

ENTWICKLUNG EINER NATURSCHUTZKONZEPTION IN  
WEINBAUGEBIETEN AUF DER GRUNDLAGE EINER VERGLEICHENDEN  
UNTERSUCHUNG FAUNISTISCHER UND BETRIEBSWIRTSCHAFTLICHER  
PARAMETER PRAXISÜBLICH UND ÖKOLOGISCH ERZEUGENDER  
WEINBAUBETRIEBE

**Dissertation zur Erlangung des  
naturwissenschaftlichen Doktorgrades  
der Bayerischen Julius-Maximilians-Universität Würzburg**

vorgelegt von

Armin Götzke

aus Köln-Weidenpesch

Würzburg 2006

Eingereicht am: .....

Mitglieder der Promotionskommission:

Vorsitzender: Prof. Dr. Martin J. Müller

Gutachter: Prof. Dr. K. Eduard Linsenmair

Gutachter: Prof. Dr. Jürgen Tautz

Tag des Promotionskolloquiums: .....

Doktorurkunde ausgehändigt am: .....

Gefördert durch das  
Stipendienprogramm der  
Deutschen Bundesstiftung Umwelt

**DBU**



Deutsche Bundesstiftung Umwelt

Sponsored by the Scholarship  
Programme of the German  
Federal Environmental Foundation

**DBU**



Deutsche Bundesstiftung Umwelt



# *Inhaltsverzeichnis*

<b>Vorbemerkung</b> .....	<b>9</b>
<b>Einführung</b> .....	<b>9</b>
<b>A: Naturschutzfachlicher Teil</b> .....	<b>11</b>
<b>Methodik</b> .....	<b>11</b>
<b>Auswahl der Vergleichsflächenpaare</b> .....	<b>11</b>
<b>Auswahl der Beprobungsmethoden und Arthropodengruppen nach Vorversuchen</b> .....	<b>13</b>
<b>Erfassungsmethoden</b> .....	<b>15</b>
<b>Aufbereitung des Probenmaterials der Barberfallen</b> .....	<b>21</b>
<b>Determination und Auszählung</b> .....	<b>22</b>
<b>Analysemethoden und statistische Verfahren</b> .....	<b>25</b>
Diversität der Gemeinschaften.....	25
Ähnlichkeit der Gemeinschaften.....	27
Naturschutzfachliche Bewertung.....	28
Sonstiges.....	29
<b>Ergebnisse</b> .....	<b>30</b>
<b>Bewirtschaftungsunterschiede in den untersuchten Varianten</b> .....	<b>30</b>
Allgemeine Unterschiede und Einführung der Varianten.....	30
Vegetationskundliche Charakterisierung der Vergleichsflächen.....	32
<b>Die Carabiden-Gemeinschaften der Rebflächen</b> .....	<b>37</b>
Allgemeine Daten zur Gemeinschaft.....	37
Zusammenfassung: Zurechenbarkeit der festgestellten Arten zum Habitat „Rebfläche“ sowie den Einzelflächen/Effizienz der Untersuchung/Korrektur der Abundanzen.....	38
Vergleich der Flächenpaare.....	39
Vergleich der Gesamtgemeinschaften.....	45
<b>Zusammenfassung und Diskussion zur Analyse der Carabidengemeinschaften</b> .....	<b>54</b>
<b>Die Spinnen-Gemeinschaften der Rebflächen</b> .....	<b>56</b>
Allgemeine Daten zur Gemeinschaft.....	56
Zusammenfassung: Zurechenbarkeit der festgestellten Arten zum Habitat „Rebfläche“ sowie den Einzelflächen/Effizienz der Untersuchung/Korrektur der Abundanzen.....	57
Vergleich der Flächenpaare.....	57
Vergleich der Gesamtgemeinschaften.....	64

<b>Zusammenfassung und Diskussion zur Analyse der Spinnengemeinschaften .....</b>	<b>72</b>
<b>Die Gemeinschaften der Zikaden und Heuschrecken.....</b>	<b>74</b>
Zikaden.....	75
Heuschrecken .....	84
Sonstige Beobachtungen.....	86
<b><i>Diskussion und Bewertung der untersuchten Varianten im Hinblick auf ihre diversitätsfördernde Wirkung .....</i></b>	<b>88</b>
<b>Begrünung und Bodenbearbeitung .....</b>	<b>88</b>
Begrünung .....	88
Mulchen.....	89
Bodenbearbeitung.....	91
<b>Pflanzenschutz.....</b>	<b>92</b>
Fungizide .....	92
Insektizide .....	96
Acarizide .....	97
Zusammenfassung .....	98
<b><i>B: Betriebswirtschaftlicher Teil.....</i></b>	<b>99</b>
<b><i>Gliederung des Betriebsprozesses und Abgrenzung der für die Untersuchung bedeutsamen Bereiche .....</i></b>	<b>99</b>
Weinbau als wirtschaftlicher Prozess.....	99
Bedeutung der einzelnen Bereiche für die Untersuchung .....	100
<b><i>Vergleich praxisüblicher und ökologischer Wirtschaftsweise im Bereich Aussenwirtschaft: Literaturdaten.....</i></b>	<b>101</b>
Gliederung der Aussenwirtschaft .....	102
Unterschiede in den Bewirtschaftungssystemen praxisüblich vs. ökologisch: Ermittlung kritischer Faktoren .....	106
Unterschiede in der Bewirtschaftung.....	106
Auswirkungen der Unterschiede: Kosten .....	109
Auswirkungen der Unterschiede: Erträge.....	131
<b><i>Vergleich praxisüblicher und ökologischer Wirtschaftsweise im Bereich Außenwirtschaft: Eigene Betriebe.....</i></b>	<b>138</b>
Auswertung der Arbeitstagebücher .....	139
Bodenbearbeitung und Begrünungsmanagement .....	139
Düngung .....	140

Pflanzenschutz.....	141
Auswirkungen der Produktionsunterschiede: Kosten.....	143
Auswirkungen der Produktionsunterschiede: Erträge.....	146
Betriebswirtschaftlich zu berücksichtigende Entwicklungen der letzten Jahre.....	147
<b><i>Diskussion und Bewertung der Varianten: Problembereiche der Bewirtschaftungsumstellung und ihre betriebswirtschaftlichen Konsequenzen.....</i></b>	<b>148</b>
<b><i>C: Entwicklung des Schutzkonzeptes.....</i></b>	<b>152</b>
<b>Gegenüberstellung naturschutzfachlicher Nutzenerwartung und betriebswirtschaftlicher Folgekosten.....</b>	<b>152</b>
<b>Zusammenstellung des bevorzugten Konzeptes und Berechnung der notwendigen Ausgleichszahlungen.....</b>	<b>153</b>
<b>Notwendigkeit begleitender Rahmenbedingungen.....</b>	<b>155</b>
<b><i>Anhang.....</i></b>	<b>157</b>
<b>1. Einführung.....</b>	<b>157</b>
Die Bedrohung der biologischen Vielfalt.....	157
Der Schutz der biologischen Vielfalt in der Kulturlandschaft.....	166
<b>2. Carabiden: Kritische Diskussion der Artenlisten und Abundanzdaten sowie Korrekturen einzelner Daten.....</b>	<b>184</b>
Artenliste Carabiden.....	184
Zurechenbarkeit der festgestellten Arten zum Habitat „Rebfläche“ sowie zu den einzelnen Flächen.....	185
Effizienz der Untersuchung, Vergleichbarkeit der Faunen und Korrektur der Abundanzen einzelner Arten .....	190
<b>3. Carabiden: Abbildungen der Estimators für die Gemeinschaften der Einzelflächen ...</b>	<b>199</b>
<b>4. Carabiden: Analyse zur ökologischen und biologischen Charakteristik der Gemeinschaften.....</b>	<b>202</b>
<b>5. Spinnen: Artenliste, kritische Diskussion des Vorkommens einzelner Arten und Vergleichbarkeit der Gemeinschaften.....</b>	<b>228</b>
Artenliste.....	228
Zurechenbarkeit der festgestellten Arten zum Habitat „Rebfläche“ sowie zu den einzelnen Flächen.....	230
Effizienz der Untersuchung und Vergleichbarkeit der Faunen.....	231
<b>6. Spinnen: Abbildungen der Estimators für die Gemeinschaften der Einzelflächen .....</b>	<b>234</b>
<b>7. Spinnen: Analyse zur ökologischen und biologischen Charakteristik der Gemeinschaften</b>	<b>237</b>
<b><i>Zusammenfassung.....</i></b>	<b>257</b>

<i>Summary</i> .....	259
<i>Literatur</i> .....	261
<i>Danksagung</i> .....	277
<i>Liste der Publikationen</i> .....	278
<i>Ehrenwörtliche Erklärung</i> .....	278
<i>Lebenslauf</i> .....	279

## Vorbemerkung

Damit der Leser leichter die wesentlichen Elemente dieser Arbeit verfolgen kann, wurde sie zweigeteilt. Der erste Abschnitt umfasst die Kernaussagen und die dafür notwendigen Einführungen. Im als „Anhang“ gekennzeichneten zweiten Teil sind alle jene Darstellungen und Ergebnisse gesammelt, die für das Verständnis nicht zwingend notwendig sind. Der Zusammenhang mit den Darstellungen des ersten Teils wird durch entsprechende Verweise hergestellt. Da Fachleute mit naturschutzfachlichem Hintergrund mit den grundlegenden Fakten zur Biodiversitätsproblematik vertraut sind, wurde darauf verzichtet, sie in der Einführung darzustellen. Diese Arbeit ist jedoch fachübergreifend ausgerichtet, so dass anzunehmen ist, dass sich auch Experten anderer Fachrichtungen mit ihr beschäftigen werden. Um auch dieser Gruppe einen erleichterten Zugang zu ermöglichen, wurde eine umfassende Hinführung ausgearbeitet, die an den Beginn des Anhangs gestellt wurde.

Leider wurde die Arbeit während der „Rechtschreibreform“ gefertigt. Da es mir nicht möglich war, die jeweils gültigen Regeln zu verfolgen, wurde in der gesamten Arbeit das „ß“ durch „ss“ ersetzt und auch nachträglich nicht mehr verändert.

## Einführung

Seit mehreren Jahrzehnten wird der weltweite Verlust an Tier- und Pflanzenarten kritisch diskutiert. Er könnte zu einer Beeinträchtigung der Lebensverhältnisse der Menschheit führen. Aus diesem Grund sollten Massnahmen zum Erhalt der biologischen Vielfalt getroffen werden, insbesondere dann, wenn sie mit verhältnismässig geringen Kosten zu verwirklichen sind. In Deutschland ist vor allem die Artenvielfalt der Kulturlandschaft betroffen, Ursache ist die Veränderung der landwirtschaftlichen Produktionsweise. Da das Ausmass einer möglichen Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion begrenzt ist, sollte sie für das Verfahren der Segregation, also der Trennung von landwirtschaftlicher Produktion und Naturschutz, bereitgestellt werden. Schutzgebiete müssen jedoch bestimmte Anforderungen erfüllen, damit sie Tier- und Pflanzenarten wirksam schützen können. Diese Anforderungen sind in Deutschland sowohl hinsichtlich des unter Schutz gestellten Flächenanteils, als auch im Hinblick auf die Gestaltung der Schutzgebiete weitgehend nicht erfüllt. Ein mögliches Instrument zur Verbesserung der Situation wird in der Etablierung von Pufferzonen gesehen, in denen private Nutzung und Artenschutz kombiniert werden. Sie umgehen einerseits die rechtlich und psychologisch problematischen Nutzungsbeschränkungen privater Landeigentümer und können andererseits die Mängel insbesondere kleinräumiger Schutzgebiete mildern

oder sogar beheben. Der Weinbau ist in dieser Hinsicht eine besonders interessante Nutzungsform. Er wird an trockenwarmen Sonderstandorten betrieben, die der Lebensraum besonders gefährdeter Tier- und Pflanzengemeinschaften sind. Die Reben benötigen nur einen Teil der bewirtschafteten Fläche, so dass der nicht genutzte Teil im Rahmen der weinbau-fachlichen Praxis für Zwecke des Naturschutzes instrumentalisiert werden könnte. Mit dem sogenannten „ökologischen Weinbau“ steht zudem eine Form der alternativen Bewirtschaftung zur Verfügung, die einerseits eine Förderung der Artenvielfalt erwarten lässt, andererseits am Markt erfolgreich ist und damit die Höhe etwaiger Kompensationszahlungen begrenzt. Diese Arbeit soll folgende Fragen beantworten:

- 1) Gehen von der Bewirtschaftungsform „ökologischer Weinbau“ im Vergleich zum konventionellen Weinbau fördernde Effekte für die biologische Vielfalt von Arthropoden aus? Wird lediglich die allgemeine biologische Vielfalt (quantitative Effekte) gesteigert, oder sind auch naturschutzfachlich bedeutsame Arten betroffen (qualitative Effekte)?
- 2) Wenn quantitative und/oder qualitative Effekte nachweisbar sind: Auf welche Veränderung der Bewirtschaftungsmassnahmen sind diese zurückzuführen?
- 3) Wie sind die Auswirkungen einzelner Bewirtschaftungsmassnahmen des ökologischen Weinbaus auf Kosten bzw. Ertrag zu kalkulieren?
- 4) Kann aus der Gegenüberstellung des naturschutzfachlichen Nutzens einer Bewirtschaftungsmassnahme zu ihren betriebswirtschaftlichen Folgen eine Empfehlung für bzw. gegen eine Berücksichtigung in einem Pufferzonenkonzept abgeleitet werden?

**Eine grundlegende Einführung zu dieser Arbeit wird im Anhang Kapitel 1 und 2 gegeben.**

## A: Naturschutzfachlicher Teil

### Methodik

#### Auswahl der Vergleichsflächenpaare

Die Untersuchungsflächen sollten zwei Anforderungen erfüllen: Sie sollten einerseits gross genug sein, um langfristig überlebensfähige Arthropodenpopulationen beherbergen zu können, andererseits schon über einen längeren Zeitraum in der zu untersuchenden Bewirtschaftungsform bearbeitet worden sein. Beide Forderungen zielen darauf ab, Flächen zu erhalten, auf denen sich autochthone Populationen einer systemtypischen Klimaxgesellschaft nachweisen lassen; starke Aussterbe/Wiederbesiedelungsfluktuationen und im Fluss befindliche Sukzessionen sollten so weit wie möglich begrenzt werden. Als Richtwerte wurden für die Flächengrösse ein Hektar<sup>1</sup>, für die Dauer der Bewirtschaftung 20 Jahre gewählt.

**Tab. 1:** Daten der Vergleichsflächenpaare

Variable	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Flurnummer	1255-1256	1351	5113	5117-5119	1588 1594-1597	1599-1603
Flächengrösse <sup>2</sup>	1,6 ha	0,59 ha	0,72 ha	0,81 ha	0,92 ha	0,70 ha
In der Form bewirtschaftet seit	1982	1965	1982	k.A.	1970	1967
Pflanzung	1969/70	1985	1979	k.A.	1970	1986
Angrenzende Habitate (andere als Rebflächen)	Keine	Steinbruch mit Kleingewässer; Brache	Hecke; Obstgärten	Keine	Keine	Heckenartiges Gebüsch an Hohlweg

Beide Anforderungen wurden durch beliebig viele konventionell bewirtschaftete Rebflächen erfüllt, zumal sich die Flächen einzelner konventioneller Winzer oftmals zu einem einen ganzen Hang bzw. eine ganze sogenannte „Lage“ umfassenden Gesamtlebensraum ver-

<sup>1</sup> Vgl. hierzu die unter S. 169 gemachten Angaben zu den Anforderungen an Mindestflächen für Arthropoden

<sup>2</sup> für die konventionellen Flächen: s. Bemerkungen zur Flächengrösse im Text

einigen, der nahezu gleichartig bearbeitet wird und daher vergleichbare Lebensbedingungen aufweist. Die Suche nach geeigneten Flächen mit biologischer Bewirtschaftung gestaltete sich dagegen schwierig. Die Umstellung eines Weinbaubetriebes auf biologische Bewirtschaftung zieht eine Umstellung zumeist verteilter Einzelflächen nach sich, die wie Inseln im „Meer“

**Abb. 1:** Randstrukturen der Fläche Honigberg

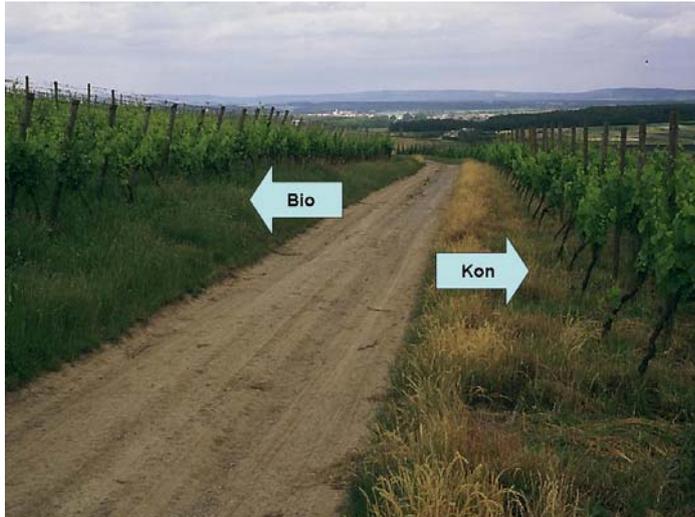


**Abb. 2:** Lage der Untersuchungsflächenpaare



der konventionell bewirtschafteten Rebflächen liegen; es kann sich dabei um wenige Meter breite Streifen handeln. Mit Hilfe der Weinbauversuchsanstalt in Veitshöchheim, vertreten durch Herrn Oberregierungsrat Herrmann, wurden zwei biologisch wirtschaftende Weinbaubetriebe für die Untersuchung gewonnen, die auch mit einer Ausnahme die gewünschte Flächengröße zur Verfügung stellen konnten. Die nur 0,72 ha große Fläche Honigberg Bio wurde trotzdem in die Untersuchung einbezogen, da sie erstens von kompakt rechteckiger Form war und zweitens durch denselben Winzer wie die Fläche Berggrondell Bio bewirtschaftet wurde; durch die identische Form der Bewirtschaftung waren gute Vergleichsmöglichkeiten gegeben. Die geographische Lage der Untersuchungsflächen war durch diese Vorauswahl festgelegt; wiederum durch Vermittlung der Weinbauversuchsanstalt konnten auch die für den Vergleich notwendigen konventionellen Winzer in die Untersuchung einbezogen werden. Alle wichtigen Daten zu den drei Vergleichsflächenpaaren sind in **Tab. 1** zusammengefasst, ein Beispiel für zu

der konventionell bewirtschafteten Rebflächen liegen; es kann sich dabei um wenige Meter breite Streifen handeln. Mit Hilfe der Weinbauversuchsanstalt in Veitshöchheim, vertreten durch Herrn Oberregierungsrat Herrmann, wurden zwei biologisch wirtschaftende Weinbaubetriebe für die Untersuchung gewonnen, die auch mit einer Ausnahme die gewünschte Flächengröße zur Verfügung stellen konnten. Die nur 0,72 ha große Fläche Honigberg Bio wurde trotzdem in die Untersuchung einbezogen, da sie erstens von kompakt rechteckiger Form war und zweitens durch denselben Winzer wie die Fläche Berggrondell Bio bewirtschaftet wurde; durch die identische Form der Bewirtschaftung waren gute Vergleichsmöglichkeiten gegeben. Die geographische Lage



**Abb. 3:** Lokale Situation der Untersuchungsflächen Bergrondell: biologisch und konventionell bewirtschaftete Fläche sind nur durch einen Wirtschaftsweg getrennt

berücksichtigende Randstrukturen gibt **Abb. 1**, die Übersicht über die geographische Lage zeigt **Abb. 2**, und ein Beispiel für die lokale Situation der Untersuchungsflächen ist in **Abb. 3** dargestellt.

## Auswahl der Beprobungsmethoden und Arthropodengruppen nach Vorversuchen

Um die Eignung der unterschiedlich bewirtschafteten Rebflächen für den Erhalt von Arthropodenpopulationen möglichst umfassend abschätzen zu können, sollten Gruppen mit sehr unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen bearbeitet werden. Phytophage Arthropoden sollten ebenso Eingang finden wie prädatorische, Blütenbesucher ebenso wie bodenaktive Arthropoden etc. Hierfür wäre eine Reihe von Sammelmethoden notwendig geworden, da sich die entsprechenden Arthropodengruppen meist nur mit wenigen Methoden repräsentativ erfassen lassen. Bei Rebflächen handelt es sich jedoch um landwirtschaftliche Nutzflächen, die einer intensiven Bearbeitung unterworfen sind. Es werden Maschinen eingesetzt – vom Schlepper mit Anbaugerät bis zum Traubenvollernter – um insbesondere Bodenbearbeitung (z.B. Pflügen oder Fräsen) oder Begrünungspflege (z.B. Mulchen) durchzuführen. Aus diesem Grund war die Eignung möglicher Erfassungsmethoden für den Untersuchungszweck nur schwer abschätzbar und wurde 1995 durch den versuchsweisen Einsatz verschiedenster Methoden in den Untersuchungsflächen getestet. Eine Übersicht über die getesteten Erfassungsmethoden mit den ursprünglich für eine Beprobung in Frage kommenden Arthropodengruppen gibt **Tab. 2**. Die versuchsweise Beprobung mit den angeführten Methoden erbrachte hinsichtlich ihrer Eignung folgende Ergebnisse:

Als ungeeignet wurden verworfen: Lichtfang, D-Vac, Luftklektoren und Gelbschalen. Die Gründe waren folgende:

- a) Lichtfang: Trotz erheblicher methodischer Anstrengungen gelang es nicht, den Lichtfang in den Parzellen so zu gestalten, dass eine eindeutige Zuordnung des Fangergebnisses zu der beprobten Fläche möglich war<sup>3</sup>.
- b) Farbschalen: Die Träger der Farbschaleneinheiten wurden bei Bearbeitungsmassnahmen häufig umgerissen oder zumindest so beeinträchtigt, dass der Inhalt der Farbschalen teilweise oder ganz verloren ging. Aus diesem Umstand ergab sich zudem das Problem, dass Bestandteile der Fangeinheiten potentiell in die Anbaugeräte der Winzer gelangen und dort grössere Schäden anrichten konnten. Weiterhin zeigte sich, dass die Interpretation der Fänge sehr schwierig sein würde. Kontrollfänge in den völlig vegetationslosen konventionellen Flächen ergaben z.T. hohe Abundanzen von Arten, die diese Fläche wahrscheinlich in keiner Weise nutzten. Es musste daher von einer starken Attraktor-Wirkung der Farbschalen ausgegangen werden, da sie in diesen Flächen für die anfliegenden Tiere die einzige lokalisierbare Ressource darstellten. Insbesondere der Nachteil eines möglichen Schadens für die Winzer, der im schlimmsten Fall zu einem Entzug ihrer Mitwirkung hätten führen können, wog so schwer, dass gegen den Einsatz dieser Methode entschieden wurde.
- c) Die Luftklektoren hatten wie die Farbschalen den Nachteil, dass sie einerseits ein Hindernis für die Bewirtschaftung der Rebfläche darstellten, andererseits potentiell die Maschinen der Winzer schädigen konnten. Sie wurden daher ebenfalls nicht eingesetzt.
- d) D-Vac: Das Gerät erwies sich als unpraktisch, da sein Einsatz insbesondere in den Zeilen durch die Drahtverspannung behindert wurde. Zudem war das Probenmaterial vor allem nach dem ersten Mulchen verunreinigt, teilweise verstopfte das Gerät innerhalb kürzester Zeit. Da die Zikaden ohnehin durch das Keschern erfasst werden konnten, wurde aufgrund der Nachteile auf das Gerät verzichtet.

Somit verblieben die Bodenfalle nach Barber sowie der Handkescher als einsetzbare Methoden; entsprechend wurden die Gruppen der Laufkäfer, epigäische Spinnen, Zikaden und Heuschrecken zur Beurteilung der Probeflächen herangezogen.

---

<sup>3</sup> Diese Einschätzung ist möglicherweise zu konservativ, da für tropische Nachtfalter eine gute Begrenzung nachgewiesen werden konnte (Linsenmair, pers. Mittlg.)

**Tab. 2:** Getestete Erfassungsmethoden

Erfassungsmethode	Arthropodengruppen
Barberfallen	Laufkäfer, epigäische Spinnen
Lichtfang	Nachtfalter (Noctuidae und Geometridae)
Keschern	Zikaden (Kescherschläge), Heuschrecken (gezieltes Abfangen)
D-Vac	Spinnen, Zikaden
Luftklektoren	Hymenopteren, Schwebfliegen
Gelbschalen	Hymenopteren, Schwebfliegen

## Erfassungsmethoden

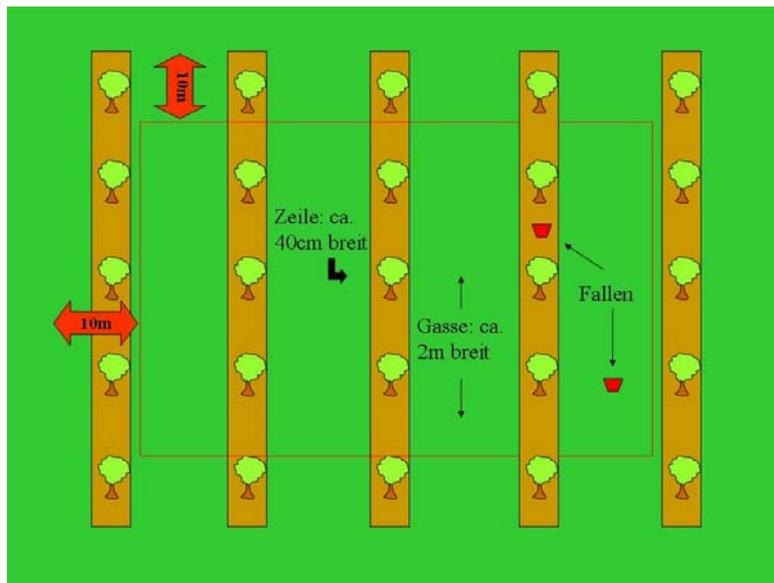
### **Bodenfallen**

Die Bodenfallen nach Barber (1931) wurden als Tötungsfallen zur Erfassung der Faunen der Laufkäfer, der epigäischen Spinnen, bodennah lebender Zikadenarten sowie der Dornschröcken (Tettrigidae) eingesetzt. Aufgrund der Bearbeitung des Erdreiches mit landwirtschaftlichen Maschinen mussten die Fallen stabilisiert und geschützt werden: Mittels eines Erdbohrers wurden zylinderförmige Höhlungen in den Boden gestochen und handelsübliche Regenfallrohre ( $\varnothing$  10 cm, 15 cm Länge) eingesetzt. Da aus Verhaltensbeobachtungen von Carabiden an Barberfallen bekannt ist, dass diese von erkennbaren Rändern abgeschreckt werden (Halsall and Wratten 1988), wurde darauf geachtet, dass die Regenfallrohre ca. 2 cm unterhalb der Erdoberfläche endeten. Marmeladengläser von 400 ml Volumen dienten als Fangbehälter, der Abstand vom Glasrand zur Erdoberfläche betrug ca. 15 cm. Der Zwischenraum zwischen der Wand des Regenfallrohrs und dem Rand des Fangglases wurde durch einen Weithalstrichter überbrückt. Dächer aus quadratischen, durchsichtigen Kunststoffplatten (18 x 18 cm) verhinderten die Verdünnung der Fangflüssigkeit durch Regen sowie den Eintrag von Bodenpartikeln bzw. Mulchresten; sie wurden durch drei Nägel in einem Abstand von 10 bis 15 cm über der Einlauföffnung gehalten.

Im ersten Jahr (1995) diente Formalinlösung (3%, mit Agepon als Entspannungsmittel versetzt) als Fangflüssigkeit. In den Folgejahren (1996-1998) wurde mit gesättigter Kochsalzlösung gefangen (ebenfalls mit Agepon versetzt). Die Umstellung erfolgte, da nicht ausgeschlossen werden konnte, dass die toxisch wirkende Formalinlösung durch einen Unfall (Auspflügen eines Fangglases, Umstürzen des Füllkanisters) in den Wurzelbereich der Reben gelangen und diese schädigen könnte. Die Konservierungseigenschaften der Kochsalzlösung erwiesen sich als ausreichend. Auch längere Standzeiten waren kein Problem, da die Fallen

tief im kühlenden Erdreich standen. Verdunstungsverluste resultierten in Kristallbildung an den gefangenen Tieren, die jedoch während der Aufbereitung des Probenmaterials (s.u.) rückgängig gemacht wurde. Lediglich Spinnen erfuhren eine teilweise starke Dehydrierung mit entsprechender Verformung des Körpers; diese ging ebenfalls während der Aufbereitung

**Abb. 4:** Schema der Fallenordnung



teilweise zurück und erwies sich für die Bestimmung als bedeutungslos. Die Bearbeitung des Probenmaterials wurde durch die Umstellung der Fangflüssigkeit insgesamt erleichtert, da die Tiere nicht verhärteten und dadurch z.B. die Extremitäten beweglich bleiben; Bestimmung und Dokumentation (Aufkleben) werden dadurch erheblich vereinfacht.

Für jede Fläche wurden Serien von je 10 Fallen eingesetzt, insgesamt 60 Fallen. Diese Zahl erscheint im Hinblick auf andere Untersuchungen sehr hoch; Raths und Riecken (1999) setzten beispielsweise lediglich vier Fallen je Probefläche ein. Zu Beginn konnte jedoch nicht abgeschätzt werden, wie hoch der Verlust an Fallen durch die Bodenbearbeitung in den Rebflächen sein würde, so dass diese Anzahl für notwendig erachtet wurde, um mögliche Ausfälle zu kompensieren. Weiterhin handelt es sich bei den beprobten Bereichen um grössere Flächen in Hanglage; da bei den Bioflächen zudem eine Trennung in die Kleinstrukturen Zeile und Gasse sowie begrünte und umgebrogene Gasse auftrat, schien diese Anzahl ebenfalls notwendig, um die verschiedenen Kleinlebensräume bei der Probennahme abzubilden. Bei der Positionierung der Fallen in den Flächen wurde zunächst ein etwa zehn Meter breiter Rand ausgespart (**Abb. 4**); diese Massnahme sollte eine Verfälschung der Faunen durch Einwanderer aus den Randstrukturen begrenzen. Jede einzelne Fallenposition wurde zufällig bestimmt (Ziehen von Losen in einem Gitternetz), dabei jedoch zwischen den Fallen ein Mindestabstand von fünf Metern gehalten. Ursprünglich sollte dieses Verfahren zum Beginn jeder Fangsaison erneut durchgeführt werden. Da den Winzern nach dem ersten Jahr die Standorte der einzelnen Fallen bekannt war und sie daher in der Lage waren, die Bearbeitung der Flächen an diesen Stellen

verhältnismässig schonend vorzunehmen (z.B. durch Verringerung der Fahrgeschwindigkeit), wurde in den Folgejahren auf eine neue Positionierung verzichtet.

Die Beprobung begann zwischen Mitte April und Mitte Mai und damit für Carabiden spät, da Frühjahrsbrüter – je nach Wetterlage – normalerweise schon im März und April Aktivitätsmaxima haben. Ich entschied mich für den späteren Beprobungsbeginn, da so die erste, meist sehr intensive Bodenbearbeitung (Umbruch der Winterbegrünung) mit der hohen Wahrscheinlichkeit einer starken Beeinträchtigung der Fallen vermieden wurde. Die Standzeit betrug in den Jahren 1995 und 1996 im Mittel drei Wochen, 1997 und 1998 zwischen sechs und acht Wochen. Diese lange Dauer ist unüblich, wurde jedoch durch den starken Bearbeitungsaufwand bzw. durch krankheitsbedingte Einschränkungen des Bearbeiters erzwungen. Zudem zeigte das erste so beprobte Jahr (1997), dass sich aus der langen Standzeit zumindest kein offensichtliches Problem ergab. Zwar geht die Fängigkeit der Fallen (in Individuen je Falle und Tag, vgl. **Tabelle 54**) bei den Carabiden mit wenigen Ausnahmen zurück, doch kann dies auch mit den extremen Wetterbedingungen des Jahres 1997 (starke Trockenheit im Sommerhalbjahr) zusammenhängen. Zudem bleibt die Artensättigung der jeweiligen Jahreshgemeinschaften (vgl. **Tabelle 8**) unbeeinflusst. Das Probenmaterial war gut zu bearbeiten, mit Ausnahme der Gläser, in denen es durch Beifang von Vertebraten (s.u.) zu Verwesungsprozessen kam. Trotzdem konnten auch diese Fänge sowohl bei den Carabiden als auch den Spinnen bis zur Art bestimmt und ausgewertet werden, lediglich in zwei Fällen waren die Individuen beider Gruppen zerfallen und daher für Bestimmungszwecke unbrauchbar.

Im ersten Jahr (1995) wurde die Einlauföffnung zur Abwehr von Vertebraten mit einem Drahtgitter (Maschenweite 1 cm) abgedeckt. Damit war jedoch auch der Fang grosser Carabidenarten, vor allem der Gattung *Carabus*, unmöglich. In dieser Gattung befinden sich naturschutzfachlich bedeutsame Arten, deren Nachweis hinsichtlich der Bewertung des Potentials der jeweiligen Flächen für die Zwecke des Artenschutzes von grosser Bedeutung ist. Aus diesem Grund wurde in den folgenden Jahren auf die Abdeckung verzichtet, wodurch der Nachweis von drei *Carabus*-Arten gelang. Ein Nebeneffekt war der Beifang von Vertebraten; ausschliesslich in den biologisch bewirtschafteten Flächen wurden Feldmäuse (*Microtus arvalis*), einige Spitzmäuse (*Sorex minutus*) sowie in der Fläche Honigberg vor allem juvenile Exemplare der Zauneidechse gefangen. Die Spitzmäuse, vor allem aber die Zauneidechsen stellen aus der Sicht des Artenschutzes problematische Verluste dar; sie sind nur durch das übergeordnete Ziel einer eindeutigen naturschutzfachlichen Bewertung der Flächen zu rechtfertigen. Mit dem Beifang ergab sich auch ein methodisches Problem: Da sich sowohl

*Carabus coriaceus* als auch *C. purpurascens* unter anderem von Aas ernähren (Thiele 1977) besteht die Möglichkeit, dass der Beifang von Vertebraten auf diese Arten attrahierend gewirkt hat. Da der Beifang auf die ökologisch bewirtschafteten Flächen beschränkt war, könnte hierdurch ein Sammelartefakt bedingt sein, welcher zur fehlerhaften Interpretation der Abundanzen dieser Arten in den Bioflächen führen könnte. Die Möglichkeit eines solchen Fehlers wird auf S. 195 analysiert.

Obwohl alle Flächen einer intensiven Bodenbearbeitung unterworfen waren, blieben Beschädigungen der Bodenfallen weitgehend aus. Lediglich in den konventionell bewirtschafteten Flächen war es bisweilen notwendig, durch Schollenbruch teilweise freigelegte Regenfallröhren wieder in den Boden zu verbringen. Eine Ausnahme stellte ein Vorfall in der Fläche Bergfondell kon dar: 1997 wurde eine Serie von Bodenfallen durch eine Bodenbearbeitungsmassnahme vollständig zerstört, Ursache war ein Wechsel des Bearbeiters der Fläche und dessen massive Bodenbearbeitung in Unkenntnis der Untersuchungsmassnahmen. Der Ausfall dieser Fallenserie wurde in den Auswertungen berücksichtigt.

In den Bioflächen mussten einzelne Fallen versetzt werden, weil Ameisen das veränderte Mikroklima unter den PVC-Dächern zum Nestbau nutzten. 1998 mussten fünf Fallen in der Fläche Bergfondell Bio umgesetzt werden, da ein Teil der Fläche mit neuen Reben bepflanzt wurde.

Barberfallen wurden aufgrund ihrer zentralen Rolle bei der Bearbeitung epigäischer Arthropoden einer Reihe kritischer Untersuchungen unterzogen (z.B. Luff 1975; Thiele 1977; Baars 1979; Halsall und Wratten 1988; Morrill, Lester et al. 1990; Spence und Niemelä 1994). Im Hinblick auf Carabiden sind für diese Arbeit folgende Einschränkungen zu beachten:

- Die Effizienz der Fangmethode ist artspezifisch. Daher können zwar Abundanzen derselben Art in unterschiedlichen Habitaten verglichen werden, nicht aber Abundanzen unterschiedlicher Arten im selben Habitat. Aus diesem Grund sind auch die Angaben von Arten-Abundanz-Beziehungen problematisch; so kann nur die Position derselben Art in unterschiedlichen Gemeinschaften betrachtet werden, nicht aber die Form oder Art der Beziehung in einer einzelnen Gemeinschaft (Jarosik 1992). Weiterhin ist die Verwendung des Begriffes „Aktivitätsdichte“ zu unterlassen, sofern er nicht artspezifisch interpretiert wird.
- Für vergleichende Studien müssen Fallenart und –bau, vor allem aber auch die Fangflüssigkeit identisch sein. Zudem sollten die Fallen in einem vergleichbaren Umfeld und

einer vergleichbaren Jahreszeit plaziert werden. Sollten die zu vergleichenden Habitate starke Unterschiede aufweisen, müssen diese in die Interpretation eventuell auftretender Abundanzunterschiede einbezogen werden. Dies gilt insbesondere für die Vegetationsbedeckung in der direkten Fallenumgebung, die hemmend wirken kann (Greenslade 1964; Halsall und Wratten 1988).

- Artspezifisch ist eine lineare Beziehung zwischen den mittleren Dichten einer Art und den jeweils gefangenen Individuen gegeben (Baars 1979). Allerdings gibt es keine Anhaltspunkte für ein Umrechnen der Fangzahlen einer Art auf ihre Populationsdichte oder die Gesamtgrösse der Population im untersuchten Habitat, so dass eine Interpretation der Fangzahlen im Hinblick auf die Populationen nicht möglich ist. So kann insbesondere auch der Fang von Einzelindividuen nicht im Hinblick auf das Vorhandensein einer Population diskutiert werden.
- Bei den ermittelten Abundanzen handelt es sich um Fangzahlen, die – neben dem artspezifischen Verhalten an der Falle selbst – auf der artspezifischen Aktivität der Individuen im beprobten Habitat und Zeitraum beruhen. Populationsgrösse und Aktivität müssen dabei nicht korrelieren; eine kleine Population, die aufgrund unvorteilhafter Bedingungen mobil wird, kann in den Fallen ein grösseres Signal hinterlassen als eine grosse, wenig aktive Population. Auch die beobachtete Überrepräsentation grosser Arten in Barberfallen verglichen mit den Fangzahlen anderer Erfassungsmethoden kann mit den Unterschieden in der Aktivität erklärt werden (Spence und Niemelä 1994). Zu den Faktoren, die erhöhte Aktivität auslösen können, gehören z.B. Hunger (Guillemain, Loreau et al. 1997) oder Fortpflanzungsbereitschaft.
- Auch scheinbar kleine Veränderungen der Falleneigenschaften können Auswirkungen auf die Fängigkeit haben. So wirken überstehende Ränder (ab 3mm) abschreckend auf Carabiden, und Pflanzenteile, die aus dem Fangbehälter herausragen, werden als Fluchtmöglichkeit genutzt (Morrill, Lester et al. 1990). In den konventionellen Flächen wurden nach Starkregen durch die Abschwemmung von Erdreich die Regenfallröhren teilweise ausgewaschen, so dass an bestimmten Stellen der jeweiligen Falle ein Rand entstand, der die kritische Höhe erreichte oder sogar überstieg. Um eine mögliche Beeinflussung der Fangergebnisse zu unterbinden, wurden nach Starkregenereignissen die konventionellen Flächen begangen und eventuell freigespülte Fallenränder wieder in den Boden verbracht. In den Bio-Flächen gelangten durch das Mulchen Pflanzenteile in die Fallen. Allerdings standen die Fangbehältnisse so tief im Erdreich, dass die Pflanzenhäcksel nicht den

Fallenrand erreichten, und daher die Arthropoden diese Teile nicht zum Entkommen aus den Fallen nutzen konnten. Beide Faktoren sollten daher keinen Einfluss auf die Fängigkeit der Fallen gehabt haben.

In dieser Untersuchung habe ich alle Einflussgrößen so gestaltet, dass der Vergleich der gewonnenen Fangzahlen zwischen unterschiedlichen Gemeinschaften möglich wird. Ein Faktor blieb problematisch: Die verglichenen Habitate unterscheiden sich fundamental in ihrer Vegetationsdecke, so dass hieraus Effekte auf die Fangzahlen entstehen können. Dieser Möglichkeit wird in der Diskussion der Abundanzen Rechnung getragen.

Viele Arten zeigen Unterschiede in der tageszeitlichen Aktivität, so dass eine tagesaktive von einer nachtaktiven Gemeinschaft getrennt werden kann (z.B. Green 1999). Barberfallen haben den grossen Vorteil, dass sie tag- und nachtaktive Arten gleichermaßen fangen, und daher tageszeitliche Aktivitätsunterschiede bei der Abbildung der Gemeinschaften keine Rolle spielen.

### **Keschern**

Keschern diente der Erfassung der Zikadenzönosen in der Begrünung der Bioflächen. Hierzu wurden von 1995 bis 1997 an zwei bis vier Terminen in der Vegetationsperiode (Mai – September) je dreimal zehn Kescherschläge (Doppelschläge) in der Vegetation der begrünten Gassen wie der begrünten Zeilen durchgeführt. Da die Zeilen in der Fläche Kirchberg bio nicht begrünt waren, wurden sechsmal zehn Schläge in der Vegetation der Gassen durchgeführt. Die jeweils beprobten Bereiche wurden zufällig bestimmt, die Randstrukturen – etwa zehn Meter Abstand zur Grenze der Rebfläche – wurden nicht beprobt. Diese Form der standardisierten Beprobung zufällig ausgewählter Vegetationsbereiche ergab relativ artenarme Faunen. Da ich die Eignung der Begrünung für den Artenschutz bestimmen wollte und daher die Ermittlung des Arteninventars der Fläche das eigentliche Untersuchungsziel darstellte, ging ich im Jahr 1998 auf Anraten von Prof. Remane dazu über, in der Rebfläche möglichst diverse Vegetationsbereiche zu bekeschern und dabei auch unterschiedliche Mikrohabitate – unterschiedliche Straten, Sonnen- und Schattenblätter etc. – einzubeziehen. Dabei wurde nicht mehr mit standardisierten Kescherschlägen gearbeitet, sondern pro Fläche je zehn unterschiedliche Standorte individuell bekeschert. Die Bekeschung wurde ausschließlich am Tage durchgeführt. Da auch in dieser Gruppe tageszeitlich bedingte Aktivitätsunterschiede der Arten vorhanden sein werden, besteht die Möglichkeit, dass durch die Art der Probennahme Anteile des Arteninventars nicht abgebildet wurden.

Untersuchungen zu Zikadenfaunen zeigten eine horizontale Differenzierung der Gemeinschaft, in deren Folge bodennah lebenden Arten durch Keschern nur bedingt, dafür jedoch umso besser in Bodenfallen nachgewiesen werden konnten (Payne 1981; Cherrill und Sanderson 1994). Um die bodennah lebenden Zikadenarten repräsentativ zu erfassen, wurde in dieser Arbeit das Fangmaterial der Barberfallen ebenfalls nach Zikaden durchsucht. Wiederum wurden erkannte Morphospezies in kleinen Serien dokumentiert und bestimmt; stellten sich die Individuen einer solchen Serie als zu einer Biospezies zugehörig heraus, wurden nur noch stichprobenweise Einzeltiere in der für Zikaden üblichen Weise dokumentiert und bestimmt.

Parallel zu den Erfassungsterminen der Zikadengesellschaften im August/September wurde auch das Arteninventar der Heuschreckengesellschaften der Bio-Flächen bestimmt. Diese Monate erscheinen für die Erfassung besonders geeignet (Ingrisch und Köhler 1998). Hierbei wurden bei der Begehung aufspringende Individuen gezielt abgefangen, sowie die bei den Kescherschlägen (s.o.) als Beifang erfassten Individuen zur Auswertung herangezogen. Teilweise konnten die Arten im Gelände angesprochen werden; lediglich die Gattung *Chorthippus* wurde zur weiteren Bestimmung aufpräpariert.

### Aufbereitung des Probenmaterials der Barberfallen

Durch die Eigenschaften der Flächen bedingt wurde eine teilweise intensive Säuberung und Bearbeitung des Probenmaterials notwendig. In den konventionellen Flächen (offener Boden) schwemmen starke Regenfälle immer wieder Bodenpartikel in die Fanggläser ein, was im Extremfall zur vollständigen Verfüllung des Glases führen konnte. Je nach zeitlichem Bezug des Niederschlags zum Leerungsintervall wurden solche Gläser verworfen oder aber ausgewertet. Die nur teilweise verfüllten Gläser wurden wie unverfüllte Gläser ausgewertet, da eine Beeinträchtigung der Fängigkeit nicht zu erkennen war. Das Probenmaterial musste in diesen Fällen „ausgeschlämmt“ werden, was den Bearbeitungsaufwand je Probe erheblich erhöhte. In den biologischen Flächen erwies sich das Mulchen als besonders störend, da hierdurch gehäckselte Pflanzenteile in die Fanggläser gelangten. Auch hier wurde die Fängigkeit nicht erkennbar beeinträchtigt, aber der Bearbeitungsaufwand erhöht, da die Arthropoden einzeln aus dem Pflanzenmaterial herausgesucht werden mussten.

Nach der Säuberung wurde das Probenmaterial kurz unter fließendem Wasser gespült. Eventuell vorhandene Salzkristalle wurden aufgelöst, und durch Wasserentzug entstandene Deformierungen teilweise rückgängig gemacht. Danach wurden die zu bearbeitenden Gruppen abgetrennt, als Gruppen ausgezählt und in 75% Ethanol überführt.

## Determination und Auszählung

Da ich mit keiner der bearbeiteten Gruppen vertraut war, erforderte die Untersuchung die Einarbeitung in die Taxonomie aller Gruppen. Um Fehler bei den Determinationen rechtzeitig zu erkennen und die gesamte Untersuchung auf eine taxonomisch verifizierte Basis zu stellen, wurden für alle Gruppen mit Ausnahme der artenarmen Heuschrecken Experten gewonnen, die die Arbeit beratend begleiteten. Die Carabiden wurden von Herrn Wolfgang Lorenz (Tutzing) übernommen, die Zikaden von Herrn Prof. Reinhard Remane (Marburg). Herr Lorenz ist der Bearbeiter der Roten Listen für die Carabiden in Bayern, Prof. Remane ein international renommierter Experte für die europäischen Zikaden. Herr Dipl. biol. Helmut Stumpf (Würzburg) wurde zunächst als Berater für die Spinnen gewonnen. Da er diese Gruppe sehr viel schneller und ohne die hohe Fehlerquote des Anfängers bearbeiten konnte und die Untersuchung insgesamt beschleunigt werden sollte, wurde er ab einem bestimmten Zeitpunkt vollständig mit der Bestimmungsarbeit beauftragt. Herr Stumpf ist seit Jahren gutachterlich tätig und mit den naturschutzfachlichen Fragen zu Spinnengemeinschaften vertraut.

- **Carabiden:** Die Carabiden wurden nach Freude, Harde et al. (1976) bestimmt. Für jede Art wurden Belegexemplare durch Nadeln oder Aufkleben dokumentiert; die so entstandene Referenzsammlung ist beim Autor hinterlegt. Die zunächst unvermeidlichen Fehlbestimmungen, die erst bei der Kontrolle durch Herrn Lorenz offenbar wurden, hatten auf die Auszählung so gut wie keinen Einfluss, da in den meisten Fällen nur der Name korrigiert werden musste. Viel problematischer war die Tatsache, dass bestimmte Arten zunächst unentdeckt im Probenmaterial verblieben und erst im späteren Stadium der Auswertung durch die gewachsene Erfahrung des Bearbeiters herausgefiltert werden konnten. Um sicher zu gehen, dass insbesondere seltene Arten nicht doch häufiger im Probenmaterial vorhanden waren, wurden in den fraglichen Fällen sämtliche Proben nochmals durchgesehen; insgesamt wurde auf diese Weise das Probenmaterial je nach Leerungsdatum bis zu vier Mal gesichtet. Unsicher bleiben die Auszählungen von Arten der Gattung *Amara* sowie der Art *Acupalpus interstitialis*. Während die Determination der dokumentierten Exemplare von Herrn Lorenz verifiziert werden konnte und damit der Nachweis dieser Arten unstreitig ist, kann hinsichtlich ihrer absoluten Häufigkeit keine eindeutige Aussage gemacht werden. *Acupalpus interstitialis* ist sehr leicht mit dem in den Proben häufigen *Acupalpus meridianus* zu verwechseln; daher besteht die Möglichkeit, dass weitere unentdeckte Exemplare vorhanden sind. Dies gilt ebenso für die Arten *Amara bifrons*, *A. lucida*, *A. lunicollis*, *A. municipalis* und *A. nitida*. Diese mit wenigen Individuen bzw. als Einzelfunde nachgewiesenen Arten

können daher u.U. etwas höhere Abundanzen haben, was für die vergleichenden Analysen – vor allem bei presence/absence-Daten – ein geringeres Problem darstellt. Problematischer ist die Möglichkeit, dass diese Arten in den Proben anderer Flächen übersehen wurden. Allerdings ist bei der Intensität der Bearbeitung die Wahrscheinlichkeit eines solchen Fehlers als gering anzusehen.

- **Zikaden:** Da kein Bestimmungsschlüssel für Deutschland existiert, musste die Determination der Zikaden nach Ribaut (Ribaut 1936; Ribaut 1952) und Ossiannilsson (1981) durchgeführt werden. Diese Bestimmungswerke decken einerseits Frankreich, andererseits Nordeuropa inklusive Norddeutschland ab. Die gefangenen Individuen wurden zunächst nach Geschlechtern und dort nach Morphospezies sortiert. Als erstes wurde versucht, die Weibchen bis zur Art zu bestimmen, was jedoch nur in wenigen Fällen gelang, da für viele Gruppen die Bestimmung ausschliesslich anhand der männlichen Genitalmorphologie möglich ist. Determinierte Weibchen wurden durch Aufkleben dokumentiert. Danach wurden die Männchen bestimmt, indem zunächst eine Präparation des Genitalapparates durchgeführt wurde. Waren von einer Morphospezies mehrere männliche Exemplare vorhanden, wurde zunächst eine Serie präpariert. Wenn sich die Individuen einer solchen Serie als zu einer Art zugehörig herausstellten, wurden im Probenmaterial späterer Kescherfänge zur Kontrolle nur noch ein bis zwei Exemplare genitalmorphologisch untersucht.

Die von Prof. Remane durchgeführten Kontrollen der durch diesen Prozess gewonnenen Determinationen ergaben eine erhebliche Fehlerquote; teilweise wurde sogar die Gattung falsch zugeordnet. Einige der von Prof. Remane vorgenommenen Korrekturen basieren auf seinem individuell erworbenen Wissen um Ökotypen und deren morphologische Besonderheiten, andere resultieren aus der jahrelangen Beschäftigung mit der Interpretation der morphologischen Merkmalsabfragen in den o.a. Werken. Da ich über dieses Wissen nicht verfüge und Prof. Remane nur den in der Referenzsammlung dokumentierten Teil des Probenmaterials nachbestimmen konnte, sind seine Bestimmungen auch nur für diesen Teil gültig. In Anbetracht der hohen Fehlerquote meiner Bestimmungen habe ich deshalb darauf verzichtet, den Arten Abundanzwerte zuzuordnen. Zudem diskutiere ich das Artenspektrum der Gemeinschaften ausschliesslich auf der Grundlage der in der Referenzsammlung ausgewiesenen Arten.

