgl. RIESS 1976a, 1976b). Die wichtigsten sind Lufttemperatur, Windrichtung und Windgeschwindigkeit, Streufeuchte, Hangneigung, Temperatur der Bodenoberfläche, der Zeitpunkt und auch die Brenntechnik (Lauf- oder Mitwindfeuer, Gegenwindfeuer oder Ringfeuer). Übereinstimmend belegen die meisten Autoren, dass die Einflussnahme auf die Tierwelt aber unmittelbar mit dem Zeitpunkt des Brandes sowie der Brandintensität in Relation steht. Der frühwinterliche Brand (kaltes Mitwindfeuer) – wie in den Kärntner Projekten angewandt – kann bezüglich der Technik, des Zeitpunkts und der Intensität mit dem Abbrennen norddeutscher Heidegebiete verglichen werden. Wie dort belegt, wirken sich diese Brandereignisse auf Insekten in Summe nur geringfügig auf die Individuen- und Artenzahlen, jedoch oft drastisch auf das zahlenmäßige Auftreten einzelner Arten aus (u. a. MELBER & SCHMIDT 2002, MORRIS 1975, SCHMIDT & MELBER 2004). Die Hitzeeinwirkung beeinflusst jene Kleintiere

am meisten, die in der Streuschicht leben oder überwintern. Doch haben bei dieser Feueranwendung die Tiere die Chance, sofern sie sich in beweglichen Stadien befinden, zu fliehen oder sich im und am Boden oder im Wurzelgeflecht zu verbergen – insbesondere, wenn die Branddauer und Brandtiefe ein gewisses Maß nicht übersteigen.

Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch die gegenständlichen Untersuchungen. Die Dominanzen innerhalb unterschiedlicher Artengruppen und Ökologischen Gilden werden z. T. stark verschoben. Aber nur in wenigen Fällen kommt es zur lokalen Auslöschung von Arten. Im Falle des inselartigen Brandes kann eine Wiederbesiedelung von kleineren Brandflächen ausgehend von nahe liegenden Zwergstrauchbeständen schnell erfolgen. Ein flächiger Auflagenbrand hat die stärksten Negativfolgen (v. a. Diversitätsverlust, Auslöschung gefährdeter Arten), insbesondere unter den Phytophagen (Pflanzenfressern).

Das kalte Winterfeuer dürfte insgesamt in höherem Ausmaß durch die Veränderung der Vegetation und der Biotopstruktur als durch die unmittelbare Brandeinwirkung auf die Zoozöosen einwirken (vgl. MELBER & PRÜTER 1997).

Der von HÖRDEGEN & DUELLI (2000) beschriebene Effekt, dass durch Feuer ein Mosaik an Habitatstrukturen entsteht und die Artenzahl etwa bei Laufkäfern insgesamt erhöht, kann teilweise, z. B. bei der Gilde der bodennah lebenden Wanzenarten, nachvollzogen werden. Insgesamt halten sich die Beispiele für Zunahme und Abnahme der Artenzahlen im Jahr nach Brand in den Kärntner Versuchsflächen in etwa die Waage.

Brandflächen bieten oft für Pionierarten und für mobile, flugfähige Arten eine neue Entwicklungschance (u. a. SCHNEID et al. 2004). Ein solcher Effekt konnte vor Ort und für die untersuchten Tiergruppen nur am Beispiel weniger Spinnenarten dokumentiert werden. Zu einer Förderung von sel-

tenen und gefährdeten Arten, wie etwa von HANDKE (1997) für gebrannte Brachflächen beschrieben wird, kommt es in den subalpinen Kärntner Zwergstrauchheiden vereinzelt innerhalb der Spinnen-, Weberknecht- und Heuschreckenfauna. Das Brennen hat sich insgesamt für anspruchslose Insektenarten eher positiv, für stenöke und gefährdete Insektenarten negativ ausgewirkt.

Das Projekt hat wichtige Aufschlüsse über die unterschiedliche Wirkung der beiden Brandtypen Inselbrand und Flächenbrand erbracht. Am stärksten betroffen ist die tierische Biozönose bei flächigem Auflagenbrand mit höheren Brandtemperaturen.

Ein direkter Vergleich zur herkömmlichen Almrevitalisierungsmaßnahme Schlägeln ist aufgrund fehlender methodisch ausreichend abgesicherter Vergleichsdaten nicht möglich. Erste Ergebnisse von der Friessnigalm (KERSCHBAUMER et al. 2004) haben aber gezeigt, dass das Schlägeln im Vergleich zum Inselbrand aus entomologischer und arachnologischer Sicht als problematisch zu bewerten ist. Auch scheint die weitere Intensivierung von Almflächen nach Brand nicht so leicht möglich und effizient zu sein wie nach einer Schlägelnung, was aus ökologischer Sicht positiv zu beurteilen ist.

Die generelle Habitatverfügbarkeit für stenöke und gefährdete Lebensraumspezialisten ist in den potenziellen Brandregionen Kärntens als gut einzuschätzen. Doch sollte das Brennen jedenfalls kleinflächig erfolgen. Wichtig ist das Belassen von intakten Zwergstrauchbeständen in unmittelbarer Nachbarschaft, als Refugial- und Wiederbesiedelungshabitate.

Nach den bisher vorliegenden Erkenntnissen zur Alpinen Brandwirtschaft in Kärnten wird das frühwinterliche Brennen der Zwergstrauchbestände aus insekten- und spinnentierkundlicher Sicht als interessante naturschutzfachliche Alternative für das „Almoffenhalten“ erachtet.

5. Forschungsdefizite und Ausblick

Die hier vorgestellten Untersuchungen haben gute Basisdaten zur Beurteilung der Alpinen Brandwirtschaft aus tierökologisch-naturschutzfachlicher Sicht gebracht. Defizite bzw. Forschungsbedarf bestehen v. a. bezüglich folgender Fragestellungen:

Wie entwickeln sich die Brandflächen in den Folgejahren nach Brand? Wie schnell werden Brandflächen von biotopspezifischen Arten wiederbesiedelt?

Welche der beiden Almrevitalisierungsmaßnahmen (Brand und Schlängelung) ist für die Natur verträglicher?

Welche Rahmenbedingungen (Flächengröße, Zeitpunkt, Umgebung) sind beim Brennen zu beachten?

Zur klaren Beschreibung der Auswirkungen der Alpinen Brandwirtschaft auf Pflanzen- und Tierlebensgemeinschaften wäre eine mehrjährige Beobachtung der Sukzession und Wiederbesiedelung vonnöten. Diesbezüglich wäre der Vergleich inselartig mit flächig gebrannter Brandflächen von Bedeutung. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist ein direkter Vergleich von Brandflächen zu geschlängelten Flächen hoch interessant. Dies ist notwendig, um das Ausmaß der Einwirkungen der Alpinen Brandwirtschaft im praxisnahen Umfeld beurteilen zu können.

6. Dank

Ein besonderer Dank gilt Georg Derbuch (Graz) für die gemeinsamen entomologischen Tage in den Kärntner Bergen. Brigitte Komposch (Graz), Gernot Kunz (Graz), Ekkehard Wachmann (Berlin) und Wolfgang Rabitsch (Wien) haben Wanzenfotos sowie Christian Rieger (Nürtingen) wertvolle Datensätze zur Verfügung gestellt. Herzlichen Dank!

7. Literatur

ACHTZIGER, R., T. FRIEB & W. RABITSCH (2007): Die Eignung von Wanzen (Insecta, Heteroptera) als Indikatoren im Naturschutz. *Insecta, Zeitschrift für Entomologie und Naturschutz*, 10:5-39.

BASTIAN, O. & K.-F. SCHREIBER (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. *Umweltforschung*, Gustav-Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.

BOCKWINKEL, G. (1988): Der Einfluß der Mahd auf die Besiedlung von mäÙig intensiv bewirtschafteten Wiesen durch Graswanzen (Stenodemini, Heteroptera). *Natur & Heimat*, 48 (4):119-129.