- **Spinnen:** Ursprünglich sollten die Spinnen wie die Carabiden auf der Basis aller Proben ausgewertet werden. Durch den hohen Bearbeitungsaufwand bei den Carabiden und Zikaden kam es jedoch zu zeitlichen Engpässen, welche die begonnene Bestimmungs- und Auszählungsarbeit in dem vorgesehenen Umfang in Frage stellte. Da sich Herr Stumpf bereit erklärte, diese Arbeiten in einem kleineren Rahmen zu übernehmen, wurde ein Analyse-

schema gesucht, das den angestrebten Vergleich der Faunen auf der Basis einer nur teilweisen Auswertung der zur Verfügung stehenden Proben erlauben sollte. Hierfür wurden zunächst unterschiedlich viele Proben (und damit Individuen) ausgezählt, und diese Teilgemeinschaften mit der Hilfe von EstimateS (s.u.) im Hinblick auf den Sättigungsgrad analysiert. Aufgrund der gewonnenen Daten entschied ich mich dafür, die paarweisen Vergleiche auf der Basis von ca. 50 Proben und 2000 Individuen je Fläche durchzuführen. Dieses Ziel konnte jedoch nicht für alle Flächen erreicht werden, da die Fallen der konventionellen Flächen deutlich weniger Individuen enthielten als die Fallen der Bioflächen. Entsprechend wäre es notwendig geworden, für das Ziel von 2000 Individuen je Fläche wesentlich mehr Proben in den konventionellen Flächen auszuwerten, was jedoch zu einem Missverhältnis in der Anzahl der untersuchten Proben geführt hätte. Da jedoch mit der Rarefaction-Analyse eine Methode zur Verfügung steht, mit der die Diversität von Gemeinschaften vergleichend untersucht werden kann, die sich in der Stichprobengröße basierend auf Individuen unterscheiden, entschied ich mich dafür, die Anzahl an ausgewerteten Proben je Vergleichsflächenpaar vergleichbar zu halten. Um trotzdem dem Ziel von 2000 Individuen möglichst nahe zu kommen, wurden die individuenreichsten Proben je Fläche ausgewertet. Dieses Vorgehen könnte einige Probleme in der Zusammensetzung der Gemeinschaften verursacht haben (vgl. S. 57). Hinsichtlich der Streuung der Proben wurde neben dieser Einschränkung jedoch darauf geachtet, dass Fangergebnisse aus allen Beprobungsjahren in die Gemeinschaften eingingen, da andere Untersuchungen gezeigt hatten, dass die Zusammensetzung von Spinnengemeinschaften von Jahr zu Jahr deutliche Unterschiede entwickeln kann (Eyre and Woodward 1996) und zudem die Abbildung der realen Gemeinschaft unter einer geringeren Fallenzahl weniger leidet als unter einer reduzierten Fangdauer (Raths und Riecken 1999).

Bei der Aufnahme von Spinnensynusien wird der sogenannte „Sommeraspekt“ vom „Winteraspekt“ unterschieden (Bauchhenss 1992). Die Notwendigkeit hierfür entsteht aus der Tatsache, dass die Veränderung mikroklimatischer Parameter im Jahresgang dazu führt, dass winteraktive Arten auch solche Standorte besiedeln, die im Sommerhalbjahr aufgrund extremer klimatischer Bedingungen nicht besiedelt werden können. Entsprechend erhält man diese Arten nur in Proben, die das Winterhalbjahr abdecken. Um die Berücksichtigung dieses Effektes bei der Diskussion der Synusienvergleiche vermeiden zu können, wurden bei den ausgewerteten Fallen nur solche berücksichtigt, die zwischen Mai und Ende September fängig waren.

- **Heuschrecken:** Die Heuschrecken wurden nach Bellmann (1993) bestimmt, die Bestimmungen durch Herrn Dipl. biol. Helmut Stumpf verifiziert. Einige Exemplare der Gattung

*Tetrix* wurden präpariert und sind beim Autor hinterlegt, ebenso wie die Arten der Gattung *Chorthippus*.

## Analysemethoden und statistische Verfahren

### **Diversität der Gemeinschaften**

#### **Diversitätsindizes**

Die ökologische Diversität einer Gemeinschaft von Organismen wird durch zwei Komponenten beschrieben: die Anzahl an Arten, sowie die Verteilung ihrer Häufigkeiten (Magurran 1988). Da zwei Faktoren berücksichtigt werden müssen, besteht in der Literatur Uneinigkeit hinsichtlich der Frage, in welchem Ausmass diese gewichtet werden sollen. Die Folge ist eine Reihe von Diversitätsmassen, die sogenannten „Diversitätsindizes“. Sie verfolgen unterschiedliche mathematische Ansätze zur Ermittlung einer Masszahl, die beide Faktoren berücksichtigt. Es zeigte sich, dass gegen verschiedene Indizes Einwände erhoben werden können, beispielsweise hinsichtlich ihrer Abhängigkeit von der Stichprobengrösse. Ich folge daher den Empfehlungen von Magurran (1988) und verwende den Parameter  $\alpha$  der log Serie (im Folgenden „Alpha“ genannt) sowie den Berger-Parker Index. Ersterer berücksichtigt im Wesentlichen die Artenzahl, letzterer ist ein reiner Dominanzindex, der das Verhältnis aus der Häufigkeit der häufigsten Art zur Gesamtindividuenzahl ermittelt. Da die untersuchten Habitate flächenmässig begrenzt sind, die Arten bestimmt und ausgezählt werden konnten und zudem vergleichbare Anteile des extrapolierten Arteninventars erhoben wurden (s.u.), bietet sich auch die Artenzahl als informatives Diversitätsmass an. Aus diesem Grund werde ich für jede Gemeinschaft diese drei Diversitätsmasse angeben.

#### **Rarefaction**

Die in einer Stichprobe festgestellte Artenzahl ist von der Stichprobengrösse abhängig, d.h. von der Anzahl gesammelter Individuen oder der Grösse der beprobten Fläche. Im angelsächsischen Schrifttum wird daher zwischen der „species richness“ und der „species density“ unterschieden (Magurran 1988; Gotelli and Graves 1996). Die erste Variable bezieht das Diversitätsmass Artenzahl auf die Individuenzahl (also beispielsweise auf 1000 Individuen), die zweite auf die Grösse des beprobten Lebensraums (zumeist ein Flächenmass). Die Berücksichtigung dieser Einflussgrössen kann unterbleiben, wenn die Gemeinschaften identisch und ausreichend vollständig beprobt wurden, was unter Berücksichtigung der Sättigungskurven (s. Extrapolation) in dieser Untersuchung geschehen ist (s.u.). Trotzdem

legen die Unterschiede in den Individuenzahlen der Stichproben nahe, zur Absicherung der Unterschiede in den Diversitätsmassen die sogenannten „Rarefactionkurven“ zu berechnen. Mit ihnen ist es möglich, Artenzahlen auf der Basis gleicher Stichprobengrößen im Hinblick auf die Anzahl gesammelter Individuen (= species richness) zu vergleichen (Krebs 1999). Insbesondere bei den nur zum Teil ausgewerteten Spinnenfaunen mit teilweise deutlich unterschiedlichem Stichprobenumfang scheint mir diese Vorgehensweise geboten. Die Rarefactionkurven wurden mittels eines von Herrn Stefan Meßner geschriebenen Excel-Makros berechnet (in der Variante „ohne Zurücklegen“). Es wurde die korrigierte Version nach Hurlbert (1971) verwendet.

### **Extrapolation**

Mit den oben beschriebenen Analyseverfahren erhalte ich Informationen, die sich ausschliesslich auf das Stichprobenmaterial beziehen, von dem ich annehme, dass es ein möglichst genaues Abbild der tatsächlich vorhandenen Gemeinschaft darstellt. Die Extrapolation bietet nun die Möglichkeit, auf der Basis des Stichprobenmaterials eine Abschätzung der vermutlich vorhandenen Anzahl an Arten vorzunehmen (Colwell and Coddington 1994). Der Vergleich zwischen der vorhergesagten und der tatsächlich gefundenen Anzahl an Arten erlaubt eine Abschätzung der Vollständigkeit der Erfassung, die ich im Folgenden als „Sättigung“ bezeichne. Stellt man die Beziehung zwischen Stichprobengröße (in Individuen oder Anzahl Fallen etc.) und vorhergesagter Artenzahl grafisch dar, so gibt der Verlauf der sogenannten „Artensättigungskurve“ ebenfalls Aufschluss über die Vollständigkeit der Erfassung<sup>4</sup>. Nähert sich diese asymptotisch einem Grenzwert, so ist anzunehmen, dass nur eine überproportionale Vergrößerung des Stichprobenumfangs zu einer weiteren Erhöhung der Artenzahl führen würde, und man sich daher nahe dem absoluten Grenzwert befindet<sup>5</sup>. Für die Berechnung der Extrapolation stehen verschiedene sogenannte „Estimators“ zur Verfügung, die unterschiedliche mathematische Verfahren zur Berechnung der extrapolierten Artenzahl darstellen. Ein Grossteil ist im Softwarepaket EstimateS 6b1a von Robert Colwell enthalten, welches zur Berechnung der Artensättigungskurven verwendet wurde. Die einzelnen Estimators kommen zu teilweise deutlich unterschiedlichen Ergebnissen. Aus der

---

<sup>4</sup> Der Begriff der Sättigung kann ebenfalls auf die Stichprobe angewendet werden; hier würde die Steigung der Rarefaction-Kurven als Indikator für das Ausmass der Sättigung herangezogen werden (Gotelli and Graves 1996).

<sup>5</sup> Da eine Gemeinschaft von Arten ohnehin ständigen Austerbe- und Wiederbesiedelungsereignissen unterworfen ist, gibt es keine endliche Grundgesamtheit im statistischen Sinn. Aus diesem Grund muss der Begriff der „Sättigung“ als Näherung verstanden werden.

vorhandenen Literatur kann keine eindeutige Empfehlung für ein bestimmtes Verfahren ermittelt werden, so dass ich für meine Berechnungen den Mittelwert aller in EstimateS enthaltenen Estimators als Bezugspunkt verwende<sup>6</sup>. Um trotzdem einen Vergleich der Berechnungen mit Arbeiten zu ermöglichen, in denen ein einzelner Estimator verwendet wurde, werde ich zudem die Ergebnisse der wichtigsten Estimators mit angeben. Die Estimators wurden mit den Standardeinstellungen berechnet, insbesondere mit 50 Randomisierungen des jeweiligen Probenmaterials.

### **Ähnlichkeit der Gemeinschaften**

Für die Beurteilung der Wirksamkeit der Bewirtschaftungsunterschiede muss zunächst die Frage geklärt werden, wie stark diese die Gemeinschaften beeinflussen. So kann ein Vergleich der Faunen Aufschluss darüber geben, ob sie stärker durch geographische Faktoren oder die Bewirtschaftungsunterschiede geformt werden. Weiterhin stellt sich die Frage, wie ähnlich sich die einzelnen Faunen einer Bewirtschaftungsweise untereinander sind. Sollten in einer Variante immer nur dieselben Arten überleben können, in der anderen jedoch unterschiedliche Faunen angetroffen werden, so liesse sich dieses ebenfalls durch die u.a. Methoden erkennen.

Die Analyse der Ähnlichkeit (bzw. seinem Komplement, der Unterschiedlichkeit) kann auf der Basis quantitativer oder presence/absence-Daten durchgeführt werden, die unter Umständen unterschiedliche Ergebnisse liefern (Magurran 1988). Die Verwendung quantitativer Daten – also solcher Matrizen, die die Häufigkeiten der einzelnen Arten enthalten – wird von manchen Autoren empfohlen, da sie mehr Information enthalten als die presence/absence-Matrizen (z.B. Krebs 1999). Allerdings wird der Grad der Ähnlichkeit bei dieser Form der Analyse im Wesentlichen durch die häufigsten Arten bestimmt. Individuenarme Arten werden daher von den individuenreichen Arten „maskiert“; Anwesenheit oder Abwesenheit einer individuenarmen Art fällt kaum ins Gewicht. Da gerade naturschutzfachlich bedeutsame Arten häufig individuenarm sind und der entscheidende Unterschied zwischen zwei Faunen in wenigen individuenarmen, aber naturschutzfachlich bedeutsamen Arten bestehen kann, muss zusätzlich eine Analyse auf der Grundlage von presence/absence-Daten durchgeführt werden. Dies gilt für beide folgenden Punkte.

---

<sup>6</sup> Es handelt sich um die Estimators ACE, ICE, Chao 1 und 2, Jackknife 1 und 2, Bootstrap, Michaelis-Menten Runs und Michaelis-Menten-Mean.

## **Beta-Diversität**

In dieser Untersuchung verstehe ich unter  $\beta$ -Diversität die Unterschiedlichkeit von Faunen verschiedener Habitate, im angelsächsischen Schrifttum als „between habitat diversity“ bezeichnet (MacArthur 1965). Erneut sind viele Indizes zu berücksichtigen, die in verschiedenen Arbeiten vergleichend bewertet wurden (z.B. Wolda 1981; Wolda 1983; Magurran 1988; Legendre und Legendre 1998). Für die quantitativen Daten folge ich den Empfehlungen von Wolda (1983) und verwende den NESS-Index; die presence/absence-Daten werden mit dem vielfach verwendeten Sørensen-Index beschrieben. Die Berechnungen werden erneut mit dem von Herrn Stefan Messner geschriebenen Excel-Makro durchgeführt.

## **Cluster-Analyse**

Cluster-Analysen dienen der Klassifizierung von Objekten anhand ihrer Merkmale, in diesem Fall von Faunen, die durch ihr Arteninventar beschrieben werden. Erneut kann zwischen unterschiedlichen Verfahren gewählt werden. Ich folge der Empfehlung von Krebs (1999) und verwende die sogenannte UPGMA Methode. Die Berechnungen wurden mit dem Softwarepaket CSS durchgeführt.

## **Naturschutzfachliche Bewertung**

**Tab. 3:** Gefährdungskategorien der Roten Listen

Kategorie	Bedeutung (nach (Jedicke 1997))
R	Extrem seltene Arten und Arten mit geographischen Restriktionen
0	Ausgestorben oder Verschollen
1	Vom Aussterben bedroht
2	Stark gefährdet
3	Gefährdet
G	Gefährdung anzunehmen, aber Status noch unbekannt
V	Arten der Vorwarnliste
V*	Arten mit einer regional sehr unterschiedlichen Gefährdungssituation
D	Daten defizitär

Mit der naturschutzfachlichen Bewertung<sup>7</sup> wird der Frage nach qualitativen Effekten Rechnung getragen. Im Bundesgebiet werden die sogenannten „Roten Listen“ als Bewertungsinstrument eingesetzt, Verzeich-

nisse von Tier- und Pflanzenarten, die nach dem Urteil einschlägiger Fachwissenschaftler als bedroht gelten müssen; es werden Landeslisten und die Bundesliste ausgewiesen. Als Vorbild diente das „Red Data Book“ der IUCN, welches zu Beginn der 70er Jahre eine erste Be-

---

<sup>7</sup> Eine kritische Sicht des Begriffes „Bewertung“ gibt Scherner (1995); die „Roten Listen“ werden kritisch in Jedicke (1997) und Blab and Eugeniusz (1989) betrachtet.

**Tab. 4:** Referenzen der verwendeten Roten Listen

Gruppe	Landesliste Bayern	Bundesliste
Laufkäfer	(Lorenz 2003)	(Trautner, Müller-Motzfeld et al. 1997)
Spinnen	(Blick and Scheidler 2003)	(Platen, Blick et al. 1998)
Zikaden	(Nickel 2003)	(Nickel, Witsack et al. 1999)
Heuschrecken	(Heusinger 2003)	(Ingrisch and Köhler 1998)

standsaufnahme der Gefährdung von Tieren und Pflanzen unternahm. Zur genaueren Charakterisierung der Gefährdungssituation wurden unterschiedliche Kategorien eingeführt (vgl. **Tab. 3**). Die jeweils gültigen Roten Listen kennzeichnen

den aktuellen Stand der Diskussion und sind keineswegs als „endgültige“ Festlegung des Gefährdungsstatus einer Art anzusehen. Obwohl unterschiedliche Einwände gegen dieses Instrument erhoben werden können, erscheint derzeit es als einzige sinnvolle Möglichkeit, Arten hinsichtlich ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung zu gewichten, so dass es auch in dieser Arbeit als Bewertungsgrundlage herangezogen wird. Nicht heranziehen werde ich das Bundesnaturschutzgesetz, d.h. die in ihm spezifizierten unter Naturschutz stehenden Arten der bearbeiteten Gruppen. Mir erscheint beispielsweise der generelle Schutz der Laufkäfergattung *Carabus* ungerechtfertigt, da diese Gattung auch Arten enthält, die keine Anzeichen einer Gefährdung aufweisen. Die in den Roten Listen geführten Arten dieser Gattung werden jedoch berücksichtigt.

Die für die einzelnen Gruppen verwendeten Referenzen sind in **Tab. 4** aufgeführt. Für die Bewertung werden die Rote Liste Bayern sowie die Rote Liste Deutschland herangezogen, d.h. eine Art muss in mindestens einer der beiden Listen verzeichnet sein, um als naturschutzfachlich bedeutsam eingestuft zu werden. Um den Bewertungsunterschieden der Roten Listen in der Analyse Rechnung zu tragen, führe ich zudem den Begriff der „besonders wertvollen“ Arten ein; als solche definiere ich diejenigen Arten, die in beiden Roten Listen (d.h. Landes- und Bundesliste) verzeichnet sind und in mindestens einer Liste mit der Gefährdungskategorie 3 oder höher geführt werden (R wird, wie in Jedicke (1997) beschrieben, zwischen 1 und 2 angesiedelt). Diese Arten sind in den jeweiligen Tabellen grau unterlegt.

## Sonstiges

Alle statistischen Verfahren wurden mit dem Softwarepaket CSS berechnet. Sofern nicht aus dem Zusammenhang ohnehin ersichtlich wird die Begründung für die Auswahl eines Verfahrens im jeweiligen Kontext gegeben. Bei der Durchführung wurden sämtliche Voraussetzungen beachtet und ihr Vorhandensein überprüft. Grundlage hierfür sind die von Sachs (1992) dargestellten Methoden.

# Ergebnisse

## Bewirtschaftungsunterschiede in den untersuchten Varianten

### **Allgemeine Unterschiede und Einführung der Varianten**

In der vorliegenden Arbeit wurden die Lebensgemeinschaften der Flächen von drei konventionell erzeugenden Winzern mit denen zweier ökologisch wirtschaftender Winzer verglichen. Neben dem Unterschied zwischen konventioneller – auch praxisüblich genannter – und ökologischer Bewirtschaftung existiert auch ein Unterschied zwischen den Bio-Flächen, da die beiden Bio-Winzer Details der Bodenpflege und des Pflanzenschutzes abweichend handhabten. Die Unterschiede werden an dieser Stelle nur in den wichtigsten Punkten dargestellt, da die detaillierte Aufschlüsselung im betriebswirtschaftlichen Teil zu finden ist (Seite 99ff.).

### **Unterschied konventionell/biologisch**

**Abb. 5:** Konventionelle Variante mit offen gehaltenem Boden im Sommerhalbjahr und auflaufender Ruderalgesellschaft



Die Varianten unterscheiden sich in zwei wesentlichen Elementen, dem Pflanzenschutz sowie der Bodenpflege. Während die konventionellen Winzer gegen Schadorganismen alle verfügbaren Pestizide nutzen dürfen, ist den Bio-Winzern der Einsatz chemisch-synthetischer Insektizide, Akarizide, Nematizide sowie organischer Fungizide untersagt. Anorganische Fungizide, wie etwa

Kupfersalze, dürfen hingegen verwendet werden. Bei der Bodenpflege ist im Bio-Weinbau eine Dauerbegrünung der Gassen vorgeschrieben, die Zeilen können begrünt und unbegrünt bleiben (s. **Abb. 5** bis **7** zur Erklärung der Begriffe). Die Begrünung wächst im Frühjahr bis zur Blüte vieler Arten heran und wird bei eintretender Wasser Konkurrenz zu den Reben ab Frühsommer gemulcht oder vollständig umgebrochen. Es folgt die Einsaat der umgebrochenen Flächen, sowie – sofern zu geringe Niederschlagsmengen es erfordern – weiteres Mulchen der noch begrünenden Gassen (in der Praxis im Mittel dreimal pro Jahr, vgl. S. 139). Häufig ergibt sich aus diesen Massnahmen ein alternierendes Muster aus gemulchter

**Abb. 6:** Ökologische Variante Bio I, Anfang Juni: Mosaik aus (i) Begrünung der Zeilen, (ii) offener (umgebrochener) Gasse mit auflaufender Neubegrünung und (iii) begrünter Gasse



**Abb. 7:** Ökologische Variante Bio I, August: Mosaik aus (i) eingekürzter Begrünung der Zeilen, (ii) zweimalig umgebrochener Gasse und (iii) gemulchter begrünter Gasse



Fahrgasse und umgebrochener Gasse, die zumeist in jedem Jahr gewechselt werden. Die konventionelle Bewirtschaftung arbeitet in der Vegetationsperiode mit offenem Boden (**Abb. 5**). Im Winterhalbjahr kann eine Winterbegrünung gesät werden (Wintergetreide, Leguminosen oder Brassicaceen), die im zeitigen Frühjahr als Gründünger umgebrochen wird. Die Düngung wird ebenfalls unterschiedlich gehandhabt; während in der konventionellen Variante alle Düngerformen inklusive der sogenannten „Kunstdünger“ verwendet werden dürfen, sind die Ökowinzer auf „natürliche“ Dünger beschränkt, wie organische Dünger (Mist, Kompost, Stroh) oder Gesteinsmehle.

Vor allem der Unterschied in der Bodenpflege führt zu habituell

völlig unterschiedlichen Habitaten, die sich jedoch im Jahresgang angleichen (vgl. **Abb. 6, 7**). Für die Habitatwahl von Arthropoden entscheidende Parameter wie Mikroklima, Nahrungsangebot und Strukturvielfalt werden von dem Gegensatz „offener Boden“ und „Begrünung“ entscheidend beeinflusst (z.B. Sotherton 1984; Thomas, Wratten et al. 1992; Lys and Nentwig 1994; Baines, Hamblen et al. 1998; Nentwig, Frank et al. 1998; Stary and Pike 1999)). Schon bei der ersten Datenerhebung zu den konventionell bzw. „praxisüblich“ wirtschaftenden Betrieben wurde im Fall der Fläche Honigberg Kon deutlich, dass es sich hierbei nicht um einen als stellvertretend für diese Bewirtschaftungsform zu betrachtenden Betrieb

handelte, da er nur basalen Pflanzenschutz durchführte (vgl. S. 139). Dies ist bei der Interpretation der Abundanzdaten zu berücksichtigen<sup>8</sup>.

### **Unterschied Bio I/Bio II**

Die Vorschriften der Anbauorganisationen schreiben zwar eine Dauerbegrünung der Reb-gassen vor, nicht jedoch die Behandlung der Zeilen. Diese können – zur Vermeidung insbesondere der Wasserkonkurrenz – unbegrünt bleiben. Die Flächen der beiden Bio-Winzer unterschieden sich in diesem Punkt, da in der Variante I die Zeilen dauerbegrünt bleiben. Sie werden lediglich im Sommer mit Handmähgeräten eingekürzt. Als Folge der jahrelangen Bearbeitung ergibt sich in dieser Variante ein ca. 20-30cm hoher Erdsattel im Unterstockbereich, der von einer relativ diversen Pflanzengemeinschaft besiedelt wird (s.u.). In der Variante II wird der Unterstockbereich mechanisch vegetationsfrei gehalten und ähnelt daher den Bedingungen bei konventioneller Bewirtschaftung. Im Pflanzenschutz wird die Variante I von mir als „Intensiv-Kupfer“, die Variante II als „Extensiv-Kupfer“ umschrieben, da im ersten Fall bis zu 3 kg (Rein)-Kupfer, im zweiten dagegen lediglich 1 kg Kupfer je Hektar und Jahr auf die Flächen aufgebracht wurde<sup>9</sup>. Ansonsten sind die Varianten vergleichbar, insbesondere im Hinblick auf den Pflanzenschutz sowie in der Bearbeitung der Gassen.

Für die vergleichende Analyse der Synusien ist zu beachten, dass die Varianten Bio I und II in zwei durch ca. 20 km Luftlinie getrennten Gebieten liegen. Es ist daher zu erwarten, dass Presence/absence-Analysen durch geographische Faktoren beeinflusst werden, d.h. die konkrete Zusammensetzung der Zönosen von der Zusammensetzung des lokalen Artenpools abhängt.

### **Vegetationskundliche Charakterisierung der Vergleichsflächen**

Die ursprüngliche Bearbeitung der Rebflächen führte zu einer charakteristischen Pflanzengesellschaft, die als „Geranio-rotundifolii-Allietum“ beschrieben wurde (Wilmanns 1991; Wilmanns 1993). Der Einsatz intensiver Bewirtschaftungsformen, wie maschinelle Bodenbearbeitung, Herbizidspritzungen oder Mulchen, verändert diese Gemeinschaft. Hinzu kommt, dass die Einsaat unterschiedlicher Saatmischungen die Gesellschaft weiter ver-

---

<sup>8</sup> Im Wesentlichen besteht der Pflanzenschutz im Weinbau in der Applikation von Fungiziden und Acariziden, deren Wirkungen auf Nützlinge artspezifisch neutral oder schädigend sein können (vgl. **Tabelle 31 S. 95** sowie **Seite 92 ff.**). In keinem Fall wurden Nebenwirkungen bekannt, die auf dem Niveau höherer Taxa oder sogar Gemeinschaften wirksam wären. Entsprechend müssen Auswirkungen dieses Verzichts auch nicht zwingend angenommen werden.

<sup>9</sup> Zur möglichen Bedeutung dieser Unterschiede vgl. **S. 88 ff.**

fremdet; im Ergebnis entstehen Assoziationen, die entweder als eigene neue Gesellschaft angesprochen werden können (z.B. die „Mulchgesellschaft“ des *Poa-trivialis*-*Lolio-Potentillion* (Wilmanns 1993) oder das *Polygono-Chenopodioidietalia* der Intensiv-Hackfrucht und Gartengesellschaft (Oberdorfer 1993)) oder Mischgemeinschaften dieser drei darstellen, für die noch nicht bestimmt werden kann, ob sie sich zu einer neuen „typischen“ Assziation der Rebflächen entwickeln (Oberdorfer 1993). Alle diese Gesellschaften entwickeln charakteristische Eigenschaften im Hinblick auf Parameter wie Vegetationsdeckung, -struktur und –diversität, Faktoren, die entscheidend die Besiedlungsmöglichkeiten von Arthropoden beeinflussen. Aus diesem Grund wurde eine Erhebung der in den Vergleichflächen ange-troffenen Pflanzengesellschaften durchgeführt. Ziel war es, Deckungsgrad, Vegetationshöhe (als Mass für die Strukturvielfalt) und Artenvielfalt abzuschätzen, um schon auf dieser Ebene Auswirkungen der unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen aufzuzeigen und eine Erklärungsmöglichkeit für etwaige Unterschiede in den Faunen zu erhalten.

Die Aufnahme wurde von Herrn Dr. Markus Woitke<sup>10</sup> zum Höhepunkt der Blühperiode der Rebflächen durchgeführt (04.05.1999). Hierzu wurden je Fläche 10 Gassen und Zeilen zufällig ausgewählt und abgegangen. Häufigkeit der einzelnen Arten (in Dominanzkate-gorien) sowie Deckungsgrad und Vegetationshöhe der Gemeinschaft wurden separat nach Zeile und Gasse geschätzt (vereinfacht nach Braun-Blanquet 1964) und nach diesen Bereichen getrennt für jede Fläche mit ihren Minimal- und Maximalwerten angegeben. Die Ergebnisse sind in **Tabelle 5** und **Tabelle 6** zusammengefasst<sup>11</sup>.

**Tabelle 5:** Daten zu Artenzahl, Deckungsgrad und Vegetationshöhe in den Vergleichsflächen; \*: Deckungsgrad wahrscheinlich unterschätzt (wegen kurz zuvor durchgeführter Bodenbearbeitung)

	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Arten Gasse	30	14	20	10	24	8
Arten Zeile	31	5	22	9	19	15
Arten gesamt	50	17	38	16	36	19
Deckung Gasse	65-85%	2%*	70-85%	1%	50-60%	10 %
Deckung Zeile	75-95%	25%	70-85%	50%	50%	20 %
Veg.höhe Gasse	15-20 cm	5-10 cm	30 cm	10 cm	10 cm	15 cm
Veg.höhe Zeile	25-35 cm	5-10 cm	30 cm	5 cm	15-20 cm	5 cm

<sup>10</sup> Technische Universität München-Weihenstephan, Chair of Vegetable Science, Duernast II, D-85350 Freising

<sup>11</sup> Hinsichtlich der Nomenklatur folge ich Rothmaler (2002). Alle Angaben zu der Ökologie der aufgeführten Pflanzen sind ebenfalls diesem Buch entnommen.

**Tabelle 6:** Arten, die in mindestens einer Fläche in Gasse (erste Zahl) oder Zeile (zweite Zahl) als dominant (3) oder kodominant (2) eingestuft wurden, sowie bemerkenswerte Arten/Lebensformen; **Pfla.Ges.:** Zuordnung zu einer Sammelgemeinschaft<sup>12</sup>; **N!:** hoher Nährstoffbedarf; **Bes.Pfla.:** Besondere Lebensformen

Pfla.Ges.	N	Art	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
nsa		<i>Hordeum vulgare</i>						1/3
nsa		<i>Vicia villosa</i>	-	-	2/0			
Grünland	N!	<i>Potentilla reptans</i>			0/2			
Grünland	N!	<i>Trifolium repens</i>					2/0	
Grünland	N!	<i>Lolium perenne</i>	-	2/0			2/0	
Grünland		<i>Poa pratensis</i>			0/2			
Mesobrom	N!	<i>Arrhenatherum elatius</i>			0/2			
Mesobrom		<i>Achillea millefolium</i>			0/2			
Mesobrom		<i>Daucus carota</i>	0/2	-				
Ruderal		<i>Convolvulus arvensis</i>					1/3	
Ruderal	N!	<i>Cirsium arvense</i>			0/2	2/0		
Ruderal	N!	<i>Taraxacum officinale</i>	2/0	-			2/0	
Ruderal	N!	<i>Lamium purpureum</i>			2/0			
Ruderal	N!	<i>Geranium pusillum</i>			2/0		2/1	
Ruderal		<i>Polygonum aviculare</i>				2/1		
Ruderal	N!	<i>Senecio vulgaris</i>	-	3/3		0/2		
Ruderal	N!	<i>Stellaria media</i>	-	3/0		3/3	0/3	3/3
Ruderal	N!	<i>Veronica hederifolia</i>				3/0		
Ruderal		<i>Valerianella locusta</i>	2/0	-	2/0			
Ruderal	N!	<i>Veronica persica</i>	2/1	-	2/0	0/2		
Ruderal	N!	<i>Geranium dissectum</i>	3/2	-	2/0			
Ruderal	N!	<i>Elytrigia (Agropyron) repens</i>			1/2			
Ruderal	N!	<i>Bromus sterilis</i>	3/2	3/3	2/0			
Ruderal	N!	<i>Lolium multiflorum</i>	2/0	-				
Ruderal	N!	<i>Poa trivialis</i>	3/2	-			2/0	
Ruderal?		<i>Poa sp.</i>					2/0	
		<b>Gesamt</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>13</b>	<b>6</b>	<b>8</b>	<b>2</b>
<b>Bes. Pfla:</b>								
GrA		<i>Ornithogalum umbellatum</i>	1/0					
GrA		<i>Allium vineale</i>			1/0			
Stauden/Holzpfl.		<i>Cerastium arvense</i>	0/1				1/0	
		<i>Crataegus spec</i>	0/1		0/1			
		<i>Rosa spec</i>	0/1					
		<i>Rubus caesius</i>	1/1		0/1			
		<i>Sambucus nigra</i>	0/1		0/1			
		<b>Gesamt</b>	<b>6</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>

Die Daten verdeutlichen zunächst, dass der Begriff „offener Boden“ nicht bedeutet, dass in den konventionell bewirtschafteten Flächen kein Unterwuchs zu finden ist. Zwischen einzelnen Bodenbearbeitungen und Herbizidanwendungen können schnellwachsende Arten aus dem Samenbett rekrutieren und dabei – wie in der Fläche Hb K – beispielsweise 50% Deckung in

<sup>12</sup> Die Zuordnung einer Art zu einer der in Rothmaler (2002) aufgeschlüsselten Pflanzengesellschaften war für mich nachträglich nicht möglich. Um trotzdem eine Vorstellung der Soziologie zu entwickeln habe ich die in Klassen, Ordnungen und Verbänden gegliederten Assoziationen zu Sammelgemeinschaften zusammengefasst. Ich folge der Einteilung in (Rothmaler 2002) und vereinfache wie folgt: **nsa** = nicht standortabhängig (Saatpflanzen); **Grünland** = Plantaginea majoris (Trittrasengesellschaften) und Molinio-Arrhenatheretea (Ges. des Wirtschaftsgrünlandes); **Mesobrom** = Festuco-Brometea (Basenreiche Trocken- und Halbtrockenrasen); **Ruderal** = Chenopodietea (Hackfrucht- und kurzlebige Ruderal-Ges.), **GrA** = Charakterarten des Geranio-rotundifolii-Allietum

der Zeile erreichen. Da aber die Zeile überschlägig nur ein Fünftel der Gesamtreibfläche ausmacht, ist die Gesamtdeckung trotzdem sehr gering. Weiterhin ist zu beachten, dass die geringe Bedeckung zeitlich bis zur nächsten Bodenbearbeitung bzw. Herbizidanwendung befristet ist; in den konventionell bewirtschafteten Flächen existiert daher kein Bereich, in dem Vegetation über den gesamten Jahresverlauf vorhanden ist. Neben der zeitlich und räumlich eingeschränkten Verfügbarkeit pflanzlicher Ressourcen ist auch die Diversität der Pflanzengemeinschaften der konventionellen Flächen begrenzt; 17 bis 19 Arten stehen 36 bis 50 Arten in den Bio-Flächen gegenüber. Die Gesamtgemeinschaft aller Bio-Flächen enthält 73, die der Kon-Flächen 28 Arten; die Artenzahl steigt damit um 160%, während die Zunahme beim Vergleich der Einzelflächen zwischen 90% und 190% liegt. Nimmt man die Kombination aus Vegetationshöhe und Deckungsgrad als Mass der Strukturvielfalt, dann ergeben sich in den Bio-Varianten 10-20 cm bei ca. 50% (Bio II) oder 20-30 cm bei ca. 80% (Bio I), welchen 5-15 cm bei maximal 15% Gesamtdeckung in den Kon-Flächen gegenüber stehen.

Betrachtet man diejenigen Arten, die in Gasse und/oder Zeile dominanten (3) oder kodominanten (2) Status erreichen (Tabelle 6), so finden sich in den Bioflächen acht bis 13 Arten, in den Kon-Flächen hingegen nur zwei bis sechs; bezogen auf die Gesamtgemeinschaften Bio und Kon lautet das Verhältnis 21 zu neun. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass nicht alle aufgeführten Arten aus dem natürlichen Saatbett bzw. über natürliche Verbreitung rekrutieren, sondern einige nur über die Begrünungseinsaat (Winterbegrünung in den Kon-Flächen, Dauerbegrünung in den Bio-Flächen) in die Reibflächen gelangen und/oder dominanten bzw. kodominanten Status erreichen. Sicher ist dies für *Hordeum vulgare* (Saatgerste) und *Vicia villosa* (Zottelwicke), wahrscheinlich für *Trifolium repens* (Weissklee) und einige der Grasarten. Sofern man die sich unter „natürlichen“ Umständen (d.h. unter den typischen Bewirtschaftungsmethoden exklusive Begrünungseinsaat) entwickelnden Gesellschaften diskutieren möchte, sind die Artenlisten entsprechend zu korrigieren

Während sich in den Bio-Flächen keine Art findet, die als „Charakterart“ des Bio-Anbaus angesprochen werden könnte, da keine der Arten in allen Flächen dominant oder kodominant war, kann *Stellaria media* (Vogelmiere) für den Kon-Anbau als solche benannt werden. Diese einjährige Ruderalpflanze findet als Lichtkeimer in den vegetationsfreien Kon-Flächen geeignete Entfaltungsmöglichkeiten. Entsprechend muss der Deckungsanteil von 50% in der Zeile der Fläche Hb K zum Grossteil dieser einen Art zugerechnet werden. Die besondere Konkurrenzfähigkeit dieser Pflanze unter den spezifischen Bedingungen intensiver Bodenbearbeitung zeigt auch ihre Dominanz in den Zeilen der Variante Bio II, die wie die Zeilen in

der Kon-Variante offen gehalten werden (mechanisch<sup>13</sup>). Damit ist dieser Bereich – zumindest pflanzensoziologisch – den Zeilen der Kon-Variante vergleichbar.

Pflanzensoziologisch sind die Gemeinschaften nur schwer zu charakterisieren. Charakterarten des Geranio-rotundifolii-Allietum wurden zwar in zwei Fällen angetroffen (*Allium vineale* in Hb B und *Ornithogalum umbellatum* in Br B), jedoch nur in geringen Häufigkeiten und Deckungsgraden und nicht gemeinsam. Sie zeigen jedoch an, dass Arten der ursprünglichen Rebgesellschaft unter den Bedingungen des Bio-Anbaus überleben können. In der Fläche Bergondell Bio finden sich als dominante bzw. codominante Arten Charakterarten des Poa-trivialis-Lolio-Potentillion (*Poa trivialis*, *Lolium multiflorum*) neben solchen des Polygono-Chenopodioidietalia (*Bromus sterilis*, *Geranium dissectum*, *Valerianella locusta* und *Veronica persica*), was möglicherweise den alternierenden Wechsel zwischen Bodenbearbeitung und Mulchen widerspiegelt. In der Zeile deutet sich allerdings mit *Daucus carota* sowie standortüblichen Stauden und Holzpflanzen (v.a. *Crataegus* und *Rosa*) an, dass Elemente trockenwarmer Standorte in der Wirtschaftsfläche überleben können. Am deutlichsten ist die Trennung in Zeilen- und Gassengesellschaften in der Fläche Honigberg Bio zu beobachten, wo keine der dominanten bzw. codominanten Arten der Gasse in der Zeile angetroffen wird, und umgekehrt. Mit *Achillea millefolium* und *Arrhenatherum elatius* finden sich zwei weitere Vertreter von trockenwarmen Standorten, während ansonsten in der Gasse Arten des Polygono-Chenopodioidietalia sowie Einsaaten angetroffen werden. In der Fläche Kb B ergibt sich in den Gassen wieder ein Wechsel zwischen Arten des Polygono-Chenopodioidietalia und des Poa-trivialis-Lolio-Potentillion, die Zeile kann nur als Polygono-Chenopodioidietalia charakterisiert werden. Damit fehlt in dieser Variante ein Bereich, der mit den im Wesentlichen unbearbeiteten (nicht unbeeinflussten, s. z.B. Düngung oder Pflanzenschutz) Zeilen der Variante Bio I vergleichbar wäre. Entsprechend ist das Fehlen sowohl von Stauden oder holziger Pflanzen (mit Ausnahme von *Cerastium arvense*) wie auch xerothermophiler Arten wie *Daucus carota* oder *Achillea millefolium* zu erklären.

Insgesamt kann daher bei den Bio-Flächen nicht von einer Gesellschaft der Rebfläche gesprochen werden. Unterschiedliche Bewirtschaftung von Gassenbereichen resultiert in unterschiedlichen Assoziationen, zu denen noch in der Variante Bio I unbearbeitete Bereiche in den Zeilen mit eigenen Gesellschaften hinzutreten. Für die Gesamtfläche muss daher von einer Mischgesellschaft gesprochen werden, in der Elemente aller angesprochenen Assozia-

---

<sup>13</sup> Herbizideinsatz ist in den beprobten Flächen in den Beobachtungsjahren nicht durchgeführt worden, jedoch gaben die praxisüblich wirtschaftenden Betriebe es als allgemein genutzte Bewirtschaftungsmassnahme an. Daher muss mit gelegentlichen Anwendungen gerechnet werden.

tionen zu finden sind und je nach Gestaltung der Zeile durch standorttypische Arten ergänzt werden können oder den Verhältnissen in den konventionellen Flächen ähneln. In der Variante Bio II sind geringere Strukturvielfalt mit einem Gepräge der begrünten Bereiche verbunden, die durch häufiges Mulchen einen sogenannten „Mulchrasen“ ausbilden (Gut 1998).

In den konventionellen Flächen werden mit Ausnahme von Einsaaten ausschliesslich Pflanzen des Polygono-Chenopodioidietalia angetroffen, wobei Vogelmiere (*Stellaria media*) immer dominant ist. Diese Gesellschaft kann daher als reines Polygono-Chenopodioidietalia charakterisiert werden.

**Diskussion:** Die Aufnahme der Pflanzengesellschaften in den Vergleichsflächen ergab, dass Deckungsgrad, Vegetationshöhe und Diversität der Kon-Flächen gegenüber den Bio-Flächen deutlich reduziert waren. Elemente des ursprünglichen Geranio-rotundifolii-Allietum wurden vereinzelt nur in den Bio-Flächen gefunden, ebenso Stauden oder holzige Pflanzen. Damit ist zu erwarten, dass sich diese Unterschiede in den untersuchten Arthropodenfaunen niederschlagen. Hinsichtlich der beiden Bio-Varianten ist ebenfalls ein deutlicher Unterschied gegeben: Während in den Zeilen der Variante Bio I eine Pflanzenassoziation angetroffen wird, die standorttypische (xerothermophile) Elemente inklusive Stauden und verholzte Pflanzen beinhaltet, wird diese in den Zeilen der Variante Bio II durch arten- und deckungsarme Ruderalgemeinschaften ersetzt, die mit denen in den konventionellen Flächen identisch sind. Auch hier ist zu erwarten, dass sich Unterschiede in den Arthropodengemeinschaften ergeben. Die Gesellschaften der Bio-Flächen müssen in der Betrachtung entweder aufgespalten werden oder sind als Mischgesellschaften anzusprechen. Die Gesellschaft der Kon-Flächen kann hingegen als reines Polygono-Chenopodioidietalia charakterisiert werden.

## Die Carabiden-Gemeinschaften der Rebflächen

### **Allgemeine Daten zur Gemeinschaft**

Auf den sechs beprobten Flächen wurden insgesamt 41026 Individuen gefangen, die 65 Carabidenarten repräsentieren (Artenliste s. Anhang Seite 184). Vorherrschende Unterfamilien sind die Harpalinae und Zabrinae (je 14 Arten) sowie die Pterostichinae (9 Arten). Bei den Gattungen dominieren *Harpalus*<sup>14</sup> (14 Arten) und *Amara* (13 Arten). Mit fast 16000 Individuen stellt *Brachinus eximius* über 40% der Individuen, gefolgt von *B. crepitans* (ca.

---

<sup>14</sup> Auf die Untergliederung in die Untergattungen *Ophonus*, *Pseudoophonus* und *Metoponus* wurde verzichtet und alle Arten unter der Gattung *Harpalus* zusammengefasst.

6000 Individuen). Damit machen diese beiden Arten mehr als die Hälfte (56%) aller gefangenen Individuen aus. 23 Arten sind nach der von mir verwendeten Definition als naturschutzfachlich bedeutsam einzustufen, was einem Prozentsatz von 35% entspricht<sup>15</sup>. Die Arten mit der höchsten Gefährdungsstufe sind *Polistichus connexus* (Deutschland: R; Bayern: 2) und *Callistus lunatus* (Deutschland: 2; Bayern: 2). Als Besonderheit kann ebenfalls *Acupalpus interstitialis* gelten. Der Status von *Harpalus subcylindricus* ist derzeit noch unklar, da seine Verbindung zu *Harpalus anxius* noch geklärt werden muss (W. Lorenz, pers. Mitteilung). Er wird in dieser Arbeit als eigene Art geführt.

### **Zusammenfassung: Zurechenbarkeit der festgestellten Arten zum Habitat „Rebfläche“ sowie den Einzelflächen/Effizienz der Untersuchung/Korrektur der Abundanzen**

Die Details dieser Abschnitte sind im Anhang **Seite 184** nachzuschlagen. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- In der Gesamtartenliste werden die Arten *Chlaenius vestitus* und *Zabrus tenebrioides* nicht berücksichtigt, da ihre Ökologie die Existenz autochthoner Populationen in Rebflächen unwahrscheinlich erscheinen lässt. Bei drei Arten werden die absoluten Fangzahlen nach unten korrigiert: *Carabus coriaceus* und *C. purpurascens* scheinen durch Aas in den Fangbehältern atrahiert worden zu sein, entsprechend wurden die absoluten Abundanzen auf die Mittelwerte der Fallen ohne Vertebratenbeifang korrigiert. *Leistus spinibarbis* wurde in einer Fläche in einer Ansammlung aufgefunden, die eine Überwinterungs-Aggregation vermuten liess, auch dieser Wert wurde auf den Mittelwert der Fangzahlen korrigiert.
- Die Arteninventare können zwischen allen Flächenpaaren verglichen werden, da die Artensättigung<sup>16</sup> zwischen 90 und 100 Prozent liegt und damit jede Gemeinschaft nahe zur absoluten Sättigung besammelt wurde. Die festgestellten Unterschiede in den Abundanzen könnten durch Unterschiede der Habitate bedingt sein, die unterschiedliche Aktivität der Laufkäfer zur Folge gehabt haben könnten. Allerdings wird diese Möglichkeit unter Berücksichtigung von Literaturdaten für die Grössenordnung der Unterschiede zurückgewiesen, so dass auch die Abundanzdaten als vergleichbar betrachtet werden.

---

<sup>15</sup> In dieser Relation sind alle gefangenen Arten berücksichtigt, vor der Überprüfung nach Zurechenbarkeit zum Habitat „Rebfläche“. Nach der Korrektur der Artenlisten beträgt das Verhältnis 22 naturschutzfachlich bedeutsame Arten zu 63 insgesamt nachgewiesenen Arten, oder ebenfalls 35%.

<sup>16</sup> = Verhältnis aus real gefangener Artenzahl zu der durch Estimators vorhergesagten Gesamtartenzahl

## Vergleich der Flächenpaare

### Alpha-Diversität

Die ermittelten Werte für die drei Diversitätsmasse Artenzahl, Alpha und Berger-Parker sind in **Tabelle 7** zusammengefasst. In den Bioflächen wurden mehr Arten gefangen als in den konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen; die prozentuale Zunahme bewegt sich zwischen 31% und 42%. Beide Varianten zeigen in Bezug auf die absolute Artenzahl jeweils

**Tabelle 7:** Werte der Diversitätsmasse

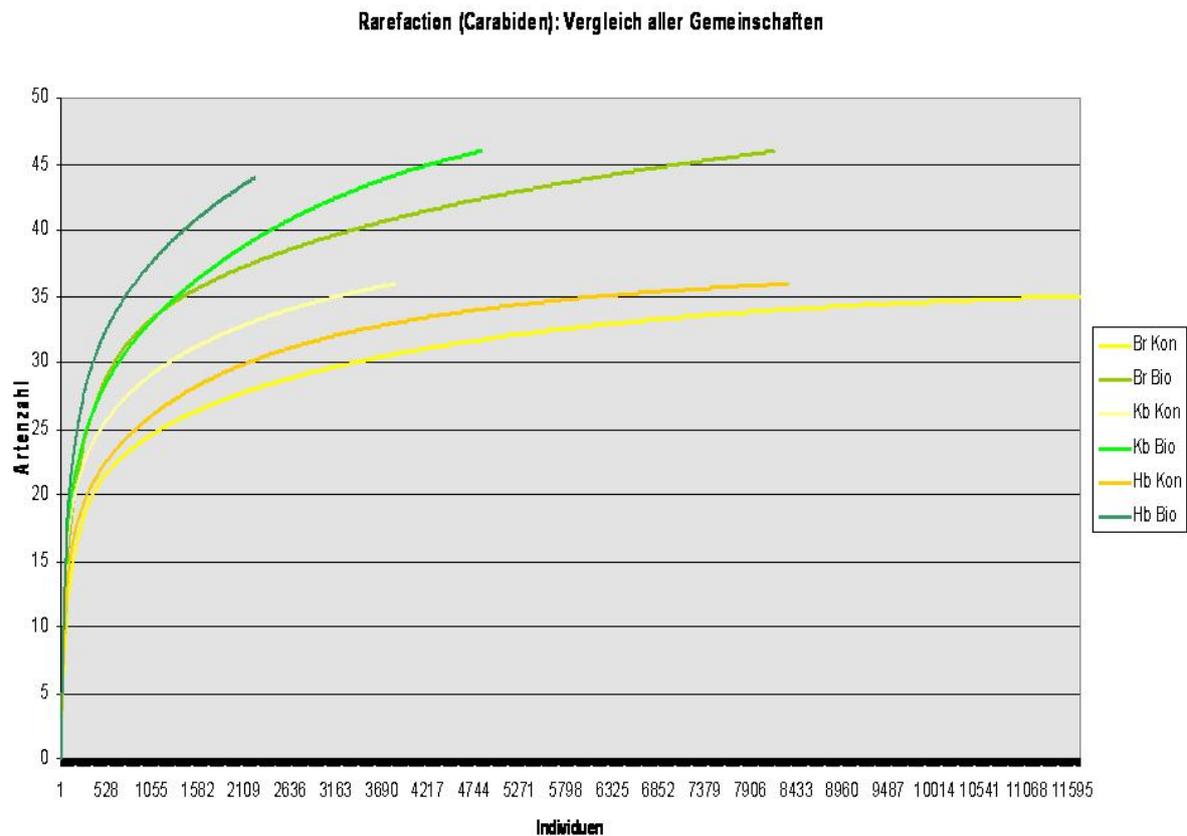
Index	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Artenzahl	46	35	47	36	51	36
Alpha	6,45	4,46	8,05	4,85	7,62	5,51
Berger-Parker (d%)	41,93	47,16	22,18	53,27	24,81	23,15

ähnliche Gemeinschaften: die Gemeinschaften der konventionell bewirtschafteten Flächen enthalten 35 oder 36 Arten, die der Bioflächen zwischen 46 und 51 Arten.

Der Index Alpha folgt im Wesentlichen der Artenzahl, so dass die im Vergleich zu den konventionellen Flächen hohen Diversitätswerte der Bioflächen zu erwarten waren. Eine genauere Analyse offenbart, dass nicht die Fläche mit der höchsten Artenzahl (Kb B) den höchsten Alpha-Wert aufweist, sondern die Fläche Hb B; hier wirkt sich die gleichmässigerer Verteilung der Arten aus. Die prozentuale Steigerung der Diversität der Bioflächen bewegt sich für diesen Parameter zwischen 38% und 66%, d.h. er steigt prozentual nochmals im Vergleich zu den Artenzahlen. Dies ist nur dadurch zu erklären, dass die Kombination von Artenzahl und Abundanzverteilung einen steigernden Effekt verursacht.