BUCK, C.-H. (1979): Auswirkungen eines Waldbrandes auf Tiere und Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Mäuse und Arthropoden. *Drosera*, 2:63-80.

DUELLI, P. & M. K. OBRIST (1998): In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation*, 7:297-309.

DUELLI, P. & M. K. OBRIST (2003): Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98 (1-3):87-98.

EGGER, G., W. PETUTSCHNIG, S. GLATZ & S. AIGNER (2007): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Kärntens. *Kärntner Naturschutzberichte*, 11:62-107, Klagenfurt.

FRANZ, H. & E. WAGNER (1961): Hemiptera Heteroptera. In: FRANZ, H. (Hrsg.): *Die Nordostalpen im Spiegel ihrer Landtierwelt* 2. Verlag Wagner, Innsbruck: 271-401.

FRIEB, T. (1998): Die Wanzen (Heteroptera) des Naturschutzgebietes Hörfeld-Moor (Kärnten/Steiermark). *Carinthia II*, 188./108.:589-605, Klagenfurt.

FRIEB, T. (1999): Die Wanzenfauna (Heteroptera) mehrjähriger Ackerbrachen

mit Saumbiotopen im Glanfeld (Kärnten). *Carinthia II*, 189./109.:335-352, Klagenfurt.

FRIEB, T. (2000): Wanzen (Heteroptera) in den montanen und alpinen Lebensräumen des Hochobirs (Karawanken, Südösterreich). *Linzer biologische Beiträge*, 32/2:1301-1315.

FRIEB, T. (2001): Wanzen (Heteroptera) aus dem Naturschutzgebiet „Trögerer Klamm“ in Südkärnten. *Linzer biologische Beiträge*, 33/1:275-293.

FRIEB, T. (2002): Auf der Mussen, auf der Mussen sitzen viele Wanzen. In: WIESER, C. & C. KOMPOSCH (Red.): *Bergwiesenlandschaft Mussen. Paradieslilie und Höllenotter*:197-201. Verlag Naturwissenschaftlicher Verein Kärnten, Klagenfurt.

FRIEB, T. (2006): Feuer und Wanzen: Auswirkungen der Brandwirtschaft auf die Wanzenfauna subalpiner Zwergstrauchheiden in den Kärntner Nockbergen. *Heteropteron*, 23:11. bzw. unter gleichem Titel in: *Beiträge zur Entomofaunistik*, 7:184-185.

FRIEB, T. & G. DERBUCH (2005): Kulturlandschaftsprojekt Kärnten: Pilotprojekt Brandbewirtschaftung auf Almen (Friessnigalm), Fachbereich Insekten (Heuschrecken und Wanzen): Monitoring und Begleitdokumentation. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Arge NATURSCHUTZ (Klagenfurt), Graz.

FRIEB, T. & W. RABITSCH (2009): Checkliste und Rote Liste der Wanzen Kärntens (Insecta: Heteroptera). *Carinthia II*, 199./119.: 335-392.

GOGALA, A. (2006): Heteroptera of Slovenia, III: Miridae. *Annales, Ser. hist. nat.*, 16:77-112.

GOLDAMMER, J. G., H. PAGE & J. PRÜTER (1997): Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa - Ein Positionspapier. *NNA-Berichte*, 10 (5):2-17.

HANDKE, K. (1997): Zur Wirbellosen-Fauna regelmäßig gebrannter Brachflächen in Baden-Württemberg 1983/84. *NNA Berichte*, 10 (5):72-81.

- HARTL, H., R. STERN & M. SEGER (2001): Karte der aktuellen Vegetation von Kärnten. Das Vegetationsgefüge einer inneralpiner Region im Süden Österreichs. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt.
- HEISS, E. (1973): Zur Heteropterenfauna Nordtirols (Insecta: Heteroptera) III: Lygaeoidea. Veröff. Museum Ferdinandeum Innsbruck, 53:125-158.
- HEISS, E. (1977): Zur Heteropterenfauna Nordtirols (Insecta, Heteroptera) V: Ceratocombidae, Nabidae, Anthocoridae, Cimicidae, Microphysidae. Veröff. Museum Ferdinandeum Innsbruck, 57:35-51.
- HERZOG, S. (1998): Der direkte Einfluss des Feuers auf die Arthropodenfauna bei einem Waldbrandexperiment im Kanton Tessin. Diplomarbeit, ETH-Zürich.
- HÖLZEL, E. (1954): Neues über Heteroptera (Ungleichflügler oder Wanzen) aus Kärnten. Carinthia II, 144./64.:70-83, Klagenfurt.
- HÖLZEL, E. (1959): Die Insektenfauna der näheren und weiteren Umgebung von St. Paul im Lavantale. Carinthia I, Mitt. d. Geschichtsver. Kärnten, 149. (2-4), Festaussgabe für St. Paul: 652-668, Klagenfurt.
- HÖRDEGEN, P. & P. DUELLI (2000): Die Auswirkungen der Feuerfrequenz und der Zeitspanne zum letzten Feuerereignis auf die Laufkäfer (Carabidae) in Kastanienwäldern der Südschweiz. Mitteilungen Deutsche Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie, 12:303-305.
- HUBER, T., N. KERSCHBAUMER, S. AIGNER & G. BERGTHALER (2008): Kulturlandschaftsprojekt Kärnten: Fallbeispiele Alpine Brandwirtschaft. Kärntner Naturschutzberichte, 12:25-29, Klagenfurt.
- KAUWLING, S., D. GLANDT & H. MATTES (1995): Zur Wanzenfauna junger Ackerbrachen in der Westfälischen Bucht. Ein Beitrag zur Bewertung der Flächenstilllegung aus tierökologischer Sicht. Metelener Schr.-R. f. Naturschutz, 5:59-74.
- KERSCHBAUMER, N. & T. HUBER (2002): Alpine Brandwirtschaft - Auswirkungen auf Vegetation und Fauna. Unpublizierte Studie im Auftrag der Kärntner Landesregierung, Abt. 10L, Klagenfurt.
- KERSCHBAUMER, N. & T. HUBER (2006): Kulturlandschaftsprojekt Kärnten: Alpine Brandwirtschaft, Pilotprojekt Friessnigalm - Auswirkungen auf Vegetation. - Unpublizierte Studie im Auftrag der Arge NATURSCHUTZ (Klagenfurt), Afritz am See.
- KERSCHBAUMER, N., T. HUBER, G. J. BERGTHALER, G. DERBUCH & T. FRIEB (2006): Kulturlandschaftsprojekt Kärnten: Alpine Brandwirtschaft, Pilotprojekt Friessnigalm - Auswirkungen auf Vegetation und Fauna. Unpublizierte Studie im Auftrag der Arge NATURSCHUTZ (Klagenfurt), Afritz am See.