Der Berger-Parker-Index zeigt bei dem Vergleich der Varianten ein uneinheitliches Bild. Zwar wird der niedrigste Wert in einer Biofläche (Hb B) und der höchste in einer konventionellen Fläche (Hb K) gefunden, es existieren jedoch auch hohe Werte in Bioflächen (Br B) und niedrige in konventionellen Flächen (Kb K); letzterer ist sogar niedriger als der der biologisch bewirtschafteten Vergleichsfläche. Damit lässt sich aus diesem Index für den Vergleich der Varianten kein einheitlicher Trend ablesen.

## Rarefaction



**Abb. 8:** Rarefactionkurven der Carabidengemeinschaften

Die paarweisen Vergleiche der Varianten werden in **Abb. 8** zusammengeführt. Es zeigt sich, dass die Rarefactionkurven der Bioflächen unabhängig von der Stichprobengröße über denen der jeweiligen konventionell bewirtschafteten Vergleichsfläche liegen. Im Gesamtvergleich wird deutlich, dass alle Kurven der Bioflächen über denen der konventionellen Vergleichsflächen liegen. Bezogen auf dieselbe Stichprobengröße (Individuen) werden damit auch in der artenärmsten Biofläche mehr Arten gefunden als in der artenreichsten konventionellen Fläche.

## Extrapolation

Die extrapolierten Artenzahlen für die Einzeljahre und für die über die Einzeljahre aufsummierten Gesamtgemeinschaften der Einzelflächen sind in **Tabelle 8** aufgeführt. Die Kurven der Estimators für die Gesamtgemeinschaften der Flächen sind in den **Abbildungen 22 bis 27** (Anhang S. 199 f.) dargestellt. Die Einzelwerte der verschiedenen Estimators für die Gesamtgemeinschaften enthält **Tabelle 9**.

**Tabelle 8:** Mittelwerte der Estimatoren für die Carabidengemeinschaften

Jahr	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
1995	35	29	33	30	46	24
1996	42	40	46	31	28	31
1997	39	22*	40	32	49	34
1998	37	30	41	n.b.	52	n.b.
95-98	50	35	51	37	54	40

**Tabelle 9:** Einzelwerte der Estimators für die Gesamtgemeinschaften der Einzelflächen

Estimator	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
ACE	50	36	52	37	56	41
ICE	51	36	52	38	57	40
Chao 1	51	35	51	37	54	40
Chao 2	51	35	51	39	54	41
Jacknife 1	52	37	54	38	58	42
Jacknife 2	55	34	55	38	56	45
Bootstrap	49	37	51	35	55	39
MM Runs	45	34	46	35	48	35
MM Mean	45	34	46	37	48	34

Mit Ausnahme eines Vergleiches (Kirchberg 1996) liegt die extrapolierte Artenzahl der Einzeljahre bei den Bioflächen teilweise deutlich über denen der konventionellen Flächen. Betrachtet man die Gesamtgemeinschaften, so wird im Schnitt ein Zuwachs von 14 Arten bei biologischer Wirtschaftsweise vorhergesagt; dieser Wert ist für alle drei Vergleiche nahezu konstant und entspricht im Mittel einer Zunahme von 38%. Die Steigung der Kurven im Bereich des Grenzwertes scheint im Fall der Gemeinschaften aus den Bioflächen steiler zu verlaufen als die der Gemeinschaften aus den konventionellen Flächen, was darauf hindeutet, dass bei einer Steigerung des Beprobungsaufwandes weitere Arten hinzugewonnen werden können. Hin-

gegen scheint bei den Gemeinschaften der konventionellen Flächen bei 35 bis 40 Arten ein Grenzwert erreicht zu werden.

### **Naturschutzfachlich bedeutsame Arten**

Das Vorkommen der naturschutzfachlich bedeutsamen Arten wird in **Tabelle 10** dargestellt, wobei wie folgt gegliedert wird: Mit Status „C“ werden die Arten gekennzeichnet, die sowohl in Bio- wie in Kon- Flächen nachgewiesen wurden und deren Abundanzen in beiden Varianten zumindest vergleichbar sind oder eine Bevorzugung der konventionellen Variante erkennen lassen. Status „B“ enthält diejenigen Arten, welche in beiden Varianten vorkommen und eine Bevorzugung der biologischen Variante zeigen. Status „A“ umfasst die Arten, die ausschliesslich in der biologischen Variante gefangen wurden<sup>17</sup>.

<sup>17</sup> Nach dieser Einteilung scheint die Gruppe derjenigen Arten zu fehlen, die ausschliesslich in den Kon-Flächen anzutreffen waren. Da es jedoch solche Arten nicht gibt, wurde die Einteilung kürzer gefasst.

**Tabelle 10:** Vorkommen und absolute Häufigkeiten der naturschutzfachlich bedeutsamen Arten (RL D, BY: Rote Liste Deutschland bzw. Bayern; Angaben in Klammern: absolute Häufigkeiten bis 1997; \*: abs. Häufigkeiten kritisch diskutiert (s.o.))<sup>18</sup>; grau unterlegt: besonders wertvolle Arten

Art	RL D	RL BY	Status	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
<i>Amara lucida</i>	V*	3	C					1 (0)	2
<i>Brachinus crepitans</i>	V*	V	C	1572	2831	562 (459)	872	134 (98)	60
<i>Brachinus explodens</i>		V	C	3425	5506	615 (533)	4436	1548 (1125)	871
<i>Calathus erratus</i>		V	C			1	8		
<i>Harpalus atratus</i>		V	C	19	13	36 (31)	41	4 (3)	8
<i>Leistus spinibarbis</i>	V	3	C	21	196*	6 (5)	2	11 (3)	4
<i>Amara apricaria</i>		V	B	17	2	36 (20)	7	19 (13)	13
<i>Amara consularis</i>		V	B	4		13 (1*)	1		
<i>Harpalus ardosiacus</i>		D	B	7	2	2	1	3 (2)	1
<i>Harpalus luteicornis</i>	V	V	B	45	1	3 (1)	3	27 (18)	3
<i>Pterostichus macer</i>		3	B	1				2 (1)	1
<i>Acupalpus interstitialis</i>	R	R	A					2	
<i>Amara municipalis</i>	V	3	A			1			
<i>Amara nitida</i>	3	3	A	1					
<i>Callistus lunatus</i>	2	2	A			18 (12)			
<i>Harpalus puncticeps</i>		V	A	2		15 (14)		2	
<i>Harpalus dimidiatus</i>	V	3	A	31		107 (84)		2	
<i>Harpalus subcylindricus</i>	D	D	A					3	
<i>Lebia cruxminor</i>	3	3	A			1			
<i>Paradromius linearis</i>		V	A	1		5 (4)			
<i>Philorhizus notatus</i>	V*	3	A			1			
<i>Polistichus connexus</i>	R	2	A					1	
<b>Gesamtzahl Arten /bes. wertvolle Arten</b>			22/10	13/3	7/1	16/6	9/1	14/5	9/2

Die Analyse der Gesamtgemeinschaften der Varianten wird weiter unten durchgeführt, an dieser Stelle wird lediglich der Unterschied der Flächenpaare diskutiert. Es zeigt sich, dass die Bioflächen zwischen 13 und 16 von 22 naturschutzfachlich interessante Arten aufweisen, während die konventionellen Flächen sieben bis neun Arten enthielten. Damit hat nicht nur jede Biofläche im direkten Vergleich mit ihrer konventionellen Vergleichsfläche mehr naturschutzfachlich wichtige Arten; zusätzlich enthält auch die „ärmste“ biologische Fläche mehr dieser Arten als die „reichste“ konventionelle Fläche. Die prozentuale Steigerung der

<sup>18</sup> Im Fortgang der Arbeit erschien eine überarbeitete Rote Liste für Bayern Stand 2003 (Lorenz 2003). Für die in dieser Arbeit berücksichtigten Arten ändert sich nur eine Einstufung: *Acupalpus interstitialis* R (vorher: G)

Vielfalt dieser Arten in den Bioflächen beträgt damit zwischen 56% und 86%. Deutlicher ist die Zunahme an besonders wertvollen Arten, von denen absolut in den Bio-Flächen zwischen drei und sechs, in den Kon-Flächen dagegen ein bis zwei gefunden werden<sup>19</sup>.

### **Zusammenfassung: Ökologische und biologische Charakteristik der Arteninventare**

Die unterschiedlichen Habitateigenschaften der verglichenen Varianten sollten dazu führen, dass Arten mit verschiedenen Ansprüchen in den jeweiligen Gemeinschaften zu finden sind. Aus diesem Grund werden die Gemeinschaften hinsichtlich der Frage untersucht, ob die Habitateigenschaften der Varianten bestimmte ökologischer Gruppen fördern oder einschränken. Dieser Vergleich ist auch für die Frage erheblich, welche der unterschiedlichen Bearbeitungsmethoden für die Zusammensetzung der Synusien bedeutsam sind. Ich vergleiche dazu Daten zur Grösse, Biomasse und Habitatbindung sowie besondere Eigenschaften bei Lebensweise und Ernährung. Die in diesem Zusammenhang häufig untersuchte Eigenschaft „Flugfähigkeit“ (z.B. Raths und Riecken 1999) berücksichtige ich nicht, da dieses Merkmal in den Populationen einer Art sehr unterschiedlich ausgeprägt sein kann (Thiele 1977; Lindroth 1986), so dass die Verwendung von Literaturdaten, die aus der Untersuchung weit entfernter Populationen stammen, möglicherweise zu falschen Schlussfolgerungen führen. In den Abschnitten „Habitatbindung“ und „Arten mit besonderen Eigenschaften“ werde ich die Fangzahlen der jeweiligen Arten in den Gesamtgemeinschaften vergleichen. Da manche Arten nur sehr geringe Abundanzen aufweisen, werde ich eine Bewertung (Bevorzugung einer Variante oder Indifferenz) dort nur aufgrund der Verteilung auf die Flächen vornehmen. Bei allen anderen Arten werden auch die absoluten Abundanzen berücksichtigt.

Die Analysen und Ergebnisse dieses Teils sind ebenfalls in den Anhang verlegt worden, da ihr Umfang den Fluss der Argumentation beeinträchtigen würde. Zusammenfassend können folgende Aussagen getroffen werden:

- 1) Grössenklassen, „Verzweigung“ und Biomasse: Die paarweise Relation zwischen den Vergleichsflächen wird beim Übergang von der Individuenzahl zur Biomasse für die Bio-Flächen grösser, was bedeutet, dass mehr Biomasse in grösseren Tieren gebunden ist. Auch eine Verteilungsanalyse sehr kleiner bzw. sehr grosser Arten zeigt, dass grosse Arten in den Bio-Flächen, kleinere hingegen in den Kon-Flächen höhere Abundanzen

---

<sup>19</sup> hierbei handelt es sich um lediglich zwei Arten, während der Artenpool der Bio-Flächen zehn Arten umfasst. Vgl. S. 52 ff.

erreichen. Andere Analysen, wie presence/absence Daten oder reine Abundanzvergleiche unterschiedlicher Grössenklassen, ergeben kein schlüssiges Bild. Zudem sind manche Analysen sehr von den Abundanzen einer Art (*Brachinus eximius*) abhängig. Entsprechend sind die erkennbaren Tendenzen zu einer „Verzweigung“ der Kon-Gemeinschaften vorsichtig zu bewerten.

- 2) Habitatbindungen: Für keine der betrachteten Gruppen – „Ackerarten“, „Gehölzarten“, hygrophile und thermo- bzw. xerothermophile Arten – konnte eine Bindung an eine der Varianten herausgearbeitet werden. Innerhalb jeder Gruppe gab es Arten, welche die eine oder die andere Variante bevorzugten bzw. indifferent reagierten. Entsprechend kommt diesen Charakterisierungen kein oder nur geringes Erklärungspotenzial zu.
- 3) Deutlichere Indizien ergeben sich aus korrelativen Ansätzen, welche bottom-up Effekte als wirksam unterstellen. So konnten für mehrere Arten widerspruchsfreie Korrelationen von Abundanzmustern und Nahrungsressourcen herausgearbeitet werden (phytophage: *Harpalus puncticeps*, *Harpalus rufipes* und *Amara familiaris*; prädatorische Arten: *Notiophilus palustris* und *Leistus ferrugineus*). Da mehrere phytophage Arten ein Abundanzmuster zeigen, das dem von *Amara familiaris* ähnelt, wird eine nahrungsökologische Abhängigkeit dieser Gruppe vom Polygono-Chenopodioidietalia vermutet. Insgesamt erfährt die Gruppe der phytophagen Arten mit Ausnahme der Arten, für welche die oben angeführte Bindung vermutet wird, in den Bio-Flächen eine starke Zunahme, was ebenfalls für eine grosse Bedeutung der Nahrungsressourcen spricht. Vegetationsbewohnende (kletternde) Arten kamen ausschliesslich in den Bio-Flächen vor, ebenso Arten, die Säugerbauten nutzen.
- 4) Zusammenfassend werden artspezifisch wirksame Ursachenkombinationen für die gefundenen Verteilungs- und Häufigkeitsmuster vermutet, bottom-up Effekte scheinen hierbei entscheidend zu sein. Da für die meisten Carabidenarten basale Daten zur Ökologie fehlen, kann eine korrelative Analyse jedoch nur für wenige Arten erfolgen. Als diversitätsfördernde Faktoren wird einerseits die Begrünung angesehen, die vor allem phytophage Arten begünstigt, sowie in der Variante Bio I auch kletternden Arten die Möglichkeit zur Besiedelung gibt. Andererseits sind Unterschiede in der Bodenbearbeitung von Bedeutung; unbearbeitete Bereiche, wie sie in den Bio-Flächen zur Verfügung stehen, könnten grosse Arten begünstigen sowie das Entstehen nutzbarer Strukturen wie Säugerbauten erst ermöglichen.

## Vergleich der Gesamtgemeinschaften

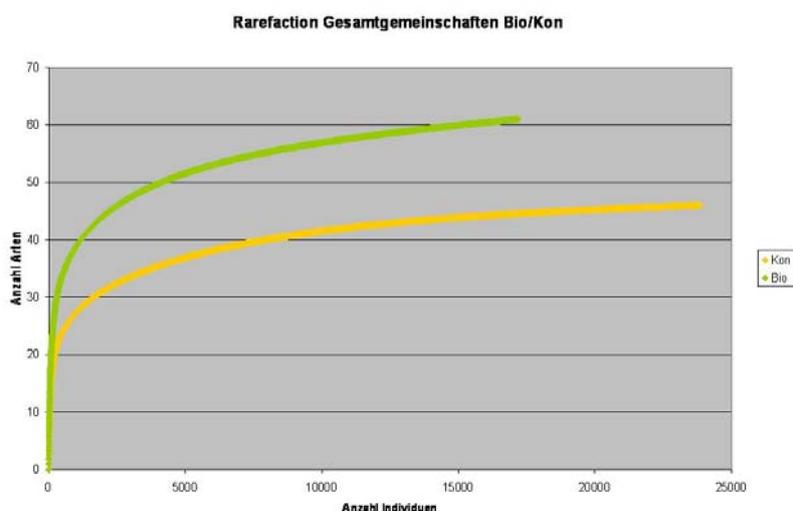
In dieser Analyse wird einer fiktiven Gesamtgemeinschaft konventionell bewirtschafteter Rebflächen die der ökologisch bewirtschafteten Rebflächen gegenüber gestellt. Sie soll Antwort auf folgende Fragen geben: Wird die Ähnlichkeit der jeweiligen Gemeinschaften durch die Form der Bewirtschaftung oder den Grad der geographischen Nähe bedingt? Wie stark formt der identifizierte Faktor die Gemeinschaften? Gesetzt den Fall, eine der beiden Anbauformen würde aufgegeben werden: bei welcher wäre der quantitative und/oder qualitative Verlust an Arten am grössten? Die ersten beiden Fragen werden durch eine Untersuchung ihrer Ähnlichkeit beantwortet (Beta-Diversität und Clusteranalysen), die zweite über den Vergleich der Artenspektren und der die Diversität der Gesamtgemeinschaften beschreibenden Parameter.

## Daten zur Diversität der Gesamtgemeinschaften, Rarefaction und Estimators

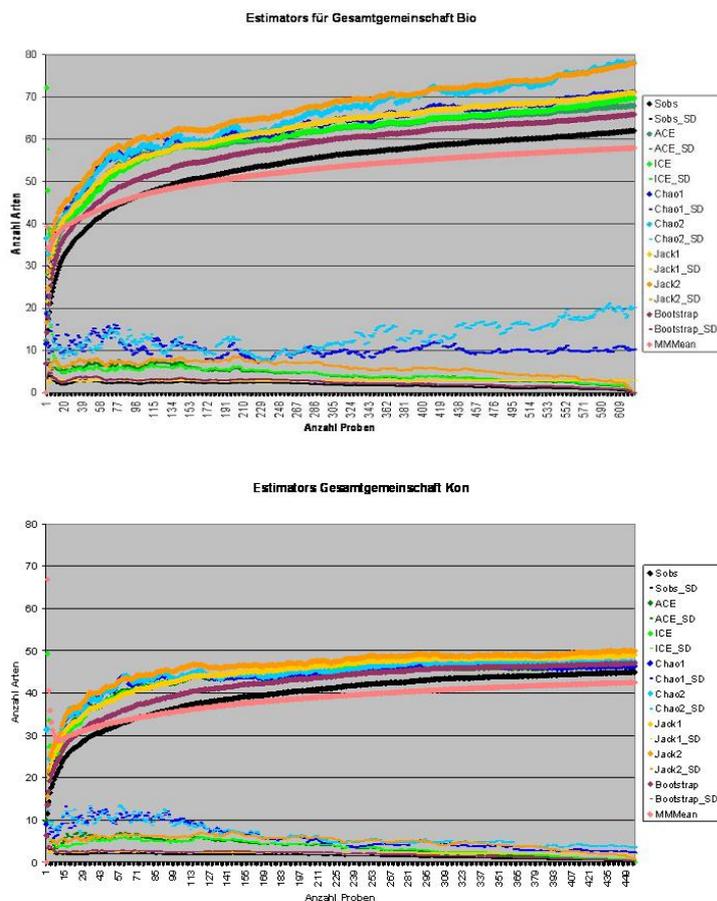
**Tabelle 11:** Kennwerte der Diversität der Gesamtgemeinschaften

Index	Gesamt Bio	Gesamt Kon
Individuenzahl	15142	23661
Biomasse (g)	136	151
Durchschnittliche Masse(mg)/Individuum	8,9	6,4
Artenzahl	62	45
Alpha	8,125	5,511
Berger-Parker (d%)	32,5	45,4
Mittelwert der Estimators	69	46
Sättigung in %	90	98%

Die beschreibenden Daten und die Diversitätsparameter zum Vergleich der Gesamtgemeinschaften sind in der **Tabelle 11** zusammengefasst, die Kurven zu Rarefaction und den Estimators sind in den **Abb. 9** und **10** dargestellt. Die Anzahl gefangener Individuen liegt in der konventionellen Variante um 56% über der der Bio-Flächen, hinsichtlich der Biomassen wurde in den Kon-Flächen immer noch ein Plus von 11% festgestellt. Dabei ist nochmals darauf zu verweisen, dass diese Unterschiede auf die Fangzahldifferenzen weniger Arten zurückgehen und zudem



**Abb. 9:** Rarefaction-Kurven der Gesamtgemeinschaften Kon bzw. Bio



**Abb. 10:** Estimators der Gesamtgemeinschaften

47%. Während die Dominanz für die Einzelflächen ein uneinheitliches Bild zeigte, wird bei der Analyse der Gesamtgemeinschaften deutlich, dass die konventionelle Variante stärker von der häufigsten Art dominiert wird als die Gesamtgemeinschaft der Bioflächen (45% zu 33%). Diese Relationen sind unabhängig von der Stichprobengröße, was die Rarefaction-Analyse der Gesamtgemeinschaften zeigt. Zudem wird aus den Daten der Estimators deutlich, dass bezogen auf den Mittelwert der Estimators einer Sättigung von 98% in der Gesamtgemeinschaft Kon nur eine Sättigung von 90% in der Gesamtgemeinschaft Bio gegenübersteht, und damit letztere in der realen Stichprobe im Hinblick auf die Artenzahl unterschätzt wird. Bei einer theoretischen Sättigung von 100% würden 69 Arten der Bio-Gemeinschaft 46 Arten der Kon-Gemeinschaft gegenüber stehen; der Anstieg bei biologischer Bewirtschaftung würde damit 50% betragen.

durch die Habitateigenschaften verursachte Unterschiede der Aktivität einen Einfluss haben können (Seite 15). Im Schnitt ist ein Käfer der Bio-Synusie um 40% schwerer und damit entsprechend grösser als ein Käfer der Kon-Gemeinschaft. Obwohl in den Kon-Flächen deutlich mehr Individuen festgestellt wurden und auch die in den Laufkäfern gebundene Biomasse höher ist als in den Bio-Flächen, kehren sich die Verhältnisse bei Betrachtung der Diversitätsparameter um. 62 Arten der Bioflächen stehen 45 Arten der konventionellen Flächen gegenüber, was einem Anstieg um 38% entspricht. Das Diversitätsmass Alpha der Gesamtgemeinschaft steigt bei biologischer Bewirtschaftung um

## Ähnlichkeit: Beta-Diversität und Cluster-Analysen

Dieser Abschnitt soll die Frage klären, in welchem Ausmass geographische Faktoren oder die Bewirtschaftungsformen für die Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaften verantwortlich sind. Bei einem stärkeren Einfluss geographischer Faktoren sollten sich die Gemeinschaften der Vergleichsfläche Kirchberg von denen in Dettelbach liegenden Vergleichsflächen Honigberg und Bergrondell abtrennen lassen. Dagegen sollten sich bei einem grösseren Einfluss der Bewirtschaftung die Synusien der konventionellen Flächen von denen der biologisch bewirtschafteten abtrennen lassen. Auf die Bedeutung der Analyse sowohl quantitativer als auch presence/absence-Daten wurde schon auf S. 27 hingewiesen.

**Tabelle 12:** Werte der Vergleiche für Sørensen (links) und NESS (rechts)

	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
Br B	1	0,81	0,89	0,86	0,92	0,78	0,86	0,85	0,89	0,76	0,86	
Br K			1	0,73	0,84	0,90	0,94	0,79	0,85	0,82	0,89	
Hb B				1	0,80	0,85	0,78	0,89	0,72	0,86		
Hb K					1	0,74	0,87	0,81	0,91			
Kb B							1	0,80	0,94			
Kb K											1	

### a) Beta-Diversität:

Die Werte für den NESS- bzw. Sørensen-Index sind in **Tabelle 12** zusammengefasst. Beide Indizes errechnen für die Vergleiche innerhalb einer Variante signifikant höhere Ähnlichkeit als für die Vergleiche zwischen den Varianten<sup>20</sup>; bei letzterer Gruppe wurden die Vergleiche innerhalb desselben Flächenpaares (z.B. Br B vs. Br K) nicht berücksichtigt, um den Einfluss des Faktors „geographische Nähe“ so gering wie möglich zu halten. Das Ergebnis zeigt, dass die Unterschiede in den Bewirtschaftungsweisen auf die Ähnlichkeiten der Gemeinschaften signifikant Einfluss nehmen, sowohl bei Berücksichtigung der Abundanzen (wo nur die häufigsten Arten für das Ergebnis entscheidend sind) wie auch der presence/absence-Matrizen (wo eine Art mit N = 1 wie eine Art mit N = 1000 behandelt wird).

<sup>20</sup> Sowohl für NESS wie Sørensen: Mann-Whitney-U-Test;  $N_{(\text{Vergleich zw. Varianten})} = N_{(\text{Vergleich innerhalb Varianten})} = 6$ ;  $U = 0$ ,  $Z = -2,32$ ;  $p < 0,05$

Um einen Hinweis zu erhalten, ob eine gegenseitige Beeinflussung der direkt benachbarten Vergleichsflächen zu erwarten ist, wurden die Ähnlichkeitswerte desselben Flächenpaares (Br B vs. Br K, Hb B vs. Hb K und Kb B vs. Kb K) den Mittelwerten der Vergleiche zwischen

**Tabelle 13:** Vergleich der Ähnlichkeit der direkt benachbarten Vergleichsflächen mit den Ähnlichkeitswerten der übrigen Vergleiche innerhalb und zwischen den Varianten (**Sörensen-Index**): Mittelwert und Spannweite

Vergleichsflächenpaar	MW und Spannweite der Vergleiche <b>innerhalb</b> der Varianten (jeweils N = 4)	Ähnlichkeit des Flächenpaares (Bio vs Kon)	MW und Spannweite der Vergleiche <b>zwischen</b> den Varianten (jeweils N = 4)
Br (Kon und Bio)	0,86 (0,82-0,90)	0,81	0,76 (0,73-0,79)
Hb (Kon und Bio)	0,84 (0,78-0,90)	0,80	0,74 (0,72-0,78)
Kb (Kon und Bio)	0,81 (0,78-0,85)	0,80	0,75 (0,72-0,79)

den Varianten gegenübergestellt. Wenn es keine wechselseitige Beeinflussung der direkt benachbarten Synusien gäbe, sollte sich der Ähnlichkeitswert des entsprechenden Vergleiches (z.B. Br B vs. Br K) in der Spannweite der anderen Vergleiche mit unterschiedlich bewirtschafteten Flächen (also z.B. Br B vs. Hb K) befinden.

Bezieht man sich auf die presence/absence-Daten (**Tabelle 13**), dann liegt dieser Wert jedoch in allen drei Fällen oberhalb dieses Bereiches und nähert sich den Werten der Vergleiche innerhalb derselben Variante; die Gemeinschaften sind sich also ähnlicher, als sie es aufgrund der Art der Bewirtschaftung sein dürften. Damit ist für diese Flächen von einer starken wechselseitigen Beeinflussung auszugehen, die dazu führt, dass sich die Ähnlichkeit der Synusien den Ähnlichkeitswerten der durch dieselbe Bewirtschaftungsweise beeinflussten Gemeinschaften annähert. Entsprechend sind die Vorkommen von Arten, die sich durch grosse Abundanzunterschiede zwischen den benachbarten Varianten auszeichnen, in der Fläche mit der deutlich niedrigeren Fangzahl kritisch zu hinterfragen.

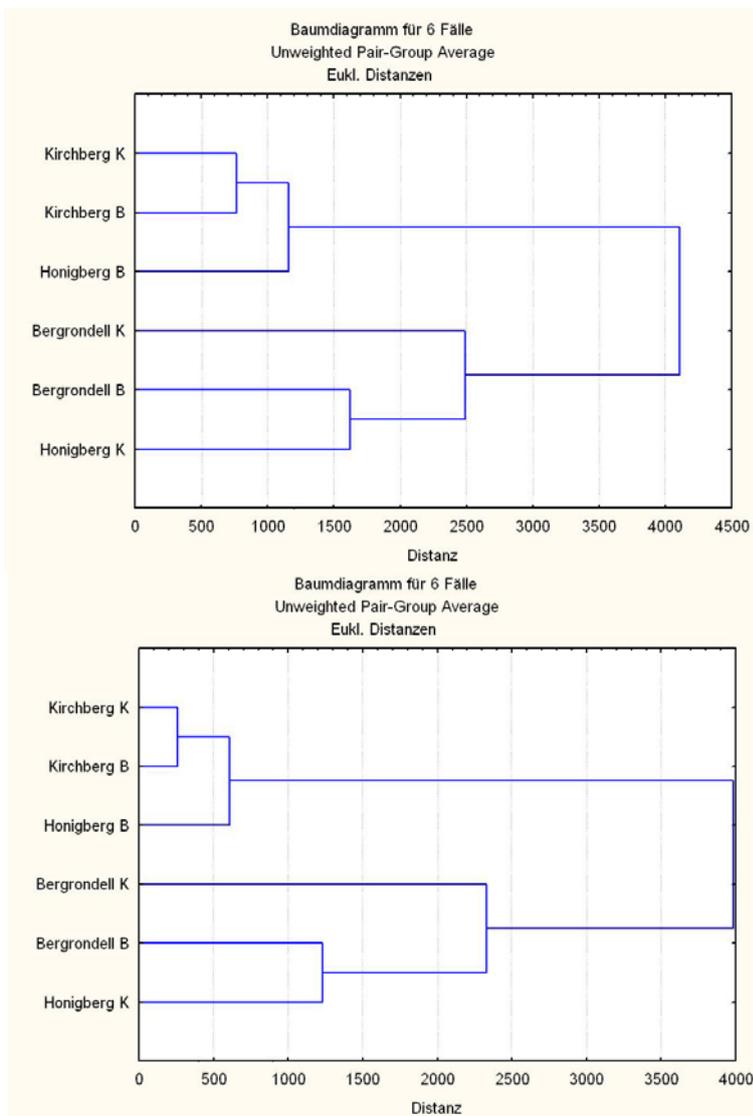
Bezieht man die Abundanzen ein, so ändert sich das Bild etwas (**Tabelle 14**). Für die Vergleichsfläche Bergrondell kann die obige Deutung beibehalten werden. Der Vergleich Honigberg Bio vs. Kon entspricht nun der Ausgangshypothese, liegt also in der Spannweite der übrigen Vergleiche zwischen den Varianten. Man muss jedoch berücksichtigen, dass das Ergebnis des NESS-Index lediglich von den häufigsten Arten bestimmt wird; daher kann ich schliessen, dass sich in diesem Vergleich nur die Abundanzen der häufigsten Arten entsprechend der Bewirtschaftungsunterschiede verhalten; für die Arten mit niedrigen Abundanzen ist das Ergebnis des Sörensen-Index zu berücksichtigen. Das Vergleichsflächenpaar Kirchberg entwickelt in dieser Analyse eine Besonderheit: Ihre Ähnlichkeit liegt nun sogar über der Spannweite der Vergleiche innerhalb derselben Variante. Dies kann nur bedeuten, dass sich die Abundanzen der häufigen Arten sehr ähnlich sind. Möglicherweise spielt die

**Tabelle 14:** Vergleich der Ähnlichkeit der direkt benachbarten Vergleichsflächen mit den Ähnlichkeitswerten der übrigen Vergleiche innerhalb und zwischen den Varianten (**NESS-Index**): Mittelwert und Spannweite

Vergleichsflächenpaar	MW und Spannweite der Vergleiche innerhalb der Varianten (jeweils N = 4)	Ähnlichkeit des Flächenpaares (Bio vs Kon)	MW und Spannweite der Vergleiche zwischen den Varianten (jeweils N = 4)
Br	0,91 (0,89-0,94)	0,89	0,85 (0,84-0,86)
Hb	0,92 (0,89-0,94)	0,85	0,86 (0,84-0,87)
Kb	0,90 (0,89-0,91)	0,94	0,86 (0,85-0,87)

Tatsache eine Rolle, dass die Zeilen der Variante Bio II (= Kirchberg Bio) dem Habitat der konventionellen Vergleichsfläche entsprechen, und deshalb die hochabundanten Arten ähnliche Fangzahlen aufweisen.

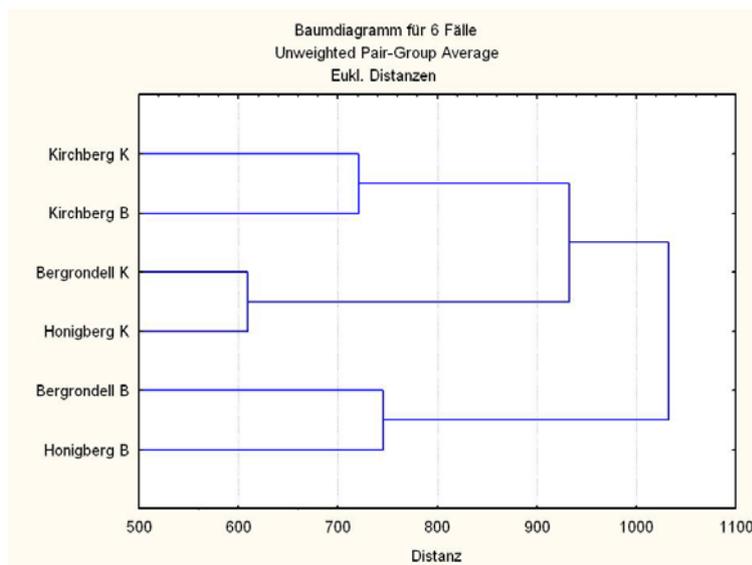
b) Cluster-Analyse:



**Abb. 11:** Clusterdiagramm; **oben:** absolute Häufigkeiten aller Arten; **unten:** nur Abundanzen von *Brachinus crepitans* und *B. explodens*

Die Cluster-Analyse erweitert den oben durchgeführten Einzelvergleich der Synusien in Form des Sörensen- bzw. NESS-Index um einen Schritt, bei dem die Gemeinschaften nach Ähnlichkeit gruppiert werden. Erneut werden sowohl quantitative wie presence/absence-Daten untersucht. Aufgrund der oben eingeführten Überlegungen sind drei mögliche Gruppierungen zu erwarten: Bei einer hauptsächlichen Determinierung über die Form der Bewirtschaftung ist eine Gruppierung in zwei Hauptcluster zu erwarten, die jeweils die drei Flächen der jeweiligen Variante zusammenfassen sollten. Bei einer hauptsächlichen Determinierung über geographische Faktoren sind zwei Ergebnisse denkbar: Sollten die Gemeinschaften der Region

Dettelbach (Bergrondell und Honigberg) und der Region Volkach (Kirchberg) aus regional sehr unterschiedlichen Artenpools stammen, so wären zwei Hauptcluster zu erwarten, die einerseits die Flächen aus Dettelbach, andererseits die Volkacher Flächen zusammenfassen sollten. Bestünde die hauptsächliche Determinierung hingegen in der wechselseitigen Beeinflussung der direkt benachbarten Flächen, dann wären drei Cluster zu erwarten, die



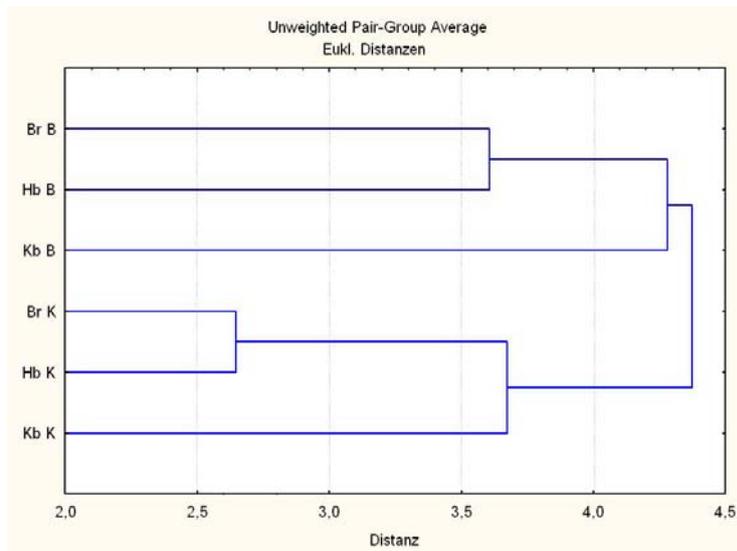
**Abb. 12:** Cluster ohne *Brachinus crepitans* und *B. expulso*

der häufigsten Arten starke Übereinstimmung der Faunen; eine mögliche Erklärung durch einen als regional charakterisierbaren Artenpool ist jedoch aufgrund der Zuordnung der Fläche Honigberg Bio unwahrscheinlich. Wie beim NESS-Index gilt auch bei dieser Analyse, dass sie am stärksten von den Arten mit den höchsten Fangzahlen beeinflusst wird. Clustert man die Gemeinschaften nur auf der Grundlage der Fangzahlen der zwei häufigsten Arten, *Brachinus expulso* und *B. crepitans*, so ergibt sich ein dem Ergebnis über alle Arten nahezu identischer Befund (**Abb. 11 unten**). Entsprechend ist zu folgern, dass der Einfluss dieser beiden Arten so gross ist, dass er die Abundanzmuster der anderen Arten marginalisiert. Nimmt man die beiden Arten aus der Analyse heraus, ergibt sich folgendes Bild (**Abb. 12**): Die Gemeinschaften trennen sich in drei Cluster, die vor allem Bewirtschaftungsunterschiede widerspiegeln. Die Bio-Flächen Br B und Hb B werden vom Rest der Flächen abgetrennt, während die Fläche Kb B dem zweiten Cluster zugeordnet wird, in den auch die restlichen konventionellen Flächen zu finden sind. Dies lässt sich so interpretieren, dass die Gemeinschaft der Fläche Kirchberg Bio durch die offen gehaltenen Zeilen eine Zwischenstellung einnimmt, die sie den übrigen Kon-Flächen ähnlicher erscheinen lässt als

jeweils ein Vergleichsflächenpaar enthalten sollten.

Die Gruppierung der Gemeinschaften auf der Grundlage der absoluten Häufigkeiten ihrer Arten (Fangzahlen bis 1997, korrigiert) liefert das in **Abb. 11 oben** dargestellte Ergebnis. Die Auftrennung in zwei Hauptcluster stützt keine der oben eingeführten Hypothesen. Zwar spricht die Abtrennung des Flächenpaares Kirchberg für eine im Hinblick auf die Abundanzen

den Bio-Flächen der Variante Bio I. Dieser zweite Cluster enthält zwei Untercluster, die einerseits von den Flächen Br K und Hb K bei sehr geringer Distanz, andererseits vom



**Abb. 13:** Clusterdiagramm nach presence-absence Daten

Flächenpaar Kirchberg gebildet werden. Dieser Befund liesse sich mit unterschiedlichen regionalen Artenpools erklären. Die Gruppierung der Gemeinschaft auf der Grundlage der presence/absence-Matrix zeigt **Abb. 13**. Die Gruppierung entspricht Hypothese 1, in der der stärkste Einfluss durch die Bewirtschaftungsform angenommen wird. Die Bio-

Gemeinschaften zeigen unter sich eine grosse Distanz, was als individuelles Gepräge der jeweiligen Gemeinschaft interpretiert werden kann. Die Kon-Gemeinschaften, vor allem Br K und Hb K, sind sich untereinander ähnlicher. In beiden Clustern wird die Gemeinschaft der Fläche Kirchberg früh abgetrennt, was durch die grössere geographische Distanz erklärt werden kann.

### c) Zusammenfassung und Diskussion:

Die Analysen dieses Abschnittes zeigen, dass Zusammensetzung und Abundanzmuster der Carabidengemeinschaften vor allem durch die Bewirtschaftungsweisen geprägt werden. Sie führen zu artenreichen Gemeinschaften in den Bio-Flächen, die eine hohe Individualität aufweisen, und artenarmen Gemeinschaften in den Kon-Flächen, die sich sehr ähnlich sind. Geographisch-historische Effekte können ebenfalls erkannt werden und strukturieren die Gemeinschaften in der vorhergesagten Weise. Von besonderer Bedeutung ist die Tatsache, dass sich die benachbarten Vergleichsflächen gegenseitig beeinflussen und damit die Untersuchung unter einer Unschärfe der Abundanzmuster leidet. Es ist daher sehr wahrscheinlich, dass einige Arten nur durch die Nähe der jeweils anderen Bewirtschaftungsform ein Signal in den Flächen hinterlassen, in denen sie normalerweise nicht angetroffen werden würden.

## Naturschutzfachlich bedeutsame Arten

In der folgenden Tabelle wurden die schon oben eingeführten naturschutzfachlich bedeutsamen Arten zu Gesamtgemeinschaften „Bio“ und „Kon“ zusammengefasst.

Insgesamt werden 22 Arten als naturschutzfachlich bedeutsam eingestuft; bezogen auf die Gesamtgemeinschaft von 63 Arten entspricht dies einem Anteil von 35%. Alle naturschutzfachlich bedeutsamen Arten kommen in mindestens einer Biofläche vor, während nur 11 Arten dieser Gruppe in mindestens einer Kon-Fläche nachgewiesen wurden. Lediglich sechs

**Tabelle 15:** Naturschutzfachlich bedeutsame Arten nach Gesamtgemeinschaften; grau unterlegte Arten: naturschutzfachlich besonders wertvoll

Art	RL D	RL BY	Status	Bio-Flächen	Kon-Flächen	Anz. Ind. Bio	Anz. Ind. Kon
<i>Amara lucida</i>	V*	3	C	1	1	1	2
<i>Brachinus crepitans</i>	V*	V	C	3	3	2268	3763
<i>Brachinus explodens</i>		V	C	3	3	5588	10813
<i>Calathus erratus</i>		V	C	1	1	1	8
<i>Harpalus atratus</i>		V	C	3	3	59	62
<i>Leistus spinibarbis</i>	V	3	C	3	3	38	202
<i>Amara apricaria</i>		V	B	3	3	72	22
<i>Amara consularis</i>		V	B	2	1	17	1
<i>Harpalus ardosiacus</i>		D	B	3	3	12	4
<i>Harpalus luteicornis</i>	V	V	B	3	3	75	7
<i>Pterostichus macer</i>		3	B	2	1	3	1
<i>Acupalpus interstitialis</i>	R	R	A	1	0	2	0
<i>Amara municipalis</i>	V	3	A	1	0	1	0
<i>Amara nitida</i>	3	3	A	1	0	1	0
<i>Callistus lunatus</i>	2	2	A	1	0	18	0
<i>Harpalus dimidiatus</i>	V	3	A	3	0	140	0
<i>Harpalus puncticeps</i>		V	A	3	0	19	0
<i>Harpalus subcylindricus</i>	D	D	A	1	0	3	0
<i>Lebia cruxminor</i>	3	3	A	1	0	1	0
<i>Paradromius linearis</i>		V	A	2	0	6	0
<i>Philorhizus notatus</i>	V*	3	A	1	0	1	0
<i>Polistichus connexus</i>	R	2	A	1	0	1	0
<b>Gesamtzahl Arten</b>	13	22				22	11

Arten können der Kategorie „C“ zugeordnet werden, zeigen also eine Gleichverteilung zwischen den Varianten oder sogar eine Bevorzugung der konventionellen Bewirtschaftung (*Calathus erratus* und möglicherweise *Amara lucida* sowie *Leistus spinibarbis*, jedoch ist die

Datengrundlage für einen solchen Schluss nicht ausreichend). Fünf Arten bevorzugen die Bio-Flächen (Kategorie „B“), teilweise mit so ausgeprägten Abundanzunterschieden, dass das Vorkommen in den Kon-Flächen kritisch gesehen werden muss. Elf Arten und damit die Hälfte aller naturschutzfachlich bedeutsamen Laufkäfer werden ausschliesslich in den Bio-Flächen gefunden. Betrachtet man den Anteil der naturschutzfachlich bedeutsamen Arten an der jeweiligen Gesamtgemeinschaft, so sind dies im Fall der Bio-Flächen 35% und bei den Kon-Flächen 24%. Dies bedeutet, dass bei den Arten, die in der Bio-Gemeinschaft hinzu gewonnen werden, ein höherer Anteil naturschutzfachlich bedeutsamer Arten vertreten ist als im für alle Flächen verfügbaren Artenpool. Dieser Unterschied ist jedoch nicht statistisch signifikant<sup>21</sup>, so dass die Hypothese nicht abgelehnt werden kann, dass die absolute Zunahme an naturschutzfachlich bedeutsamen Arten in der Bio-Gemeinschaft lediglich auf die insgesamt festzustellende Zunahme an Arten zurückzuführen ist.

Die oben eingeführten „besonders wertvollen Arten“ werden ebenfalls häufiger in den Bio-Flächen angetroffen. Lediglich zwei von zehn dieser Arten finden sich in der Kategorie „C“, wobei – wie schon erwähnt – die Abundanzen von *Leistus spinibarbis* in einer Kon-Fläche kritisch betrachtet werden müssen und auch die Verteilung der Häufigkeiten von *Amara lucida* für den Schluss einer Bevorzugung der Kon-Flächen nicht ausreicht. Acht Arten dieser Gruppe finden sich ausschliesslich in den Bio-Flächen. Gesicherte Unterschiede bei diesen Arten betreffen allerdings nur die Arten *Harpalus dimidiatus* und *Callistus lunatus*; während erstere aufgrund ihres Vorkommens in allen Bioflächen und ihrer Häufigkeiten sogar als Zeigerart gelten kann, ist das Vorkommen der zweiten Art mit einer stabilen Population auf eine Fläche beschränkt. Fünf der acht Arten wurden nur mit einem Exemplar gefangen, so dass die Nachweise mit der entsprechenden Vorsicht interpretiert werden müssen. Alle zehn besonders wertvollen Arten werden in mindestens einer Bio-Fläche gefunden, während nur zwei auch in der konventionellen Variante angetroffen werden. Die relativen Anteile an den Gesamtgemeinschaften betragen 22% (Bio) bzw. 4% (Kon); dieser Unterschied ist statistisch signifikant<sup>22</sup>. Damit geht der Zuwachs an Arten dieser Gruppe nicht einfach auf den allgemeinen Zuwachs an Laufkäferarten zurück, sondern ist auf spezifisch wirksame Faktoren

---

<sup>21</sup> Vier Felder Chi-Quadrat Test; Erste Stichprobe: Bio-Gemeinschaft; Zweite Stichprobe: Kon-Gemeinschaft; Ereignis: Anzahl naturschutzfachlich bedeutsamer Arten; Komplementärereignis: Anzahl sonstiger Arten;  $\chi^2 = 1,49$ ,  $p > 0,05$

<sup>22</sup> Vier Felder Chi-Quadrat Test; Erste Stichprobe: Bio-Gemeinschaft; Zweite Stichprobe: Kon-Gemeinschaft; Ereignis: Anzahl besonders wertvoller Arten; Komplementärereignis: Anzahl sonstiger Arten;  $\chi^2 = 4,32$ ,  $p < 0,05$

der biologischen Bewirtschaftung für naturschutzfachlich besonders wertvolle Arten zurückzuführen.

Unterstellt man für beide Varianten den Wechsel der Bewirtschaftungsweise, so wäre aufgrund der Verteilung bei einem vollständigen Übergang zur ökologischen Bewirtschaftung keine einzige der naturschutzfachlich bedeutsamen Arten bedroht, wobei die Art *Calathus erratus* eine Ausnahme darstellen könnte. Bei drei Arten müsste mit einem Rückgang der absoluten Häufigkeiten gerechnet werden. Würde hingegen vollständig auf konventionelle Bewirtschaftung umgestellt, müsste mit dem Verschwinden von elf und dem deutlichen Rückgang von weiteren fünf Arten gerechnet werden, im Fall von *Amara consularis* wohl ebenfalls mit dem lokalen Erlöschen. Acht der elf Arten würden hierbei der Kategorie der „besonders wertvollen Arten“ angehören.

### Zusammenfassung und Diskussion zur Analyse der Carabidengemeinschaften

Die Untersuchung sollte klären, ob bei einem Vergleich mit der konventionellen Bewirtschaftungsweise durch die ökologische Bewirtschaftung qualitative und/oder quantitative Effekte auf die Laufkäfergemeinschaften nachzuweisen sind. Die Analyse zeigt, dass für diese Gruppe substantielle quantitative und qualitative Effekte existieren. Zu den quantitativen Effekten gehört die Zunahme der Artenzahl um 31% bis 42%. Bezieht man die Häufigkeitsverteilung mit ein, so steigt die Diversität sogar zwischen 38% und 66%. Der quantitative Effekt zeigt sich noch deutlicher, wenn die Vergleichsflächenpaare in fiktiven Bio- bzw. konventionellen Gesamtgemeinschaften zusammengefasst werden. Hier stehen 62 Arten der Bioflächen 45 Arten der konventionellen Flächen gegenüber, was einer Zunahme bei biologischer Bewirtschaftung um 38% entspricht. Bezogen auf die über alle Beprobungsflächen aufsummierte Gesamtgemeinschaft von 63 Arten werden in den Bioflächen 98%, in den konventionellen Flächen jedoch nur 71% der Arten angetroffen. Die Arten der konventionellen Flächen werden mit einer Ausnahme auch in den Bioflächen gefangen, während 17 Arten der Bioflächen nicht in den konventionellen Flächen vorkommen. Die Analyse über Rarefaction und Estimators sichert diesen Trend ab; sie zeigt, dass einerseits die Zunahme der Diversität auch bezogen auf gleiche Stichprobengröße gegeben ist und dass andererseits die vorhergesagte Artenzahl der Gemeinschaften der einzelnen Bio-Flächen sowie der Gesamtgemeinschaft Bio deutlich über der der einzelnen Kon-Flächen bzw. Gesamtgemeinschaft Kon liegt. Die Zunahme der Artenzahl beinhaltet jedoch nicht nur einen quantitativen, sondern ebenfalls einen starken qualitativen Effekt. Die von mir als „naturschutzfachlich bedeutsam“ charak-

terisierten Arten kommen gehäuft in den Bio-Flächen vor, wo sie eine Zunahme zwischen 56% und 86% verzeichnen. Beim Vergleich der Gesamtgemeinschaften ergibt sich eine Steigerung von elf naturschutzfachlich bedeutsamen Arten der Kon-Flächen auf 22 Arten in den Bio-Flächen, oder eine Zunahme um 100%. Von besonderer Bedeutung ist die Tatsache, dass die Gruppe der „besonders wertvollen Arten“ nahezu ausschliesslich in den Bio-Flächen gefunden wird; alle elf Arten dieser Gruppe kommen dort vor, jedoch nur zwei in den Kon-Flächen. Unterstellt man einen Wechsel der Bewirtschaftungsweise, würde bei einem Wechsel Kon nach Bio nur eine Art verloren gehen, die zudem auf Ackerflächen relativ häufig angetroffen wird. Im umgekehrten Fall gingen 17 Arten verloren, darunter elf naturschutzfachlich bedeutsame und neun besonders wertvolle Arten. Beim Vergleich der Bio-Varianten sind zunächst keine Unterschiede zu erkennen. Artenzahl, Alpha und Berger-Parker-Index sind vergleichbar, Rarefaction- und Estimator-Kurven sowie Anzahl naturschutzfachlich bedeutsamer und besonders wertvoller Arten ebenso. Lediglich eine ökologische Gruppe zeigt einen Unterschied: In der Vegetation kletternde Arten, wie sie in der Variante Bio I in drei Arten festgestellt wurden, sind in der Variante Bio II nicht gefangen worden. Möglicherweise verhindert ein Mangel an struktureller Vielfalt eine Besiedelung der ansonsten für Carabiden geeigneten Flächen. Dieser Befund ist von besonderer Bedeutung, da alle drei festgestellten Arten zu den naturschutzfachlich bedeutsamen gehören. Weitere Restriktionen könnten sich bei der Analyse der Bedeutung der Artenvielfalt der Begrünung für bestimmte monophage Arten herausstellen, da die Variante Bio II eine artenärmere „Mulchrasengesellschaft“ aufwies.

**Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die biologische Wirtschaftsweise im Weinbau für starke quantitative und qualitative Effekte auf die Diversität der Laufkäfergemeinschaften verantwortlich ist. Ihre Methoden sind daher geeignet, als Referenz für auf diese Gruppe abzielende naturschutzfachlich motivierte Änderungen der Bewirtschaftung von Rebflächen zu dienen. Hinsichtlich der Bewertung der verschiedenen Bio-Varianten sind in allen wesentlichen Beurteilungskriterien keine signifikanten Unterschiede feststellbar. Ein bedeutsamer Unterschied ist jedoch das Fehlen vegetationsbewohnender Arten in der Variante II. Da in dieser Gruppe naturschutzfachlich bedeutsame Arten enthalten sind, ist die Variante I vorzuziehen.**

## Die Spinnen-Gemeinschaften der Rebflächen

### **Allgemeine Daten zur Gemeinschaft**

Die Auswertung beruht auf einem Drittel aller Fallen, die insgesamt 10284 adulte Individuen aus 108 Arten lieferten (Artenliste s. Anhang S. 228). Das ursprüngliche Ziel, die Gemeinschaften auf einer Grundlage von ca. 2000 Individuen je Gemeinschaft auszuwerten, konnte nur im Fall der Bio-Flächen erreicht werden. Die Stichprobengrösse der Kon-Gemeinschaften liegt zwischen 1200 und 1600 Individuen, da im Vergleich zu den Bio-Flächen weniger Individuen je Falle vorhanden waren. Eine Steigerung der Stichprobengrösse auf das angestrebte Ziel wäre nur mit einer deutlichen Steigerung der Anzahl ausgewerteter Fallen erreichbar gewesen, wodurch in den Kon-Gemeinschaften unverhältnismässig mehr Fallen als in den Bio-Flächen ausgewertet worden wären. Um auch in Bezug auf die Anzahl der Fallentage innerhalb der Vergleichsflächenpaare eine vergleichbare Stichprobengrösse beizubehalten, wurde auf diesen Schritt verzichtet. Zudem erlaubt die Rarefaction-Analyse den Vergleich unterschiedlich grosser Stichproben auf der Basis von Individuen, so dass keine analytischen Defizite zu erwarten sind. Es werden nur die Gesamtgemeinschaften der Einzelflächen (d.h. die über alle Fangjahre aufsummierten Gemeinschaften) verglichen, da die Stichprobengrösse der Einzeljahre für Vergleiche zu klein war.

Es wurden Vertreter von 19 Familien festgestellt; die artenreichste Familie waren die Linyphiidae (34 Arten oder 31% aller Arten), gefolgt von den Gnaphosidae und Lycosidae (jeweils 16 Arten oder 15%). Die häufigsten Arten sind *Pardosa agrestis* (1485 Individuen) und *Oedothorax apicatus* (1381 Individuen). Sie repräsentieren ca. 28% der Gesamtsynusie und sind damit weniger dominant als die beiden häufigsten Arten der Laufkäfer-Gemeinschaft.

20 Arten sind als naturschutzfachlich bedeutsam einzustufen, was einem Prozentsatz von 19% entspricht. Im Gegensatz zu den Laufkäfern wurden maximal Arten der Gefährdungsstufe 3 festgestellt; damit fehlen herausragende Arten, wie sie bei den Laufkäfern angetroffen wurden. Die mikroklimatischen Präferenzen der Gemeinschaft stellen sich wie folgt dar: Die eurytopen Arten stellen den grössten Teil (43%), gefolgt von den xerothermophilen Arten (31%)<sup>23</sup>. Feuchteliebende Arten sind nur zu 10% in der Gemeinschaft vertreten. Die hohen

---

<sup>23</sup> Zur Problematik der Zuordnung von Spinnenarten zu mikroklimatisch definierten Ökotypen vgl. Bauchhenss (1990) bzw. Heublein (1980)

Abundanzen von *Pardosa bifasciata* in der Fläche Honigberg Bio kennzeichnen diesen Standort als stark xerotherm (Bauchhenss 1990; Bauchhenss 1992).

### **Zusammenfassung: Zurechenbarkeit der festgestellten Arten zum Habitat „Rebfläche“ sowie den Einzelflächen/Effizienz der Untersuchung/Korrektur der Abundanzen**

Die Details dieses Abschnittes sind im Anhang S. 228 ff. nachzuschlagen. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Im Gegensatz zu den Carabiden wurde nur ein Teil der Proben ausgewertet, was in niedrigeren Sättigungswerten (im Mittel 72%) resultiert. Aus diesem Grund kann die kritische Diskussion niedrigabundanter Arten mit entsprechender ökologischer Charakteristik nicht erfolgen.
- Die Artensättigung der Gemeinschaften der Vergleichsflächen schwankt zwischen 68% und 79%, wobei die Gemeinschaften jedes Flächenpaares nahezu identische Sättigungswerte erzielen und damit vergleichbar sind. Einige wenige Einzelwerte von Estimators wurden korrigiert, da ihre Werte als Ausreisser angesehen werden müssen. Dies betrifft die Estimators Chao 1 (Br Kon) sowie Chao 2 (Hb Bio und Br Bio).
- Die Fängigkeit (in Individuen je Standtag) ist in den Bio-Flächen signifikant höher, was nicht auf die Abundanzunterschiede hochabundanter Arten zurückgeführt werden kann, da diese vor allem in den Kon-Flächen Abundanzmaxima erreichen. Es handelt sich daher um einen die Gesamtgemeinschaft charakterisierenden Faktor. Diese ausgeprägten Unterschiede legen nahe, zusätzlich zu den Angaben der Diversitätsparameter diese auf eine Größe zu beziehen, die mit dem Fangaufwand korreliert.

### **Vergleich der Flächenpaare**

#### **Alpha-Diversität**

Die ermittelten Werte für die drei Diversitätsmasse Artenzahl, Alpha und Berger-Parker sind in **Tabelle 16** zusammengefasst. Alle Synusien der Bioflächen haben mehr Arten als die der konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen, wobei die prozentuale Zunahme stark schwankt: Sie bewegt sich zwischen 2% (Kirchberg) und 54% (Honigberg). Die Gemeinschaften der Vergleichsflächen derselben Variante unterscheiden sich in Bezug auf die absolute Artenzahl: Die Gemeinschaften der konventionell bewirtschafteten Flächen enthalten 39 bis 56 Arten, die der Bioflächen zwischen 47 und 71 Arten. Diese starken Unterschiede werden auch vom Index Alpha abgebildet. Mit Ausnahme des Vergleiches Kirchberg ist der

Alpha-Wert der Bio-Flächen um 26% bzw. 52% höher als der der Kon-Flächen und entspricht damit der Zunahme an Arten. Beim Vergleich Kirchberg liegt der Alpha-Wert der Bio-Gemeinschaft sogar leicht unterhalb desjenigen der Kon-Gemeinschaft. Bei der Interpretation der Unterschiede innerhalb der Varianten ist zu bedenken, dass sie auf der Basis unterschiedlicher Anzahlen von Fallentagen errechnet wurden. Bezieht man die Diversitätsparameter auf 1000 Fallentage, ergibt sich ein neues Bild (**Tabelle 16**): Die Flächen Bio-Varianten enthalten jetzt immer mehr Arten als die Flächen der Kon-Variante, wobei sich die prozentualen Differenzen nicht oder nur geringfügig ändern. Zusätzlich ist die Fläche Berggrondell Kon nun die artenärmste Gemeinschaft mit dem niedrigsten Alpha-Wert. Die Fläche Kirchberg Bio bleibt die Bio-Gemeinschaft mit der niedrigsten Artenzahl und dem niedrigsten Alpha-Wert, der zudem – als einziger aller Bio-Flächen – niedriger liegt als der Alpha-Wert der konventionellen Vergleichsfläche. Innerhalb der Varianten sind die Gemeinschaften mit den höchsten Diversitätswerten nun Honigberg Bio bzw. Kirchberg Kon. Auf 1000 Fallentage bezogen enthalten die Bioflächen 35 bis 39 Arten, die Kon-Gemeinschaften 24 bis 34 Arten.

**Tabelle 16:** Diversitätsparameter im Vergleich der Flächenpaare

Index	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Artenzahl	71	56	60	39	47	46
Alpha	14,2	11,3	11,7	7,7	8,6	9,1
Arten je 1000 Fallentage	37	24	39	31	35	34
Alpha je 1000 Fallentage	7,4	4,9	7,7	6,2	6,5	6,7
Berger-Parker (d%)	13,6	19,6	21	25	40	47,8

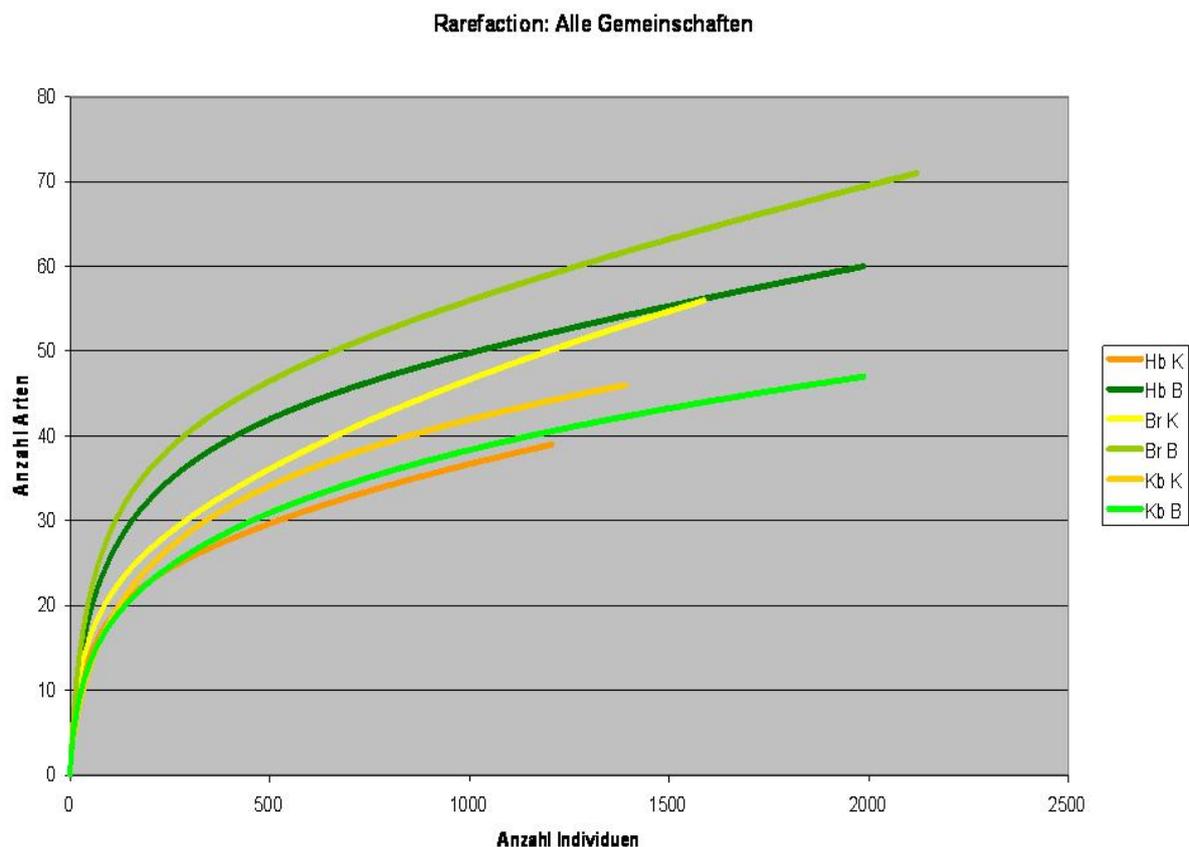
Der Berger-Parker-Index zeigt bei dem Vergleich der Varianten ein einheitliches Bild: Grundsätzlich wird die Synusie der konventionell bewirtschafteten Vergleichsfläche stärker durch

die häufigste Art dominiert als die entsprechende Bio-Fläche. Erneut ist die Schwankung innerhalb derselben Variante erheblich; sowohl bei den Bio-, als auch den Kon-Flächen beträgt die maximale Differenz über 20 Prozentpunkte.

Diskussion: Die Diversitätsmasse der Spinnen-Synusien schwanken stark, was im Hinblick auf die Bewertung der Varianten zunächst zu einem uneinheitlichen Bild führt. Bezieht man die Diversitätsmasse jedoch auf eine Basis von 1000 Fallentagen, ergeben sich die oben angeführten Veränderungen, die eine klare Zuordnung der Synusien zu den Varianten erlauben. Entsprechend stellt sich die Frage nach der relevanten Bezugsgrösse, da die Auswertung zunächst auf der Basis gleicher Individuenzahlen erfolgte. Hier zeigten sich bei den grössenordnungsmässig vergleichbar intensiv besammelten Bio-Gemeinschaften (ca. 2000 Individuen je Gemeinschaft) substantielle Unterschiede in den Artenzahlen, welche auf der Basis von Fallentagen nicht zu beobachten sind. Da die Anzahl der Fallentage mit der

Anzahl ausgezählter Proben korreliert, wäre möglicherweise eine vergleichbare Probenzahl sinnvoller gewesen. Hinzu kommt, dass die nur teilweise erfolgte Auszählung Zufallseffekte zur Folge haben kann. In den Flächenpaaren Honigberg und Kirchberg wurden zu einem grösseren Teil individuenreiche Proben ausgezählt (vgl. S. 232). Diese fanden sich vor allem in den Monaten Mai und Juni; entsprechend besteht die Möglichkeit, dass die hohe Individuenzahl dieser Proben auf wenige Arten zurückgeht, die in diesen Monaten hohe Populationsdichten aufbauen. Die Gesamtartenzahl könnte hierdurch jedoch reduziert sein, da die restlichen Monate mit den Aktivitätsmaxima anderer Arten unterrepräsentiert sind. Diese Zusammenhänge sind auch bei der Interpretation der folgenden Analysen von Bedeutung. Insbesondere die Rarefaction-Analyse, die sich auf Individuenzahlen bezieht, könnte durch die genannten Probleme beeinträchtigt worden sein.

## Rarefaction



**Abb. 13:** Rarefaction-Kurven der Spinnengemeinschaften

**Abb. 13** führt alle Kurven der Einzelgemeinschaften zu einem Gesamtvergleich zusammen. Die Rarefactionkurven der Bioflächen liegen in den Probeflächen Bergondell und Honigberg unabhängig von der Stichprobengröße über denen der konventionell bewirtschafteten

Vergleichsfläche. Den grössten Unterschied weist die Fläche Honigberg auf, bei der ab ca. 500 Individuen eine konstante Differenz von etwa 15 Arten zu beobachten ist. Beim Vergleich Bergrondell zeigt der Kurvenverlauf eine abnehmende Differenz, die sich von 10 Arten bei 500 Individuen auf acht Arten bei 1500 Individuen verringert.

Die Rarefaction-Analyse des Vergleiches Kirchberg offenbart, dass die scheinbar höhere Artenzahl der Bio-Fläche ausschliesslich auf den grösseren Stichprobenumfang zurückgeht. Während bei niedrigen Individuenzahlen die vorhergesagte Artenzahl der Bio-Fläche noch über der der Kon-Fläche liegt, schneiden sich bei ca. 100 Individuen die Kurven. Ab ca. 1000 Individuen besteht eine Differenz von etwa vier Arten, die – verfolgt man die Steigung der Kurven – auch bei grösseren Stichprobenumfängen in diesem Bereich liegen sollte. Entsprechend ist in diesem Vergleich der Artenreichtum der Kon-Fläche als höher anzusehen. Der Gesamtvergleich zeigt, dass sich die Kurven heterogen auf die Varianten verteilen. Zwar gehören die zwei Gemeinschaften mit den höchsten Artenzahlen zur Bio-Variante (Bergrondell und Honigberg), doch lässt die Steigung der Kurve Br Kon erwarten, dass die Artenzahl dieser Fläche bei grösseren Stichprobenumfängen über der der Fläche Hb Bio liegen wird. Zudem liegt der Artenreichtum der dritten Bio-Gemeinschaft (Kirchberg) unterhalb von zwei Kon-Gemeinschaften und nur knapp über der artenärmsten Gemeinschaft (Honigberg Kon). Damit lässt sich in dieser Gruppe kein einfacher Zusammenhang zwischen Bewirtschaftungsform und Artenreichtum herstellen. Zu diskutieren sind einerseits die auffällig hohe Artenzahl der Fläche Bergrondell Kon, sowie die auffällig niedrige Artenzahl der Fläche Kirchberg Bio.

## Extrapolation

**Tabelle 17:** Einzelwerte der Estimators aus EstimateS 6.ab für die Gesamtgemeinschaften der Einzelflächen; \*: korrigierte Werte, in Klammern: ursprünglicher Wert (vgl. S. 231).

Estimator	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
<b>Mittelwert</b>	103* (106)	82 (84)	82 (86)	55	61	58
ACE	125	96	85	63	63	59
ICE	121	98	87	59	64	59
Chao 1	128	97 (115)	96	73	69	65
Chao 2	123* (146)	97	100* (140)	63	67	64
Jacknife 1	97	79	80	52	62	60
Jacknife 2	118	95	97	61	71	68
Bootstrap	81	65	68	44	53	52
MM Runs	69	54	62	39	49	50
MM Mean	69	54	61	39	49	49

Die extrapolierten Artenzahlen der Gesamtgemeinschaften der Einzelflächen sind in **Tabelle 17** zusammengefasst, die Kurven in den **Abbildungen 30 bis 35** (Anhang S.228 f.) dargestellt. Zu den Gründen für die Korrektor der Einzelwerte vgl. S. 231.

Die Artenzahlen der Bio-

Gemeinschaften liegen über denen der Kon-Gemeinschaften, wobei sich die Zunahme absolut zwischen drei und 27 Arten und relativ zwischen fünf und 49 Prozent bewegt. Die Schwankungen innerhalb einer Variante sind sehr hoch: Die artenreichste Bio-Fläche hat 42 Arten mehr als die artenärmste, was einer Differenz von 69% entspricht. Der Vergleich der Kon-Flächen offenbart eine Differenz von 34 Arten, bzw. 41%. Die Kurven erreichen zwar mehrheitlich die typische Form einer Sättigungskurve, trotzdem bleibt die Standardabweichung – mit wenigen Ausnahmen – hoch.

### **Naturschutzfachlich bedeutsame Arten**

**Tabelle 18:** Vorkommen und absolute Häufigkeiten der naturschutzfachlich bedeutsamen Arten (RL D, BY: Rote Liste Deutschland bzw. Bayern)

Art	RL D	RL BY	Status	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
<i>Centromerus capucinus</i>	3	4 S	E		1				6
<i>Heliophanus auratus</i>		4 S	E		1				
<i>Alopecosa accentuata</i>		4 R	C	1	1		1	1	
<i>Callilepis nocturna</i> <sup>24</sup>	3	4 R	C	1	3				
<i>Drassyllus lutetianus</i>		4 R	C	12	19	6	12	10	7
<i>Zodarion italicum</i>		3	C	1	1				
<i>Zodarion rubidum</i>		3	C	1	1				
<i>Drassyllus pumilus</i>	3	4 R	B	12	2	11	2		
<i>Walckenaeria capito</i>		4 S	B	1	1			1	
<i>Xerolycosa miniata</i>		4 R	B	14				8	1
<i>Agraecina striata</i>	3	3	A			1			
<i>Clubiona frutetorum</i>		4 S	A	1					
<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	3	3	A	1					
<i>Haplodrassus kulczynskii</i>	3	3	A			1			
<i>Nematogmus sanguinolentus</i>	3	3	A			1			
<i>Ozyptila nigrita</i>	3		A	1		76			
<i>Pardosa bifasciata</i>	3	4R	A			73			
<i>Scotophaeus scutulatus</i>		4 S	A					1	
<i>Trachyzelotes pedestris</i>	3	3	A			27			
<i>Zelotes aeneus</i>	3	3	A					2	
<b>Gesamtzahl Arten</b>	11	19	20	11	9	8	3	6	3
<b>Arten je 1000 Fallentage</b>	-	-	-	5,7	3,9	5,2	2,4	4,5	2,2

Das Vorkommen der naturschutzfachlich bedeutsamen Spinnenarten ist aus **Tabelle 18** ersichtlich, wobei die bei den Carabiden eingeführte Gliederung beibehalten wird.

<sup>24</sup> Diese Art ist zwar absolut mit mehr Individuen in der Kon-Fläche nachgewiesen worden und würde daher eigentlich der Kategorie „D“ angehören. Da aufgrund der Daten zur Lebensweise diese Verteilung fraglich erscheint, wird trotzdem eine Gleichverteilung auf die Varianten angenommen. Vgl. S. 251

Die Analyse der Gesamtgemeinschaften der Varianten wird weiter unten durchgeführt, an dieser Stelle wird lediglich der Unterschied der Flächenpaare dargestellt. Die Bio-Synusien enthalten zwischen sechs und elf naturschutzfachlich bedeutsame Arten, was einem prozentualen Anteil an der Gesamtgemeinschaft von 13 bis 15 Prozent entspricht. Die Kon-Gemeinschaften enthalten drei bis neun Arten, der Anteil liegt in zwei Fällen bei je sieben Prozent, sowie im Fall der Fläche Bergrondell Kon bei 16 Prozent. Grundsätzlich werden im direkten Vergleich mehr naturschutzfachlich bedeutsame Arten in den Bio-Flächen angetroffen, der Zuwachs beträgt zwei bis fünf Arten. Während alle Bio-Flächen mehr Arten enthalten als zwei der Kon-Flächen, weist die Fläche Bergrondell Kon sogar die zweithöchste Anzahl dieser Arten auf. Dabei ist zu beachten, dass diese Fläche die höchste Anzahl ausgewerteter Fallen und damit auch Fallentage hat. Bezieht man die Anzahl naturschutzfachlich bedeutsamer Arten auf 1000 Fallentage, dann zeigt sich, dass nun die Bio-Flächen immer über der Artenzahl der konventionellen Flächen liegen. Entsprechend ist die vergleichsweise hohe absolute Zahl naturschutzfachlicher Arten dieser Fläche nur im Bezug auf die „species diversity“ gegeben, bei der „species density“ liegt diese Fläche unterhalb der Bio-Flächen.

### **Zusammenfassung: Ökologische und biologische Charakteristik der Gemeinschaften**

Die Details dieses Abschnitts sind auf S. 237 ff. nachzulesen. Folgende Punkte sind von Bedeutung:

- Grösse und Biomasse: Während die Gesamtartenzahl von 51 Arten in der Variante Kon auf 70 in der Variante Bio steigt, was einem Zuwachs von 37% entspricht, erhöht sich die Anzahl von Arten der Grössenklasse A („klein“,  $\leq 4\text{mm}$ ) nur um 10%, die Anzahl der Klasse C („gross“,  $> 12\text{mm}$ ) jedoch um 57% und die Anzahl der Klasse B („mittel“,  $4\text{mm} < x \leq 12\text{mm}$ ) sogar um 80%. Damit profitieren mittelgrosse und grosse Arten am stärksten von einer Umstellung auf Bio-Anbau; die Verteilungsunterschiede können jedoch nicht statistisch gesichert werden. Bei der Betrachtung der Verteilung der Individuen auf die Grössenklassen, für die nur die Weibchen herangezogen wurden, kann dieser Verteilungsunterschied gesichert werden. In den Kon-Gemeinschaften entstammen bis zu 87% aller Individuen den kleinen Arten, der prozentuale Zuwachs an Individuen in den Bio-Synusien erfolgt ausschliesslich bei den mittelgrossen und grossen Arten. Der Vergleich der Biomassen zeigt, dass sich die Effekte aus (i) höherer Individuenzahl, (ii) einem höheren Anteil (der grösseren) Weibchen sowie (iii) einem grösseren Anteil mittelgrosser und grosser Arten in den Bio-Synusien zu einem Anstieg um 131% bis 235% im Verhältnis zur Biomasse der Kon-Synusien aufsummieren.

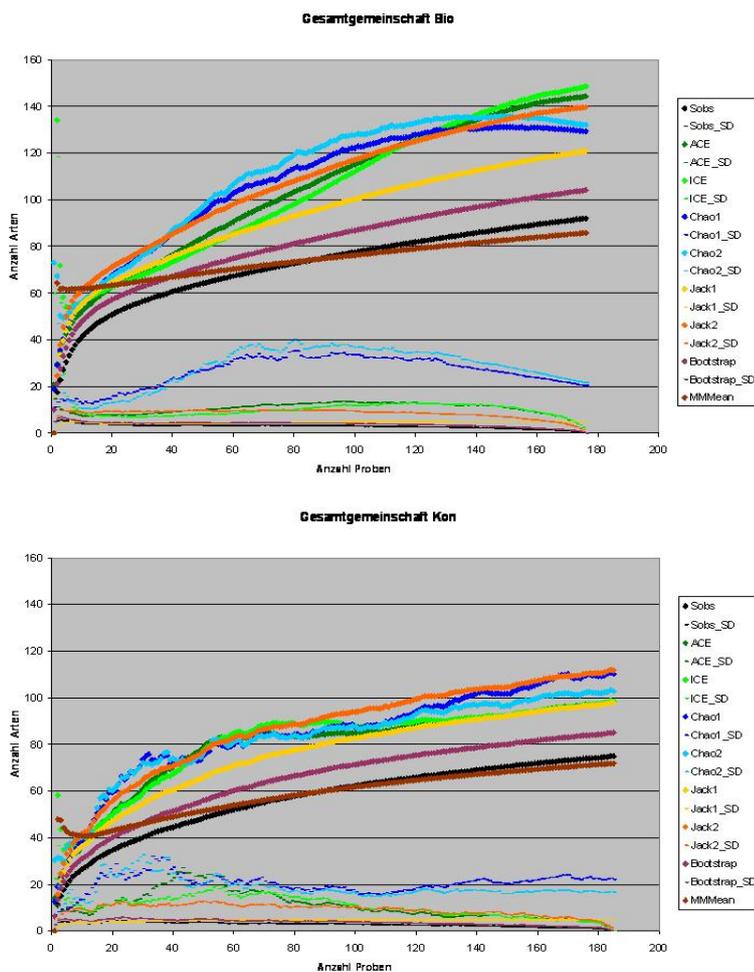
- Mikroklimatisch charakterisierte Gruppen: Wie schon bei den Carabiden ergibt sich bei der Analyse der Verteilungsunterschiede mikroklimatisch definierter Gruppen keine einer Anbauform zuordbare Gewichtung.
- Betrachtet man den Anteil sogenannter „Agrobionten“ (= Arten, die in hohen Abundanzen in häufig gestörten Systemen wie Äckern beobachtet werden) an der Synusie als Mass für die Häufigkeit und Intensität der Störungen in den Rebflächen, dann sind diese in den Kon-Flächen sowie in der Fläche Kb Bio (Variante Bio II) am stärksten ausgeprägt. Erneut ist ein Grösseneffekt zu beobachten, da ein signifikanter Verteilungsunterschied kleiner und grosser Agrobionten auf die Vergleichsflächen zu beobachten ist: Kon-Flächen enthalten vor allem kleine Agrobionten, grosse Agrobionten kommen hingegen in den Bio-Flächen vor.
- Obwohl die Erfassung mit Barberfallen Arten der niedrigen und mittelhohen Vegetation benachteiligt, wirken sich die erfassten Unterschiede in der Vegetationsdeckung und –struktur in der vorhergesagten Weise aus, da der Zuwachs an Arten dieser Gruppe in den begrünten Bio-Flächen über der allgemeinen Zunahme an Arten liegt.
- Im Hinblick auf die Nutzung unterschiedlich verteilter Nahrungsressourcen wurde nur die gut charakterisierbare Gruppe der Ameisenjäger vergleichend analysiert. Für die Arten dieser Gruppe wurde entgegen der Erwartungen eine Gleichverteilung zwischen den Varianten festgestellt, obwohl Ameisennester auf die Bio-Flächen beschränkt waren und auch die Anzahl fouragierender Arbeiterinnen dort um mehrere Grössenordnungen höher lag. Für diesen Effekt werden Verhaltensaspekte dieser Arten verantwortlich gemacht, die eine geringe Aktivität in den Bio-Flächen bzw. erhöhte Aktivität in den Kon-Flächen nach sich ziehen könnten. Die mit Ameisen vergesellschaftete Art *Micaria pulicaria* zeigt hingegen die erwartete Ungleichverteilung auf die Varianten mit der Bevorzugung der Bio-Variante.

## Vergleich der Gesamtgemeinschaften

### Daten zur Diversität der Gesamtgemeinschaften, Rarefaction und Estimators

**Tabelle 19:** Kennwerte zur Diversität der Gesamtgemeinschaften

Index	Gesamt Bio	Gesamt Kon
Individuenzahl	6098	4186
Biomasse (mg)	15270	5884
Durchschnittliche Masse(mg)/Individuum	2,51	1,41
Durchschnittliche Masse(mg)/Individuum nur ♀♀	3,55	2,10
Durchschnittliches Verhältnis ♂♂ zu ♀♀	2,7	3,1
Artenzahl	92	75
Alpha	15,4	13,0
Berger-Parker (d%)	14,3	30,5
Geschätzte Artenzahl (Mittelwert der Estimators)	121	94
Sättigung in %	76%	80%



**Abb. 14:** Kurven der Estimators für die Gesamtgemeinschaften Bio (oben) und Kon (unten)

Die beschreibenden Daten zum Vergleich der Gesamtgemeinschaften sind in **Tabelle 19** zusammengefasst, die Kurven zu Estimators und Rarefaction sind in den **Abb. 14** und **15** dargestellt. Die Anzahl gefangener Individuen liegt in der biologischen Variante um 46% über der der Kon-Flächen, hinsichtlich der Biomassen wurde in den Bio-Flächen ein Plus von 160% festgestellt. Dieser im Vergleich zu den Individuenzahlen überproportionale Zuwachs resultiert aus den im Mittel grösseren Individuen der Bio-Gemeinschaften, welche auf zwei Effekte zurückzuführen sind: Einerseits werden in den Kon-Flächen relativ mehr Männchen gefangen, die kleiner als die Weibchen sind, andererseits werden in den Bio-Flächen im Durchschnitt grössere Arten gefangen.

Die höhere Individuenzahl der Bio-Flächen ist nicht durch wenige hochabundante Arten bedingt, da die höchste und die dritthöchste Individuenzahl bei Arten der Kon-Gemeinschaft festgestellt wird. Entsprechend hoch ist der Berger-

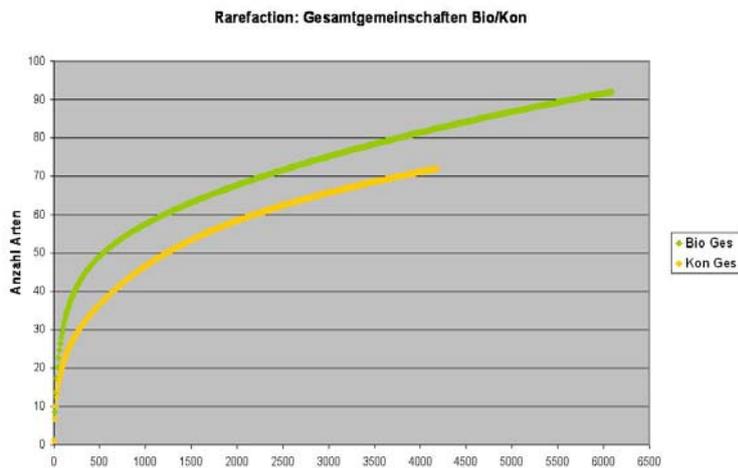


Abb. 15: Rarefaction-Kurven für die Gesamtgemeinschaften

Parker-Index der Kon-Gemeinschaft: Sie wird zu einem Drittel von der häufigsten Art repräsentiert, die Bio-Gemeinschaft nur zu 14%. Die fünf individuenreichsten Arten der Kon-Gemeinschaft repräsentieren diese zu 68%, im Fall der Bio-Gemeinschaft sind es 44%. Dabei ist zu berücksichtigen, dass mit der Gemeinschaft

Kirchberg Bio eine Synusie einbezogen wird, die in wichtigen Variablen Ähnlichkeiten mit den Kon-Flächen zeigt (vgl. S. 252). Bleibt diese Fläche bei der Analyse unberücksichtigt, dann sinkt der Anteil der fünf häufigsten Arten bei der Variante Bio I auf 40%.

In den Gesamtsynusien stehen 92 Arten der Bioflächen 75 Arten der konventionellen Flächen gegenüber, was einem Anstieg um 23% entspricht. Berücksichtigt man nur die Arten, die auch mit Weibchen nachgewiesen wurden, dann stehen 51 Arten der Kon-Flächen 70 Arten der Bio-Flächen gegenüber, die Steigerung beträgt 37%. Das Diversitätsmass Alpha der Gesamtgemeinschaft steigt bei biologischer Bewirtschaftung um 18%. Diese Beziehungen sind von der auf Individuen bezogenen Stichprobengröße unabhängig, was die Rarefaction-Analyse der Gesamtgemeinschaften verdeutlicht. Zudem geht aus den Daten der Estimators hervor, dass bezogen auf den Mittelwert der Estimators einer Sättigung von 80% der Gesamtgemeinschaft Kon nur eine Sättigung von 76% der Gesamtgemeinschaft Bio gegenübersteht und damit letztere im Hinblick auf die Artenzahl in der realen Stichprobe unterschätzt wird. Bei einer theoretischen Sättigung von 100% würden 121 Arten der Bio-Gemeinschaft 94 Arten der Kon-Gemeinschaft gegenüber stehen; der Anstieg bei biologischer Bewirtschaftung würde entsprechend 29% betragen.

## Ähnlichkeit: Beta-Diversität und Cluster-Analysen

### a) Beta-Diversität

Die Werte für den NESS- bzw. Sørensen-Index sind in **Tabelle 20** zusammengefasst. Beides sind Ähnlichkeitsmasse, so dass ein höherer Wert einem höheren Ähnlichkeitsgrad entspricht. Da es sich um völlig unterschiedliche Berechnungsverfahren handelt, kann kein Vergleich zwischen den errechneten Ähnlichkeitsmassen der Indizes hergestellt werden (NESS versus Sørensen).

**Tabelle 20:** Werte der Vergleiche für Sørensen (links) und NESS (rechts)

	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
Br B	1	1	0,68	0,85	0,72	0,91	0,55	0,75	0,66	0,88	0,58	0,79
Br K			1	1	0,64	0,80	0,65	0,93	0,66	0,87	0,65	0,84
Hb B					1	1	0,57	0,75	0,54	0,75	0,53	0,68
Hb K							1	1	0,65	0,85	0,64	0,84
Kb B									1	1	0,75	0,92
Kb K											1	1

Beide Indizes errechnen für die Vergleiche innerhalb einer Variante höhere Ähnlichkeit als für die Vergleiche zwischen den Varianten, diese Unterschiede können jedoch nicht statistisch gesichert werden<sup>25</sup>. Bei der zweiten Gruppe wurden die Vergleiche innerhalb desselben Flächenpaares (z.B. Br B vs. Br K) nicht berücksichtigt, um den Einfluss des Faktors „geographische Nähe“ so gering wie möglich zu halten.

**Tabelle 21:** Vergleich der Ähnlichkeit der direkt benachbarten Vergleichsflächen mit den Ähnlichkeitswerten der übrigen Vergleiche innerhalb und zwischen den Varianten (Sørensen-Index): Mittelwert und Spannweite

Vergleichsflächenpaar	MW und Spannweite der Vergleiche <b>innerhalb</b> der Varianten (jeweils N = 4)	Ähnlichkeit des Flächenpaares (Bio vs Kon)	MW und Spannweite der Vergleiche <b>zwischen</b> den Varianten (jeweils N = 4)
Br (Kon und Bio)	0,67 (0,65-0,72)	0,68	0,61 (0,55-0,66)
Hb (Kon und Bio)	0,64 (0,54-0,72)	0,57	0,59 (0,53-0,65)
Kb (Kon und Bio)	0,62 (0,54-0,66)	0,75	0,61 (0,53-0,66)

Um einen Hinweis zu erhalten, ob eine gegenseitige Beeinflussung der direkt benachbarten Vergleichsflächen zu erwarten ist, wurden die Ähnlichkeitswerte desselben Flächenpaares (Br B vs. Br K, Hb B vs. Hb K und Kb B vs. Kb K) den Mittelwerten der Vergleiche zwischen den Varianten gegenübergestellt. Wenn es keine wechselseitige Beeinflussung der direkt

<sup>25</sup> Sowohl für NESS wie Sørensen: Mann-Whitney-U-Test;  $N_{(\text{Vergleich zw. Varianten})} = N_{(\text{Vergleich innerhalb Varianten})} = 6$ ; Sørensen:  $U = 11$ ,  $Z = 1,12$ ;  $p > 0,05$ ; NESS:  $U = 9$ ,  $Z = 1,44$ ,  $p > 0,05$

benachbarten Synusien gäbe, sollte sich der Ähnlichkeitswert des jeweiligen Vergleiches (z.B. Br B vs. Br K) in der Spannbreite der anderen Vergleiche dieser Flächen mit den in der jeweils anderen Variante bewirtschafteten Flächen der anderen Standorte (also z.B. Br B vs. Hb K) befinden.

Bei den presence/absence-Daten (Sørensen-Index, **Tabelle 21**) liegt dieser Wert in zwei Fällen (Br und Kb) oberhalb dieses Bereiches und übersteigt sogar die jeweiligen Mittelwerte der Vergleiche innerhalb derselben Variante, so dass von einer starken wechselseitigen Beeinflussung der Vergleichsflächen auszugehen ist. Das Vergleichsflächenpaar Kirchberg nimmt eine Sonderstellung ein, da die Mittelwerte für Vergleiche zwischen bzw. innerhalb der Varianten fast identisch sind. Dies lässt sich mit einander ähnlichen Gemeinschaften Kb Bio und Kb Kon erklären, die deshalb im Vergleich mit den anderen Gemeinschaften kaum Unterschiede in den Ähnlichkeitswerten zeigen. Entsprechend ist der Ähnlichkeitswert im direkten Vergleich der höchste aller gemessenen Ähnlichkeitswerte (vgl. **Tabelle 20**). Das Flächenpaar Honigberg fällt dadurch auf, dass der Ähnlichkeitswert des direkten Vergleiches sogar unterhalb des Mittelwertes der Vergleiche zwischen den Varianten liegt. Damit sind sich die beiden Gemeinschaften unähnlicher als sie es nach den Bewirtschaftungsunterschieden sein müssten. Allerdings liegt der Ähnlichkeitswert innerhalb der Spannbreite der Ähnlichkeitswerte der Vergleiche zwischen den Varianten, so dass lediglich eine geringe gegenseitige Beeinflussung der Spinnenfaunen angenommen werden kann. Für die anderen Flächenpaare gilt, dass die Vorkommen von Arten, die sich durch grosse Abundanzunterschiede zwischen den benachbarten Varianten auszeichnen, in der Fläche mit der deutlich niedrigeren Fangzahl kritisch zu hinterfragen sind.

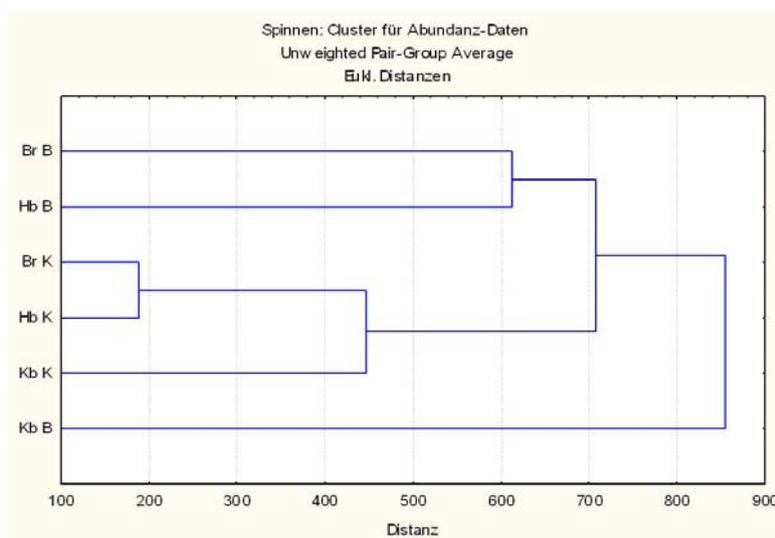
Die Analyse auf der Grundlage absoluter Häufigkeiten führt teilweise zu anderen Ergebnissen (**Tabelle 22**). Für das Vergleichsflächenpaar Honigberg kann auch für die abundanten Arten die obige Deutung beibehalten werden. Das Vergleichsflächenpaar Kirchberg zeigt ebenfalls Ergebnisse, die den presence/absence-Daten vergleichbar sind, so dass gefolgert werden kann, dass sich die Abundanzen der häufigen Arten sehr ähnlich sind. Erneut ist die Differenz der Mittelwerte der Vergleiche innerhalb und zwischen den Varianten kleiner als bei den anderen Vergleichsflächenpaaren, die Ähnlichkeit bezogen auf die häufigsten Arten ist demnach bei diesem Flächenpaar grösser. Der Vergleich Bergrondell Bio vs. Kon liegt nun zwischen den Mittelwerten der Vergleiche innerhalb und zwischen den Varianten, entsprechend kann auf eine gegenseitige Beeinflussung der häufigsten Arten geschlossen werden. Diese fällt jedoch geringer aus als im Fall der presence/absence-Daten, wo der Ähnlichkeitswert höher als der Mittelwert der Vergleiche innerhalb derselben Variante lag.

**Tabelle 22:** Vergleich der Ähnlichkeit der direkt benachbarten Vergleichsflächen mit den Ähnlichkeitswerten der übrigen Vergleiche innerhalb und zwischen den Varianten (NESS-Index): Mittelwert und Spannbreite

Vergleichsflächenpaar	MW und Spannbreite der Vergleiche innerhalb der Varianten (jeweils N = 4)	Ähnlichkeit des Flächenpaares (Bio vs Kon)	MW und Spannbreite der Vergleiche zwischen den Varianten (jeweils N = 4)
Br	0,89 (0,84-0,93)	0,85	0,80 (0,75-0,87)
Hb	0,86 (0,75-0,93)	0,75	0,77 (0,68-0,85)
Kb	0,83 (0,75-0,88)	0,92	0,79 (0,68-0,87)

## b) Cluster-Analyse

Erneut werden absolute Häufigkeiten und presence/absence-Daten getrennt analysiert, auf die Beschränkungen der Interpretation der Ergebnisse der jeweiligen Datensätze wurde schon eingegangen. Wie schon im Fall der Laufkäfer sind drei Möglichkeiten der Gruppierung vorstellbar: Bei einer vollständigen Determination über die Bewirtschaftungsart sollten die Gemeinschaften in zwei Cluster getrennt werden, die jeweils drei Flächen umfassen. Eine Determinierung über die geographische Lage könnte einerseits zu zwei Clustern führen, welche die Regionen Dettelbach (vier Flächen) und Volkach (zwei Flächen) trennen, andererseits zu drei Clustern zu je zwei Flächen, falls die wechselseitige Beeinflussung der Vergleichsflächen entscheidend wäre. Da es in der Spinnengemeinschaft keine Arten gibt, die eine ähnliche Dominanz zeigen wie *Brachinus explodens* und *B. crepitans* im Falle der Laufkäfergemeinschaft, können die Abundanzdaten aller Arten in die Analyse eingehen.



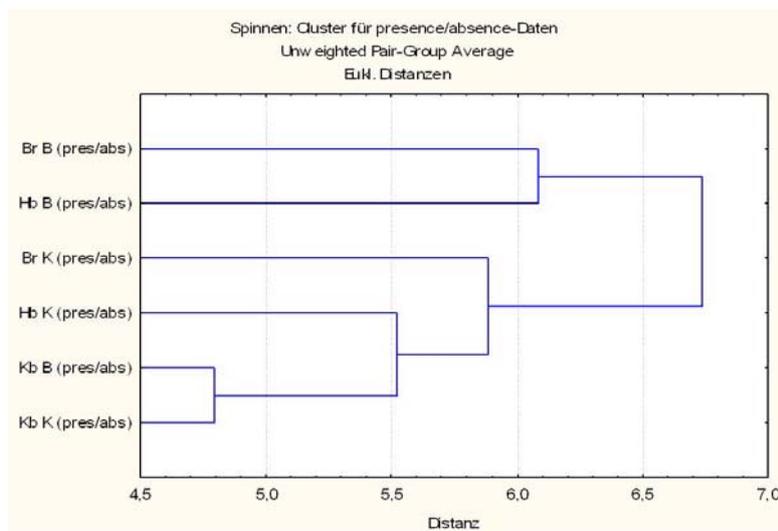
**Abb. 16:** Cluster-Diagramm nach Abundanzmatrix

Die Cluster-Analyse der Abundanzdaten stützt keine der obigen Hypothesen (**Abb. 16**). Die Analyse trennt zunächst die Gemeinschaft Kirchberg Bio von allen anderen Gemeinschaften ab, während die restlichen Gemeinschaften nach der Bewirtschaftungsweise geordnet werden. Offenbar existiert bei den abundanten Arten dieser Gemeinschaft ein

Muster, das weder dem Muster der restlichen Bio-Flächen, noch dem der Kon-Flächen zugeordnet werden kann. Dieser Umstand wird schon bei den beiden Arten mit den höchsten Gesamtabundanzen sichtbar: Während *Pardosa agrestis* geringe Häufigkeiten in den Flächen

Honigberg/Bergrondell Bio und drei bis siebenfach höhere Häufigkeiten in den entsprechenden Kon-Gemeinschaften zeigt, drehen sich die Verhältnisse beim Vergleich Kirchberg um. In der Kon-Gemeinschaft werden nun absolute Häufigkeiten erreicht, die in der Grössenordnung den anderen Kon-Gemeinschaften entsprechen, in der Bio-Gemeinschaft erreicht diese Art jedoch die absolut höchste Abundanz aller Flächen, die dem drei bis sechsfachen der Kon-Gemeinschaften entspricht. Bei *Oedothorax apicatus* liegt Kirchberg Bio (88 Individuen) zwischen den sehr niedrigen Abundanzen der übrigen Bio-Gemeinschaften (max. 15 Individuen) und den durchschnittlich hohen Abundanzen der Kon-Flächen (zwischen 303 und 664 Individuen). In beiden Fällen kann diese Gemeinschaft nicht einer der beiden Bewirtschaftungsgruppen zugeordnet werden. Schon bei der Analyse der „agrobionten“ Arten konnte gezeigt werden, dass diese in der Fläche Kirchberg Bio eine den Kon-Gemeinschaften vergleichbare Bedeutung einnehmen. Entsprechend könnte die Abtrennung dieser Gemeinschaft darauf hindeuten, dass es sich um eine „Mischgemeinschaft“ handelt, die einerseits Merkmale „typischer“ Ackergemeinschaften beinhaltet, andererseits jedoch durch die Bewirtschaftungsmassnahmen des Bio-Anbaus eine eigenständige Ausprägung erhält.

Die übrigen Gemeinschaften clustern nach der Form der Bewirtschaftung, wobei bemerkenswert ist, dass die Bio-Gemeinschaften Honigberg und Bergrondell schon früh getrennt werden, es sich also trotz der geographischen Nähe um eigenständige



**Abb. 17:** Cluster-Diagramm nach presence/absence-Matrix

Gemeinschaften handelt. Diese Eigenständigkeit bei gleicher Bewirtschaftungsweise (beide Variante Bio I) und geringer geographischer Entfernung fällt umso stärker auf, wenn man sie mit der geringen Differenz der entsprechenden Kon-Flächen vergleicht (s.u.). Die Kon-Gemeinschaften trennen erst später, wobei die frühere Abtrennung der Fläche Kirchberg

Kon als geographischer Einfluss interpretiert werden kann. Die Gemeinschaften Bergrondell Kon und Honigberg Kon zeigen kaum noch Unterschiede.

Die Gruppierung nach presence/absence-Daten trennt die Gemeinschaften in zwei Cluster, die einerseits die Bio-Synusien Honigberg und Bergrondell und andererseits alle Kon-Synusien sowie die Fläche Kirchberg Bio umfasst (**Abb. 17**). Die geringe Distanz zwischen Kirchberg Kon und Bio spricht für eine starke gegenseitige Beeinflussung, während die Abtrennung dieser beiden von den beiden anderen Kon-Synusien als geographischer Effekt interpretiert werden kann. Trotzdem erscheint die Form der Bewirtschaftung als entscheidender Faktor für die Zusammensetzung der Synusien. Die Bewirtschaftung in der Variante Bio I führt zu Gemeinschaften, die von allen anderen bei grosser Distanz abgetrennt werden. Während bei diesen Flächen die Bewirtschaftungsunterschiede zu den Vergleichsflächen so gross sind, dass die gegenseitige Beeinflussung mit den Kon-Flächen offenbar marginalisiert wird, ist die starke Ähnlichkeit der Vergleichsflächen Kirchberg Kon und Bio und die daraus abgeleitete wechselseitige Beeinflussung nur dadurch zu erklären, dass die aus der Bewirtschaftung resultierenden Unterschiede deutlich geringer ausfallen als im Fall der Vergleichsflächenpaare Honigberg und Bergrondell. Mit anderen Worten: Die Habitate Kirchberg Bio und Kon sind sich ähnlich genug, damit sich ihre Synusien wechselseitig beeinflussen können. Damit ergibt sich im Fall der Spinnen für die Variante Bio II eine grössere Nähe zu der konventionellen Bewirtschaftung als zu der Bewirtschaftung in der Variante Bio I. Die in dieser Variante bewirtschafteten Flächen trennen auch im Fall der presence/absence-Daten früh, was auch auf dem Niveau der Artenzusammensetzung als ein eigenständiges Gepräge beider Synusien interpretiert werden kann.

### **Naturschutzfachlich bedeutsame Arten**

Analog zur Analyse der Laufkäfergemeinschaft werden die Synusien der Kon- bzw. Bio-Flächen zu je einer Kon- bzw. Bio-Gesamtgemeinschaft zusammengefasst und die jeweils enthaltenen naturschutzfachlich bedeutsamen Arten aufgeführt (**Tabelle 23**). Es wird ebenfalls die oben eingeführte Kategorie der „besonders wertvollen Arten“ betrachtet. Insgesamt sind 20 Arten als naturschutzfachlich bedeutsam einzustufen, bezogen auf die Gesamtartenzahl von 108 Arten entspricht dies einer Quote von 19%. Die Art *Callilepis nocturna* wird der Kategorie „C“ zugeordnet, obwohl sie mit drei Exemplaren in den Kon-Flächen und nur einem Exemplar in der Bio-Fläche nachgewiesen wurde. Hinsichtlich des Vorkommens dieser Art ist auf die Diskussion auf S. 252 zu verweisen; hier wird dargestellt, dass die Abundanzen dieses Ameisenspezialisten aufgrund der Verteilung der Nahrungsressource nicht nachvollzogen werden können. Entsprechend wird das o.a. Verhältniss nicht berücksichtigt und zumindest eine Gleichverteilung der Individuen dieser Art auf die Varianten angenommen.