- KERSCHBAUMER, N., T. HUBER, T. FRIEB, G. DERBUCH, G. J. BERGTHALER & P. GROS (2004): Kulturlandschaftsprojekt Kärnten. Pilotprojekt Alpine Brandwirtschaft Friessnigalm. - Kärntner Naturschutzberichte, 9:14-22, Klagenfurt.
- KERZHNER, I.M. & M. JOSIFOV (1999): Miridae Hahn, 1883. In: AUKEMA, B. & C. RIEGER (Hrsg.): Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Reg. Vol. 3. Netherlands Entomol. Soc., Amsterdam.
- KOFLER, A., E. HEISS & W. RABITSCH (2008): Neue Fundmeldungen von Wanzen aus Osttirol und Kärnten (Insecta, Heteroptera). II. Teil. Beiträge zur Entomofaunistik, 9:141-165.
- LAPPALAINEN, H. & H. SIMOLA (1998): The fire-adapted flatbug *Aradus laeviusculus* Reuter (Heteroptera, Aradidae) re-discovered in Finland (North Karelia, Kili National Park). Entomologica Fennica, 9 (1):3-4.
- LICHTENEGGER, E. (1998): Brandrodung auf Almweiden aus ökologischer und wirtschaftlicher Sicht. Der Alm- und Bergbauer, Folge 5/98.
- LÜTKEPOHL, M. & A. STUBBE (1997): Feuersgeschichte in nordwestdeutschen Calluna-Heiden unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. NNA-Berichte, 10 (5):105-114.
- MELBER, A. & J. PRÜTER (1997): Zu den Auswirkungen eines kontrollierten Winterfeuers auf die Wirbellosenfauna einer *Calluna*-Sandheide - erste Ergebnisse. NNA Berichte, 10 (5):115-118.
- MELBER, A. & L. SCHMIDT (2002): Der Einfluss von kontrolliertem Brennen in *Calluna*-Heiden auf die Wirbellosenfauna. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe, 8/2002:45-53.
- MIRSCH, A. (1997): Vegetationskundliche Untersuchungen auf Heide-Brachflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ im Hinblick auf Brand als Pflegemaßnahme. NNA-Berichte, 10 (5):119-128.
- MORETTI, M., M. CONDERA & P. DUELLI (2001): Große Dynamik nach Waldbränden auf der Alpensüdseite. Informationsblatt Forschungsbereich Wald, Eidg. Forschungsanstalt WSL, 7:1-3.
- MORETTI, M., M. K. OBRIST & P. DUELLI (2004): Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. Ecography, 27:173-186.
- MORRIS, M. G. (1975): Preliminary observations on the effects of burning on the Hemiptera (Heteroptera and Auchenorrhyncha) of limestone Grassland. Biol. Conservation, 7:311-319.
- MÜLLER, J., I. VAGTS & E. FRESE (1997): Pflanzliche Regenerationsstrategien und Besiedlungsdynamik in nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden nach Brand. NNA-Berichte, 10 (5):87-104.
- OBRIST, M. K. & P. DUELLI (1998): Wanzen und Pflanzen. Auf der Suche nach den besten Korrelaten zur Biodiversität. Informationsblatt des Forschungsbereiches Landschaftsökologie, 37:1-6.
- PÉRICART, J. (1983): Hémiptères Tingidae euro-méditerranéens. Faune de France 69.