18 Arten (90%) kommen in mindestens einer Bio-Fläche vor, während 10 Arten (50%) in mindestens einer Kon-Fläche angetroffen wurden. Fünf Arten werden der Kategorie „C“ zugeordnet, zeigen sich also hinsichtlich der Varianten indifferent. Zwei Arten (10%) zeigen eine Bevorzugung der Kon-Bewirtschaftung. Im umgekehrten Fall sind es mit 13 Arten (65%) fast doppelt so viele, welche die Bio-Bewirtschaftung bevorzugen, davon zwei Arten der Kategorie „B“ mit so ausgeprägten Abundanzunterschieden, dass ein Vorkommen in den Kon-Flächen als zweifelhaft angesehen werden muss (*Drassyllus pumilus* und *Xerolycosa miniata*). Zehn Arten und damit die Hälfte aller naturschutzfachlich bedeutsamen Spinnen werden ausschliesslich in den Bio-Flächen gefunden. Betrachtet man den Anteil der naturschutzfachlich bedeutsamen Arten an der jeweiligen Gesamtgemeinschaft, so sind dies im Fall der Bio-Flächen 18 von 92 Arten oder 20%, bei den Kon-Flächen 10 von 75 Arten oder

**Tabelle 23:** Naturschutzfachlich bedeutsame Arten der Gesamtgemeinschaften „Bio“ bzw. „Kon“; die Gruppe der „besonders wertvollen Arten“ wurde grau unterlegt

Art	RL D	RL BY	Status	Anz. Bio-Flächen	Anz. Kon-Flächen	Anz. Ind. Bio	Anz. Ind. Kon
<i>Centromerus capucinus</i>	3	4 S	E	0	2	0	7
<i>Heliophanus auratus</i>		4 S	E	0	1	0	1
<i>Alopecosa accentuata</i>		4 R	C	2	2	2	2
<i>Callilepis nocturna</i>	3	4 R	C	1	1	1	3
<i>Drassyllus lutetianus</i>		4 R	C	3	3	28	38
<i>Zodarion italicum</i>		3	C	1	1	1	1
<i>Zodarion rubidum</i>		3	C	1	1	1	1
<i>Drassyllus pumilus</i>	3	4 R	B	2	2	23	4
<i>Walckenaeria capito</i>		4 S	B	2	1	2	1
<i>Xerolycosa miniata</i>		4 R	B	2	1	22	1
<i>Agraecina striata</i>	3	3	A	1	0	1	0
<i>Clubiona frutetorum</i>		4 S	A	1	0	1	0
<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	3	3	A	1	0	1	0
<i>Haplodrassus kulczynskii</i>	3	3	A	1	0	1	0
<i>Nematogmus sanguinolentus</i>	3	3	A	1	0	1	0
<i>Ozyptila nigrita</i>	3		A	1	0	77	0
<i>Pardosa bifasciata</i>	3	4R	A	1	0	73	0
<i>Scotophaeus scutulatus</i>		4 S	A	1	0	1	0
<i>Trachyzelotes pedestris</i>	3	3	A	1	0	27	0
<i>Zelotes aeneus</i>	3	3	A	1	0	2	0
Gesamtzahl Arten	11	19	20	-	-	18	10

13%. Dies bedeutet, dass bei den Arten, die in der Bio-Gemeinschaft hinzu gewonnen werden, ein höherer Anteil naturschutzfachlich bedeutsamer Arten vertreten ist als im für alle Flächen verfügbaren Artenpool. Dieser Unterschied ist jedoch nicht statistisch signifikant<sup>26</sup>, so dass die Hypothese nicht abgelehnt werden kann, dass die absolute Zunahme an naturschutzfachlich bedeutsamen Arten in der Bio-Gemeinschaft lediglich auf die insgesamt festzustellende Zunahme an Arten zurückzuführen ist.

Zu den „besonders wertvollen Arten“ können zehn Arten gerechnet werden. Von diesen findet sich eine ausschliesslich in den Kon-Flächen, eine (*Callilepis nocturna*; s. hierzu die o.a. Bemerkungen) bevorzugt die Kon-Variante, eine bevorzugt die Bio-Variante und sieben sind ausschliesslich in den Bio-Flächen zu finden. Damit finden sich 90% der Arten dieser Gruppe in mindestens einer Bio-Fläche. Bei denjenigen Arten, die ausschliesslich in den Bio-Flächen gefunden wurden, wurden vier Arten nur mit einem Exemplar gefangen, so dass diese Nachweise mit der entsprechenden Vorsicht interpretiert werden müssen. Die relativen Anteile an den Gesamtgemeinschaften betragen 10% (Bio) bzw. 3% (Kon); dieser Unterschied ist statistisch nicht signifikant<sup>27</sup>. Damit kann der Zuwachs an Arten dieser Gruppe erneut nicht vom allgemeinen Zuwachs an Arten bei biologischer Wirtschaftsweise getrennt werden.

Unterstellt man für beide Varianten den Wechsel der Bewirtschaftungsweise, so wären aufgrund der Verteilung bei einem vollständigen Übergang zur ökologischen Bewirtschaftung zwei naturschutzfachlich bedeutsame Arten bedroht. Für fünf Arten sollten sich keine Veränderungen ergeben, 13 sollten eine Förderung erfahren. Hingegen wäre bei einem Wechsel zur konventionellen Bewirtschaftung bei drei Arten zumindest ein Rückgang der Abundanzen und für zehn Arten ein Erlöschen zu erwarten. Acht dieser 13 Arten würden hierbei der Kategorie der „besonders wertvollen Arten“ angehören.

## Zusammenfassung und Diskussion zur Analyse der Spinnengemeinschaften

Der Vergleich der per Bodenfallen nachgewiesenen Spinnengemeinschaften ist nicht mit einem Vergleich der Spinnenfaunen biologisch bzw. konventionell bewirtschafteter Reb-

---

<sup>26</sup> Vier Felder Chi-Quadrat Test; Erste Stichprobe: Bio-Gemeinschaft; Zweite Stichprobe: Kon-Gemeinschaft; Ereignis: Anzahl naturschutzfachlich bedeutsamer Arten; Komplementärereignis: Anzahl sonstiger Arten;  $\chi^2 = 1,14$ ,  $p > 0,05$

<sup>27</sup> Vier Felder Chi-Quadrat Test; Erste Stichprobe: Bio-Gemeinschaft; Zweite Stichprobe: Kon-Gemeinschaft; Ereignis: Anzahl besonders wertvoller Arten; Komplementärereignis: Anzahl sonstiger Arten;  $\chi^2 = 3,40$ ,  $p > 0,05$

flächen zu verwechseln. Viele netzbauende Spinnenarten der Krautschicht werden durch Barberfallen nicht nachgewiesen und tauchen daher in den Artenlisten nicht auf. Entsprechend wird damit vor allem das Arteninventar der begrünten Bio-Flächen unterschätzt. Ein Beispiel ist die auffällige Radnetzspinne *Argiope bruennichi*, die in hohen Individuenzahlen in der Fläche Bergrondell Bio angetroffen wurde, ohne in den fast 2000 gesammelten Spinnenindividuen der Bodenfallen festgestellt zu werden. Zudem wirkt sich die Höhe der Vegetation auf die Diversität netzbauender Spinnen aus (Greenstone 1984), so dass im Vergleich der beiden Bio-Varianten die Variante I mit der signifikant grösseren Vegetationshöhe unterschätzt wird. Entsprechend sind die dargestellten Ergebnisse zu den verglichenen Spinnensynusien nur als Vergleich von Ausschnitten der Gesamtfaua zu interpretieren, die in der Relation die Bio-Flächen, und hier besonders die Variante Bio I, benachteiligen. Weitere Einschränkungen zur Aussagekraft der analysierten Datensätze sind in der Beschränkung der ausgewerteten Stichproben zu erkennen. Es besteht die Möglichkeit, dass durch das Auswahlverfahren individuenreiche Arten bevorzugt wurden und daher insbesondere in den Faunen mit einer geringen Zahl an ausgewerteten Fallen in Relation zur Individuenzahl zu wenig Arten nachgewiesen wurden. Entsprechend sind nur die Daten der jeweiligen Vergleichsflächenpaare direkt vergleichbar; zwischen den Paaren dürfen nur eingeschränkt Vergleiche gezogen werden.

In den untersuchten Spinnengemeinschaften wurden bei biologischer Bewirtschaftung positive quantitative und qualitative Effekte auf die Diversität nachgewiesen. Im quantitativen Bereich erhöht sich die Artenzahl um 2% bis 54%, bei ausschliesslicher Berücksichtigung der Variante Bio I um 27% bis 54%. Unter Einbeziehung der Häufigkeitsverteilung steigt die Diversität um 26% bis 52%. Werden die Synusien einer Variante zu fiktiven Gesamtgemeinschaften zusammengefasst, dann stehen 92 Arten der Bio-Flächen 75 Arten der konventionell bewirtschafteten Flächen gegenüber, was einer Steigerung um 23% entspricht; das Diversitätsmass Alpha steigt hierbei um 18%. Bezogen auf die Anzahl insgesamt festgestellter Arten in Rebflächen werden in den Bio-Flächen 85%, in den Kon-Flächen dagegen 69% des Arteninventares nachgewiesen. Die Rarefaction-Analyse zeigt, dass die quantitative Zunahme der Artenzahl bezogen auf die Anzahl gefangener Individuen nur im Fall des Vergleichs der Variante Bio I mit dem konventionellen Anbau sowie im Vergleich der Gesamtgemeinschaft Bio vs. Gesamtgemeinschaft Kon zu einer realen Zunahme führt, die Variante Bio II liegt hierbei sogar knapp unterhalb des Wertes der Kon-Variante. Die Extrapolation über Estimate S sagt bei allen Vergleichen eine höhere Gesamtartenzahl der Bio-Synusien voraus, deren Differenz jedoch im Fall des Vergleichspaares Kirchberg (Bio II vs. Kon) am niedrigsten

ausfällt. Somit ist hinsichtlich des quantitativen Effektes lediglich die Variante Bio I als eindeutig wirksam einzuordnen.

Die Zunahme an Arten bei biologischer Bewirtschaftung führt ebenfalls zu einem qualitativen Impuls, der am deutlichsten bei der Betrachtung der Gesamtgemeinschaften zu Tage tritt. Während in den konventionell bewirtschafteten Flächen zehn naturschutzfachlich bedeutsame Arten vorkommen, sind es in den Bio-Flächen 18, was einem Anstieg um 80% entspricht. Vor allem die „besonders wertvollen“ Arten profitieren vom Bio-Anbau: 90% der Arten dieser Gruppe finden sich in den Bio-Synusien, hingegen nur 30% in den Kon-Flächen; die relativen Anteile an der Gesamtgemeinschaft steigen von 3% bei konventionellem Anbau auf 10% bei biologischer Bewirtschaftung. Entsprechend gingen bei einem unterstellten Bewirtschaftungswechsel nur eine Art verloren, sollte von Kon auf Bio umgestellt werden, im spiegelbildlichen Fall jedoch mindestens sieben, unter Berücksichtigung der Abundanzunterschiede jedoch wahrscheinlich acht Arten. Erneut sind zwischen den Bio-Varianten Unterschiede zu erkennen: Während die Variante Bio II sechs naturschutzfachlich bedeutsame Arten und hierbei nur eine der „besonders wertvollen“ lieferte, waren es im Fall der Fläche Honigberg Bio acht bzw. sechs und im Fall der Fläche Bergrondell Bio elf bzw. drei.

**Zusammenfassend ist festzustellen, dass die biologische Wirtschaftsweise im Weinbau für quantitative und qualitative Effekte auf die Diversität der epigäischen Spinnengemeinschaften verantwortlich ist. Ihr Ausmass ist jedoch von der Art des Bio-Anbaus abhängig, so dass nur die Variante Bio I als Referenz für auf diese Gruppe abzielende naturschutzfachlich motivierte Änderungen der Bewirtschaftung von Rebflächen benannt werden kann.**

### Die Gemeinschaften der Zikaden und Heuschrecken

Im Gegensatz zu den obigen Gruppen werden sowohl die Zikaden wie die Heuschrecken nur innerhalb der Bio-Varianten vergleichend analysiert. Bei Begehungen und probeweise Bekescherungen zeigte sich, dass in den nahezu vegetationslosen Kon-Flächen nur sehr beschränkt phytophage Arten angetroffen wurden. Lediglich in den Rebpflanzen selbst wäre bei den Zikaden etwa mit Typhlocybinen der Gattung *Empoasca* und anderen zu rechnen gewesen (siehe auch Aldini, Guardiani et al. (1998)). Da in dieser Gruppe kaum naturschutzrelevante Arten anzutreffen sind und insgesamt aus den Habitatbedingungen der Kon-Flächen nur auf sehr begrenzte Möglichkeiten für die betrachteten Artengruppen geschlossen werden konnte, wurde auf die weitergehende Beprobung dieser Flächen verzich-

tet. Da jedoch die Kon-Flächen mit Barberfallen beprobt wurden, konnten zumindest epigäisch aktive Arten dieser Gruppen erfasst werden, sofern sie auftraten.

## **Zikaden**

Die Nomenklatur folgt Nickel und Remane (2002), die Angaben zu den Nahrungspflanzen, zur Breite der Nahrungsnische sowie zum Lebenszyklus wurden ebenfalls dieser Quelle entnommen. Für die mikroklimatische Charakterisierung der Arten konnte keine Quelle herangezogen werden, die alle Arten berücksichtigt. Die in dieser Arbeit gemachten Angaben folgen Remane und Wachmann (1993) und Ossiannilsson (1981), Einzelarbeiten (Witsack 1999 und Bornholdt 1991) sowie den Arbeiten von Schiemenz (Schiemenz 1987; Schiemenz 1988; Schiemenz 1990; Schiemenz, Emmrich et al. 1996).

## **Allgemeine Daten zur Gemeinschaft**

In den drei Bioflächen wurden insgesamt 49 Arten aus zehn Unterfamilien festgestellt (**Tabelle 24**). Die Deltocephalinae stellen mit 25 Arten mehr als die Hälfte der Gemeinschaft, gefolgt von den Typhlocybinae mit zehn Arten. Sieben Arten (= 15%) sind als naturschutzfachlich bedeutsam einzuordnen, wobei drei Arten der Kategorie 2 („stark gefährdet“) angehören. In der Tabelle sind auch solche Exemplare aufgeführt, die nur bis zur Gattung bestimmbar waren (Weibchen bzw. die Larve von *Fieberiella* sp.). Die Weibchen gehören mit grosser Wahrscheinlichkeit zu den in dem jeweiligen Habitat festgestellten Arten der entsprechenden Gattung (also *Anoscopus* sp. in Br B zu *A. flavostriatus* oder *A. serratulae*, *Macrosteles* sp. in Br B und Hb B zu *M. laevis* und/oder *M. cristatus*, *Nealiturus* sp. in Kb B zu *N. fenestratus*). Die Larve von *Fieberiella* sp. gehört wahrscheinlich zu *Fieberiella septemtrionalis*. Bei zwei Arten – *Hardya tenuis* und *Ophiola decumana* – ist die Bestimmung unsicher, da es sich beim Probenmaterial um Weibchen handelt. Bei der Gattung *Hardya* kommt jedoch nur die Art *H. tenuis* in Frage, und die Bestimmung von *O. decumana* ergab sich aus der Artenkenntnis von Prof. Remane, der die Möglichkeit anderer Arten ausschloss (Remane, pers. Mitteilung).

**Tabelle 24:** Artenliste Zikaden; **Abk:** abund = häufig; mEx = mehrere Exemplare; EB = Einzelindividuum; B! = Nachweis in Bodenfallen

Fam./U.-Fam.	Art	RL	Br B	Hb B	Kb B
Agalliinae	<i>Anaceratagallia ribauti</i>		97/98 abund	97/98 abund	98 EB
Aphrodinae	<i>Anoscopus albifrons</i>		98 mEx B!		
Aphrodinae	<i>Anoscopus flavostriatus</i>		98 mEx B!	96 mEx B!	
Aphrodinae	<i>Anoscopus serratulae</i>			98 mEx B!	
Aphrodinae	<i>Aphrodes "macarovi"</i>		97/98 B! abund	97/98 B! mEx	
Aphrophorinae	<i>Neophilaenus campestris</i>				98 mEx
Aphrophorinae	<i>Philaenus spumarius</i>				97/98 mEx
Cercopinae	<i>Cercopis vulnerata</i>		97/98 abund o.B.	97/98 abund o.B.	97/98 abund o.B.
Cixiidae	<i>Reptalus panzeri</i>	2		95 B! mEx	
Delphacinae	<i>Dicranotropis hamata</i>		97/98 abund	97/98 abund	
Delphacinae	<i>Javesella pellucida</i>		97/98 abund	97/98 abund	
Delphacinae	<i>Laodelphax striatellus</i>				97/98
Delphacinae	<i>Ribautodelphax albostrata</i>		97	97/98 mEx	
Deltocephalinae	<i>Arthaldeus pascuellus</i>		97/98 abund		97 mEx
Deltocephalinae	<i>Artianus interstitialis</i>		98 EB	97/98 abund	
Deltocephalinae	<i>Cicadula persimilis</i>				98 EB
Deltocephalinae	<i>Deltocephalinaeus pulicaris</i>				97/98 abund
Deltocephalinae	<i>Doratula impudica</i>	2	98 mEx	97/98 abund	98 EB
Deltocephalinae	<i>Enantiocephalus cornutus</i>			97/98 mEx	
Deltocephalinae	<i>Errastunus ocellaris</i>		97/98 abund	97/98 abund	97/98 mEx
Deltocephalinae	<i>Euscelis incisus</i>		97/98 abund	97/98 mEx	97/98 abund
Deltocephalinae	<i>Fieberiella sp.</i>			97 EB	
Deltocephalinae	<i>Graphrocraerus ventralis</i>		97/98 abund	97/98 abund	
Deltocephalinae	<i>Hardya tenuis (?)</i>	2		97 EB	
Deltocephalinae	<i>Jassargus obtusivalvis</i>		97/98 abund	97/98 abund	
Deltocephalinae	<i>Macrosteles cristatus</i>				97 mEx
Deltocephalinae	<i>Macrosteles laevis</i>		97 EB		97 mEx
Deltocephalinae	<i>Mocuellus collinus</i>		97 abund	97/98 mEx	98 EB
Deltocephalinae	<i>Mocydia crocea</i>		97/98 abund	97/98 abund	
Deltocephalinae	<i>Neoliturus fenestratus</i>	3			96 EB B!
Deltocephalinae	<i>Ophiola decumana (?)</i>			98 EB	98 EB
Deltocephalinae	<i>Psammotettix alienus</i>		97/98 abund	97/98 abund	97/98 abund
Deltocephalinae	<i>Psammotettix cephalotes</i>				97/98 abund
Deltocephalinae	<i>Psammotettix helvolus</i>		98 EB	98 mEx	97 mEx
Deltocephalinae	<i>Stictocoris picturatus</i>	3		98 EB B!	
Deltocephalinae	<i>Streptanus aemulans</i>		97/98 abund	97/98 abund	
Megophthalminae	<i>Megophthalmus scanicus (?)</i>			98 EB B!	
Stenocraninae	<i>Stenocranus minutus</i>		97/98 mEx		
Typhlocybinae	<i>Chlorita paolii</i>			98 mEx	
Typhlocybinae	<i>Emelyanoviana mollicula</i>				97 mEx
Typhlocybinae	<i>Empoasca affinis</i>	V	98 EB	98 EB	
Typhlocybinae	<i>Empoasca decipiens</i>			98 EB	98 mEx
Typhlocybinae	<i>Empoasca pteridis</i>		98 EB		98 mEx
Typhlocybinae	<i>Empoasca vitis</i>		98 EB	97/98 mEx	98 mEx
Typhlocybinae	<i>Eupteryx atropunctata</i>			98 EB	
Typhlocybinae	<i>Eupteryx aurata</i>			98 mEx	
Typhlocybinae	<i>Eupteryx tenella</i>	3		98 mEx	
Typhlocybinae	<i>Zyginidia scutellaris</i>		98 EB	98 EB	
<b>Summe Arten</b>	<b>48</b>		<b>26</b>	<b>34</b>	<b>23</b>
<b>Summe RL-Arten</b>	<b>7</b>		<b>2</b>	<b>6</b>	<b>2</b>
Anteil in %	<b>15</b>		<b>7,7</b>	<b>17,6</b>	<b>8,7</b>

Die ökologische Charakterisierung der Fauna ergibt folgendes Bild: 29 Arten (= 60%) sind mono- bis polyphage Nutzer von Poaceenarten, 16 (33%) besiedeln dikotyle Kräuter und drei Arten (7%) sind auf holzigen Pflanzen zu finden. Bei der Einteilung nach mikroklimatischen

Präferenzen waren für 45 Arten aus der Literatur entsprechende Charakterisierungen zu entnehmen. Von diesen sind 15 (36%) als xerothermophil anzusprechen, der Rest gilt als eurytop. Mit Ausnahme der Art *Empoasca affinis*, für die keine mikroklimatische Charakterisierung gefunden werden konnte, handelt es sich bei den naturschutzfachlich bedeutsamen Arten um xerothermophile Vertreter, die hinsichtlich der sonstigen ökologischen Charakterisierungen (Nischenbreite der Nährpflanzen, Anzahl an Generationen, Überwinterungsstadium) heterogen bleiben. Sieben Arten werden als Bewohner stickstoffreicher, „eutropher“ Habitats gekennzeichnet, von diesen finden sich sechs bei den eurytopen Arten (Remane and Wachmann 1993). Hinsichtlich der Anzahl an Generationen sind 22 Arten univoltin und 20 mindestens bivoltin; die restlichen sechs können sowohl uni- wie bivoltine Populationen aufweisen. Die Mehrheit überwintert als Ei (33 Arten = 69%), der Rest als Larve (sechs Arten = 12%) bzw. Adultus (neun Arten = 19%).

### **Zurechenbarkeit der festgestellten Arten zum Habitat „Rebfläche“**

Im Hinblick auf die Zurechenbarkeit der Faunen zum Habitat „Rebfläche“ ergibt sich bei Berücksichtigung der in (Nickel and Remane 2002) angegebenen Nährpflanzen bei einer Art ein Widerspruch: *Conomelus anceps* (Einzelfang mit Kescher in der Fläche Bergfondell Bio) lebt monophag an *Juncus*-Arten, die an Feuchtgebiete, insbesondere an Gewässer gebunden sind. Im Flächenpaar Bergfondell wurden schon bei anderen Gruppen Einzelfänge von Arten festgestellt, die eine enge Bindung an Gewässer aufweisen, was mit der geographischen Nähe zu einerseits dem Main, andererseits einem kleinen Gewässer in einem benachbarten Steinbruch erklärbar wird. Entsprechend wird auch für diese Art eine Verdriftung aus einem dieser benachbarten Feuchtbiotope angenommen und die Art nicht bei der Diskussion der Fauna der Fläche Bergfondell Bio berücksichtigt.

Bei drei anderen Arten sind die Beziehungen zur Rebfläche nicht eindeutig, da die Angaben zur Nahrungsökologie nur eingeschränkt mit der Vegetationsaufnahme der entsprechenden Flächen zur Deckung zu bringen sind. Die Arten *Reptalus panzeri* und *Fieberiella septentrionalis* leben beide polyphag an Arten der Gattungen *Prunus* und *Rosa*. Sie wurden in der Fläche Hb B gefangen, für die in der Vegetationsaufnahme keine dieser Gattungen ausgewiesen wurde. Eigene Beobachtungen relativieren diesen Befund jedoch, da sowohl Schlehen (*Prunus spinosa*) wie auch wilde Rose (*Rosa sp.*) in Einzelexemplaren in dieser Fläche vorkamen. Ob diese Einzelexemplare von den fraglichen Zikadenarten genutzt wurden, ist nicht ermittelt worden. Zudem befanden sich Bestände aus Pflanzen dieser Gattungen im Randbereich dieser Rebfläche (Hecken mit *Prunus spinosa* und *Rosa sp.*, Obstbäume der Gattung *Prunus*), so dass die Möglichkeit besteht, dass diese Arten eigentlich

in den Randbereichen lokalisiert sind. Allerdings ist für *Reptalus panzeri* anzumerken, dass die Art mit mehreren Exemplaren in einer Barberfalle gefangen wurde, so dass nicht von einer Verdriftung einzelner Exemplare ausgegangen werden kann. Die Aggregation mehrerer Individuen in einer Falle innerhalb der Rebfläche scheint auf einen biologischen Hintergrund zu verweisen, der jedoch im Hinblick auf die Nahrungspflanzen unklar bleibt.

Ähnliches gilt für die Art *Stictocoris picturatus* und ihr Vorkommen in der Fläche Honigberg Bio. Als Nahrung werden Fabaceen der Gattungen *Ononis*, *Genista* und *Chamaespartium* angegeben, die jedoch in der vegetationskundlichen Aufnahme dieser Fläche nicht festgestellt wurden. Trotzdem ist ein Vorkommen von Nahrungspflanzen dieser Art möglich, da die Habitateigenschaften dieser Rebfläche beispielsweise für die Art *Ononis spinosa*<sup>28</sup>, welche sonnige, kalkhaltige Böden liebt und daher auch auf Trockenrasen angetroffen wird, geeignet sind. Da bei allen angeführten Arten die Möglichkeit eines Vorkommens gegeben ist, werden sie in den Artenlisten dieser Fläche belassen.

Fünf Arten (*Anaceratagallia ribauti*, *Aphrodes macarovi*, *Euscelis incisus*, *Psammotettix alienus* und *Streptanus aemulans*) wurden auch in wenigen Exemplaren bzw. Einzelfängen in Bodenfallen der konventionellen Vergleichsflächen nachgewiesen (nahezu ausschließlich Kb K). Es handelt sich um vorwiegend bzw. ausschließlich bodennah lebende, oligo- bis polyphage Arten. Ob diese Arten tatsächlich die in geringen Deckungsgraden aufgelaufene Begrünung der konventionellen Fläche nutzten oder ob es sich um migrierende Einzelindividuen handelte, kann nicht entschieden werden.

### **Vergleich der Bioflächen**

Untersuchungen zu Zikadengemeinschaften machen unterschiedliche Faktoren für Diversität, Anzahl naturschutzfachlich bedeutsamer Arten sowie die Zusammensetzung der Gemeinschaften verantwortlich (Waloff 1979; Prestidge and McNeill 1983; Stinson and Brown 1983; Andrzejewska 1991; Brown, Gibson et al. 1992; Morris 1992; Curry 1994; Nickel 1994; Achtziger and Nickel 1997; Haddad, Haarstad et al. 2000; Huusela-Veistola and Vasarainen 2000; Nickel and Hildebrandt 2003): Die Pflanzendiversität hat einen fördernden Effekt auf die Artenvielfalt, wenngleich der Einfluss dieses Faktors zumeist schwächer als erwartet ausfällt, da viele Zikadenarten oligo- oder sogar polyphag sind und entsprechend auf unterschiedlichen Pflanzenarten leben können. Die Strukturdiversität der genutzten Pflanzen ist von besonderer Bedeutung und kann im Einzelfall bis zu 79% der Varianz der Artengemeinschaften erklären. Auch der Stickstoffgehalt der Pflanzen beeinflusst die

---

<sup>28</sup> Hauhechel

Gemeinschaften: Einerseits gibt es Hinweise darauf, dass bestimmte Zikadenarten nicht nach Pflanzenarten, sondern nach Stickstoffgehalten des besaugten Pflanzengewebes differenzieren. Andererseits kann eine Veränderung des Stickstoffgehaltes des Bodens – etwa über Düngung – die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft verändern (z.B. durch einen Wechsel von C<sub>4</sub> auf C<sub>3</sub> –Gräser), und damit indirekt die Zikadengemeinschaften beeinflussen. Mikroklimatische Ansprüche erklären Verbreitungsgrenzen von Zikadenarten in Deutschland, entsprechend wären auftretende mikroklimatische Unterschiede der Vergleichsflächen zu berücksichtigen. Von grosser Bedeutung für die Zusammensetzung und Diversität der Zikadenfauna eines Habitates ist die Zusammensetzung und Diversität der Faunen benachbarter Habitats, die als Quellhabitats für eine Besiedelung zur Verfügung stehen. Weiterhin beeinflussen Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Mahd oder Mulchen die Faunen, wobei insbesondere zeitliche Aspekte (Termin der Massnahme) eine Rolle spielen. Zudem scheinen naturschutzfachlich bedeutsame Arten, die zumeist nicht zu der Gruppe der Pionierarten gehören und daher eher verbreitungsschwach sind, einen gewissen zeitlichen Horizont für die Besiedelung eines Habitats zu benötigen, so dass Unterschiede in der Dauer der Etablierung der Bio-Bewirtschaftung zu berücksichtigen wären.

**Tabelle 25:** Zusammenfassung möglicher diversitätsbeeinflussender Faktoren in den Bio-Flächen

Faktor	Vergleichsweise Ausprägung in den Bio-Flächen (* = Annahme)	Erwartung an Faktor
Stickstoffgehalt der Begrünung	vergleichbar in allen Flächen*	Kein Einfluß
Diversität der Poaceen	vergleichbar in allen Flächen	Kein Einfluß auf oligo- und polyphage Poaceen-Besiedler
Gesamtdiversität der Begrünung	Bio I > bzw. >> Bio II	Erhöht Diversität der Gemeinschaften in Bio I
Strukturdiversität der Begrünung	Bio I >>> Bio II	Erhöht Diversität der Gemeinschaften in Bio I
Diversität der umgebenden Quellhabitats	Bei Hb B am größten, Br B und Kb B vergleichbar*	Erhöht Diversität in Hb B
Dauer der Bio-Bewirtschaftung	Vergleichbar bis identisch	Kein Einfluß
Mikroklima	Hb B am stärksten wärmebegünstigt	hohe Anzahl/Anteil xerothermophiler Arten

Die untersuchten Bio-Varianten bzw. Einzelflächen weisen in einigen Parametern deutliche Unterschiede auf: Strukturdiversität (gemessen als Deckungsgrad und Höhe der Begrünung) sowie die Diversität der Pflanzengemeinschaften der Begrünung sind in der Variante Bio I höher als in der Variante Bio II (vgl. **Tabelle 5**). Der Einfluß der Diversität der Umgebungshabitats sollte bei der Fläche Hb B am größten sein, zudem sollte diese Fläche die am stärksten thermophile Gemeinschaft aufweisen (vgl. die Hangneigung). Hingegen sollten aus

den Parametern Nährstoffgehalt bzw. Nährstoffversorgung aufgrund der vergleichbaren Nutzung als Agrarfläche keine Unterschiede für die Zikadensynusien erwachsen. Auch in den in vergleichbarer Weise durchgeführten Bewirtschaftungsmassnahmen, die sich auf die Begrünung auswirken, ist kein differenziell wirksamer Faktor zu erkennen. Die vorhandenen Unterschiede sollten entsprechend Einfluss auf Zusammensetzung und Diversität der untersuchten Gemeinschaften nehmen (**Tabelle 25**).

### Diversität und naturschutzfachlich bedeutsame Arten

**Tabelle 26:** Kennwerte zu den Zikadengesellschaften der Bioflächen (ohne *Conomelus anceps*)

Variable	Br B	Hb B	Kb B
Artenzahl	26	34	23
Anz. naturschutzfachlich bedeutsamer Arten	2	6	2
Prozentualer Anteil an Artenzahl	8%	18%	9%

Die Artenzahlen der Einzelflächen, die Anzahl naturschutzfachlich bedeutsamer Arten sowie deren prozentualer Anteil an den Faunen sind in **Tabelle 26** dargestellt. Die Artenzahlen

der Flächen der Variante Bio I liegen beide über der Artenzahl der Variante Bio II, der prozentuale Zuwachs beträgt 13% bzw. 48%. Die absolute Zahl an naturschutzfachlich bedeutsamen Arten ist in den Flächen Br B und Kb B identisch, in der Fläche Honigberg Bio beträgt sie das dreifache der anderen Flächen. Der prozentuale Anteil dieser Artengruppe in den Faunen schwankt zwischen acht und achtzehn Prozent. Bei beiden Parametern wird zwischen den Varianten kein grundsätzlicher Unterschied deutlich, da Artenzahl und Prozentsatz naturschutzfachlich bedeutsamer Arten in den Flächen Br Bio (Variante Bio I) und Kb Bio (Variante Bio II) vergleichbar sind. Die Fläche Hb B enthält die mit Abstand artenreichste Zikadengemeinschaft, mit einem Zuwachs von 31% bzw. 48% gegenüber den beiden anderen Bio-Flächen.

### Ermittlung diversitätsfördernder Faktoren im Vergleich der Bio-Varianten

Wie oben dargestellt können insgesamt vier Faktoren (Mikroklima, Diversität der Quellhabitate, Strukturdiversität bzw. Artenvielfalt der Begrünung) für die beobachteten Kennwerte verantwortlich sein. Bei drei Vergleichsflächen sind die analytischen Möglichkeiten begrenzt, so dass Schlüsse im Hinblick auf die Wirksamkeit von Einzelfaktoren nur im Rahmen einer Plausibilitätsdiskussion erfolgen können.

a) Wirksamkeit klimatischer Unterschiede

Da die Fläche Hb B in der schon beschriebenen Weise als klimatisch begünstigt anzusehen ist, besteht die Möglichkeit, dass die hohe Artenzahl und/oder die hohe Zahl naturschutzfachlich relevanter Arten darauf zurückzuführen sind, dass thermophile Arten in besonderer Weise von den Standortgegebenheiten profitieren. Entsprechend wäre zu erwarten, dass der Zuwachs der Artenzahl zumindest teilweise auf diese Gruppe entfällt.

Aus **Tabelle 27** ergibt sich, dass bei einem Vergleich der Artenzahlen der einzelnen Vergleichsflächen nur ein Teil des Zuwachses der Fläche Hb B durch thermophile Arten entsteht. Im Vergleich mit der Fläche Kb B sind sogar nur zwei der insgesamt elf hinzu gekommenen Arten thermophil, so dass der relative Anteil dieser Arten an der Gesamtgemeinschaft in der Fläche Hb B sogar kleiner ist als in der Fläche Kb B. Entsprechend ist die vergleichsweise hohe Artenzahl der Fläche Hb B nicht durch die klimatischen Gegebenheiten des Habitates zu erklären.

**Tabelle 27:** Xerothermophile Arten der Vergleichsflächen

Fläche	Anzahl thermophiler Arten	Prozentualer Anteil an der Gesamtgemeinschaft	Wieviel % des Zuwachses entfallen auf thermophile Arten bei einem Vergleich der jeweiligen Flächen?
Hb B	10	33%	-
Br B	6	25%	50%
Kb B	8	36%	18%

b) Wirksamkeit des Faktors „Strukturdiversität“

Wie schon in der Einführung zu diesem Kapitel dargestellt, lassen sich bei den Bio-Varianten starke Unterschiede dieses Faktors zeigen (gemessen in Deckungsgrad und Höhe der Vegetation); entsprechend sollte ein Effekt auf die Gemeinschaften zu beobachten sein. Problematisch ist jedoch, ein Szenario zu finden, in welchem dieser Faktor von den anderen als wirksam vermuteten Faktoren isoliert werden kann.

In der Untersuchung von Stinson und Brown (1983) wurde eine Gruppe von Zikaden bearbeitet, die an Süßgräsern (Gramineae) leben. Betrachtet man in dieser Gruppe diejenigen Arten, die oligo- bis polyphag an Süßgräsern leben, dann sollte deren Artenvielfalt nur noch mit der von den Süßgräsern angebotenen Strukturdiversität korrelieren, da alle anderen Faktoren – insbesondere die Artenvielfalt der Begrünung – nicht mehr berücksichtigt werden müssen. Lediglich der Faktor „Diversität der Quellhabitate“ wäre noch relevant, jedoch nur im Hinblick auf die Fläche Hb B; die Fläche Br B bliebe hiervon unbeeinflusst.

**Tabelle 28:** Relation zwischen der Strukturdiversität von Poaceen und der Anzahl der sie besiedelnden oligo- bis polyphagen Zikadenarten in den Bio-Varianten

Fläche	Bio I (Br B)	Bio I (Hb B)	Bio II (Kb B)
Strukturdiversität	hoch	hoch	niedrig
Artenzahl	17	17	10
Steigerung Bio I zu Bio II	70%	70%	-

Die Relation zwischen der Strukturdiversität der Poaceen und der Anzahl der sie besiedelnden oligo- bis polyphagen Zikadenarten ist in **Tabelle 28** dargestellt. Es

zeigt sich, dass die Artenzahl dieser Gruppe in der Variante Bio I gegenüber der Variante Bio II bei beiden Vergleichen um 70% gesteigert ist. Da ein möglicher Einfluß durch Besiedelungseffekte aus diversen Quellhabitaten nur im Fall der Fläche Hb B zu berücksichtigen ist, deuten diese Relationen darauf hin, dass die auf das unterschiedlich gestaltete Begrünungsmanagement zurückzuführende höhere Strukturvielfalt der Variante Bio I für die Zunahme der Artenvielfalt in dieser Gruppe verantwortlich ist.

c) Wirksamkeit des Faktors „Artenvielfalt der Begrünung“

**Tabelle 29:** Relation zwischen Nicht-Poaceenarten in der Begrünung und der Anzahl von Zikadenarten, die keine Poaceen nutzen

Parameter	Br B	Hb B	Kb B
Anzahl von Nicht-Poaceenarten	43	32	29
Anzahl der Nutzer	6	15	9
Anteil in % an der Gemeinschaft	23%	44%	39%
Anzahl monophager Arten	3	3	5
Anteil in % an der Gemeinschaft	12%	9%	22%

Obwohl diesem Faktor in der Literatur nur ein geringer Effekt auf die Diversität unterstellt wird, ist er angesichts der Unterschiede zwischen den Bio-Varianten zu berücksichtigen. Betrachtet wird die Relation zwischen Nicht-Poaceenarten der Begrünung und der Anzahl an Arten, die keine Poaceen nutzen (**Tabelle 29**). Zudem wird die Anzahl monophager

Arten ausgewiesen, die auf bestimmte Pflanzenarten angewiesen sind.

Aus den Daten lässt sich keine Beziehung zwischen der Artenzahl der Begrünung und der Artenzahl der Zikadengemeinschaft ermitteln. Auch Anzahl und Anteil monophager Arten stehen in keinem erkennbaren Zusammenhang zu der Artenzahl der Begrünung. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in Einzelfällen ein Zusammenhang zwischen dem Vorkommen einer Pflanzenart und dem Nachweis einer an ihr monophag lebenden Zikadenart gegeben ist. So wurde die Art *Eupterix tenella* nur in der Fläche Hb B nachgewiesen, wo auch ihre Nahrungspflanze, *Achillea millefolium*, hohe Bestandsdichten erreichte.

## **Zusammenfassung und Diskussion**

Die Gesamtzahl von 49 Arten bei drei beprobten Flächen erscheint im Vergleich zu anderen Untersuchungen als niedrig. Zwar weist ein vergleichbares Habitat (begrünte und unbegrünte Rebflächen in der Nähe von Piacenza, Italien) noch niedrigere Artenzahlen auf (Aldini, Guardiani et al. 1998), jedoch wurde hier mit einer anderen Erfassungsmethode (Farbschalen) gearbeitet, so dass die gewonnenen Fangzahlen nicht verglichen werden können. Die Arbeit von Witsack (1999) liefert an natürlichen Trockenstandorten mit vergleichbaren bis identischen Erfassungsmethoden 56 Arten auf fünf Flächen, wobei zu beachten ist, dass insgesamt nur an drei Terminen, die sich über zwei Jahre erstreckten, mit Kescherschlägen beprobt wurde. In der Arbeit von Bornholdt (1991) wurden auf Trockenstandorten insgesamt 133 Zikadenarten nachgewiesen, bei einer allerdings wesentlich höheren Zahl beprobter Flächen sowie der zusätzlichen Beprobung von Gehölzen, die eigenständige Faunen liefern. Die Anzahl nachgewiesener Arten pro Fläche beträgt in dieser Untersuchung in vergleichbaren Habitaten (Halbtrocken- und Trockenrasen bzw. mesophiles Wirtschaftsgrünland) im Mittel ca. 20 Arten, die Gesamtspannbreite in allen Untersuchungsflächen dieser Art reicht von 6 bis 47 Arten. In den Flächen dieser Untersuchung wurden 23 bis 34 Arten nachgewiesen, was den Artenzahlen der obigen Untersuchung entspricht. Trotzdem halte ich es für wahrscheinlich, dass in den beprobten Flächen dieser Arbeit eine grössere Anzahl Zikadenarten nachweisbar gewesen wäre. Der Umstand, dass der Bearbeiter mit dieser Gruppe nicht vertraut war, die repräsentative Erfassung sowie die differentialdiagnostische Bearbeitung des gesammelten Materials jedoch erhebliche Erfahrung mit der Gruppe voraussetzen, hat vermutlich dazu geführt, dass einerseits artenärmere Faunen gekeschert wurden und andererseits im Probenmaterial vorhandene Arten nicht von anderen abgetrennt werden konnten und daher unerkant blieben. Entsprechend stützt sich die nachgewiesene Fauna lediglich auf die durch Prof. Remane nachbestimmten Exemplare der Belegsammlung und damit auf eine begrenzte Anzahl (allerdings vorsortierter) Individuen. Über das Ausmass der Unterschätzung der Faunen kann nur spekuliert werden, da andererseits zu bedenken ist, dass sowohl Barberfallen wie Bekeschung zum Einsatz kamen und sich die Beprobungszeit über vier Jahre erstreckte. Erschwerend kommt hinzu, dass aufgrund der Beprobungsart keine Sättigungswerte über Estimators errechnet werden können. Für eine vergleichende Analyse bleiben die Daten jedoch geeignet, da zu unterstellen ist, dass in allen Flächen derselbe Fehler gemacht wurde.

Während in Untersuchungen von Achtziger und Nickel (1997) selbst in ausgehagerten Vertragsnaturschutzflächen keine naturschutzfachlich bedeutsamen Arten nachgewiesen

werden konnten, wurden in den stickstoffreichen Rebflächen der Biowinzer insgesamt sieben RL-Arten nachgewiesen. Dabei ist von besonderer Bedeutung, dass sich drei Arten fanden, die als „stark gefährdet“ (RL 2) gelten. Für diese Faunen spielt der Stickstoffgehalt der Begrünung daher wahrscheinlich keine Rolle. Offenbar sind begrünte Rebflächen für bestimmte thermophile Arten ein günstiges Sekundärhabitat. Für den Artenreichtum scheint der Faktor „Strukturdiversität“ bedeutsam zu sein, was im Einklang mit anderen Untersuchungen stünde. Entsprechend wäre die Variante Bio I zu bevorzugen, da sie eine vergleichsweise hohe Strukturvielfalt zulässt. Obwohl für einzelne monophage Zikadenarten die entsprechenden Nahrungspflanzen vorhanden sein müssen, ist die Artenvielfalt der Begrünung dagegen von geringerer Bedeutung. Allerdings könnte man die gezielte Einsaat bestimmter Nahrungspflanzen als zusätzliche Option zur Steigerung des Wertes naturschutzvertraglich gebundener Rebflächen in Erwägung ziehen.

## **Heuschrecken**

Die Nomenklatur folgt Schlumprecht und Waeber (2003), die Daten zur Ökologie der Arten wurden Bellmann (1993), Ingrisch und Köhler (1998) sowie Schlumprecht und Waeber (2003) entnommen.

## **Allgemeine und vergleichende Daten zur Gemeinschaft**

Die ersten Begehungen der Bio-Flächen im August 1995 zeigten, dass zu diesem Zeitpunkt der Vegetationsperiode nur eine artenarme und gering abundante Heuschreckenfauna zu erwarten war. Entsprechend werden die Begehungen der Jahre 1996 bis 1998 zu einem Gesamtaspekt zusammengeführt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in den Jahren 1996 und 1997 zum Erfassungstermin so gut wie keine Heuschreckenindividuen in den Flächen angetroffen wurden. Beide Jahre, vor allem aber das Jahr 1997, waren ausserordentlich trocken ausgefallen, so dass die Begrünung früh und nahezu vollständig abgemulcht wurde. Entsprechend wurden Heuschreckenindividuen zwar in der umgebenden Vegetation festgestellt (vor allem den benachbarten Randstreifen), jedoch nicht in den begrünten Anteilen der Rebflächen. Dagegen wurden in der Begrünung vor dem ersten Mulchschnitt viele Orthopterenlarven angetroffen, neben Larven der Acrididae auch solche der Tettigoniidae. Mit dem ersten Mulchschnitt war in allen Jahren ein deutlicher Einschnitt in den Abundanzen verbunden, einzelne Individuen wurden nach dem Schnitt nur in den Flächen der Variante Bio I festgestellt. Einzelne singende Männchen verschiedener Acrididen-Arten waren – sofern sie überhaupt feststellbar waren – ab Juli zu beobachten. Ob diese Männchen sowie die dann im August ebenfalls vereinzelt festgestellten Weibchen verschiedener Arten aus der Rebfläche

stammten oder aus benachbarten Habitaten zugewandert waren, konnte nicht festgestellt werden.

**Tabelle 30:** In den Bio-Flächen beobachtete Heuschreckenarten

Art	Br B	Hb B	Kb B
<b>Tettigoniidae</b>			
<i>Phaneroptera falcata</i>	Einzelne singende ♂	Einzelne ♂ und ♀	-
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	-	Einzelbeobachtung ♀	-
<i>Tettigonia viridissima</i>	♂ und ♀	♂ und ♀	Singendes ♂
<b>Acrididae</b>			
<i>Chorthippus biguttulus</i>	♂ und ♀	♂ und ♀	♂ und ♀
<i>C. brunneus</i>	♂ und ♀	♂ und ♀	-
<i>C. parallelus</i>	♂ und ♀	♂ und ♀	♂ und ♀
<i>Gomphocerus rufus</i>	♂ und ♀	♂ und ♀	-
<b>Tettrigidae</b>			
<i>Tetrix tenuicornis</i>	♂ und ♀	♂ und ♀	-
<b>Gesamt</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>3</b>

Die in den Bio-Flächen festgestellten Heuschreckenfaunen sind in **Tabelle 30** dargestellt. Die Flächen der Variante Bio I lieferten vergleichbare Faunen von sieben bzw. acht Arten, die Fläche Kb Bio (Variante Bio II) lediglich drei Arten. In keiner der Flächen wurde eine naturschutzfachlich bedeutsame Art festgestellt. Während für die Art *Tetrix tenuicornis* durch Bodenfallenfänge eine ganzjährige Besiedlung belegt werden kann, ist bei den anderen Arten ungeklärt, ob die Rebflächen ganzjährig nutzbare Lebensräume darstellen. Häufige Arten der Krautschicht waren mit Ausnahme von *Chorthippus brunneus* die restlichen Acrididae sowie *Tetrix tenuicornis*. Die Arten der Tettigoniidae wurden – mit Ausnahme der Larven vor dem ersten Mulchschnitt – ausschließlich in Einzelfällen beobachtet.

### **Zusammenfassung und Diskussion**

Die bewirtschafteten Flächen von Weinbergen sind nach Schlumprecht und Waeber (2003) für eine Besiedelung durch Heuschrecken kaum geeignet, entsprechend artenarm sind die bisher in bewirtschafteten Rebflächen nachgewiesenen Faunen. Die als häufigste Arten genannten *Chorthippus biguttulus*, *C. parallelus*, *Gomphocerus rufus* und *Pholidoptera griseoptera* wurden auch in dieser Arbeit beobachtet, die Gesamtartenliste dieser Arbeit entspricht den in Weinbaugebieten häufig nachgewiesenen Arten. Obwohl die Bio-Bewirtschaftung Veränderungen der Rebflächen bewirkt, die der in Schlumprecht und Waeber (2003) vorgeschlagenen Extensivierung zumindest in Teilen entspricht, sind weder

naturschutzfachlich relevante Arten nachweisbar<sup>29</sup>, noch sind in Artenzahl oder Abundanzen Effekte zu erkennen, die zu einer Empfehlung der Methoden des Bio-Weinbaus aus naturschutzfachlicher Sicht berechtigen würden. Einschränkend muss jedoch festgestellt werden, dass die besondere Situation der Trockenjahre 1996/97 sowohl Abundanzen als auch die Anzahl festgestellter Arten negativ beeinflusst haben kann. Zudem ist der Nachweis naturschutzfachlich relevanter Arten auch daran gebunden, dass ein Habitat durch solche Arten in der Vergangenheit besiedelt werden konnte. War die Heuschreckenfauna durch nicht mehr nachvollziehbare Ereignisse in der Vergangenheit bereits verarmt und waren geeignete Quellhabitate nicht mehr vorhanden, dann würden trotz einer generellen Eignung des Habitates für eine Besiedelung nur die verarmten Faunen nachgewiesen werden können. Zudem weist die hohe Individuendichte der Spinne *Argiope bruennichi*, die als auf den Fang von Heuschrecken spezialisiert gilt (Schlumprecht and Waeber 2003), auf ausreichende Nahrungsressourcen in der Fläche Br Bio hin, so dass auch Mängel in der Erfassung in Betracht gezogen werden müssen.

### **Sonstige Beobachtungen**

Neben den qualitativ und quantitativ erfassten Gruppen konnten während der Bearbeitungsdauer auch Vertreter anderer Gruppen dokumentiert werden, die entweder von besonderem naturschutzfachlichen Interesse sind oder deren Vorkommen in der Rebfläche Schlüsse hinsichtlich der Möglichkeiten für die Förderung der biologischen Vielfalt erlauben. In den ökologisch bewirtschafteten Rebflächen der Variante Bio I konnten die Wanzenarten *Prostemma guttula* (Fam. Nabidae, RL 2) und *Aphanus rolandri* (Fam. Lygaeidae, RL 3) in Bodenfallen nachgewiesen werden, die als xerothermophil bzw. xerophil einzustufen sind. Damit sind diese Arten nicht nur an strukturreiche Weinberge gebunden (Burkholder 1993), sondern können – bei geeigneter Bewirtschaftung – auch in Ertragsrebflächen leben. Bemerkenswert ist auch das Vorkommen des Schachbrettfalters (*Melanargia galathea*) in der Fläche Br Bio, wo eine auf die Fläche dieser begrünter Rebanlage begrenzte Population existiert. Sowohl die Nahrung der Raupen (Süßgräser) als auch der Adulten (u.a. violett blühende Diestelarten) sind dort in ausreichendem Masse anzutreffen. An Vertebraten wurde in den Flächen Br Bio und Hb Bio die Zauneidechse (*Lacerta agilis*, RL 4R) in teilweise hohen Abundanzen beobachtet, ebenso die Zwergspitzmaus (*Sorex minutus*) mit zwei Exemplaren als Beifang der Barberfallen. Beide Arten ernähren sich von Arthropoden, so

---

<sup>29</sup> nach der neuesten Landesliste (Heusinger 2003) wird die Art *Phaneroptera falcata* als Art der Vorwarnliste geführt

dass das Vorkommen dieser Tiere, besonders das der individuenreichen Zauneidechse, auf ausreichende Nahrungsressourcen in den Rebflächen hindeutet. In der Fläche Kb Bio wurde 1998 ein totes Exemplar des Feldhamsters (RL 3) gefunden, in der Rebfläche wurden mehrere Bauten festgestellt. Da die Grabungstätigkeit sehr intensiv ist und auch im Bereich der Reben festzustellen war, ist nicht davon auszugehen, dass diese Tiere von den Winzern geduldet werden können.

Wie schon erwähnt wurden ausschließlich in den Bio-Varianten Nester verschiedener Ameisenarten angetroffen. Neben der Förderung der Diversität dieser Gruppe sind die Effekte für andere Arten von Bedeutung. Als Beute werden sie von einigen Nahrungsspezialisten gefangen (z.B. Spinnen wie *Callilepis nocturna* und andere). Zudem existieren Beziehungen zwischen Bläulings- und bestimmten Ameisenarten; die Larven dieser Schmetterlinge nutzen die Ameisennester in artspezifischer Weise. Entsprechend sind Nester dieser Ameisenarten die Voraussetzung dafür, dass eine Rebfläche von Bläulingsarten als Larvalhabitat genutzt werden kann.

Die Arthropoden der Begrünung wurden schon im Rahmen ihrer Bedeutung als Nahrung für Vertebraten angesprochen. Auch für räuberische Arthropoden kann dies von Bedeutung sein. In der Nähe der Fläche Br Bio waren an einem Kleingewässer verschiedene Libellenarten anzutreffen, darunter auch RL-Arten. Die Libellen wurden dabei beobachtet, wie sie die Begrünung der Bio-Fläche zur Nahrungssuche nutzten.

In allen Bio-Flächen waren Feldmäuse anzutreffen, teilweise in so hohen Individuenzahlen, dass sie als Beifang in den Barberfallen zum Problem wurden (vgl. „Methoden“). Die Bauten dieser Tiere wurden wiederum von Hummelarten für den Nestbau genutzt, für andere Arthropoden, wie z.B. Laufkäfer, dienen sie als Überwinterungsmöglichkeit. Die Feldmäuse selbst wurden in der Fläche Kb Bio durch ein Falkenpaar bejagt, die in einem nahe gelegenen Kirchturm brüteten.

Diese Liste könnte weitergeführt werden, entscheidend ist aber, dass sich aus der allgemeinen Förderung der biologischen Vielfalt auf diesen Rebflächen erst die Möglichkeit für andere Arten ergibt, dieses Habitat in unterschiedlicher Weise zu nutzen und damit selbst eine Förderung zu erfahren. Die Methoden des ökologischen Weinbaus reichen nicht, um ein Falkenpaar zu erhalten, sie können jedoch dazu beitragen, durch die Bereitstellung von Nahrungsressourcen den Bruterfolg des Paares und damit die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population zu erhöhen. Tatsächlich sind auch bei Arthropoden die Nutzung unterschiedlicher Habitate im Lebenszyklus bekannt (z.B. Delettre, Morvan et al. 1998).

Entsprechend ist in begrünten Rebflächen die Möglichkeit einer Nutzung zu sehen, auch wenn eine Besiedelung im engeren Sinne nicht erfolgt.

## Diskussion und Bewertung der untersuchten Varianten im Hinblick auf ihre diversitätsfördernde Wirkung

Mit Ausnahme der Heuschrecken, für die nur beschränkte quantitative und keine qualitativen Effekte festgestellt wurden, führte der Ökoweinbau in den Varianten Bio I und Bio II bei allen anderen untersuchten Gruppen zu einer qualitativen und quantitativen Steigerung der Artenvielfalt. Schon in der Diskussion zu den einzelnen Gruppen wurde weiterhin deutlich, dass die im Begrünungsmanagement liegenden Unterschiede der Bio-Varianten für weitere Unterschiede in den verglichenen Synusien verantwortlich sind. Entsprechend gilt es nun, die Bewirtschaftungsunterschiede zu diskutieren, um aus ihnen einzelne Bewirtschaftungsmassnahmen auszuwählen, die für diversitätssteigernde Umstellungen der Bewirtschaftung herangezogen werden können. Nach Sichtung der Literatur kann die Diskussion der Folgen einzelner Bewirtschaftungsmassnahmen nur in Auszügen erfolgen, da etwa das Schrifttum zu den Pestiziden im Rahmen dieser Arbeit nicht darstellbar ist.

### Begrünung und Bodenbearbeitung

#### **Begrünung**

Durch die Begrünung wird das Habitat Rebfläche im Vergleich zur Variante mit offenem Boden nachhaltig verändert. Neben den für Phytophage während der Vegetationsperiode zur Verfügung stehenden Nahrungsquellen werden auch abiotische Faktoren beeinflusst, wie relative Luftfeuchte oder Bodentemperatur, beide Faktoren erfahren vor allem eine Pufferung. Durch die Begrünung werden Spezialisten für frühe Sukzessionsstadien („Ackerarten“) zurückgedrängt, ohne jedoch ganz zu verschwinden, da mit dem Begrünungsumbruch auch hier – wenn auch später im Jahr – besiedelbare Habitate entstehen, die in der Variante mit offen gehaltener Zeile ganzjährig zur Verfügung stehen. Bedingt durch die unterschiedliche Bearbeitung von Fahrgasse, umgebrochener Gasse und Zeile wird die Rebfläche mosaikhaft in drei Teilhabitate gegliedert, die unterschiedliche Pflanzengemeinschaften beherbergen. Dies zieht vor allem in der Variante Bio I – bezogen auf die Gesamtfläche und in Relation zu den anderen Varianten – eine hohe Pflanzendiversität nach sich. Während in den Varianten Kon nach Umbruch der Winterbegrünung und auch Bio II nach Mulchen, Unterstockräumen

und Umbruch nur geringe strukturelle Vielfalt anzutreffen ist, ist diese in der Variante Bio I vergleichsweise hoch, da bis weit in den Sommer die Begrünung der Zeilen stehen bleibt und erst dann per Handmäher eingekürzt wird. Entsprechend finden sich arborikole Arten der Carabiden nur in den Flächen der Variante Bio I. Weiterhin kann die Diversität der Zikadengemeinschaften mit dem Faktor strukturelle Diversität erklärt werden, für Spinnen der Krautschicht ist ein fördernder Effekt ebenfalls nachweisbar und ist für weitere Arten – siehe das Beispiel der Art *Argiope bruennichi* – zusätzlich zu erwarten. Das Vorkommen bestimmter Arten kann mit dem Vorkommen ihrer Nahrungspflanzen korreliert werden, so z.B. von *Harpalus puncticeps* (Carabidae) oder *Eupterix tenella* (Auchenorrhyncha), so dass zu erwarten ist, dass sich auch die pflanzliche Vielfalt steigernd auf die Artenvielfalt der untersuchten Gruppen auswirken wird. Die positiven Auswirkungen der Begrünung auf phytophage Arten konnte bei den Carabiden und den Zikaden demonstriert werden und ist im Vergleich der Bio-Varianten bei der Variante I stärker ausgeprägt.

**Fazit:** Eine Begrünung ist für eine naturschutzfachlich orientierte Bewirtschaftung von Rebflächen zwingend erforderlich. Sie sollte eine hohe Diversität der Pflanzenarten aufweisen und mosaikhaft so angelegt werden, dass zumindest Teilbereiche bis in den Sommer (genauer: Anfang Juli) unbearbeitet bleiben. Hierfür bieten sich nach der Variante I die Zeilen an, es wäre jedoch auch denkbar, dass Teile der begrünten Gassen bis in den Sommer unbearbeitet bleiben<sup>30</sup>. Teile der Begrünung können je nach Wasserverfügbarkeit umgebrochen oder eingekürzt werden, die dafür geeigneten Massnahmen werden nachfolgend diskutiert.

## Mulchen

Das Mulchen gehört in den Bereich der Mähtechnik, von der man weiß, dass die eingesetzten Geräte, die Art und Weise des Mähens sowie der Zeitpunkt der Maßnahme grossen Einfluß auf Wirbeltiere und Arthropoden haben (Oppermann und Claßen 1998). Beim Mulchen wird eine rotierende Walze eingesetzt, an der Metallhaken oder bewegliche Schlegel montiert sind. Diese schlagen das Pflanzenmaterial ab, führen es durch die Art des Aufbaus bedingt mehrfach mit und häckseln es dabei klein. Die Länge der gehäckselten Pflanzenteile liegt nach meinen Erfahrungen bei wenigen Zentimetern. Bei Vergleichsexperimenten zeigte sich, dass Mulchgeräte die Arthropoden einer Begrünung stärker schädigten als andere Mahdtechniken (Hemmann, Hopp et al. 1987; Löbber, Kromer et al. 1994). Am stärksten

---

<sup>30</sup> Bei Einsatz eines Schlegelmulchers kann durch Entnahme weniger Messer ein unbearbeiteter Begrünungsstreifen stehenbleiben, ähnliches gilt für die Bodenfräse.

wurden solche Tiere geschädigt, die in der Begrünung verbleiben und sich nicht etwa durch Fallenlassen auf den Boden retten können; sie gehen fast vollständig verloren. Entsprechend groß ist die Bedeutung des Abstandes des Mulchgerätes zum Boden. Je geringer dieser ist, umso mehr Tiere der unteren Straten bzw. der Bodenschicht selbst werden von der Maschine erfasst und getötet. Bei Versuchen mit Modellkörpern, die in Grösse und Masse Laufkäfern mittlerer Grösse entsprachen, wurden durch Schlegelmulchgeräte bis zu 58% der auf dem Boden abgelegten Körper vom Mulchgerät hochgesaugt und zerstört (Löbber, Kromer et al. 1994). In den von mir untersuchten Rebflächen wurde das Gerät offenbar auf einen sehr geringen Bodenabstand – maximal auf die praxisüblichen fünf Zentimeter – eingestellt, da die Begrünung bis zu den basalen Vegetationsteilen abgemulcht wurde.

Die Beobachtung der gemulchten Bio-Flächen zeigt, dass erhebliche Verluste bei Vertebraten eintraten. Insgesamt zwei Feldhasen (Hb Bio und Br Bio), ein Feldhamster (Kb Bio) sowie Dutzende von juvenilen und adulten Zauneidechsen (Hb Bio) wurden im Laufe der Bearbeitungszeit nach Mulchbearbeitungen getötet aufgefunden, wobei anzumerken ist, dass keine gezielte Nachsuche erfolgte, sondern nur die zu den jeweiligen Leerungsterminen der Fallen gemachten Beobachtungen notiert wurden. Zur Schädigung von Arthropoden können keine quantitativen Angaben gemacht werden, es gibt jedoch Indizien: Ausschließlich in den Bio-Flächen wurden Carabiden mit charakteristischen Verletzungen der Deckflügel gefunden, die sich zumeist direkt nach einer Mulchbearbeitung in den Bodenfallen fanden. Hierbei waren ein oder beide Deckflügel kurz nach dem Halsschild abgetrennt, der darunter liegende Hinterleib war unverletzt, so dass dies Tier überleben und in die Barberfallen gelangen konnte. Dies betraf unterschiedliche Arten, schien jedoch auf solche über 10 mm Körperlänge beschränkt. Zwei Aspekte sind hierbei bemerkenswert: Zum einen ist es wahrscheinlich, dass erheblich mehr Tiere so beschädigt wurden, dass sie starben und nicht registriert werden konnten. Zum zweiten zeigt die Tatsache, dass bodenaktive Tiere erfasst wurden, dass das Mulchgerät nicht nur Vegetationsbewohner beeinträchtigt, sondern Bewohner aller Straten schädigt. Weiterhin waren in der Begrünung bis zum Zeitpunkt des Mulchens Adulte und vor allem Larven verschiedener Heuschreckenarten in beachtlichen Häufigkeiten zu finden, die nach dem Mulchen verschwunden waren (vgl. S. 84). Nach den oben dargestellten Daten ist zu vermuten, dass der tiefe Schnittansatz auch bei Arthropoden zu hohen direkten Verlusten führte.

Unabhängig von den dargestellten direkten Auswirkungen des Mulchschnitts wären auch indirekte Effekte zu beachten, wie Veränderung des Mikroklimas oder Verlust an struktureller Diversität, die mittelbar für Veränderungen der Synusien verantwortlich sein können

(Löbber, Kromer et al. 1994). Da diese jedoch auch bei anderen Mahdtechniken auftreten und das Einkürzen der Begrünung aus pflanzentechnischen Gründen notwendig ist (s.u.), wird dieser Aspekt hier nicht diskutiert.

**Fazit:** Die Verluste an Vertebraten sowie die bei den Arthropoden zu vermutenden und teilweise durch Indizien naheliegenden Schädigungen der Populationen lassen das Mulchen als problematische Form des Begrünungsmanagements erscheinen. Zunächst ist zu diskutieren, ob das Mulchen nicht durch eine andere Mahdtechnik ersetzt werden kann. Sollte dies nicht möglich sein, wären Änderungen zu erwägen, wie höher angesetzte Mulchgeräte, die 10 cm Pflanzenwuchs übrig lassen, oder das Stehenlassen von Begrünungsstreifen von ca. 50 cm Breite.

## **Bodenbearbeitung**

Die Fräse ist wie das Mulchgerät ein horizontal rotierendes Arbeitsgerät, das mit Metallhaken bzw. -messern den Boden flachgründig abhebt, zerschlägt und ablegt. Entsprechend ist beim Einsatz dieses Gerätes mit einer starken Beeinträchtigung der Fauna zu rechnen, obwohl durch die Tatsache, dass in den Bio-Flächen der Einsatz nur in jeder zweiten Gasse und niemals in den Zeilen vorgenommen wird, die Wirkung auf weniger als der Hälfte des Habitats beschränkt bleibt. Wiederum sollte durch die Arbeitsweise des Gerätes bedingt eine Abhängigkeit der Wirkung von der Grösse der betroffenen Organismen bestehen. Die sowohl bei Carabiden als auch Spinnen beobachtete „Verzweigung“ der Synusien der Kon-Flächen könnte daher auch ein Effekt der dort flächendeckend eingesetzten Fräsen sein. Direkte mechanische Beeinträchtigungen von Arthropoden wurden auf Rebflächen des Kaiserstuhls nachgewiesen (Kobel-Lamparski, Gack et al. 1993).

Der Unterstockräumer (als sogenannter „Flach“- oder „Löffelschar“) wurde nur in den Varianten Bio II bzw. Kon eingesetzt und dient der mechanischen Beikrautregulierung in den Zeilen. Er schneidet flachgründig unerwünschten Bewuchs ab und wendet ihn. Die dabei auftretenden Kräfte sollten vielen Arthropoden das Überleben ermöglichen, so dass die direkten Verluste gering bleiben sollten. Die indirekten Folgen bestehen im Verlust des Lebensraumes „begrünte Zeile“, der geöffnet wird und damit einen Neustart der Sukzession aus der Samenbank bewirkt.

**Fazit:** Die Fräse ist ein problematisches Arbeitsgerät, dessen Einsatz so gering wie möglich gehalten werden sollte. Gegen den Einsatz eines Unterstockräumers spricht nichts, er würde jedoch mit begrünten Zeilen überflüssig werden.

## Pflanzenschutz

### **Fungizide**

Eine Reihe unterschiedlicher Pilzbekämpfungsmittel werden zur Kontrolle verschiedener Pilzkrankungen der Rebe eingesetzt. Die im Weinbau und im Rahmen dieser Arbeit bedeutensten sind Kupfersalze, Netzschwefel und Mittel aus der Gruppe der organisch-chemischen Fungizide. Ihre Wirkung auf die untersuchten Gruppen kann einerseits in einer direkten Toxizität bestehen. Andererseits sind Pilze auch für viele ökosystemare Prozesse von Bedeutung, etwa als Destruenten, als Krankheitserreger sowie in symbiotischen oder parasitären Beziehungen (Begon, Harper et al. 1990), so dass die Applikation von Fungiziden auch indirekte Wirkungen haben kann, etwa über eine Veränderung der Pilzflora des Bodens mit entsprechenden Folgen für Stoff- und Energieflüsse.

### **Kupfersalze**

Die pilzhemmende Wirkung des Schwermetalls Kupfer ist seit langem bekannt und wurde entsprechend auch im Weinbau eingesetzt, vor allem nachdem aus Amerika der Schaderreger des Falschen Mehltaus (*Peronospora*) eingeschleppt wurde. Im ökologischen wie konventionellen Weinbau sind die Ausbringung von bis zu 3 kg Reinkupfer je Hektar und Jahr erlaubt. Insbesondere in alten Weinbergsböden können hohe Konzentrationen dieses Schwermetalls nachgewiesen werden (Kunisch 1986; Pfeiffer und Rupp 1993), die sich zunächst artspezifisch negativ auf das Pflanzenwachstum auswirken und daher indirekt Arthropodenzönosen beeinflussen können. Befunde zur direkten Wirkung von Kupfer auf Arthropoden stellen sich wie folgt dar: Die Applikation anwendungsüblicher Kupfersulfatdosen zeigte bei drei Marienkäferarten nur geringe Effekte auf Mortalität und Reproduktion (Michaud and Grant 2003), wobei bei einer Art die Anzahl gelegter Eier signifikant zurückging und daher die Auswirkungen artspezifisch gesehen werden müssen. Carabiden gelten als sehr sensitiv gegenüber Kupfer, insbesondere Muster in der Zusammensetzung der Faunen bzw. der Artenzahlen Kupfer-kontaminierter Bereiche werden mit diesem Schwermetall erklärt (Bengtsson und Tranvik 1989; Tyler, Balsberg-Pahlasson et al. 1989). Zudem konnte bei der Art *Pterostichus (Poecilus) cupreus* gezeigt werden, dass sich die Toxizität des Kupfers sowohl in einer erhöhten Larvalmortalität als auch in eingeschränkten lokomotorischen Fähigkeiten der Adulten niederschlug, welche ihren Ursprung offenbar in einer gestörten Embryonalentwicklung haben (Bayley, Baatrup et al. 1995). Die Autoren leiten aus ihren Befunden die Hypothese ab, dass der für die Auswirkungen auf die Carabidenzönosen unterstellte Nahrungsmangel kontaminierter Flächen nicht ursächlich ist, sondern dass vielmehr die

gestörten lokomotorischen Fähigkeiten der adulten Käfer und die damit verbundenen Einschränkungen im Nahrungserwerb einen Nahrungsmangel nur vortäuschen. Bei Regenwürmern wurde die Anreicherung von Kupferionen im Oberschlundganglion beobachtet, der gleichzeitig beobachtete Rückgang der Grabungstätigkeit wurde mit diesem Befund in Verbindung gebracht (Bengtsson, Nordström et al. 1983). Zudem konnte an einer Art gezeigt werden, dass dosisabhängige Effekte auf fitnessrelevante Faktoren existieren (Reinecke, Helling et al. 2002), die sich bei Würmern (Nematoden, Enchytreiden und Regenwürmer) in einer starken negativen Beeinflussung der Parameter Artenzahl, Dichte und Biomasse niederschlagen (Tyler, Balsberg-Pahlasson et al. 1989). Bei Raubmilbenarten konnten ebenfalls artspezifisch wirksame adverse Effekte auf die Populationen demonstriert werden (Pozzebon, Duso et al. 2002), und allgemein scheinen Milben sensitiv auf Kupfer zu reagieren (Tyler, Balsberg-Pahlasson et al. 1989). Spinnen scheinen dagegen sehr resistent gegenüber Kupfer zu sein (Bengtsson und Tranvik 1989)<sup>31</sup>. Trotz dieser dargestellten Befunde sind oftmals genaue kausale Wirkketten unbekannt. Entsprechend ist die Verknüpfung zwischen einem bestimmten Kupfergehalt des Bodens und der Voraussage der Reaktion eines Organismus nicht möglich, da das Kupfer artspezifisch inkorporiert (z.B. über Nahrungsaufnahme) oder ausgeschieden wird.

Obwohl die dargestellten Beziehungen existieren, wurden in den mit Kupfer behandelten Bio-Flächen die artenreichsten Zönosen gefunden. Insbesondere bei den Carabiden, die besonders sensitiv auf dieses Schwermetall reagieren, waren die qualitativen Effekte am stärksten. Die Bodenbelastungen durch Kupfer wurden zwar nicht bestimmt, sie sollten sich jedoch in den Bereichen bewegen, die durch andere Autoren in langfristig mit Kupfer behandelten Weinbergen ermittelt wurden (vgl. Kunisch 1986). Dort wurden zwischen 100 und 1000 Milligramm Kupfer je Kilogramm Boden ermittelt, was deutlich über den Werten liegt, die nach Tyler, Balsberg-Pahlasson et al. (1989) für sensitive Gruppen wie Carabiden oder Collembolen für signifikante Effekte verantwortlich sind (z.B. Carabiden: 172 mg/kg). Auch die Kupfergehalte der Weinbergsböden in der Untersuchung von Pfeiffer und Rupp (1993) liegen im Horizont von der Bodenoberfläche bis 40 cm Tiefe über diesem Grenzwert. Entsprechend gibt es nur zwei Möglichkeiten: Entweder handelt es sich bei den in den Bioflächen festgestellten Gemeinschaften um solche, die durch Kupfer artspezifisch nicht oder nur gering beeinflusst werden, oder die Effekte sind auch hier anzutreffen, so dass bei

---

<sup>31</sup> Die Autoren bringen dies mit dem Atmungspigment Hemocyanin in Verbindung, das auch bei Isopoden und Gastropoden zu finden ist, welche wiederum ebenfalls hohe Toleranzen gegenüber diesem Schwermetall haben.

Verzicht auf Kupfer eine deutliche Erhöhung der Abundanzen und/oder Artenzahlen zu erwarten wäre. Entsprechend sind die festgestellten Abundanzwerte kritisch zu hinterfragen.

**Fazit:** Aus der obigen Zusammenstellung der Effekte von Kupfer ist dessen Verwendung als Fungizid in naturschutzfachlich bewirtschafteten Rebflächen abzulehnen.

### **Netzschwefel**

Obwohl ich den Netzschwefel bei den Fungiziden einordne, wird er ebenfalls als Acarizid gegen Spinn-, Gall- und Kräuselmilben eingesetzt; sein Zielorganismus als Fungizid ist Oidium. Das breite Wirkspektrum legt negative Beeinflussungen weiterer Taxa nahe, die für folgende Gruppen dokumentiert werden konnte: Marienkäfer, Raubwanzen und Raubmilben (bei hohen Konzentrationen, Schmid und Henggeler 1989), Trichogramma-Wespen (Wetzel und Dickler 1992), Gallmücken der Gattung *Aphidoletes* (Häseli und Graf 1992), sowie in Kombination mit Kupfer stark schädigend für Raubmilben (Baum, Kast et al. 1992). Für Bienen wurde keine Beeinträchtigung festgestellt. Bei den untersuchten Gruppen handelt es sich um Nützlinge, Daten der Auswirkung auf Non-target Organismen liegen nicht vor. Die neuesten Befunde zu den Nebenwirkungen schwefelhaltiger Präparate listet lediglich für *Trichogramma cacoeciae* und *Aphidius rhopalosiphii* (Brackwespe) Schädigungen bei anwendungsüblichen Dosierungen auf, jedoch wird betont, dass es Differenzen zwischen Labor- und Freilanddaten gibt, die Forschung in diesem Bereich intensiviert werden und eine endgültige Bewertung der Toxizität erst danach vorgenommen werden sollte (Winkler und Stein 2003).

**Fazit:** Aus der bisherigen Datenlage ist eine Toxizität dieses Mittels für verschiedene Gruppen anzunehmen. Eine vergleichende Anwendungsempfehlung wird im folgenden Abschnitt gegeben.

### **Organisch-synthetische Fungizide**

Alle wichtigen pilzlichen Schaderreger der Rebe werden durch unterschiedliche Mittel und Wirkstoffgruppen bekämpft. Eine differenzierte Diskussion dieser sehr heterogenen Gruppe von Pestiziden ist jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich. Zudem betreffen viele Literaturdaten solche Gruppen, die etwa im Ackerbau grössere Bedeutung haben. Entsprechend kann ich nur allgemeine Einschätzungen zu den Nebenwirkungen dieser Präparate geben.

Bekannte Nebeneffekte von organisch-synthetischen Fungiziden betreffen Parameter wie Zellulose-Abbau, Nitrifikation, Nitrat-Fixierung und Respiration der Bodenflora (Suyama, Yamamoto et al. 1993), wobei adverse Effekte auch auf höhere Gruppen dokumentiert werden konnten, wie Nematoden und Regenwürmern (Burrows und Edwards 2004). Eine

Auswahl von Präparaten, die in den von mir untersuchten Flächen zur Anwendung kamen, sowie ihre im BVL-Katalog ausgewiesenen Wirkungen auf Nützlinge, ist in **Tabelle 31** dargestellt.

**Tabelle 31:** Eingesetzte Fungizide und die im BVL-Katalog aufgelisteten Nebenwirkungen

Handelsname	Wirkstoff	Bekämpfte Pilzkrankheiten <sup>32</sup>	Bekannte Wirkungen auf Nützlinge <sup>33</sup>
Aktuan	Cymoxanil und Dithianon	Peronospora, Roter Brenner, Phomopsis	Schwach schädigend für <i>Trichogramma cacoeciae</i> ; nicht schädigend für Bienen, <i>Typhlodromus pyri</i> und <i>Chrysoperla carnea</i> .
Antracol	Propineb	Peronospora, Roter Brenner, Phomopsis	schädigend für <i>Typhlodromus pyri</i> ; schwach schädigend für <i>Coccinella septempunctata</i> ; nicht schädigend für Bienen, <i>Poecilus cupreus</i> (Carabidae) und <i>Trichogramma cacoeciae</i>
Euparen	Tolyfluanid	Peronospora, Botrytis	schädigend für <i>Aphidius rhopalosiphi</i> und <i>Typhlodromus pyri</i> ; schwach schädigend für <i>Coccinella septempunctata</i> und <i>Orius insidiosus</i> ; nicht schädigend für Bienen, <i>Aleochara bilineata</i> (Staphylinidae) und <i>Poecilus cupreus</i> (Carabidae).
Funguran	Kupferoxychlorid	Peronospora	schädigend für <i>Chrysoperla carnea</i> ; nicht schädigend für Bienen, <i>Typhlodromus pyri</i> , <i>Poecilus cupreus</i> (Carabidae) und <i>Aphidius rhopalosiphi</i>
Netzschwefel	Schwefel	Oidium	Schädigend für <i>Trichogramma cacoeciae</i> und <i>Coccygomimus turionellae</i> ; schwach schädigend für <i>Typhlodromus pyri</i> ; nicht schädigend für Bienen, <i>Amblyseius potentillae</i> und <i>A. finlandicus</i> , <i>Coccinella septempunctata</i> und <i>Chrysoperla carnea</i>
Polyram WG	Metiram	Peronospora, Roter Brenner, Phomopsis	schädigend für <i>Trichogramma cacoeciae</i> und <i>Syrphus corollae</i> (Syrphidae), schwach schädigend für <i>Typhlodromus pyri</i> ; nicht schädigend für Bienen, für <i>Pardosa amenata</i> und <i>P. palustris</i> , für <i>Chrysoperla carnea</i> , für <i>Aphidius rhopalosiphi</i> und <i>Drino inconspicua</i>
Topas	Penconazol	Oidium	nicht schädigend für Bienen, <i>Typhlodromus pyri</i> , <i>Orius laevigatus</i> , <i>Poecilus cupreus</i> und <i>Aphidius rhopalosiphi</i>

Bei den Fungiziden wird mittlerweile darauf geachtet, dass Mittel eingesetzt werden, die Raubmilben nicht oder nur schwach schädigen, es gibt nur noch wenige Ausnahmen, für die das nicht gilt. Raubmilben sind natürliche Antagonisten der verschiedenen Gruppen von Schadmilben; eine Schädigung ihrer Populationen kann zu starkem Befall durch Spinn- oder Kräuselmilben führen, was wiederum den Einsatz von Acariziden nach sich zieht. Auch die Schonung von Bienen ist inzwischen Standard bei diesen Wirkstoffen. Betrachtet man die restlichen aufgelisteten Nebenwirkungen, so zeigt sich, dass Mittel wie Aktuan oder Topas nur geringe negative Auswirkungen auf Nützlinge haben, und auch andere besser oder zumindest nicht schlechter als die Mittel Netzschwefel und Kupferoxychlorid sind. Bedenklich stimmt jedoch die Gegenüberstellung des weiter oben aus Literaturdaten

<sup>32</sup> Nach dem „Leitfaden zum Rebschutz 2003“ der LWG Abteilung Weinbau

<sup>33</sup> Nach dem „Verzeichnis zugelassener Pflanzenschutzmittel“ des BVL, Stand 2004

erarbeiteten Risikopotentials kupferhaltiger Fungizide mit den in den BVL-Tabellenwerken ausgewiesenen Nebenwirkungen. Dort wird etwa für die Art *Poecilus cupreus* (Carabidae) „nicht-schädigend“ angegeben, während Bayley, Baatrup et al. (1995) schädigende Nebenwirkungen von Kupfer auf diese Art im Detail dokumentiert und andere Publikationen ganz allgemein für Carabiden die hohe Toxizität des Kupfers aufzeigen. Möglicherweise ergibt sich diese Diskrepanz aus unterschiedlichen Ansätzen. Wahrscheinlich werden in den Versuchen, die den vom BVL aufgeführten Einschätzungen zu Grunde liegen, adulte Tiere unterschiedlichen Dosen eines Präparates ausgesetzt und die hieraus resultierende Mortalität bestimmt. Weitergehende Ansätze, die nach dem Verbleib oder der Anreicherung des Wirkstoffes im System fragen, sowie mögliche indirekte Auswirkungen auf fitness-relevante Faktoren werden offenbar nicht betrachtet. Unterstellt man diese Mängel den Einschätzungen zu den anderen Fungiziden, dann ergibt sich für alle Mittel ein unbekanntes Risikopotenzial, über das jedoch nur spekuliert werden kann.

Die genaue Wirkung von Netzschwefel wird aus der Literatur nicht klar. Einerseits wirkt er auch als Breitbandacarizid gegen alle Milbengruppen und wird gegen bestimmte Schadorganismen dieser Gruppe direkt eingesetzt (s.u.). Andererseits kann dieses Mittel bei hoher Anwendungshäufigkeit bzw. -dosierung Raubmilbenpopulationen schädigen und dadurch erst einen hohen Befall mit z.B. Spinnmilben auslösen (Hofmann, Kiefer et al. 1992). Entsprechende Wechselwirkungen müssen berücksichtigt werden.

**Fazit:** Obwohl diese Pestizidgruppe in ihren indirekten und direkten Folgen unbekannte Risiken birgt, ist sie im Vergleich zu Kupferpräparaten, die klar umrissene direkte Wirkungen auf die in Frage kommenden Arthropodengruppen zeigen, nach dem bisherigen Wissensstand von vergleichbarem oder sogar geringerem Schadpotenzial. Entsprechend ist gegen Peronospora der Einsatz von organisch-synthetischen Fungiziden aus naturschutzfachlicher Sicht zu präferieren, sofern nicht weitere Forschung neue Risikopotenziale aufdeckt. Im Vergleich zu Netzschwefel deuten die Angaben auf vergleichbare oder geringere Nebenwirkungen, ohne sich jedoch deutlich abzuheben. Gegen Oidium könnte daher aus naturschutzfachlicher Sicht sowohl der Einsatz von Netzschwefel als auch geeigneter organisch-synthetischer Fungizide erfolgen. Die Auswirkung von Netzschwefel auf die biologische Kontrolle von Schadmilben müssen berücksichtigt werden.

## **Insektizide**

Obwohl diese Gruppe als Ursache für den Rückgang vieler Invertebraten angesehen wird (z.B. Carabidae: Basedow 1990; Frampton und Cilgi 1994), spielt sie für die von mir beobachteten Unterschiede der Synusien wahrscheinlich nur eine untergeordnete Rolle, da

lediglich in einem Jahr eine einzige Spritzung mit einem Mittel durchgeführt wurde, das auch als Insektizid wirkt (1997: E 605 in Kirchberg Kon). Trotzdem haben sie von allen Mitteln das höchste Potential zur Beeinflussung von Insektensynusien, da beispielsweise gezeigt wurde, dass auch einzelne Anwendungen zu einer dauerhaften Veränderung der Synusien führen können (Frampton und Cilgi 1994). Der ökologische Weinbau stellt mit *Bacillus thuringiensis* - Präparaten sowie der Verwirrmethode feldtaugliche Maßnahmen zur Verfügung, die bei entsprechender fachlicher Begleitung (Bonituren und Prognosemodellen) eine ausreichende Bekämpfung von einbindigem und bekreuztem Traubenwickler ermöglichen (Fischer 1996).

**Fazit:** Auf den Einsatz organisch-chemischer Insektizide sollte ganz verzichtet werden. Der Einsatz der letztgenannten Methoden sollte unter den Vorbehalt einer befallsdruckabhängigen Schwellenregelung gestellt werden, die von unabhängiger Seite zu kontrollieren ist.

### **Acarizide**

Das bedeutendste Acarizid während der Bearbeitungszeit war der Netzschwefel, der in allen Varianten gegen Kräusel- und Spinnmilben eingesetzt wurde. Da dieses Mittel auch als Fungizid gegen *Oidium* wirkt, ist der genaue Zielorganismus allerdings oftmals nicht zu benennen, denn mit einer Spritzung werden beide Gruppen bekämpft. Weitere genutzte Acarizide waren ME 605 und Para Sommer, die jedoch mit jeweils nur einer einzigen Anwendung im gesamten Beobachtungszeitraum weit hinter die Bedeutung des Netzschwefels zurückfallen. ME 605 (Parathion-Methyl) muss nicht mehr berücksichtigt werden, da dieses Mittel nicht mehr angewendet werden darf. Para Sommer wirkt auch als Insektizid, so dass entsprechende Nebenwirkungen berücksichtigt werden müssen. Sollte *Oidium* mit einem organisch-synthetischen Fungizid bekämpft werden, wäre Netzschwefel nur als reines Acarizid in Abhängigkeit vom Befallsdruck zu spritzen.

**Fazit:** Auf Mittel wie Para Sommer, die nicht nur als Acarizid, sondern auch als Insektizid wirken, sollte aus naturschutzfachlichen Gründen verzichtet werden; lediglich bei durch Bonituren festgestellten überdurchschnittlichen Befallsdruck und ungenügender Wirkung des Netzschwefels sollte eine Anwendung dieser Mittel gestattet werden. Ansonsten steht mit dem Netzschwefel ein ausreichend wirksames Acarizid zur Verfügung. Seine Wirkung auf Raubmilben muss berücksichtigt werden, vor allem in Verbindung mit der Bekämpfung von *Oidium*.

## Zusammenfassung

Aus der naturschutzfachlichen Bewertung ergeben sich folgende Empfehlungen: Eine artenreiche Dauerbegrünung von hoher Strukturdiversität sollte zumindest in Teilen ganzjährig verfügbar sein. Ein Teil der Rebfläche sollte von Bodenbearbeitung ausgenommen bleiben (jede zweite Gasse und/oder die Zeilen). Der Einsatz horizontal rotierender Mulch- und Bodenbearbeitungsgeräte soll minimiert sowie in Details modifiziert werden. Beikrautregelung soll ausschliesslich mechanisch erfolgen. Im Pflanzenschutz ist auf den Einsatz organisch-chemischer Insektizide zu verzichten, Präparate wie *Bacillus thuringiensis* und Verwirrmethode dürfen nur nach Bonituren unter Schadschwellenvorbehalt eingesetzt werden. Bei den Acariziden ist Netzschwefel einsetzbar, andere sollten nur bei hohem Befallsdruck bonitur- und schadschwellenabhängig eingesetzt werden. Beim Einsatz von Netzschwefel als Fungizid ist auf seine gleichzeitige Wirkung als Acarizid zu achten, zur Oidiumbekämpfung sollte daher auf raubmilbenschonende synthetische Präparate zurückgegriffen werden. **Bei den Fungiziden ist generell auf kupferhaltige Mittel zu verzichten.** Bei den organisch-chemischen Fungiziden sind solche zu präferieren, für die möglichst geringe Nebenwirkungen auf Arthropoden dokumentiert sind (je nach Stand der Technik).

## *B: Betriebswirtschaftlicher Teil*

Die Formulierung von Naturschutzzielen und Schutzkonzepten allein aus naturschutzfachlicher Sicht ist meiner Ansicht nach für ihren Erfolg nicht ausreichend, insbesondere dann, wenn die Interessen Dritter berührt werden. In der vorgestellten Konzeption sollen Ertragsreblächen für die Etablierung von Sekundärhabitaten in Pufferzonen genutzt werden, die bestimmten Artengruppen mit schutzwürdigen Komplexen einen besiedelbaren Lebensraum bieten sollen. Dazu sind Umstellungen der praxisüblichen Bewirtschaftung notwendig, die sich wiederum auf die Betriebsführung und das Betriebsergebnis auswirken können. Im folgenden Teil sollen daher die nachstehenden Fragen geklärt werden:

- Welche Bereiche des Produktionsprozesses können für den Artenschutz eine Rolle spielen?
- Wie unterscheiden sich die Bewirtschaftungsmassnahmen dieser Bereiche zwischen den Alternativen praxisüblich und ökologisch?
- Welche Folgen für die Kosten wie für den Ertrag haben diese Unterschiede?

### Gliederung des Betriebsprozesses und Abgrenzung der für die Untersuchung bedeutsamen Bereiche

Um verstehen zu können, wo die Problematik von Eingriffen in die Produktion von Weinbaubetrieben liegt, muss in diese zunächst kurz eingeführt werden. Danach werden die Produktionsbereiche abgegrenzt, die im Rahmen dieser Arbeit betrachtet werden müssen.

#### Weinbau als wirtschaftlicher Prozess

Die Erzeugung von Wein erfordert unterschiedliche Arbeitsvorgänge, die in die Bereiche Aussenwirtschaft, Kellerwirtschaft sowie Verwaltung und Vertrieb gegliedert werden können (Oberhofer 1989). Unter Aussenwirtschaft werden alle Arbeitsschritte verstanden, die mit der Erzeugung von Weintrauben auf den Reblächen zu tun haben, von der Neupflanzung einer Anlage bis zur Anfahrt des Lesegutes zur Weiterverarbeitung. Aussenwirtschaft ist daher der Teil, der im Allgemeinen mit der Tätigkeit des Weinbauern gleichgesetzt wird. Nach der Lese schliesst sich die Kellerwirtschaft an, die vom Pressen der Trauben bis zum Abfüllen des fertigen Erzeugnisses reicht. Dazwischen liegt ein Prozess, der als „Ausbau“ des Weines

bezeichnet wird. Im Bereich Verwaltung werden organisatorische Tätigkeiten zusammengefasst, und der Bereich Vertrieb umschreibt alle Schritte die notwendig sind, damit das fertige Produkt den Konsumenten erreicht. Ein wichtiges Element ist hierbei die Wahl der Vermarktungsform, die bedeutenden Einfluss auf die Ertragsstruktur des Unternehmens hat (Oberhofer 1989).

Für diese Arbeit ist von Bedeutung, dass die Produktionsbereiche keineswegs in einem Betrieb zusammengefasst sein müssen. Viele Winzer verfügen nur über so kleine Flächen, dass ein Keller mit eigenem Ausbau des Weines nicht lohnt. Sie sind daher oft einer Genossenschaft angeschlossen, die das Lesegut vieler Winzer sammelt und gemeinsam verarbeitet. Diese Betriebe sind daher nur in der Aussenwirtschaft tätig.

### Bedeutung der einzelnen Bereiche für die Untersuchung

Wie schon in der Zielsetzung dargelegt, versucht diese Arbeit keine vergleichende Gesamtbewertung konventionellen und ökologischen Weinbaus im Sinne etwa einer Ökobilanz. Es sollen vielmehr Empfehlungen für eine Schutzstrategie auf Rebflächen gegeben werden, die naturschutzfachliche und betriebswirtschaftliche Erwägungen für eine Kosten/Nutzen-Optimierung berücksichtigen. Aus diesem Grund müssen lediglich die Bereiche des Betriebsprozesses berücksichtigt werden, in denen ein Potenzial für den Artenschutz erwartet werden kann. In den Bereichen Kellerwirtschaft und Verwaltung/Vertrieb liegen bei einer an einer Ökobilanz orientierten Gesamtbetrachtung sicherlich erhebliche Gestaltungspotenziale bei Stoff- und Energieflüssen, diese sind jedoch für den hier verfolgten Ansatz unerheblich, da sie sich nicht auf die möglichen Lebensräume auswirken. **Somit wird sich die vergleichende Betrachtung auf den Bereich der Aussenwirtschaft beschränken.** Drei weitere Argumente sprechen ebenfalls für eine solche Beschränkung:

Nach Oberhofer (1989) ergibt ein Vergleich konventionell und ökologisch erzeugender Betriebe keinen Hinweis darauf, dass die Unterschiede in der Kellerwirtschaft einen Beitrag zu den unterschiedlichen Betriebsergebnissen leisten. Vielmehr werden – neben der Vermarktungsstrategie - Kernelemente der Aussenwirtschaft (insbesondere der Pflanzenschutz) für die Unterschiede der Kosten- und Ertragssituation der Betriebe verantwortlich gemacht (Loosen 1991; Kauer and Kiefer 1995). Somit kommt der Kellerwirtschaft als mögliche Ursache für Ausgleichszahlungen keine Bedeutung zu.

Weiterhin sollten Eingriffe in die Betriebsführung so gering wie möglich gehalten werden, um die Akzeptanz einer Schutzstrategie durch die Betriebsleiter nicht zu gefährden. Es ist ein Unterschied, ob für eine Schutzstrategie nur wenige Kernelemente verändert werden müssen,

oder der Betriebsleiter Umstellungen in vielen unterschiedlichen Bereichen vornehmen muss, da beispielsweise die Arbeiten neu organisiert und unter Umständen auch neue Bewirtschaftungsmassnahmen erlernt werden müssen. Zudem könnte die Anschaffung neuer Maschinen notwendig werden, was die Fixkostenbelastung des Betriebes erhöhen würde (s.u.). Tradierte Vorstellungen können ebenfalls eine Rolle spielen; auch wenn diese im Sinne wissenschaftlicher Erkenntnis keine Entscheidungsgrundlage sein sollten, so ist doch ihre psychologische Rolle zu berücksichtigen.

Bei einer Beschränkung auf die Aussenwirtschaft fällt drittens die oben erwähnte Auftrennung der Weinbaubetriebe in solche mit und ohne Kellerwirtschaft nicht mehr ins Gewicht. Auch Unterschiede in der Vermarktungsform – genossenschaftlich, direktvermarktend etc. – sind dann unerheblich. Damit muss bei der Berechnung möglicher Ausgleichszahlungen nicht mehr zwischen den verschiedenen Betriebsformen unterschieden werden; alle Betriebe sind in derselben Weise betroffen und können daher gleich behandelt werden. Dies vereinfacht die Berechnung möglicher Ausgleichszahlungen und erhöht die Transparenz für die Betroffenen.

## Vergleich praxisüblicher und ökologischer Wirtschaftsweise im Bereich Aussenwirtschaft: Literaturdaten

Die praxisübliche und ökologische Weinwirtschaft ist in der Vergangenheit vergleichenden Untersuchungen unterzogen worden, zum Teil allerdings nur in Teilgebieten oder im Hinblick auf sehr spezielle Fragestellungen. Um die Frage nach den Konsequenzen der angestrebten Bewirtschaftungsänderungen beantworten zu können, muss zunächst die Aussenwirtschaft mit ihren unterschiedlichen Arbeitsgängen vorgestellt werden. Dann folgt die Gegenüberstellung der Varianten „praxisüblich“ und „ökologisch“, und am Ende werden die in der Literatur herausgearbeiteten Folgen der unterschiedlichen Bewirtschaftung dargestellt. **Folgende Anmerkungen sind für das Verständnis wichtig: Die preisliche Bewertung wird in noch in Deutscher Mark durchgeführt, da sämtliche Referenzen mit dieser Währung arbeiteten. In der Zusammenfassung erfolgt die Umrechnung in Euro. Weiterhin liegen die meisten Referenzen mehrere Jahre zurück, einige gesamtwirtschaftliche Bezüge haben sich verändert. Diese veränderten Rahmenbedingungen und ihre Konsequenzen für die Arbeit werden in einem eigenen Abschnitt angesprochen.**

## Gliederung der Aussenwirtschaft

Im Verlauf eines Jahres werden in den Rebflächen unterschiedliche Arbeiten notwendig, die einerseits auf die Erhaltung eines gesunden Rebbestandes, andererseits auf die Optimierung von qualitativem und quantitativem Ertrag gerichtet sind. Die Einteilung dieser Arbeiten unterscheidet sich kaum von Autor zu Autor; es werden folgende Bereiche abgegrenzt (z.B. Redl, Ruckebauer et al. 1996)<sup>34</sup>:

- Rebschnitt, Stock- und Laubarbeiten: Durch den jährlichen *Rebschnitt* (Zurückschneiden der Sprosse) der Lianenpflanze werden die Source/Sink-Verhältnisse in der Pflanze so geändert, dass Fruchtansatz und Fruchtqualität optimiert werden. Diesem Ziel dienen auch die *Stockarbeiten*, bei denen etwa unerwünschte Nebentriebe entfernt oder zu lang wachsende Triebenden gekappt werden. Bei den *Laubarbeiten* (Entfernen überflüssiger Triebe oder Blätter) steht der Wunsch im Vordergrund, das einfallende Licht möglichst optimal zu nutzen und die Eigenbeschattung der Blätter zu verhindern. Ausserdem soll durch eine aufgelockerte Laubwand und dem damit verbundenen veränderten Mikroklima Pilzinfektionen vorgebeugt werden. Unterschiede bestehen vor allem im Maschinisierungsgrad der Arbeiten.
- Pflanzenschutz: Massnahmen des Pflanzenschutzes dienen der qualitativen und quantitativen Ertragssicherung gegen Schadorganismen (Schnabel 1997) und stellen sich weitgehend als die Applikation von Pflanzenschutzmitteln dar. Eine Übersicht über die wichtigsten Schadorganismen gibt **Tabelle 32**. Entsprechend ihrer systematischen Zugehörigkeit und den damit verbunden spezifische Eigenschaften werden gegen die verschiedenen Organismengruppen unterschiedliche Pflanzenschutzmittel eingesetzt, die in Herbizide (gegen „Unkräuter“<sup>35</sup>), Fungizide (gegen Pilze), Insektizide (gegen Insekten) und Acarizide (gegen Milben) gegliedert werden können<sup>36</sup>. Zu den Arbeiten gehört auch die Ermittlung der tatsächlichen Befallsstärken in den Rebflächen, die sog. „Bonitur“. Sie

---

<sup>34</sup> Sofern Maschinen eingesetzt werden, sind auch sog. *Rüstarbeiten* (Montage des Arbeitsgerätes, Anmischen der Spritzbrühe etc.) zu berücksichtigen

<sup>35</sup> „Unkräuter“ im weinbaufachlichen Sinn können auch in einer Begrünung erscheinen. Es handelt sich um Pflanzen, die im besonderen Masse als Konkurrenten der Rebe (vor allem in Bezug auf Wasser) anzusehen sind, wie Quecke oder Distelarten (Redl et al 1996)

<sup>36</sup> Die Bekämpfung von „Unkräutern“ wird eigentlich der Bodenpflege zugerechnet, insbesondere wenn sie mechanisch erfolgt (Redl et al 1996). Da jedoch im praxisüblichen Weinbau auch Herbizide eingesetzt werden

**Tabelle 32:** Schaderreger und Schädlinge der Rebe

Pilzliche Krankheitserreger	Wiss. Name	Auswirkung (nach Redl et al 1996)
Falscher Mehltau, "Peronospora"; Blattfallkrankheit, Lederbeerenkrankheit	<i>Plasmopora viticola</i>	Befall von Blättern und Beeren; in Abhängigkeit vom Wetter Ertragseinbussen bis zum völligen Ernteverlust, mit Folgeschäden für den nächsten Austrieb
Echter Mehltau, "Oidium"	<i>Uncinula necator</i>	Befall der Beeren; selten völliger Ertragsverlust, aber Qualitätsminderung des Weines bei Verarbeitung befallener Beeren
Grauschimmel, "Botrytis"	<i>Botrytiana fuckeliana</i>	Schädigung junger Triebe und Blätter und Trauben; Sauer- und Stiefäule können quantitative Verluste bis zu 50% verursachen
Roter Brenner	<i>Pseudopeziza tracheiphila</i>	Befall der Blätter; Blattverlust, dadurch Beeinträchtigung von Wachstum und Reife
Schwarzfleckenkrankheit	<i>Phomopsis viticola</i>	Befall des Holzes; Schädigung des Austriebs bis zum Verlust ganzer Rebstöcke
Schädlinge		
Einbindiger Traubenwickler und Bekreuzter Traubenwickler	<i>Eupoecilia ambiguella</i> und <i>Lobesia botrana</i>	Larven der 1. Generation (Heuwurm): Ausfressen der "Gescheine" (Blütenstände); nur bei starkem Befall Effekte; Larven der 2. Generation (Sauerwurm): Anfressen der Beeren, dadurch sekundär Infektionen durch Pilze (Botrytis!); deshalb Befall sehr viel kritischer
Rote Spinne (Spinnmilbe)	<i>Panonychus ulmi</i> Koch	Blattschädigung; bei hohem Traubenbehang Rückgang der Qualität
Gemeine Spinnmilbe	<i>Tetranychus urticae</i>	Blattschädigung und -verlust; Einbussen an Mostgewicht und Ertrag
Kräuselmilbe	<i>Calepitrimerus vitis</i>	Schädigung des Triebwuchses und des Fruchtansatzes, starke quantitative und qualitative Einbussen möglich
Pockenmilbe	<i>Eriophyes vitis</i>	selten Wuchsdepression und Ertragsminderung
Reblaus (Insekt: Pflanzensauger)	<i>Dactylosphaera vitifolii</i> Shimer	Schädigung des Wurzelbereiches, Verlust der Rebstöcke

ersetzt heute das starre Konzept der sog. „Terminspritzungen“, bei denen prophylaktisch und ohne Abschätzung tatsächlicher Befallsstärken an festgelegten Terminen Spritzungen mit Pflanzenschutzmitteln vorgenommen wurden. Die grösste Bedeutung innerhalb der Pflanzenschutzmittel besitzen die Fungizide, da die Reben von verschiedenen Schadpilzarten befallen werden können, die – sofern keine Bekämpfung erfolgt – zu einem völligen Zusammenbruch der Rebanlage und für eine Weinbereitung ungeeignetem Lesegut führen (Ruckenbauer, Schäfer et al. 1993).

- **Bodenpflege: Bodenbearbeitung, Begrünung und Düngung:** Der Boden ist das Substrat, aus welchem die Rebe Nährstoffe und Wasser bezieht. Massnahmen der Bodenpflege zielen daher darauf ab, Bodenfruchtbarkeit und Wasserhaushalt im Hinblick auf die Ansprüche der Rebe zu optimieren (Steinberg 1997). Die durchzuführenden Arbeiten unterscheiden sich vor allem hinsichtlich der Frage, ob die Rebfläche begrünt ist oder ob mit offenem Boden gearbeitet wird. Bei der Begrünung unterscheidet man wiederum Teilzeit- und Dauerbegrünung; erstere wird als Herbst- oder Frühjahrsbegrünung eingesät

---

und damit ein enger Zusammenhang mit der allgemeinen Ablehnung von Pestiziden im ökologischen Weinbau besteht, diskutiere ich diesen Punkt im Rahmen des Pflanzenschutzes.