- PERICART J. (1999): Hémiptères Lygaeidae euro-méditerranéens. Faune de France 84A, 84B, 84C.
- PLACHTER, H., D. BERNOTAT, R. MÜSSNER & U. RIECKEN (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 70.
- PROHASKA, K. (1923): Beitrag zur Kenntnis der Hemipteren Kärntens. Carinthia II, 113./33.:32-101, Klagenfurt.
- PROHASKA, K. (1932): Zweiter Beitrag zur Kenntnis der Hemipteren Kärntens. Carinthia II, 122./42.:21-41, Klagenfurt.
- RABITSCH, W. (2003): Die Wanzensammlung am Landesmuseum Kärnten. Rudolfinum, Jahrbuch Landesmus. Kärnten 2002: 451-480, Klagenfurt.
- RABITSCH, W. (2005): Heteroptera (Insecta). In: SCHUSTER, R. (Hrsg.): Checklisten der Fauna Österreichs, Österreichische Akademie der Wiss., Wien, No. 2:1-64.
- RABITSCH, W. (2007): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Wanzen (Heteroptera), 1. Fassung 2005. Niederösterreichische Landesregierung, Abteilung Naturschutz, St. Pölten.
- RABITSCH, W. (2009): Wanzen (Heteroptera). In: RABITSCH, W. & F. ESSL (Hrsg.): Endemiten. Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt: 617-624. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten und Umweltbundesamt.
- RIESS, W. (1976a): Umweltfaktor feuergeleiteter Einsatz in der Landschaftspflege. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Göttingen: 267-273.
- RIESS, W. (1976b): Monokultur und Feuer - Vernichtung und Erhaltung. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Göttingen: 219-223.
- SAUBERER, N. & G. GRABHERR (1995): Fachliche Grundlagen zur Umsetzung der FFH-Richtlinie, Schwerpunkt Lebensräume. Umweltbundesamt, Report, 115.
- SCHMIDT, J. & A. MELBER (2004): Einfluss des Heidemanagements auf die Wirbellosenfauna in Sand- und Moorheiden Nordwestdeutschlands. NNA-Berichte, 17 (2):145-164.
- SCHNEID, A., C. NEFF & C. JENTSCH (2004): Flächenextensivierung im Mittleren Schwarzwald. Ergebnisse und Diskussion der in der Raumschaft Schramberg durchgeführten geographischen und landschafts-feuerökologischen Untersuchungen. Materialien zur Geographie, 34, Mannheim.
- SCHNEIJER, F. (1970): Agrargeschichte der Brandwirtschaft. Forschungen zur geschichtlichen Landeskunde der Steiermark, Historische Landeskommission Graz, Band XXV.
- TÜXEN, R. (1966): Die Lüneburger Heide. Werden und Vergehen einer Landschaft. Anthropogenen Vegetation: 379-395.
- TÜXEN, R. (1974): The use of fire in nature conservation? Proc. Annual Tall Timbers Fire Ecol. Conf., 13.
- UMWELTBUNDESAMT (1997): Monitoring for nature conservation. UBA, Conference papers, 22.
- WACHMANN, E., A. MELBER & J. DECKERT (2004): Wanzen. Band 2. Cimicomorpha. Microphysidae (Flechtenwanzen), Miridae (Weichwanzen). Die Tierwelt Deutschlands, 75., Göcke & Evers, Keltern.
- WACHMANN, E., A. MELBER & J. DECKERT (2006): Wanzen. Band 1. Dipsocoromorpha, Nepomorpha, Gerromorpha, Leptopodmorpha, Cimicomorpha (Teil 1). Die Tierwelt Deutschlands, 77., Göcke & Evers, Keltern.
- WACHMANN, E., A. MELBER & J. DECKERT (2007): Wanzen. Band 3. Pentatomomorpha I. Aradidae, Lygaeidae, Piesmatidae, Berytidae, Pyrrhocoridae, Alydidae, Coreidae, Rhopalidae, Stenocephalidae. Die Tierwelt Deutschlands, 78., Göcke & Evers, Keltern.
- WACHMANN, E., A. MELBER & J. DECKERT (2008): Wanzen. Band 4. Pentatomomorpha II. Pentatomoidea. Cydnidae, Thyreocoridae, Plataspidae, Acanthosomatidae, Scutelleridae, Pentatomidae. Die Tierwelt Deutschlands, 81., Göcke & Evers, Keltern.
- WYNIGER, D. & P. DUELLI (2000): Die Entwicklung der Wanzenfauna (Heteroptera) nach einem experimentellen Waldbrand im Tessiner Kastanienwald. Mitteilungen Deutsche Gesellschaft Allgemeine Angewandte Entomologie, 12:425-428.
- ZULKA, K.-P. & E. EDER (2007): Zur Methode der Gefährdungseinstufung: Prinzipien, Aktualisierungen, Interpretation, Anwendung. In: ZULKA, K.-P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14/2:11-36.
- ZULKA, K.-P., E. EDER, H. HÖTTINGER & E. WEIGAND (2001): Grundlagen zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Monographien Umweltbundesamt Wien, 135.
- ZULKA, K.-P., E. EDER, H. HÖTTINGER & E. WEIGAND (2005): Einstufungskonzept. In: ZULKA, K.-P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14/1:11-44.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Thomas FRIEB
ÖKOTEAM – Institut für Tier-
ökologie und Naturreisplanung
Bergmannsgasse 22
8010 Graz
friess@oekoteam.at

DI Norbert KERSCHBAUMER
Am Bach 9
9542 Afritz a. See
kerschbaumer@berchtold-lp.at