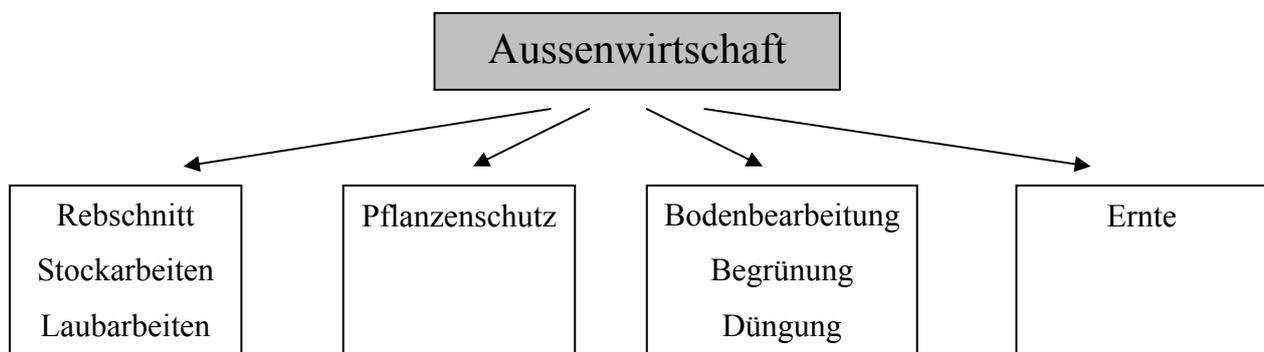
und meist noch vor der Rebblüte umgebrochen, letztere wird in den Sommermonaten je nach Wasserverfügbarkeit zumindest gemulcht oder teilweise umgebrochen. Weiterhin besteht ein Unterschied in der Bearbeitung der Fahrgassen und des Unterstockbereiches (vgl. **Abb. 5 bis 7, S. 30 f.**). Selbst bei einer Dauerbegrünung kann beispielsweise der Unterstockbereich offen gehalten werden, während der Rest der Fläche bewachsen ist. Für nahezu jede der verschiedenen Varianten gibt es zitierbare Vor- und Nachteile, so dass die individuellen Entscheidungen der Betriebsleiter das Schema der durchzuführenden Arbeiten vorgeben. Beispiele für „typische“ im Sinne von immer wieder anzutreffenden Bodenpflegearbeiten sind:

- a) **Bodenbearbeitung:** Für die Bodenbearbeitung können ganz unterschiedliche Arbeitsgeräte eingesetzt werden, wobei insgesamt ein hoher Maschinisierungsgrad erreicht wurde. Beispiele für häufig verwendete, schleppergezogene Geräte sind Grubber und Fräse (letztere auch zur Saatbettbereitung für Teilzeit- oder Dauerbegrünung), selten Pflüge. Diese Geräte dienen der Bodenlockerung, einerseits um durch den Schleppereinsatz verursachte Bodenverdichtungen aufzubrechen, andererseits um die Bodenstruktur (z.B. das Porenvolumen, Verhältnis von Grob-, Mittel- und Feinporen etc.) positiv zu beeinflussen. Weiterhin wird der Zutritt von Sauerstoff gefördert und damit die Freisetzung von Nährstoffen. Auch der Umbruch einer Begrünung wird mit diesen Massnahmen vorgenommen, in den Gassen verbliebenes Rebholz wird gehäckselt und teilweise eingearbeitet. Sollten bei offenem Boden „Unkräuter“ auflaufen, so kann eine mechanische Bekämpfung durch Umbruch erfolgen.
- b) **Begrünung:** Eine Begrünung gleich welcher Art muss immer eingesät werden, Ausnahme ist die natürliche Begrünung, die jedoch – wenn überhaupt – bei Dauerbegrünungen anzutreffen ist. Bei einer Teilzeitbegrünung erfolgt ein Umbruch meist im späten Frühjahr mit den o.a. Methoden. Eine Dauerbegrünung wird bei aufkommender Wasserkonkurrenz – also vor allem im Frühsommer – zumeist gemulcht, oft auch teilweise umgebrochen. Unter Mulchen versteht man das Abschlagen und Häckseln der aufgewachsenen Pflanzenmasse bei gleichzeitigem Auswurf auf die bearbeitete Fläche, wofür spezielle, an den Schlepper angebaute Maschinen verwendet werden. Der Mulch dient als Gründünger und Humuslieferant.
- c) **Düngung:** Da beim Weinbau dem Boden nur die in den Trauben gebundenen Nährstoffe entzogen werden (Stickstoff: bei 100 hl/ha etwa 25 – 30 kg/ha (Schaller 1986)), ist dieser Arbeitsgang im Weinbau von geringerer Bedeutung (Oberhofer 1989) und wird meist nur ein einziges Mal im Jahr durchgeführt; bei ausreichender Nährstoffversorgung des Bodens

kann auch über mehrere Jahre auf eine Düngung verzichtet werden (Müller, Schulze et al. 1996). Ausnahmen entstehen, wenn spezifische Mangelversorgungen festgestellt werden (z.B. Magnesium) (Redl, Ruckebauer et al. 1996). Eine Düngung sollte entsprechend der tatsächlichen Nährstoffversorgung des Bodens erfolgen (Redl, Ruckebauer et al. 1996), wofür entsprechende Untersuchungen notwendig sind. Bei Ansaat einer Dauerbegrünung sollte in den ersten Jahren vor allem Stickstoff gedüngt werden, so dass in diesem Fall häufigere Düngung notwendig werden kann. Generell ist zu beachten, dass eine Überdüngung sogar negative Effekte hat, etwa eine erhöhte Anfälligkeit gegen Schadorganismen (Kast 1991).

- Ernte: Die auch „Weinlese“ genannte Ernte der reifen Trauben erfordert zunächst die Bestimmung des Reifezustandes der Beeren. Wenn der Zeitpunkt der gewünschten Reife erreicht ist, werden die Trauben geerntet. Dies geschieht – vor allem in Steillagen – noch immer von Hand (Handlese), sie wird jedoch in zunehmendem Masse durch die vollmechanische Traubenernte mit einem Traubenvollernter abgelöst.

Die Gliederung der Arbeitsbereiche dient nur einer ersten Orientierung, auf viele Details, vor allem hinsichtlich möglicher Variationen innerhalb eines Arbeitsbereiches, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht eingegangen werden. Sofern solche Varianten jedoch für betriebswirtschaftliche Unterschiede bei den verglichenen Wirtschaftsweisen verantwortlich sind, werden sie in den folgenden Abschnitten gesondert dargestellt. Die oben eingeführte Gliederung der Arbeitsbereiche wird im Folgenden beibehalten, mit einem Unterschied: Der Bereich „Düngung“ wird aus praktischen Gründen als eigenständige Kostenstelle (Def. s.u.) ausgegliedert und diskutiert.



## Unterschiede in den Bewirtschaftungssystemen praxisüblich vs. ökologisch: Ermittlung kritischer Faktoren

In diesem Abschnitt werden zunächst die systembedingten Unterschiede der Varianten praxisüblich und ökologisch dargestellt. Sie ergeben sich im Wesentlichen aus der Diskrepanz zwischen den im praxisüblichen Weinbau vorgefundenen Bewirtschaftungsmassnahmen und den in den Richtlinien des Bundesverbandes für ökologischen Weinbau spezifizierten Anbauvorschriften. In einem zweiten Schritt werden die betriebswirtschaftlichen Auswirkungen dieser Unterschiede beschrieben und dabei die in der Literatur vorgefundenen Daten mit den der von mir untersuchten Betriebe verglichen.

### **Unterschiede in der Bewirtschaftung**

Kerngedanke des ökologischen Weinbaus ist der Versuch, den Weinberg als ganzheitliches, von Stoff- und Energieflüssen durchsetztes System zu betrachten, in dem viele unterschiedliche Faktoren in vernetzter Weise interagieren (Preuschen 1994; Hofmann, Köpfer et al. 1995). Diese Vorstellung fand ihren Niederschlag in der Formulierung von konkreten Anbau-richtlinien (Hofmann, Köpfer et al. 1995), die laut Präambel u.a. folgende Ziele verfolgen:

- Erhaltung und Steigerung der natürlichen Bodenfruchtbarkeit, dabei Verzicht auf „künstliche“ Massnahmen
- Erziehung gesunder, widerstandsfähiger Pflanzen ohne Einsatz von Pestiziden
- Förderung der Artenvielfalt im Ökosystem Weinberg

Aus diesen Grundgedanken ergeben sich in den verschiedenen Bereichen der Aussenwirtschaft folgende Unterschiede zum praxisüblichen Anbau:

- Rebschnitt, Stock- und Laubarbeiten: In diesem Bereich gibt es zwischen den Varianten keine systembedingten Unterschiede.
- Pflanzenschutz: In den Anbau-richtlinien des Bundesverbandes ökologischer Weinbau finden sich folgende Vorschriften:
  - Verbot des Einsatzes von Herbiziden
  - Verbot des Einsatzes chemisch-synthetischer Insektizide, Akarizide, Nematizide sowie organischer Fungizide

Da trotzdem insbesondere eine effektive Pilzbekämpfung gewährleistet sein muss (s.o.), werden Substanzen eingesetzt, die vom Anbauverband als „natürlich“ bewertet werden, wie beispielsweise anorganische Kupferverbindungen. Von Bedeutung ist auch die Trennung zwischen *kurativem* und *prophylaktischem* Pflanzenschutz (Oberhofer 1989).

Ersterer greift ein, wenn bereits ein Befall mit einem Schadorganismus vorliegt, Massnahmen sind zumeist die Applikation unterschiedlicher Pflanzenschutzmittel. Im ökologischen, aber auch im integrierten Weinbau wird jedoch die Rolle vorbeugender Massnahmen betont, die die Widerstandskraft der Reben und des Gesamtsystems gegen Schadorganismen steigern sollen. Dies geschieht beispielsweise durch die Förderung von Nützlingen durch eine Begrünung, was dazu führt, dass Schadorganismen unter der Schadschwelle gehalten werden. Gerade in diesem Punkt ist im ökologischen Weinbau der Versuch erkennbar, die verschiedenen Elemente der Aussenwirtschaft sinnvoll zu verbinden. Die Bodenpflege etwa soll den Rebstock so gesund und widerstandsfähig werden lassen, dass die Notwendigkeit von Pflanzenschutzmassnahmen gar nicht erst eintritt. Damit erfolgt eine Verknüpfung von Massnahmen unterschiedlicher Bereiche, die ansonsten eher getrennt betrachtet werden (Hofmann, Köpfer et al. 1995). Allerdings erschöpft sich der prophylaktische Pflanzenschutz des ökologischen Weinbaus nicht in dieser Verknüpfung, es werden auch sog. Pflanzenstärkungsmittel appliziert, die ebenfalls dem Ziel der Erhöhung der Widerstandskraft gegen den Befall mit Schadorganismen dienen. Der praxisübliche Anbau verwendet hingegen alle im ökologischen Weinbau verbotenen Wirkstoffklassen. Da diese Präparate sehr wirksam sind, entfällt für ihn die Notwendigkeit der Anwendung prophylaktischer Massnahmen, auch wenn diese für eine Reduktion der Pflanzenschutzmassnahmen sorgen könnten. Allerdings findet die Prophylaxe zunehmend Eingang in den integrierten Weinbau.

- Bodenpflege: Der Boden ist ein komplexes System, in welchem viele verschiedene Faktoren in Wechselwirkung stehen (Häberli, Lüscher et al. 1991). Die Bewirtschaftung greift in dieses System ein, mit unterschiedlichen, oftmals auch unerwünschten Konsequenzen (Redl, Ruckenbauer et al. 1996); Schlagworte sind Erosion, Bodenverdichtung, Humusabbau etc. Damit ist dieser Bereich – neben dem Pflanzenschutz – intensiver Diskussionsgegenstand bei der Frage „praxisüblich oder ökologisch“. Im ökologischen Anbau ist eine Dauerbegrünung vorgeschrieben, die maximal – u.a. bei Trockenheit – für drei Monate umgebrochen sein darf. Im praxisüblichen Weinbau sind mittlerweile alle Begrünungsvarianten anzutreffen, allerdings wird die Dauerbegrünung selten eingesetzt. Vor allem in den Sommermonaten wird ein offener Boden bevorzugt. Dabei ist jedoch zu betonen, dass jenseits ökologisch orientierter Erwägungen durchaus auch im praxisüblichen Weinbau der Nutzen einer Begrünung der Fahrgassen gesehen wird, da sie beispielsweise ständige Befahr- und Begehrbarkeit gewährleisten (Maul 1985). Bei der Düngung ist für den ökologischen Weinbau festzuhalten, dass dieser schon durch

geeignete Massnahmen der Bodenpflege versucht die Bodenaktivität zu erhöhen und dadurch auch eine höhere Nährstofffreisetzung zu erzielen (Hofmann, Köpfer et al. 1995). Der Einsatz von chemisch-synthetischem Stickstoffdünger, leicht löslichem Phosphatdünger sowie von Klärschlämmen (neben einigen anderen Düngemitteln) wird untersagt. Zudem wird die Maximalmenge des einzubringenden Stickstoffdüngers limitiert. Diese Einschränkungen kennt der praxisübliche Weinbau nicht. Da jedoch auch der ökologische Weinbau nicht ohne Düngergaben auskommt, werden u.a. Grünmüllkompost, Strohdünger und Gesteinsmehl (Kauer und Kiefer 1995) oder auch Stallmist (Oberhofer 1989) eingebracht.

- Ernte: Oberhofer (1989) gibt an, dass im ökologischen Weinbau der Mechanisierungsgrad geringer ist als im praxisüblichen (grösserer Anteil der Handlese gegenüber dem Einsatz des Traubenvollernters), wodurch die Lohnkosten steigen. Als Grund hierfür nennt er u.a. den Wunsch nach dem Erhalt von Arbeitsplätzen für Saisonarbeitskräfte. Hinsichtlich der Anbaurichtlinien des Bundesverbandes ökologischer Weinbau ist dieser Unterschied jedoch nicht gerechtfertigt, da im Hinblick auf die Bewirtschaftungsweise dort keinerlei Vorschriften gemacht werden. Aus diesem Grund können die von Oberhofer genannten Unterschiede nicht als systembedingt angesehen werden, und werden daher im Folgenden auch nicht weiter berücksichtigt.

**Tabelle 33** gibt eine Übersicht über die systembedingten Unterschiede, und hinsichtlich der Frage, ob aus diesen Unterschieden direkte Änderungen der Kostenstruktur und des Ertrages der Betriebe zu erwarten sind. Indirekte Effekte – also z.B. von Pflanzenschutz auf Rebschnitt – sind nicht berücksichtigt.

**Tabelle 33:** Unterschiede der Varianten

Bereich	Unterschied zu praxisüblich	Für Kosten/Ertrag relevant
Stockarbeiten u.a.	keiner	Nein
Pflanzenschutz	keine synthetischen Pestizide	Ja
Bodenpflege	Dauerbegrünung, kein synthet. Dünger	Ja
Ernte	keiner	Nein

## Auswirkungen der Unterschiede: Kosten

### Einführung wichtiger Begriffe der Kostenrechnung

Für das Verständnis des folgenden Teiles ist die Einführung einiger Begriffe der Kostenrechnung notwendig. Sie zeigen, dass ganz unterschiedliche Aspekte der Kostenentstehung und –zurechnung berücksichtigt werden müssen, damit die Auswirkungen unterschiedlicher Wirtschaftsweisen wertmässig erfasst werden können. Im Wesentlichen müssen die Unterschiede zwischen *fixen* und *variablen* Kosten einerseits, sowie *Kostenarten* und *Kostenstellen* andererseits angerissen werden.

- **Fixe und variable Kosten:** Unter „Kosten“ versteht man in der Betriebswirtschaft den auf den Betriebszweck gerichteten, preislich bewerteten Güterverzehr, der zumeist auf eine bestimmte zeitliche Periode (z.B. ein Jahr) bezogen wird (Plinke 1993). Hierbei gibt es Kosten, die auf eine Veränderung von Einflussgrößen reagieren, und solche, die von einer Veränderung unabhängig sind; erstere bezeichnet man als *variable*, letztere als *fixe* Kosten. Um ein Beispiel zu nennen: Für den Betriebszweck „Weinerzeugung“ benötigt man Gebäude und einen Maschinenpark. Diese verursachen Kosten (z.B. Kapitalkosten) unabhängig von ihrer tatsächlichen Nutzung. M.a.W.: Auch ohne die Produktion einer einzigen Flasche Wein entstehen dem Winzer durch die Ausstattung mit Gebäuden und Maschinen Kosten, die als Fixkosten bezeichnet werden, weil sie unabhängig von der Ausbringungsmenge sind. Dagegen hängt die Höhe der Materialkosten etwa des Pflanzenschutzes davon ab, wieviel Wein erzeugt oder wie oft dieser in einer Periode durchgeführt wird; es sind also *variable* Kosten. Führt man sich die Unterschiede der Bewirtschaftungsweisen vor Augen, so wird deutlich, dass sowohl die *fixen* wie auch die *variablen* Kosten von diesen Unterschieden beeinflusst werden können. Benötigt eine andere Wirtschaftsweise beispielsweise spezielle Gebäude und/oder Maschinen, schlägt sich dieser Unterschied in der Fixkostenbelastung des Betriebes nieder. Häufigerer/seltenerer Pflanzenschutz, oder die Verwendung preislich anders bewerteter Pflanzenschutzmittel verändern hingegen die *variablen* Kosten.

Eine Besonderheit der Fixkosten sind die *kalkulatorischen Abschreibungen* (Plinke 1993). Diese erklären sich wie folgt: Jedem Investitionsgut (z.B. einer Maschine) kann ein Nutzensvorrat zugeschrieben werden (z.B. maximale Laufzeit). Dieser Nutzensvorrat wird durch den betriebsnotwendigen Gebrauch des Gutes aufgezehrt, bis das Gut „verbraucht“ ist und eine Neuanschaffung erfolgen muss. Der durch die Abschreibungsmethode

unterstellte periodisierte Nutzenverzehr lässt diese Kosten zwar als variabel erscheinen, d.h. als abhängig von der Häufigkeit des Einsatzes; es handelt sich jedoch trotzdem um Fixkosten. Für unsere Betrachtung ergibt sich lediglich dann die Notwendigkeit einer Berücksichtigung, wenn die unterschiedlichen Wirtschaftsweisen einen unterschiedlichen Nutzenverzehr der Anlagegüter bedingen (s.u.).

- **Kostenartenrechnung**: Sie gliedert die angefallenen Kosten nach Art der verbrauchten Kostengüter. In dem gewählten Zusammenhang zu berücksichtigende Kosten sind:
  - a) **Materialkosten**: Dieser auch als „Sachaufwand“ (Kauer und Kiefer 1995) bezeichnete Kostenblock umfasst den Verbrauch von Stoffen und Energie (Plinke 1993). Beispiele sind eingesetzte Pflanzenschutz- und Düngemittel oder Saatgut.
  - b) **Arbeitskosten**: Die Arbeitskosten enthalten die Lohnkosten i.e.S. Im Weinbau machen die Arbeitskosten ca. 45% der Gesamtkosten der Weinproduktion aus, der Faktor Arbeit wird als oftmals begrenzend für das betriebliche Wachstum angesehen (Oberhofer 1989). Da viele Arbeiten zudem saisongebunden stattfinden, wäre eine zusätzliche Belastung in „Spitzenzeiten“ problematisch (Kauer und Kiefer 1995) und kann oftmals nur durch den Einsatz von Fremdarbeit bewältigt werden<sup>37</sup>. Eine weitere Inanspruchnahme des Faktors Arbeit ist daher generell als unerwünscht anzusehen. Weiterhin ist von Bedeutung, dass für unterschiedlich anspruchsvolle Tätigkeiten sowohl Facharbeits- als auch Aushilfskräfte benötigt werden, die mit unterschiedlichen Stundensätzen kalkuliert werden müssen. Sollten sich Unterschiede im Arbeitszeitbedarf zwischen den Wirtschaftsweisen ergeben, so muss zusätzlich geklärt werden, in welchem der Bereiche ein Mehr- oder Minderbedarf besteht.
  - c) **Maschinenkosten**: Diese Kostenart umfasst alle maschinenbezogenen Kosten, die bei der Nutzung entstehen. Sie enthalten z.B. die Kosten für Betriebsstoffe und Reparaturen.
- **Kostenstellenrechnung**: Kostenstellen sind nach Plinke (1993) funktional, organisatorisch oder räumlich abgegrenzte Einheiten eines Betriebes, in denen Kosten entstehen. Dabei werden einzelne Kostenarten (beispielsweise Lohnkosten) diesen Bereichen zugewiesen (beispielsweise dem Pflanzenschutz). In unserem Zusammenhang ist eine Gliederung nach Bereichen sinnvoll, die auch im Rahmen der Diskussion naturschutzfachlicher Erwägungen Verwendung finden kann. Diesem Zweck dient die oben einge-

---

<sup>37</sup> Dabei ist jedoch zu beachten, dass durch eine Optimierung der Aussenwirtschaft (dort fälschlicherweise als „Extensivierung“ bezeichnet) beispielsweise durch Kombination von Arbeitsschritten ein teilweise erhebliches Einsparpotenzial an Arbeitszeit realisiert werden kann (Müller, Schulze et al. 1996). Würden diese vollständig ausgeschöpft, bestünde die Möglichkeit, arbeitszeitintensivere Varianten zu berücksichtigen.

führte Gliederung des Betriebsablaufes, die nun auch bei der Zurechnung der bei unterschiedlicher Bewirtschaftung entstehenden Kosten genutzt werden wird. Im betriebswirtschaftlichen Sinn entsprechen diese Positionen den Kostenstellen des untersuchten Betriebes.

### **Ermittlung der Kosten: Problembereiche**

Für die Ermittlung der Kosten der untersuchten Varianten werde ich die in der Literatur gefundenen Angaben darstellen. Diese werden kritisch diskutiert, vor allem dort, wo sich einander widersprechende Aussagen finden. Ich werde die meiner Meinung nach sinnvollste Alternative bestimmen und für die Kostenermittlung heranziehen. Als Bezugsjahr für die Preise wähle ich 1995, da wichtige Arbeiten zeitnah publiziert wurden und ich daher die Preise ohne Berücksichtigung der Inflation auch absolut verwenden kann. Entsprechend verwende ich die KTBL-Datenblätter des Jahres 1995 (Anonymus 1995). Alle absoluten und prozentualen Angaben beziehen sich auf die Einheiten Hektar und Jahr. Für die Darstellung der prozentualen Veränderungen wurde jeweils der Wert für die praxisübliche Bewirtschaftung als Bezugswert (= 100%) genommen. Für die Berechnung der Lohnkosten folge ich der Publikation von Kauer und Kiefer (1995) und nehme DM 25.- bzw. 10.- je Stunde für Fach- bzw. Aushilfs-Akh an. Zudem werden nur solche Kosten berücksichtigt, die direkt aus der Bewirtschaftung heraus entstehen. Kosten für Mitgliedschaften oder zeitliche Mehrbelastungen infolge von Fortbildungsmassnahmen etwa werden nicht berücksichtigt, da beide nicht für naturschutzfachliche Effekte verantwortlich gemacht werden können und somit auch nicht Gegenstand von Überlegungen zur naturschutzfachlich gebotenen Veränderungen der Bewirtschaftung sein können.

Für die Ziele dieser Arbeit ergeben sich allerdings verschiedene analytische Probleme. Zum einen wurde in den vorliegenden Untersuchungen zum betriebswirtschaftlichen Vergleich unterschiedlicher Bewirtschaftung die von mir eingeführte Gliederung der Arbeitsbereiche (die *Kostenstellen*) und die auf diese Gliederung bezogene Diskussion der Folgen unterschiedlicher Bewirtschaftung nur zum Teil angewandt. Es wurde vielmehr eine Gliederung nach *Kostenarten* bevorzugt, und beispielsweise über alle Kostenstellen summarisch die Frage bearbeitet, ob der ökologische Weinbau höhere Arbeitskosten bedinge als die praxisübliche Variante. Da ich jedoch die verschiedenen Arbeitsbereiche mit den naturschutzfachlichen Folgen in Verbindung bringen muss, kann ich dieser – ansonsten sehr eingängigen – Gliederung nicht folgen. Ich werde daher versuchen, die in den Untersuchungen summarisch erfassten Positionen wieder den einzelnen Kostenstellen zuzuordnen. Wo dies nicht oder nur nach Schätzungen möglich ist, werde ich es entsprechend kennzeichnen. Im Zweifelsfall

werde ich auf die in der „Datensammlung Weinbau und Kellerwirtschaft“ aufgeführten Daten zu den Kosten einzelner Bewirtschaftungsmassnahmen zurückgreifen.

Weiterhin wird bei den Maschinenkosten die strenge Gliederung in Fixkosten und variable Kosten nicht eingehalten. Aus praktischen Gründen wird eine summarische Kostenposition eingeführt (Ruckenbauer, Schäfer et al. 1993; Kauer und Kiefer 1995). Diese enthält neben den kalkulatorischen Abschreibungen auch die variablen Kosten für Betriebsstoffe, Reparaturen etc. Entscheidend ist, dass hierbei Fixkosten (die kalkulatorischen Abschreibungen) wie variable Kosten behandelt werden. Damit die Untersuchungen vergleichbar bleiben, sowie aus Gründen der Übersichtlichkeit werde ich mich dieser Konvention anschliessen. Alle maschinenbezogenen Kosten werden demnach unter der Kostenposition „Maschinenkosten“ im Bereich „variable Kosten“ als dritte Kostenart (neben Material- und Arbeitskosten) zusammengeführt. Der Bezug zwischen Leistungseinheit und verursachten Kosten wird wie folgt bestimmt: Alle Arbeiten der Aussenwirtschaft können entweder vom Betrieb selbst erledigt oder als externe Leistungen „eingekauft“ werden. Anbieter sind die sog. „Maschinenringe“, die für die jeweilige Leistung (bezogen auf Stunden oder Hektar) einen entsprechend den Marktbedingungen kalkulierten Preis verlangen. Für die Berechnung der Maschinenkosten nutze ich diese Preise der externen Anbieter, aus folgendem Grund: Sollten Umstellungen in der Bewirtschaftung andere Maschinen als die bisher verwendeten erfordern, dann muss bei dieser Form der Berechnung nicht mehr von der Anschaffung dieser Maschinen durch den Betrieb ausgegangen werden. Dadurch würde sich die Fixkostenbelastung der Betriebe nicht verändern, eine Berücksichtigung dieses Postens ist daher nicht mehr notwendig. Allerdings unterstelle ich, dass sowohl Schlepper als auch Bedienungspersonal vom Betrieb selbst gestellt werden können. Die konkreten Preise für die externen Leistungen (nur Maschine ohne Schlepper und Bedienungspersonal) entnehme ich wiederum den KTBL-Datenblättern (1995), die diese nach den Preisempfehlungen der Maschinenringe auflisten. Für die Daten von Kauer und Kiefer (1995) gilt, dass diese die Maschinenkosten ebenfalls nach den Vergleichspreisen eines Maschinenrings bestimmten. Sofern eine eindeutige Zurechnung von Maschinenkosten dieser Arbeit zu einer meiner Kostenstellen möglich ist, werde ich daher diese Angaben übernehmen und auf eigene Berechnungen verzichten.

Diese Vorgehensweise ist leider nicht für alle Maschinenkombinationen möglich, da einzelne der von mir in der Literatur gefundenen Bewirtschaftungsmassnahmen weder in den Datenblättern aufgeführt sind, noch als Literaturangaben zur Verfügung stehen. Bei diesen Einzelfällen werden die Maschinenkosten wie folgt bestimmt: Für eine Maschine (z.B. einen

Unterstockmulcher) werden zunächst die für die Leistungsabschreibung und variablen Kosten massgeblichen Bezugsgrößen aus den KTBL-Datenblättern entnommen. Dann erfolgt die Ermittlung des Berechnungswertes für die Leistungsabschreibung, der Berechnungswert für die variablen Kosten kann wiederum den KTBL-Datenblättern entnommen werden. Die tabellarische Aufstellung für die Maschinen stellt sich wie folgt dar<sup>38</sup>:

**Tabelle 34:** Berechnung der Maschinenkosten

Maschine	Bezugsgrösse		Leistungsabschreibung	variable Kosten
	Leistungsabschr.	var. Kosten		
Schlepper (46 - 55 PS, Schmalspur)	Stunde	Stunde	41.000 DM / 10.000 h = 4,10 DM/h	7,80 DM/h
Grubber (Grundrahmen mit Anbau 1,0-1,8m)	Hektar	Stunde	3.800 DM / 700 ha = 5,43 DM/ha	1,00 DM/h
Unterstockmulcher (1,7m)	Hektar	Stunde	11700 DM/850 ha = 13,80 DM/ha	2,80 DM/h

Die Berechnung der Maschinenkosten eines Arbeitsganges ergibt daher sich wie folgt: Eine Bewirtschaftungsmassnahme erfordere zweimaliges Mulchen des Unterstockbereiches auf der Hälfte der Bezugsfläche, für einen Durchgang seien 3 Akh anzusetzen. Die verwendete Maschinenkombination sei Schlepper plus Unterstockmulcher. Die Maschinenkosten setzen sich aus der Summe der Leistungsabschreibung und variablen Kosten des Schleppers und des Anbaugerätes zusammen, und berechnen sich demnach zu:  $2 \times ((3h \times (4,10 \text{ DM/h} + 7,80 \text{ DM/h})) + (0,5ha \times 13,80 \text{ DM/ha} + 3h \times 2,80 \text{ DM/h})) = 71,40 \text{ DM (Schlepper)} + 30,60 \text{ DM (Anbaugerät)} = 102 \text{ DM}$  (für die Bewirtschaftungsmassnahme pro Hektar und Jahr). Diese Berechnungen werden vor allem im Abschnitt "Bodenpflege" vorgenommen, da sich dort keine Literaturdaten fanden, die eine Ermittlung der Kosten einzelner Arbeitsgänge zulassen würden.

Erwähnung muss auch die Tatsache finden, dass bestimmte Kosten in den bisher durchgeführten Untersuchungen nicht berücksichtigt wurden. Es ist unstrittig, dass insbesondere in Hanglagen Bodenerosion ein zentrales Problem ist, vor allem dann, wenn mit offenem Boden gearbeitet wird (Redl, Ruckenbauer et al. 1996). Die Verluste an Boden müssen ausgeglichen werden, dieser Ausgleich ist mit Kosten verbunden. Es mag sein, dass dieser Punkt nicht diskutiert wird, weil die Kosten - abgeschrieben über die Standzeit der Anlagen - unerheblich sein können; eine genaue Begründung habe ich jedoch nicht finden können. Aus diesem Grund muss dieser Punkt unberücksichtigt bleiben, obwohl er ein meßbarer

---

<sup>38</sup> Da ich annehme, dass ein betriebseigener Schlepper vorhanden ist und für alle Arbeiten genutzt werden kann, werden alle Schlepperkosten anhand der o.a. Daten berechnet

Kostenfaktor sein dürfte. Ebenso bleiben Wagniskosten, die etwa durch Kupferkontaminationen des Bodens denkbar wären, unberücksichtigt.

### **Änderung der fixen Kosten**

Eine umfassende Berücksichtigung aller möglichen Fixkostenpositionen fand sich lediglich in Oberhofer (1989). Andere Quellen nehmen in diesem Punkt auf ihn Bezug (Kauer und Kiefer 1995) oder gehen auf bestimmte Positionen (wie beispielsweise Gebäudeausstattung) nicht ein, da sie offenbar für unerheblich erachtet wurden (z.B. Ruckenbauer, Schäfer et al. 1993). Da die durch die unterschiedlichen Wirtschaftsweisen verursachten Veränderungen in diesem Bereich überschaubar sind, verzichte ich auf die Einzeldiskussion im Rahmen der oben eingeführten Gliederung der Aussenwirtschaft, und fasse wie folgt zusammen:

#### - Fixkosten i.e.S: Ausstattung mit Gebäuden und Maschinen

Oberhofer (1989) findet nur geringe Veränderungen bei der Gebäudeausstattung, die sich zudem auf den Kellerbereich beziehen. Die unterschiedliche Aussenwirtschaft bedingt jedoch keine Veränderung dieser Position, so dass für die Zwecke dieser Arbeit von einer identischen Fixkostenbelastung beider Varianten ausgegangen werden kann. Beim Maschinenpark zeigen sich erste Unterschiede: Teilweise sind bei der ökologischen Variante Einsparungen möglich (z.B. spezielle Herbizidspritzen), andererseits erfordert die ökologische Bewirtschaftung die Anschaffung neuer Maschinen, wie Mulchgerät oder Kompoststreuer. Da ich jedoch die Inanspruchnahme von Fremdleistungen unterstelle, entfällt die Diskussion dieses Punktes, und ist für die Berechnung von Ausgleichszahlungen nicht mehr von Bedeutung.

#### - kalkulatorische Kosten mit Ausnahme der kalkulatorischen Abschreibung von Maschinen:

Obwohl bei der Erfassung der betrieblichen Kosten auch die sogenannten kalkulatorischen Kosten berücksichtigt werden müssen (Plinke 1993), ist dies bei den mir vorliegenden vergleichenden Untersuchungen nicht geschehen (Ausnahme: teilweise Berücksichtigung kalkulatorischer Zinsen bei Oberhofer 1989). Damit lässt sich zu folgenden Punkten keine Aussage treffen: kalkulatorische Zinsen, kalkulatorische Miete und Unternehmerlohn sowie Wagniskosten. Während für die ersten drei kein Grund ersichtlich ist, der die Annahme von Unterschieden zwischen den Wirtschaftsweisen rechtfertigen könnte, liessen sich bei den Wagniskosten durchaus solche finden. Beispiele wären Wertminderungen von Grundstücken aufgrund von Kupferbelastungen der Böden bei ökologischer Wirtschaftsweise, oder aber Regressforderungen des Staates bei Umweltschädigungen gegen praxisüblich wirtschaftende Betriebe, beispielsweise im Hinblick auf Grundwasser-

belastungen. Im Rahmen dieser Arbeit kann nur auf das Fehlen der Diskussion solcher Kosten verwiesen werden, eine weitere Behandlung ist nicht möglich.

### **Änderung der variablen Kosten**

Im folgenden Teil finden vor allem drei Arbeiten Verwendung, die versuchten, die betriebswirtschaftlichen Unterschiede ökologischer und praxisüblicher Bewirtschaftungsformen zu erfassen. Kauer und Kiefer (1995) sowie Ruckenbauer, Schäfer et al. (1993) unternahmen langjährige Vergleichsversuche mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsmethoden, während Oberhofer (1989) die Daten von Weinbaubetrieben unterschiedlicher Bewirtschaftungsweise aus verschiedenen Anbaugebieten sammelte und miteinander verglich. Der Vorteil des ersten Ansatzes liegt darin, dass die eingesetzten Methoden und ihre Auswirkungen detailliert dokumentiert wurden und deshalb ein eindeutiger Bezug zwischen Bewirtschaftungsweise und deren Folgen hergestellt werden kann. Der Nachteil ist darin zu sehen, dass die Versuche sehr „schematisiert“ durchgeführt werden müssen und oftmals Detailwissen, das erst aus langjähriger Praxis entsteht, nicht berücksichtigt werden kann. Hierunter leidet vor allem die ökologische Bewirtschaftung, da beispielsweise der Zeitpunkt der Bekämpfung von Schadorganismen sehr genau bestimmt werden muss, um eine optimale Wirkung zu erreichen (Kauer und Kiefer 1995). Der Nachteil des Ansatzes von Oberhofer (1989) besteht darin, dass unterschiedlich gut geführte Betriebe mit einander verglichen werden. So können die Schwankungen, beispielsweise beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, bis zu 300% betragen; dieser Unterschied ist kaum durch unterschiedlichen Befallsdruck der Betriebe, sondern vor allem durch unterschiedliche Betriebsführung zu erklären. Aus diesem Grund geben die ermittelten Mittelwerte kaum die Möglichkeiten wieder, die bei einer „optimalen“ im Sinne einer rationalen, ausschliesslich dem Betriebszweck unterworfenen Bewirtschaftung zu realisieren wären. Da dieser Einwand jedoch für beide Varianten zutrifft, sollte der Vergleich der Mittelwerte eine zuverlässige Abschätzung der prozentualen Unterschiede erlauben, allerdings unter folgender Einschränkung: Es besteht die Möglichkeit, dass für die Unterschiede der Mittelwerte nicht die Variable „Art der Betriebsführung“ verantwortlich ist, sondern die Variable „Qualität der Betriebsführung“, und zwar dann, wenn sich in einer der Varianten mehr gut respektive suboptimal geführte Betriebe befänden. So könnte man beispielsweise unterstellen, dass die Betriebsleiter der untersuchten Öko-Betriebe engagierter sein könnten als ihre Kollegen, da viele von ihnen den Weg der Umstellung der Betriebe gegangen sind und dies sicherlich eine besondere Motivation voraussetzt. Würde dies zutreffen, so würden im Mittel „besser“ (im Sinne von stärker an das

Optimum angenähert) geführte Öko-Betriebe mit im Mittel „schlechter“ geführten konventionellen Betrieben verglichen, und die sich ergebenden Unterschiede nicht oder nur teilweise auf die unterschiedliche Bewirtschaftungsform zurückzuführen sein. Die Beschränkungen der einzelnen Ansätze sind im Folgenden zu berücksichtigen.

### Rebschnitt, Stock- und Laubarbeiten

Obwohl sich keine systembedingten Unterschiede zwischen den Anbauformen finden, die Arbeiten also in gleicher Weise ausgeführt werden, wirken sich die Unterschiede in den Bereichen Begrünung und Düngung indirekt auf diese Arbeiten aus. Im Weinbau wird allgemein zwischen der vegetativen und generativen Leistung der Rebe unterschieden (Hofmann, Kiefer et al. 1993; Wohlfarth und Schorr 1999). Erstere bezeichnet den Zuwachs an vegetativem Pflanzenmaterial (Holz) in einer Vegetationsperiode, letztere die geerntete Traubenmenge. Die vegetative Leistung wird betrachtet, weil sie den Ertrag beeinflusst; ein mittlerer Zuwachs des Holzes von etwa 30 dt/ha Frischgewicht pro Jahr wird für den langfristigen Erhalt des entsprechenden Mengen- und Qualitätsertrages als notwendig angesehen (Kauer und Kiefer 1995). Unter einer Begrünung und bei reduzierter Düngung (vor allem Stickstoff; s.u.) fällt die vegetative Leistung ab (Oberhofer 1989; Hofmann, Kiefer et al. 1993; Wohlfarth und Schorr 1999), wodurch der zeitliche Aufwand für Rebschnitt-, Stock- und Laubarbeiten reduziert wird (Oberhofer 1989; Kauer und Kiefer 1995). Beide Merkmale treffen auf die ökologische Bewirtschaftung zu, so dass sich folgende Konsequenzen für die Kosten der Betriebe ergeben:

**A) Materialkosten:** Bezüglich dieses Punktes finden sich in der Literatur keine Angaben einer Veränderung bei schwächerem vegetativen Wachstum.

**B) Arbeitskosten:** Oberhofer (1989) gibt ein Verhältnis von 217 (ökologisch) zu 235 (praxisüblich) Akh<sup>39</sup> je Hektar und Jahr an, Kauer und Kiefer (1995) dagegen 179 zu 200; ersteres entspricht einer Einsparung von etwa 8%, letzteres von 10,5% bei ökologischer Wirtschaftsweise. Für die Zwecke dieser Arbeit wird daher von einer Arbeitszeitreduktion von 9% ausgegangen. Während andere Arbeiten den Facharbeits- und Aushilfsanteil nicht angeben, findet sich zumindest bei Kauer und Kiefer (1995) der Verweis, dass 50% des Rebschnittes und 10% der sonstigen Arbeiten als Fach-Akh berechnet werden; die Schlepperstunden sind ohnehin immer als Fach-Akh einzubeziehen. Eine zeitliche Auflistung der einzelnen Arbeitsgänge findet sich bei Oberhofer (1989), so dass aus der Kombination dieser Daten folgendes Bild entsteht (Variante praxisüblich):

---

<sup>39</sup> Akh = Arbeitskraftstunde

**Tabelle 35:** Berechnung der Lohnkosten für Stock- und Laubarbeiten

Arbeitsgang	Akh	davon Fach-Akh	Lohnkosten Fach-Akh	Lohnkosten	Gesamt
Rebschnitt	80	50%	1000.- DM	400.- DM	1400.- DM
Stockarbeiten	110	10%	275.- DM	990.- DM	1265.- DM
Einkürzen	44	100%	1100.- DM	-	1100.- DM
Gesamt	134	-	2375.- DM	1390.-	3765.- DM

Bei einer Reduktion der Arbeitszeit um 9% über alle Arbeitsgänge ergibt sich demnach eine Reduktion der Lohnkosten von DM 3765.- (praxisüblich) auf DM 3426.- DM (ökologisch), was einer absoluten Einsparung von DM 339.- entspricht.

**C) Maschinenkosten:** In der Literatur fanden sich lediglich Angaben für den sog. Laubschneider (ein Anbaugerät für den Schlepper). Hier sinken die Kosten von DM 195 (praxisüblich) auf DM 130 (ökologisch), eine Reduktion um 33%. Weiterhin müssen um 9% reduzierte Schlepperkosten angenommen werden. 44 Akh entsprechen beim Laubschneiden (da vollmechanisiert) auch 44 Schlepperstunden, oder DM 524.-; 9% zeitliche Ersparnis bei ökologischer Bewirtschaftung bedeuten eine Reduktion der Schlepperkosten um DM 47.- auf DM 477.-. Da ansonsten in diesem Bereich sehr viel Handarbeit anfällt, wäre lediglich noch das sog. Ausbrechgerät zu berücksichtigen, für das sich jedoch keine vergleichenden Angaben finden. Ohne dieses Gerät ergeben sich damit Gesamtkosten von DM 719.- (praxisüblich) bzw. DM 607.- (ökologisch).

#### **D) Zusammenfassung Rebschnitt, Stock- und Laubarbeiten:**

**Tabelle 36:** Übersicht Kostenvergleich Rebschnitt u.a.

Kostenart	praxisüblich	ökologisch	Differenz
Materialkosten <sup>40</sup>	-	-	-
Arbeitskosten	3765.-	3426.-	- DM 339.- (9%)
Maschinenkosten	719	607	- DM 112.- (16%)
Gesamt	4484.-	4033.-	- DM 451 (10%)

#### **Pflanzenschutz**

Wie schon früher betont, liegt in diesem Punkt einer der zentralen Unterschiede in den Bewirtschaftungssystemen, und wirkt sich auf alle Kostenarten aus:

---

<sup>40</sup> Die Tatsache, dass bei den Materialkosten keine Zahlen angegeben wurden bedeutet nicht, dass in diesem Bereich keine Materialkosten entstehen, sondern dass keine vergleichende Gegenüberstellung gefunden wurde, die die Annahme von Unterschieden zwischen den Bewirtschaftungsformen nachweist, so dass von identischen Kostenbelastungen für die beiden Varianten ausgegangen werden muss.

**A) Materialkosten:** Kauer und Kiefer (1995) geben bei ökologischer Bewirtschaftung eine Summe von DM 820,55 pro Hektar und Jahr an, im Vergleich zu DM 640,91 bei praxisüblicher Bewirtschaftung, was einem Mehraufwand von 28% entspricht. Werden die Mittel für den Herbizideinsatz bei der praxisüblichen Variante berücksichtigt, so erhöht sich dort der Sachaufwand auf DM 738,19, so dass sich der Mehraufwand bei ökologischer Wirtschaftsweise auf 11% reduziert. Weiterhin ist zu beachten, dass bei ökologischer Bewirtschaftung der Einsatz von *Bazillus thuringensis* – Präparaten angenommen wird, und mit DM 218,48 ca. 27% der Pflanzenschutzkosten dieser Wirtschaftsweise verursacht. *Bazillus thuringensis* wird als Insektizid zur Traubenwicklerbekämpfung eingesetzt. Für die von mir untersuchten Betriebe wurde ein Befallsdruck durch diesen Schadorganismus in keinem Jahr angegeben (s.u.), und auch Kauer und Kiefer (1995) geben an, dass in den meisten Jahren und für die meisten Standorte der Befallsdruck unterhalb der Schadschwellen lag. Aus diesem Grund ist fraglich, ob der in jener Arbeit unterstellte zweimalige Einsatz von *Bazillus thuringensis* pro Hektar und Jahr für eine realistische Einschätzung der Pflanzenschutzkosten bei ökologischer Wirtschaftsweise herangezogen werden kann. Berücksichtigt man diese Kosten nicht, so kommt man zu einem Verhältnis von DM 738,19 (praxisüblich, inklusive Herbizide) zu DM 602,07 (ökologisch, ohne *Bazillus thuringensis*), so dass sich bei den Materialkosten eine Reduktion um 18% ergibt.

Ruckenbauer, Schäfer et al. (1993) bringen eine sehr komprimierte Darstellung der verschiedenen Kostenarten, die eine Beurteilung der Relevanz der summarisch erfassten Kosten durch eine Überprüfung einzelner Kostenpositionen nicht zulässt. Zudem entspricht nur eines seiner ökologischen Versuchsglieder (dort „semibiologisch“ genannt) hinsichtlich der verwendeten Pflanzenschutzmittel denen von Kauer und Kiefer (1995) und Oberhofer (1989) angegebenen Schemata. Die Ursache hierfür ist in der Zielrichtung der Studie von Ruckenbauer, Schäfer et al. (1993) zu suchen. Als Alternativsysteme zum praxisüblichen Weinbau (dort als „Standard“ bezeichnet) werden der organisch-biologische bzw. biologisch-dynamische Anbau herangezogen, die wiederum andere Anbauvorschriften verwenden als die für den ökologischen Weinbau in dieser Studie spezifizierten. Aus diesem Grund findet beispielsweise Netzschwefel keine Verwendung, der aber sowohl in den Studien von Kauer und Kiefer (1995) und Oberhofer (1989) sowie bei den von mir untersuchten Öko-Winzern zur Bekämpfung des Echten Mehltaus eine zentrale Rolle spielt. Andererseits werden Substanzen verwendet, die bei den o.a. Untersuchungen nicht genutzt werden, wie Baldrian- oder Zinnkrautextrakt. Aus allen diesen

Gründen können die Versuchsglieder „organisch-biologisch“ und „biologisch-dynamisch“ von (Ruckenbauer, Schäfer et al. 1993) nicht für die Berechnung der Materialkosten des Pflanzenschutzes bei ökologischer Wirtschaftsweise (wie von mir verstanden) herangezogen werden. Für das Versuchsglied „semibiologisch“, bei dem auch Netzschwefel eingesetzt wird, werden Materialkosten iHv. 1777 öS genannt, denen 2154 öS<sup>41</sup> bei der Variante „Standard“ gegenüberzustellen sind (Ruckenbauer, Schäfer et al. 1993). Dies entspricht einer Einsparung von ca. 18% bei ökologischer Wirtschaftsweise.

Die Daten von Oberhofer (1989) zeigen, dass über alle untersuchten Anbaugelände hinweg die Materialkosten des Pflanzenschutzes bei ökologischer Wirtschaftsweise unter denen bei praxisüblicher Bewirtschaftung lagen. Über alle Betriebe und alle Anbaugelände gemittelt ergab sich ein Verhältnis von DM 563 (ökologisch) zu 630 (praxisüblich), oder eine Einsparung von 10,6% bei ökologischer Bewirtschaftung. Im Vergleich zur Studie von Kauer und Kiefer (1995), die eine Reduktion um 18% zeigt, ist zu berücksichtigen, dass sechs Jahre zwischen den Untersuchungen liegen, in denen sich die eingesetzten Pflanzenschutzmittel in der praxisüblichen Variante teilweise veränderten, weil bestimmte Mittel vom Markt genommen und durch andere mit verändertem Wirkschema (beispielsweise raubmilbenschonend) ersetzt wurden (LVG Veitshöchheim, pers. Mittlg.). Letztere waren zumeist teurer als ihre Vorgänger, wodurch sich der Pflanzenschutz bei der praxisüblichen Variante insgesamt verteuerte. Weiterhin wurde bei der Bewertung der Studie von Kauer und Kiefer (1995) bei ökologischer Bewirtschaftung der Einsatz von Insektiziden (hier: *Bacillus thuringiensis*) herausgerechnet, was der Möglichkeit eines vollständigen Verzichtes auf Insektizide entsprechen würde. Dies ist jedoch eine zu optimistische Annahme; selbst wenn, beispielsweise aufgrund verbesserter Selbstregulationsmechanismen im Weinberg, ein Auftreten von Traubenwicklern oberhalb der Schadschwellen ein sehr seltenes Ereignis darstellen sollte, so sind vereinzelte Kalamitäten dieser Schadorganismen nicht generell auszuschließen und damit ein dann notwendiger Einsatz geeigneter Insektizide zu berücksichtigen. Somit ergibt sich aus der Literatur in der Gesamtbetrachtung ein Einsparungspotential der Materialkosten des Pflanzenschutzes bei ökologischer Wirtschaftsweise in einem Bereich von 11% bis 18%, wobei aus den angeführten Gründen den Grenzwerten eine geringere Wahrscheinlichkeit zukommt. Für die Berechnung der absoluten Beträge verwende ich den von Kauer und Kiefer (1995) genannten Betrag bei praxisüblicher Bewirtschaftung inklusive Herbizide als Bezugsgröße, und gehe von einer Reduktion der Kosten um 15% bei ökologischer Bewirt-

---

<sup>41</sup> Auf eine Umrechnung wird verzichtet, da nur die Relation von Bedeutung ist.

schaftung aus. Damit ergeben sich Beträge von DM 738,19 (praxisüblich) zu DM 627,50 (ökologisch).

**B) Arbeitskosten:** Nach Oberhofer (1989) benötigt der Pflanzenschutz bei praxisüblicher Bewirtschaftung und durchschnittlich sieben Behandlungen pro Vegetationsperiode 19 Akh, ohne die Bonituren mitzurechnen. Diesen stehen 16 Akh bei sechs Behandlungen in der ökologischen Variante entgegen. Rechnet man die Position „Kontrollen“ ein, die im wesentlichen Bonituren umfassen, so ergibt sich ein Verhältnis von 21 Akh (praxisnah) zu 22,5 Akh (ökologisch), was einer Steigerung um 7% entspricht. Da der Pflanzenschutz ebenso wie die Bonituren nur von Fachkräften durchgeführt werden kann, müssen diese zusätzlichen Kosten als Fach-Akh in Rechnung gestellt werden.

Während Ruckenbauer (1993) den Arbeitsaufwand nicht aufschlüsselt und als Ergebnis seines Vergleichsversuches allgemein gestiegene Arbeitskosten infolge höheren Arbeitsaufwandes bei den ökologischen Varianten bilanziert, weisen Kauer und Kiefer (1995) einen gestiegenen Arbeitsaufwand im Bereich Pflanzenschutz bei der ökologischen Variante nach. Dieser entsteht durch eine im Vergleich zur praxisüblichen Variante hohen Anzahl an Behandlungen, was jedoch im Gegensatz zu den empirische Befunden von Oberhofer (1989) steht. Die Daten aus den von mir untersuchten Betrieben sprechen ebenfalls für eine deutliche Zunahme an Behandlungen bei ökologischer Wirtschaftsweise (s.u.). Eine Zunahme erscheint insgesamt plausibel, da die erwiesene geringere Wirksamkeit der im ökologischen Weinbau eingesetzten Präparate – insbesondere der Fungizide – durch häufigere Applikation ausgeglichen werden muss, um einen vergleichbaren Effekt zu erzielen. Die bei Oberhofer (1989) festgestellte Absenkung der durchschnittlichen Anzahl an Behandlungen bei ökologischer Wirtschaftsweise ist daher nur durch eine Anzahl von Betrieben zu erklären, die eine Art „Minimal-Pflanzenschutz“ betreiben und dadurch den Schnitt nach unten senken. Für die Zwecke dieser Studie werden daher die Kauer and Kiefer (1995) genannten Daten herangezogen. Sie geben ein Verhältnis von 18 Akh/ha (praxisüblich) zu 32 Akh/ha (ökologisch) an, wobei aus dem Text nicht klar hervorgeht, ob die ebenfalls festgestellte Mehrbelastung durch Kontrollen und Bonituren bei ökologischer Bewirtschaftung i.H.v. 4 bis 8 Akh/ha schon eingerechnet wurde. Nehmen wir dies an, so ergibt sich bei ökologischer Wirtschaftsweise eine Steigerung der Arbeitskosten um 78%, die, aus den o.a. Gründen, ausschliesslich als Fach-Akh berücksichtigt werden müssen. Damit ergibt sich ein Verhältnis von DM 450.- (praxisüblich) zu DM 800 (ökologisch), oder eine Mehrbelastung um DM 350.-.

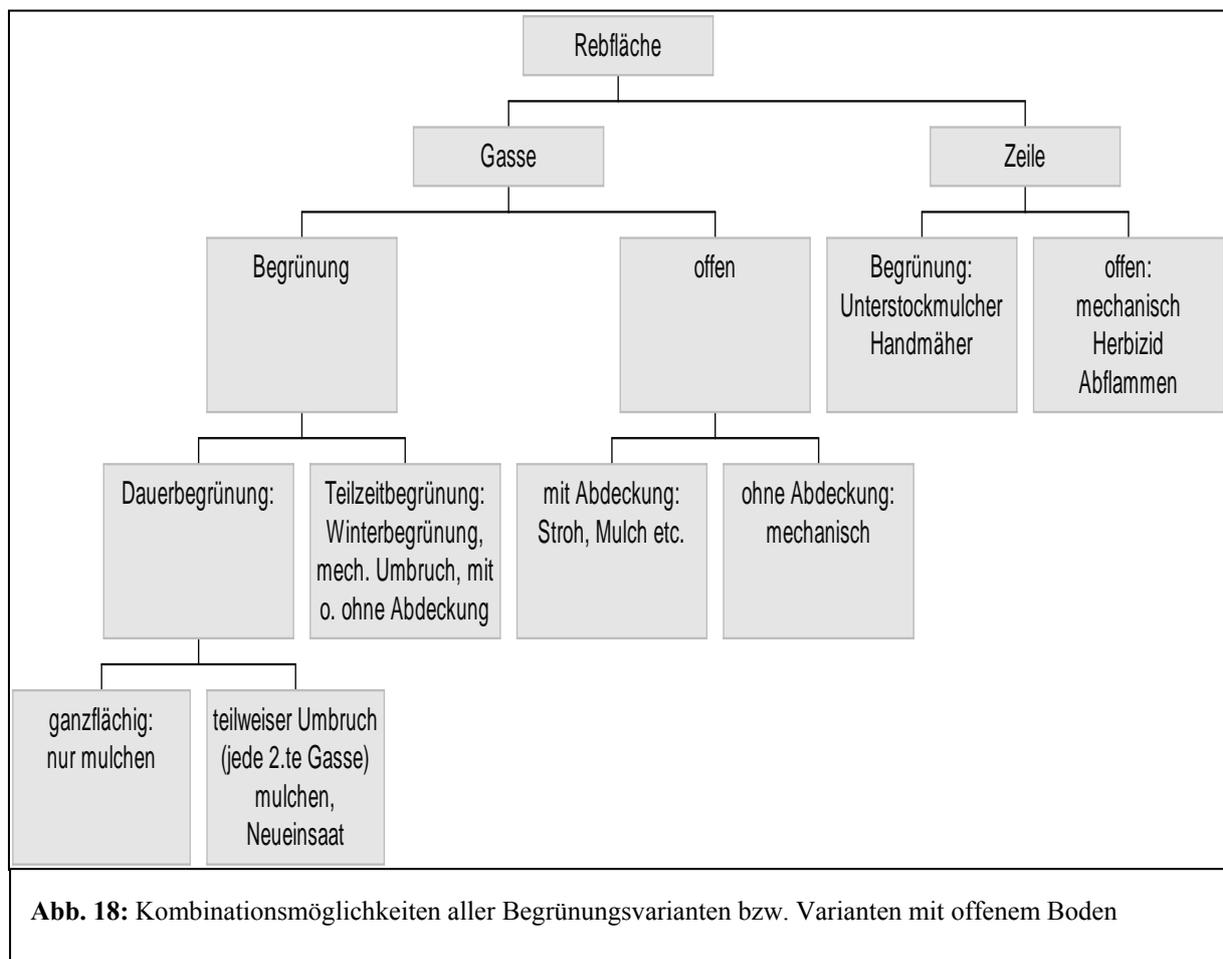
**C) Maschinenkosten:** Die Maschinenkosten korrelieren weitgehend mit den Arbeitskosten, da der Pflanzenschutz in den meisten Fällen vollständig mechanisiert durchgeführt wird. Da der in Oberhofer (1989) ausgewiesene Arbeitsaufwand für den Pflanzenschutz bei ökologischer Bewirtschaftung von mir als problematisch angesehen wird (s.o.), stütze ich mich im Folgenden auf die Daten von Kauer und Kiefer (1995), wobei das Problem entsteht, dass in dieser Arbeit die Maschinenkosten summarisch erfasst und nicht nach Kostenstellen getrennt wurden. Die verwendete Maschinenkombination ist Schlepper plus Anbausprühgerät, sowie – bei praxisüblicher Bewirtschaftung – zusätzlich Schlepper plus Anbauherbizidspritze. Da es ausserhalb des Pflanzenschutzes keine Verwendung für das Anbausprühgerät bzw. die Anbauherbizidspritze gibt, können die von Kauer und Kiefer (1995) für diese Maschinen genannten Beträge ohne weitere Zurechnung übernommen werden. Dies gilt jedoch nicht für die durch den Einsatz des Schleppers verursachten Kosten. Da die Arbeitsstunden Schlepperstunden entsprechen, ist nach Abzug der Zeiten für Kontrollen (für ökologische Bewirtschaftung angenommen: 6 Akh) eine Zunahme von 16 auf 26 Schlepperstunden zu erwarten; dies entspricht einer prozentualen Steigerung von 63%. Bewertet man die Veränderungen preislich, so ergibt sich folgendes Bild: Die Kosten für die Anbaugeräte steigen von DM 266 (praxisüblich: Sprühgerät und Herbizidspritze) auf DM 312 (ökologisch: nur Sprühgerät), eine Steigerung um 17%. Für die Schlepperkosten sind DM 190,40 (praxisüblich) bzw. DM 309,40 (ökologisch) zu veranschlagen. Zusammengefasst sind daher die Maschinenkosten des Pflanzenschutzes mit DM 456,40 (praxisüblich) zu DM 621,40 (ökologisch) zu bilanzieren, was einer Zunahme um 36% entspricht.

**D) Zusammenfassung Pflanzenschutz:**

**Tabelle 37:** Übersicht Kostenvergleich Pflanzenschutz

Kostenart	praxisüblich	ökologisch	Differenz
Materialkosten	738.-	627.-	- DM 111.- (-15%)
Arbeitskosten	450.-	800.-	+ DM 350.- (+78%)
Maschinenkosten	456,40	621,40	+ DM 165.- (+36%)
Gesamt	1644,40	2048,4	+ DM 404 (+25%)

## Bodenpflege exkl. Düngung



Für eine vergleichende Bewertung der Betriebsformen „praxisüblich“ und „ökologisch“ ist es notwendig, Bewirtschaftungsformen zu finden, die als Referenzsysteme für den jeweiligen Bereich angesehen werden können. Bei der Bodenpflege werden sehr unterschiedliche Bewirtschaftungsweisen angetroffen, eine mögliche Kombination verschiedener Entscheidungen gibt **Abb. 18** wieder (alle Varianten von „Gasse“ und „Zeile“ sind frei kombinierbar). Diese Vielzahl an Entscheidungsmöglichkeiten kann, wie schon ausgeführt, nicht eindeutig den Varianten „praxisüblich“ und „ökologisch“ zugeordnet werden, auch wenn beispielsweise die Dauerbegrünung im ökologischen Weinbau vorgeschrieben ist und beim praxisüblichen Weinbau selten angetroffen wird. Damit ist auch die Definition von Referenzsystemen schwierig, zumal es im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich ist, die betriebswirtschaftlichen Konsequenzen aller Bodenpflegesysteme zu diskutieren. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Möglichkeiten für eine Optimierung der Aussenwirtschaft für diesen Bereich besonders gelten (Müller, Schulze et al. 1996).

Eine vergleichende Übersicht über immerhin acht Varianten der Bodenpflege erarbeitete Maul (1985). Er verglich drei Varianten mit offenem Boden mit fünf begrüntem (Dauerbegrünung). Drei Varianten enthielten das Arbeitsverfahren „Handhacken“, welches in keiner der ansonsten von mir verwendeten Quellen aufgeführt und auch bei den von mir untersuchten Betrieben nicht eingesetzt wurde. Damit scheint es sich um ein im modernen Weinbau eher unüblich gewordenes Arbeitsverfahren zu handeln, weshalb diese Varianten nicht berücksichtigt werden. Zwei der Dauerbegrünungsvarianten wurden mit chemischer Unkrautbekämpfung im Unterstockbereich durchgeführt. Dies kann wiederum nicht als Referenz für die ökologische Variante genutzt werden, da dort diese Form der Unkrautbekämpfung verboten ist. Eine Dauerbegrünungsvariante arbeitete mit der Methode des Abflammens der Unterstockbegrünung. Da diese hohe Kosten verursacht (Maul 1985), kann sie ebenfalls nicht als Referenz dienen. Damit bleiben lediglich eine Variante mit offenem Boden und eine Dauerbegrünungsvariante für die vergleichende Betrachtung übrig. Kauer und Kiefer (1995) verwendeten je nach Standortgegebenheiten (Niederschlagsreichtum in der Vegetationsperiode und Wasserhaltekapazität des Bodens) Dauerbegrünung oder Teilzeitbegrünung. Sie dürften mittlerweile am ehesten einer Referenzbewirtschaftung in den jeweiligen Varianten entsprechen (Kauer und Kiefer 1995). Bei der Dauerbegrünung als Referenz für den ökologischen Anbau werde ich zusätzlich die Varianten „ganzflächige Dauerbegrünung mit Mulchen“ sowie „Dauerbegrünung mit zweizeiligem Umbruch und Neueinsaat“ diskutieren, ebenso die Varianten „mit und ohne Dauerbegrünung der Zeile“. Dies geschieht aus Gründen ihrer späteren Diskussion im Rahmen naturschutzfachlicher Erfordernisse.

**A) Materialkosten:** Bei der Bodenpflege fallen nur dann Materialkosten an, wenn eine Einsaat von Begrünungen erfolgt. Dies kann zwar auch am Beginn einer Dauerbegrünung stehen, die im weiteren Verlauf nur noch gemulcht wird; durch die Abschreibung der Kosten über die Standzeit werden diese jedoch unerheblich (Kauer und Kiefer 1995). Damit sind nur die Varianten „Teilzeitbegrünung“ und „Dauerbegrünung mit Umbruch und Neueinsaat“ betroffen. Für eine Teilzeitbegrünung, die zumeist als Winterbegrünung mit Umbruch im Frühjahr vorgenommen wird, werden Saatmischungen wie Winterroggen/ Winterwicken oder aber Rübsen und Phacelia verwendet<sup>42</sup>. Diese kosten ca. 160

---

<sup>42</sup> Diese werden hier aufgeführt, weil sie in der Untersuchung von Kauer and Kiefer (1995) Verwendung fanden und daher einer Bewertung zugänglich sind. Es handelt sich um gängige Saatmischungen. Es soll jedoch betont werden, dass auch andere Saatkombinationen möglich sind, die andere Kosten nach sich ziehen (vgl. Redl,

DM bzw. 40 DM (bei Einsaat in jede zweite Gasse). Aus der Literatur war kein Hinweis zu entnehmen, in welcher Folge diese Mischungen verwendet werden sollten; bei der Wahl der Saatmischung spielen sowohl Standortgegebenheiten als auch die Erfordernisse des Bodens (Nährstoff- und Humusversorgung) eine Rolle (Redl, Ruckebauer et al. 1996). Aus diesem Grund ist es nicht möglich, ein bestimmtes Saatschema anzugeben, und damit ist die Kalkulation der durchschnittlichen Materialkosten für diese Formen der Bodenpflege sehr schwierig. Nimmt man die Annahmen von Kauer und Kiefer (1995) als Grundlage für eine Einsaat bei Teilzeit- oder Dauerbegrünung, so ist entsprechend mit den o.a. Kosten von ca. 40 bis 160 DM zu rechnen. Für die Ansaat einer vielartigen Begrünung, die den Zielen des ökologischen Weinbaus nahekommt, werden von diesen Autoren ca. 200 DM veranschlagt. Oberhofer (1989) und Ruckebauer, Schäfer et al. (1993) machen zu diesem Punkt keine verwertbaren Angaben.

**B) Arbeitskosten:** Wie schon erwähnt, sind in keiner der genannten Untersuchungen die von mir beschriebenen Bodenpflegesysteme verglichen worden, weshalb die Übertragung und korrekte Zurechnung von Einzeldaten sehr schwierig ist. Aus diesem Grund definiere ich für eine Begrünungsvariante konkrete Bearbeitungsschemata, die realistische Möglichkeiten für die Bodenpflege in diesem System darstellen sollten. Dann ziehe ich für eine preisliche Bewertung die in den KTBL-Datenblättern angegebenen Standardwerte für die veranschlagten Arbeitsverfahren heran. Lediglich der Faktor „Einsaat“ wird von mir nicht aus den Tabellenwerken übernommen, da sich ein zu grosser Unterschied zu den Zeitangaben der Arbeitstagebücher ergab (s.u.), die deutlich unter den Angaben der Tabellenwerke liegen. Ich verwende daher den Maximalwert der Angaben der Arbeitstagebücher, der vier Stunden je Hektar beträgt.

1) **Teilzeitbegrünung:** Ich mache folgende Annahmen: Die Pflege des Unterstockbereiches erfolgt mittels eines Herbizids (s. Punkt Pflanzenschutz, dort wurden die entsprechenden AKh berücksichtigt). Auf der gesamten Fläche wird im Herbst eine Winterbegrünung eingesät, die im Frühjahr umgebrochen wird. Weiterhin finden die gängigen Massnahmen zur Bodenlockerung und mechanischen Beikrautregulierung Anwendung. Der Arbeitsaufwand ermittelt sich wie folgt<sup>43</sup> (**Tabelle 38**): (Die Akh müssen, da alle Arbeitsgänge mechanisiert sind, als Fach-Akh berechnet werden).

---

Ruckebauer et al. (1996)). Dabei spielt der Standort eine entscheidende Rolle; so müssen z.B. Trockenstandorte anders begrünt werden als Standorte mit ausreichender Wasserversorgung.

<sup>43</sup> Bei einer unterstellten mittleren Gassenbreite von 1,8 – 2,2 m

**Tabelle 38:** Arbeitszeitbedarf Teilzeitbegrünung

Arbeitsgang	AKh	Gesamt
Einsaat	4	22
Fräse (1x)	5	
Tiefenlockerung (1x, nur Fahrgasse)	5	
Grubber (2x)	8	

- 2) **Dauerbegrünungsvarianten:** Alle Varianten müssen während des Jahres mehrmals gemulcht werden. Oberhofer (1989) gibt im Mittel dreimaliges Mulchen an, ebenso Wohlfarth und Schorr (1999) in der experimentellen Begrünungsvariante; Müller, Schulze et al. (1996) hingegen viermaliges Mulchen bei einem experimentellen Ansatz zur Bodenpflege. Da die Daten von Oberhofer (1989) den Verhältnissen in der Praxis entsprechen, werde ich dreimaliges Mulchen der Begrünung annehmen. Der Begrünungsumbruch erfolgt mittels einer Fräse. Bei beiden Varianten nehme ich, wie bei der Teilzeitbegrünung, eine Tiefenlockerung im Bereich der Fahrgasse an. Der Arbeitsaufwand stellt sich somit wie folgt dar:

**Tabelle 39:** Arbeitszeitbedarf Dauerbegrünung mit ganzflächigem Mulchen

Arbeitsgang	AKh	Gesamt
Mulchen (ganzflächig 3x)	9	14
Tiefenlockerung (1x, nur Fahrgasse)	5	

Dauerbegrünung mit ganzflächigem Mulchen:

**Tabelle 40:** Arbeitszeitbedarf Dauerbegrünung mit alternierendem Umbruch und Einsaat

Arbeitsgang	AKh	Gesamt
Mulchen (jede zweite Gasse 3x)	4,5	14
Tiefenlockerung (1x, nur Fahrgasse)	5	
Fräse (Umbruch; 1x jede zweite Gasse)	2,5	
Einsaat (jede zweite Gasse)	2	

Dauerbegrünung mit alternierendem Umbruch und Einsaat:

**Unterstockbegrünung:** Auch im ökologischen Weinbau wird der Unterstockbereich zumeist offen gehalten, da man damit verschieden Probleme umgeht (Dominanz von im Hinblick auf Wasserkonkurrenz problematischen Unkräutern, Dammbildung und daraus folgender erhöhter Messerverschleiss bei Mulchgeräten (Redl, Ruckenbauer et

al. 1996). Begrünt man ihn dennoch, wird die Begrünung bei auftretender Wasserkonkurrenz durch verschiedene Massnahmen (Handmahd, Unterstockmulchgeräte) eingekürzt. Leider fanden sich für die Handmahd in der Literatur keine Angaben<sup>44</sup>. Beim Einsatz eines Unterstockmulchers müssen bei vier Anwendungen insgesamt 16 Akh veranschlagt werden. Bei offenem Unterstockbereich wird zumeist mit einem sog. „Unterstockräumer“ mechanisch gearbeitet; nach Maul (1985) sind dabei 6 DM je Stunde als Maschinenkosten anzusetzen. Da dieses Gerät zumeist in Kombination mit Mulchgerät bzw. Fräse gefahren wird, sind nur marginal höhere Akh zu berücksichtigen.

**C. Maschinenkosten:** Da alle Arbeitsgänge der Bodenpflege voll mechanisiert sind, ziehen

Arbeitsgang	Stunden	ha	Kosten Schlepper	Kosten Anbaugerät	Gesamt
Einsaat	4	1	47,60 DM	Keine Angaben	47,60
Fräse	5	1	59,50 DM	41.- DM	100,50
Tiefenlockerung	5	0,5	59,50 DM	24,90 DM	84,40
Grubber	8	1	95,20 DM	13,43 DM	108,63
					<b>341,13 DM</b>

die Unterschiede in den Arbeitszeiten entsprechende Differenzen im Bereich der Maschinenkosten nach sich.

*Teilzeitbegrünung:* Für die o.a. Bewirtschaftungsmassnahmen errechnen sich folgende Maschinenkosten:

*Dauerbegrünung mit ganzflächigem Mulchen:*

Arbeitsgang	Stunden	ha	Kosten Schlepper	Kosten Anbaugerät	Gesamt
Mulchen	9	3	107,10 DM	55,80 DM	162,90
Unterstockräumen <sup>45</sup>	6	-	-	36,00 DM	36,00
Tiefenlockerung	5	0,5	59,50 DM	24,90 DM	84,40
					<b>283,30 DM</b>

<sup>44</sup> Für die Handmahd kann eine hohe Arbeitskostenbelastung angenommen werden, vgl. S. Seite 143

<sup>45</sup> angenommen zweimaliges Durchführen in Kombination mit Mulchgerät bzw. Fräse; gemittelt 5 Betriebsstunden für das Gerät (Schlepper wird nicht berücksichtigt)

*Dauerbegrünung mit alternierendem Umbruch und Einsaat:*

Arbeitsgang	Stunden	ha	Kosten Schlepper	Kosten Anbaugerät	Gesamt
Mulchen	4,5	1,5	53,55 DM	27,90 DM	81,45
Unterstockräumen	6	-	-	36,00 DM	36,00
Tiefenlockerung	5	0,5	59,50 DM	24,90 DM	84,40
Fräse	2,5	0,5	29,75 DM	20,50 DM	50,25
Einsaat	2	0,5	23,80 DM	Keine Angaben	23,80
					<b>275,90 DM</b>

Die Dauerbegrünungsvarianten liegen somit zwischen ca. 150 bis 190 DM günstiger als die Teilzeitbegrünung.

**Unterstockbegrünung:** Für die Dauerbegrünung der Zeilen sind vier Anwendungen und 16 Akh anzusetzen, was sich zu Maschinenkosten von DM 290,40 addiert.

**D. Zusammenfassung Bodenpflege**

**Tabelle 41:** Zusammenfassung Kostenvergleich Bodenpflege

Variante	Material	Arbeit	Maschinen	Gesamt	Differenz	
Praxis: Teilzeitbegrünung	100	550	341,13	991,13	0	0
Öko: Dauerbegrünung 1	0	350	283,30	633,3	- 553,- DM	- 47%
Öko: Dauerbegrünung 2	100	350	275,90	725,9	- 312,83 DM	- 26%
Zusatz: Unterstockbegrünung	0	400	290,40	690,4	-	-

Wie schon vorher betont, ist es für diesen Bereich nicht möglich, strikt zwischen den Varianten praxisüblich und ökologisch zu trennen. Die angegebenen Optionen – für die Variante „praxisüblich“ die Teilzeitbegrünung, für die Variante „ökologisch“ die beiden Dauerbegrünungsformen – sind lediglich als Näherung zu verstehen, ebenso wie innerhalb der Optionen das angegebene Bearbeitungsschema. Obwohl damit nicht allen in der Realität vorhandenen Bewirtschaftungsweisen Rechnung getragen werden kann, sollten diese Näherungen für eine überschlägige Bestimmung vorhandener Kostenunterschiede ausreichend sein. Die Begrünung des Unterstockbereiches stellt eine optionale Variante dar und kann sowohl bei einer Teilzeit- wie auch einer Dauerbegrünung vorgenommen werden; aus diesem Grund werden nur die bei ihrer Durchführung entstehenden Kosten aufgeführt, ohne sie den Formen „praxisüblich“ oder „ökologisch“ zuzurechnen. Die Kosten sind in **Tabelle 41** vergleichend gegenübergestellt.

## Düngung

**A) Materialkosten:** Nach Kauer und Kiefer (1995) stehen DM 191.- bei praxisüblicher Bewirtschaftung DM 413.- bei ökologischer Bewirtschaftung gegenüber. Dabei werden bei der praxisüblichen Variante nicht nur mineralischer Stickstoff und Kaliumsulfat gedüngt, sondern auch Grünmüllkompost zur Humusanreicherung, so dass dieses Schema geeignet scheint, längerfristig die Bodenfruchtbarkeit zu gewährleisten. Die ökologische Variante verzichtet entsprechend der Anbauauflagen auf die mineralischen Dünger, und verwendet stattdessen Stroh oder Gesteinsmehl. Ruckenbauer et al (1993) machen keine verwertbaren Angaben, da zwar die verwendeten Dünger, nicht jedoch deren Kosten aufgeführt werden. Bei Oberhofer (1989) schwanken die Ausgaben für Düngemittel bei ökologischer Bewirtschaftung je nach Anbaugebiet zwischen 411 und 715 DM, wobei nicht auf die Frage eingegangen wird, wieso es zu derartig starken Unterschieden zwischen den Anbaugebieten kommt. Die Vergleichspreise bei konventioneller Bewirtschaftung werden nicht angegeben, dafür jedoch die prozentualen Vergleiche. Rechnet man diese zurück, so ergeben sich je nach Region Kosten von DM 440 bis zu DM 687; erneut werden die Unterschiede nicht begründet. Im Schnitt stehen damit DM 583 bei praxisüblicher Bewirtschaftung DM 545 bei ökologischer Bewirtschaftung entgegen, was einer Einsparung von DM 38 oder 6,5% entspricht. Betrachtet man dazu im Vergleich die Daten von Kauer und Kiefer (1995), so lassen sich die jeweiligen Ergebnisse kaum in Übereinstimmung bringen. Dabei sind die absoluten Differenzen hinsichtlich der Durchschnittswerte nicht entscheidend, da diese zumindest teilweise auf veränderte - d.h. vor allem zurückgegangene - Düngergaben zurückgeführt werden können. Vielmehr ist die Tatsache von Bedeutung, dass Kauer und Kiefer (1995) eine Verdoppelung der Materialkosten bei ökologischer Wirtschaftsweise feststellen, während Oberhofer (1989) sogar eine Reduktion beobachtet. Hier mag eine Rolle spielen, dass die Daten von Kauer und Kiefer (1995) einem experimentellen Versuchsanbau entspringen, während Oberhofer (1989) die Daten der jeweiligen betriebsüblichen Praxis entnimmt. Es könnte also sein, dass gegenüber einem weinbaufachlichen Optimum – sofern man dies dem Ansatz von Kauer und Kiefer (1995) unterstellt – ein Zuviel an Düngung in der Praxis festzustellen ist, welches dann insbesondere bei praxisüblich wirtschaftenden Winzern ein Problem darstellen würde. Da hierzu jedoch keine Untersuchung bekannt ist, bleibt dies spekulativ. Trotzdem werde ich dem experimentellen Ansatz den Vorzug geben, und die Vergleichskosten der jeweiligen Verfahren mit DM 200.- für die praxisübliche und DM 450.- für die ökologische Variante bilanzieren. Dabei ist jedoch zu beachten, dass weitere

Formen der Düngung, wie Gründüngung oder organische Dünger, in den obigen Quellen nicht berücksichtigt wurden.

**B) Arbeitskosten:** Nach Oberhofer (1989) sind für die Düngung bei praxisüblicher Bewirtschaftung acht Akh anzusetzen, dagegen über 19 Akh bei ökologischer Bewirtschaftung. Erneut stehen diese Zahlen in starkem Kontrast zu den Daten von Kauer und Kiefer (1995), die drei beziehungsweise neun Akh feststellen, d.h. jeweils weniger als die Hälfte. Folgt man der o.a. Argumentation hinsichtlich einer in der Praxis überzogenen Düngung, dann wäre neben höherem Materialaufwand auch zusätzliche Arbeitszeit die Folge, und diese Unterschiede wieder zum Teil erklärbar. Auch hier werde ich deshalb im Kern dem experimentellen Ansatz folgen, jedoch mit leicht nach oben korrigierten Zahlen, um eventuell vorhandene Bedingungen der Praxis, die beim experimentellen Ansatz so nicht angetroffen werden, zu berücksichtigen. Danach werde ich vier bzw. zwölf Akh ansetzen, wobei beim ökologischen Anbau zwei Drittel als Aushilfs-Akh in Rechnung gestellt werden können. Damit ergeben sich Arbeitskosten von DM 100.- bei praxisüblicher und DM 180.- bei ökologischer Bewirtschaftung.

**C) Maschinenkosten:** Während andere Autoren keine verwertbaren Angaben machen, listen Kauer und Kiefer (1995) die Kosten für die Anbaugeräte Schleuderdüngerstreuer und Kompoststreuer auf, die vollständig dem Kostenstellenbereich Düngung zugerechnet werden können. Hinzu kommen die Schlepperkosten, die von den Autoren wiederum nicht explizit ausgewiesen wurden. Während die veranschlagten Arbeitsstunden bei praxisüblicher Bewirtschaftung auch Maschinenstunden entsprechen dürften, gilt dies für die Akh bei ökologischer Bewirtschaftung nicht, da hier Nacharbeiten von Hand bei der Verteilung der voluminösen Dünger angenommen werden müssen (Oberhofer 1989). Damit sind bei beiden Varianten vier Schlepperstunden anzusetzen, wenn – in Anlehnung an die Arbeitskosten – für die ökologische Bewirtschaftung ein Drittel als Maschinenstunden angenommen wird. Insgesamt ergeben sich daher Maschinenkosten von DM 79,60 bei praxisüblicher bzw. DM 150,60 bei ökologischer Bewirtschaftung.

**D) Zusammenfassung Düngung:**

**Tabelle 42:** Kosten der Düngung

Kostenart	praxisüblich	ökologisch	Differenz
Materialkosten	200.-	450.-	+ DM 250.- (+125%)
Arbeitskosten	100.-	180.-	+ DM 80.- (+80%)
Maschinenkosten	79,60	150,60	+ DM 71.- (+89%)
Gesamt	379,60	780,60	+ DM 401.- (+106%)

## Ernte

Im Bereich der Ernte gibt es keine systembedingten Unterschiede, die Techniken der Traubenernte unterscheiden sich in den Varianten praxisüblich und ökologisch nicht. Materialkosten fallen keine an. Ähnlich wie bei den Stockarbeiten ergeben sich durch den indirekten Einfluss anderer Bereiche jedoch Unterschiede bei den Arbeits- und Maschinenkosten, da der Ertrag des ökologischen Anbaus im Mittel geringer ausfällt als bei der praxisüblichen Variante (s.u.). Aus diesem Grund sinkt bei Kauer und Kiefer (1995) die dort als „Lesekosten“ bezeichnete Summe aus Arbeits- und Maschinenkosten von 2875.- DM auf 2473.- DM, ein Rückgang um 14%. Auch Oberhofer (1989) sieht diesen Trend, gibt jedoch keine absoluten Werte an. Stattdessen verweist er auf die in den KTBL-Datenblättern ausgewiesene Reduktion der Akh. Nimmt man diese Tabellen zu Hilfe, und unterstellt man ein Verhältnis von 120 hl Erntemenge (praxisüblich) zu 100 hl (ökologisch), dann ergibt sich eine Reduktion der Akh um 12% von 237 (praxisüblich) zu 210 (ökologisch). Dieser Wert entspricht in der Größenordnung der von Kauer und Kiefer (1995) festgestellten Verringerung der Lesekosten, zumal bei Oberhofer (1989) die Maschinenkosten keine Berücksichtigung fanden, obwohl auch sie im Rahmen der Reduktion der Arbeitszeit sinken müssen (z.B. Schlepperstunden). Insgesamt ist daher im Bereich der Ernte bei ökologischer Wirtschaftsweise mit einer Reduktion der Kosten um ca. 14% zu rechnen, mit einem absoluten Rückgang von DM 2875.- auf DM 2473.-.

## Zusammenfassung Kostenunterschiede

Da angesichts der bei den einzelnen Bereichen dargestellten Unwägbarkeiten eine Angabe von Nachkommastellen bei den Beträgen unsinnig erscheint, werde ich in der folgenden Tabelle die auf Zehnerstellen gerundeten Beträge angeben. Für diese gelten die ausführlich dargestellten Einschränkungen in gleicher Weise. Bei der Bodenbearbeitung verwende ich die Varianten Teilzeitbegrünung und Dauerbegrünung mit alternierendem Umbruch als Referenzsysteme.

**Tabelle 43:** Gesamtvergleich Kosten

Bereich	praxisüblich				ökologisch				Differenz
	Mat.Ko	ArbKo	MaschKo	Ges.	Mat.Ko	ArbKo	MaschKo	Ges.	
Rebschnitt Stockarb.	-	3770.-	720.-	4490.-	-	3430.-	610.-	4040.-	- DM 450.-
Pflanzen- schutz	740.-	450.-	460.-	1650.-	630.-	800.-	620.-	2050.-	+ DM 400.-
Bodenbe- arbeitung	100.-	550.-	440.-	1090.-	100.-	350.-	320.-	870.-	- DM 420.-
Düngung	200.-	100.-	80.-	380.-	450.-	180.-	150.-	780.-	+ DM 400.-
Ernte	-	2880.-		2880.-	-	2470.-		2470.-	- DM 410.-
Gesamt:	-			10.490.-	-			10.080.-	<b><u>- DM 380.-</u></b>

## Auswirkungen der Unterschiede: Erträge

### Summarische Ertragsminderung bei der Anbauform „ökologisch“

Folgende Faktoren beeinflussen die Ertragsminderung bei ökologischem Anbau (Loosen 1991; Corvers 1994; Hofmann, Köpfer et al. 1995; Kauer und Kiefer 1995; Redl, Ruckenbauer et al. 1996): Ertragsminderungen im Weinbau entstehen durch Schadorganismen sowie durch mangelhafte Nährstoff- und/oder Wasserversorgung. Die Einbußen können quantitativer und/oder qualitativer Natur sein, wobei Wechselbeziehungen bestehen, da ein verminderter quantitativer Ertrag zu einer verbesserten Qualität des Lesegutes (höherer Zuckergehalt (= Mostgewicht) der Trauben) und damit des Weines (z.B. Kabinett statt QbA) führen kann, was bei einer monetären Bewertung berücksichtigt werden müsste. Weiterhin existiert eine zeitliche Komponente: In der sogenannten „Umstellungsphase“, die etwa drei Jahre umfasst, müssen sich die Reben an die neue Bewirtschaftungsweise „anpassen“. Vor allem die Umstellung auf eine Dauerbegrünung führt dazu, dass in den ersten Jahren durch die Konkurrenz der Begrünung vermehrt Wasserstress bei den Reben entsteht, was zu verminderten Erträgen führt (z.B. Hofmann und Kiefer 1993). Diese umstellungsbedingte Ertragsdepression kann jedoch von den Reben durch Wurzelwachstum in konkurrenzfreie Horizonte zumindest teilweise kompensiert werden und geht entsprechend zurück. Eine weitere, entscheidende Determinante ist die Rebsorte. Insbesondere die unterschiedlich stark ausgeprägte Anfälligkeit gegenüber bestimmten Pilzerkrankungen lassen die verschiedenen Rebsorten unterschiedlich geeignet für eine Bewirtschaftungsumstellung erscheinen. So ist

beispielsweise die relativ ertragsschwache Sorte Riesling unempfindlich gegenüber Peronospora und daher besonders gut für eine Bewirtschaftung mit den Methoden des ökologischen Weinbaus geeignet. Weiterhin besteht eine Abhängigkeit von den Gegebenheiten des Standortes: Pathogenen Pilze – und hier vor allem Oidium und Peronospora – benötigen unterschiedliche mikroklimatische Bedingungen für hohen Befallsdruck, entsprechend kann auch eine ansonsten gegenüber einem bestimmten Pilz anfällige Rebsorte hohe Erträge bringen, wenn durch geeignete Standortgegebenheiten der Befallsdruck durch diesen Pilz niedrig ist. Auch die Anlage der Rebfläche oder die Erziehungsart der Reben beeinflussen die Disposition gegenüber Pathogenen. Zudem werden die Auswirkungen einer Begrünung vom Boden beeinflusst: tiefgründige Böden mit hohem Tonanteil haben eine höhere Wasserspeicherkapazität als flachgründige und tonarme Böden, entsprechend macht sich die Wasser Konkurrenz der Begrünung unterschiedlich stark bemerkbar.

Wollte man alle skizzierten Abhängigkeiten bei der Ermittlung von Ausgleichszahlungen berücksichtigen, wären komplexe Tabellenwerke zu entwerfen, die Rebsorte, Alter der Anlage, Jahr der Umstellung sowie Standortgegebenheiten enthalten müssten. Dies kann jedoch nicht Ziel einer praxisorientierten Bewertung sein, die den Betroffenen weitestgehende Autonomie in allen Fragen der Betriebsführung einräumen möchte. Aus diesem Grund wird auf eine differenzierte Diskussion dieser Teilaspekte verzichtet; stattdessen werden die bei Umstellung auf ökologischen Weinbau auftretenden Ertragsdifferenzen summarisch behandelt. In der Bemessung ihrer Höhe werden durchschnittliche Verhältnisse der Standortgegebenheiten unterstellt sowie der Anbau krankheitsanfälliger Hochertragssorten wie Müller-Thurgau oder Silvaner, den Hauptanbausorten in Franken (2002: 39%, bzw. 21% der Anbaufläche (Schwab 2003)). Unter diesen Bedingungen und ansonsten fachgerecht durchgeführter Bewirtschaftung ist (ohne Berücksichtigung der ersten Umstellungsjahre) von einer gemittelten quantitativen Ertragsminderung von 20-30% bei ökologischem Anbau auszugehen (persl. Mitteilung LVG Veitshöchheim). Ähnliche Werte wurden in allen Untersuchungen ermittelt, die die Ertragsleistung konventionellen und ökologischen Anbaus vergleichend untersuchten (vgl. z.B. Loosen 1991, Kauer und Kiefer 1995<sup>46</sup>, Oberhofer 1989, Corvers 1994). Entsprechend ist nun zu diskutieren, auf welche Änderungen der Anbaumethoden diese Ertragsdifferenzen zurückgehen.

---

<sup>46</sup> Die von Kauer und Kiefer (1995) ermittelte Ertragsdepression (15%) liegt etwas unterhalb der hier genannten; zum Vergleich kam dort jedoch auch nicht die praxisübliche Variante, sondern integrierter Anbau.

## **Beitrag einzelner Bewirtschaftungsschritte**

### Dauerbegrünung

Loosen (1991) gibt den durch Begrünung zu erwartenden Ertragsverlust bei der Sorte Müller-Thurgau mit 18,2 bis 36,7% an. Zwar wurden den Bodenverhältnissen angepasste Begrünungseinsaaten vorgenommen, doch gibt es methodische Probleme. Zum einen wurde die stärkere Ertragsdepression der Übergangszeit nicht berücksichtigt, zum zweiten wurde die Begrünung auch bei geringer Wasserzufuhr lediglich gemulcht, nicht aber alternierend in jeder zweiten Gasse umgebrochen, wie es nach den Vorschriften der ökologisch wirtschaftenden Anbauorganisationen möglich wäre. Von daher wurden nicht alle Möglichkeiten des ökologischen Anbaus ausgeschöpft, so dass diese Ergebnisse nur auf die speziellen Verhältnisse dieser Versuchsanlagen bezogen werden können. Ähnliche Ergebnisse liefert Corvers (1994), der Mindererträge bei den Sorten Riesling und Kerner vor allem auf die geringere vegetative Leistung der Reben unter einer Begrünung zurückführte. Allerdings zeigte sich, dass bei korrigierenden Eingriffen (Begrünungsumbruch) diese Entwicklung zurückgeführt werden konnte. Auch Kauer und Kiefer (1995) betonen den Zusammenhang zwischen Ertragsdepression und den Faktoren Zeitpunkt der Umstellung, Standortgegebenheiten, Art der Begrünung und Begrünungsmanagement. Eindeutig einer Mangelversorgung mit Wasser zuweisbare Ertragseinbußen gab es nur bei ungünstigen Bodenverhältnissen bzw. einem nicht angepassten Begrünungsmanagement. Wurde rechtzeitig in der Vegetationsperiode jede zweite Gasse umgebrochen, näherten sich die Erträge von konventioneller und ökologischer Variante einander an.

Die Frage der standortangepassten Begrünung wird in Franken seit längerem erforscht (Schwab, Wahl et al. 2004). Die Ergebnisse der mehrjährigen Versuche zeigen, dass mit Ausnahme von Extremstandorten angepasste Begrünungsformen so gehandhabt werden können, dass quantitative und qualitative Ertragsdepressionen vermieden werden. Für alle fränkischen Böden kann zumindest eine Dauerbegrünung jeder zweiten Gasse vorbehaltlos empfohlen werden, die ganzflächige Dauerbegrünung ist zumindest während der Vegetationsperiode nur auf tiefgründigen Böden mit ausreichender Wasserspeicherkapazität und ausreichenden Niederschlägen möglich. Diese Befunde stünden im Einklang mit den Anbauvorschriften ökologisch erzeugender Anbauorganisation. Entsprechend kann eine standortgerechte Begrünung und ein den Wasserverhältnissen angepasstes Management nicht für Ertragsunterschiede zwischen den Varianten verantwortlich gemacht werden. Ihr Beitrag zur

Ertragsdepression ist daher mit Null anzusetzen. Eine etwaige Berücksichtigung dieses Faktors bei der Bemessung der Ertragsdifferenzen müsste daher korrigiert werden.

### Pflanzenschutz

In den o.a. Quellen wird der nur unvollkommen greifende Pflanzenschutz der ökologischen Variante als Ursache für Ertragseinbussen angegeben. Hierbei wird nahezu ausschliesslich Peronospora verantwortlich gemacht, da Botrytis bei ökologischem Anbau sogar schwächer ausfällt und Oidium mit Netzschwefel sicher kurativ behandelt werden kann. Auch andere Schadorganismen werden in den Untersuchungen nicht im Sinne einer unterschiedlichen Ausprägung des Befalls erwähnt. Loosen (1991) gibt den Ertragsverlust bei Kupferbehandlung von Peronospora mit 6-73% an, je nach Befallsdruck und eingesetzter Kupfermenge. Auch alle anderen Quellen geben an, dass bei rechtzeitig erfolgtem Pflanzenschutz und angepassten Wirkstoffmengen Peronospora durch Kupferpräparate erfolgreich bekämpft werden kann. Trotzdem ist hier der entscheidende Punkt zu sehen, an welchem sich bei ökologischem Anbau Ertragsdepressionen ergeben<sup>47</sup>. Laut LWG ist die sich aus diesem Punkt im langjährigen Mittel ergebende Ertragsdifferenz mit ca. 20% zu beziffern (LWG, persl. Mttlg.).

### Wechselwirkungen

Erstaunlicherweise wird in keiner der o.a. Untersuchungen der Frage nachgegangen, inwieweit Wasserstress und Befallsdruck durch Pathogene oder Schädlinge sich wechselseitig beeinflussen. Es wäre denkbar, dass durch Wasserstress geschwächte Reben anfälliger gegenüber Schadorganismen werden; solche Beziehungen sind jedoch in den o.a. Untersuchungen nicht betrachtet worden. Bei einer vorhandenen Beeinflussung könnte durch die Reduktion des Stressfaktors Begrünung auch der Befall gesenkt werden, und damit sowohl Ertragsdepressionen vermieden als auch auf der Kostenseite Einsparungen realisiert werden.

Argumente für die Einführung einer Dauerbegrünung waren neben Erosionsschutz und weinbautechnischen Erleichterungen (z.B. bessere Befahrbarkeit der Fahrgasse) eine grössere „natürliche“ Widerstandskraft des Gesamtsystems Rebfläche gegen Schaderreger und Schadorganismen (z.B. Kauer und Kiefer 1995). Diese besteht u.a. in der Erhöhung von Diversität und Abundanz von Nützlingen, vor allem Raubmilben, Florfliegenlarven und Schlupfwespen,

---

<sup>47</sup> Momentan wird über die Verlängerung der Zulassung von Kupferpräparaten im Weinbau verhandelt, da trotz intensiver Forschung für den ökologischen Weinbau kein ausreichend wirksames Präparat entwickelt werden konnte, das Kupfer als kurativ wirksames Fungizid ersetzen könnte (LWG Veitshöchheim, pers. Mttlg.).

die im Hinblick auf Raubmilben seit langem Untersuchungsgegenstand der weinbaufachlichen Forschung ist und als gesichert gilt. Zudem stellt die Begrünung für die Traubenwicklerarten Nahrungspflanzen zur Verfügung, so dass insbesondere die zweite Generation (sog. „Sauerwurm“; gefährlich durch Befress der Trauben und darauf folgenden Botrytisbefall, resultierend in der sog. „Sauerfäule“) trotz hoher Gesamtabundanz weniger häufig auf den Rebpflanzen angetroffen werden kann. Eine weitere Untersuchung zeigte, dass es durch eine gezielte Ansiedlung von Brennnesseln (*Urtica* spp.) in Rebflächen möglich war, die Parasitierungsrate der ersten und zweiten Traubenwicklergeneration signifikant zu steigern; in der ersten Generation waren Parasitierungsraten bis zu 90% zu beobachten (Schade und Sengonca 1998)<sup>48</sup>. Diese Effekte der Begrünung machen sich durch geringeren Befallsdruck der Reben bemerkbar, und betriebswirtschaftlich somit sowohl auf der Ertrags- wie der Kostenseite (vgl. oben).

Weiterhin ist auf den Zusammenhang zwischen der Oidium-Bekämpfung mit Netzschwefel und seiner Wirkung als Acarizid einzugehen. Häufige Behandlungen mit schwefelhaltigen Präparaten – und hier vor allem Netzschwefel – können zu einer Schädigung von Raubmilbenpopulationen führen, was wiederum einen starken Befall mit Spinnmilben nach sich ziehen kann (Kauer und Kiefer 1995). Bei einer kurativen Kombinationsbehandlung mit Netzschwefel und einem organischen Fungizid, welches Raubmilben nicht schädigt, ist dies nicht zu beobachten. Dieser Effekt ist zudem nur bei starkem Befallsdruck mit Oidium von Bedeutung; schwächerer Befall und wenige (niedrigdosierte) Anwendungen von Netzschwefel haben keine wahrnehmbaren Konsequenzen.

### **Monetäre Bewertung der Ertragsdifferenzen unter Berücksichtigung der Hektarhöchsttragsregelung bei realen Durchschnittserträgen**

Die Problematik der monetären Bewertung der Ertragsdifferenzen liegt zum einen darin, dass ein Weniger an Quantität – niedrigere Ertragsleistung – ein Mehr an Qualität – höheres Mostgewicht – bedeuten kann, jedoch auch nicht muss. Starker Infektionsdruck etwa durch *Peronospora* kann sowohl zu einem geringeren Mengenertrag als auch geringerem Mostgewicht führen (Loosen 1991). Weiterhin ist die prozentuale Eingrenzung des Minderertrags nicht geeignet, absolute Ausgleichszahlungen zu ermitteln, da die Jahreserträge schwanken und so für jedes Jahr die Summe erst rückwirkend zur Auszahlung kommen könnte. Entsprechend wäre eine Lösung zu präferieren, die bei guten Näherungen einen absoluten

---

<sup>48</sup> die Brennnesseln stellen Zwischenwirte für *Trichogramma*-Arten zur Verfügung

Betrag ermitteln könnte, welcher als fixe Kalkulationsgrösse den Winzern unabhängig von realen Erntemengen zur Verfügung stünde.

Für alle Weinanbaugebiete Europas ist die sogenannte „Hektarhöchsttragsregelung“ zu berücksichtigen, welche für das Erzeugergebiet Franken einen Hektarhöchsttrags von 90 hl/ha Weinmost zulässt<sup>49</sup>. Darüber hinausgehende Mengen dürfen nicht für die Weinerzeugung genutzt werden, was faktisch den Hektarertrag auf den angegebenen Wert begrenzt. Damit bestünde die Möglichkeit, die Ertragsdifferenzen an jenem Wert zu orientieren und eine nachvollziehbare Kalkulationsgrundlage zu gewinnen. Allerdings gibt es bei der Erfassung der Hektarerträge Lücken, so dass nicht jede Ertragsreblfläche den Beschränkungen dieser Regelung unterworfen ist (pers. Mitteilung Weinbauversuchsanstalt Veitshöchheim). Entsprechend kann dieser Wert nicht ohne weitere Bearbeitung zur Ermittlung von Ertragsdifferenzen genutzt werden, denn ein Winzer, der „unerkannt“ höhere Hektarerträge erwirtschaftet, wird sich mit Ausgleichszahlungen, die auf dem niedrigeren Grenzwert der Hektarhöchsttragsregelung beruhen, nicht zufrieden geben.

Eine Möglichkeit, dieser Problematik zu begegnen, besteht darin, reale Durchschnittserträge der letzten Jahre zu diesem Grenzwert in Beziehung zu setzen. Für die Zwecke dieser Untersuchung wurde deshalb zunächst der flächenbezogene Durchschnittsertrag der Sorten Müller-Thurgau und Silvaner der letzten fünf Jahre ermittelt (Region Franken, **Tabelle 44**). Leider war es nicht möglich, ökologisch erzeugende Betriebe aus den Mittelwerten auszuschliessen. Allerdings ist ihr Anteil an der Gesamtreblfläche gering (ca. 200 von ca. 5700 ha<sup>50</sup>) und daher ihr Einfluss auf die Mittelwertbildung vernachlässigbar. Problematisch ist jedoch, dass die Weissmostpreise nur bis zum Jahr 2002 vom Statistischen Bundesamt erhoben wurden und für Berechnungen zur Verfügung stehen. Nach 2002 liessen sich die Preise nur regional etwa über die Auszahlungspreise der Genossenschaften ermitteln, was jedoch für die Zwecke dieser Arbeit nicht ausreicht. Zudem ist ab 2000 eine Halbierung der Mosterlöse zu beobachten, ein Trend, der sich auch nach 2002 fortsetzte (persl. Mittlg. LWG Veitshöchheim) und der entsprechend zu berücksichtigen ist.

Es zeigt sich, dass für beide Sorten die Durchschnittserträge unterhalb des Grenzwertes der Hektarhöchsttragsregelung liegen. Der Weissmostpreis bewegt sich zwar zwischen 38 und 83 Euro je hl Weissmost. Berücksichtigt man jedoch die schon angesprochene Entwicklung der letzten Jahre, dann sollte von einem Mostpreis von 40 € ausgegangen werden, was eine preislich bewertete Ertragsleistung von ca. 3200 € je Hektar und Jahr ergibt. Unterstellt man

---

<sup>49</sup> Verordnung (EG) Nr. 1282/2001

<sup>50</sup> Bayerischer Agrarbericht (2004)

gemittelte Ertragsdifferenzen von 25%, ist entsprechend bei vollkommener Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung ein Minderertrag von 800 € je Hektar und Jahr zu veranschlagen.

**Tabelle 44:** Durchschnittserträge der Sorten Müller-Thurgau und Silvaner in hl/ha in der Region Franken<sup>51</sup>

Jahr	Müller-Thurgau	Silvaner	Weissmostpreis
2000	80,8	86,1	83 €
2001	91,4	83,8	41 €
2002	71,6	94,3	38 €
2003	78,1	74,7	k.A.
2004	92,3	78,6	k.A.
Durchschnitt	82,8	83,5	s. Text

## Vergleich praxisüblicher und ökologischer Wirtschaftsweise im Bereich Außenwirtschaft: Eigene Betriebe

Die betriebswirtschaftliche Untersuchung der vier Weinbaubetriebe dient *nicht* einer allgemeinen, vergleichenden Gegenüberstellung der praxisüblichen und ökologischen Variante. Hierfür wäre allein der Stichprobenumfang ungeeignet gewesen, zudem gibt es genügend Untersuchungen zu der Thematik, die von Experten der verschiedenen Weinbauversuchsanstalten durchgeführt worden sind. Mit dieser Untersuchung wurden zwei Ziele verfolgt: Zum einen sollten etwaige Unterschiede in der faunistischen Erhebung den im Detail erfassten Bewirtschaftungsmassnahmen zugeordnet werden können, zum zweiten sollte sichergestellt werden, dass es sich bei den untersuchten Betrieben um typische, also innerhalb ihrer jeweiligen Variante als stellvertretend ansehbar wirtschaftende Einheiten handelt. Die Datenerfassung der Bewirtschaftung wurde bei den Arbeitstagebüchern auf die Bereiche Bodenbearbeitung und Pflanzenschutz begrenzt, die übrigen Bereiche wurden per Fragebogen einmalig abgefragt. Diese Begrenzung schien nach dem Studium der Literaturdaten sinnvoll, da vor allem die beiden oben genannten Bereiche für die Unterschiede im Betriebsergebnis verantwortlich waren, sowie aus naturschutzfachlichen Erwägungen für etwaige faunistischen Differenzen ursächlich sein sollten (Begründungen s.o.).

Gleich zu Beginn der ersten Datenerhebungen zeigte sich, dass der konventionelle Betrieb der Vergleichsfläche Honigberg nicht im Rahmen einer als praxisüblich zu bewertenden Bewirtschaftung arbeitete, da er unterdurchschnittlichen Aufwand für Pflanzenschutz und Bodenbearbeitung betrieb und als Folge in den Hektarerträgen ebenfalls unterhalb des Durchschnitts blieb. Entsprechend waren die Betriebsführung und die damit verbundenen Kosten und Erträge nicht als repräsentativ anzusehen und wurden nicht in die Analyse aufgenommen. Die Betriebe Bergrondell Kon und Kirchberg Kon wurden von der Weinbauversuchsanstalt Veitshöchheim als Referenzbetriebe geführt und entsprechen daher ohnehin den Anforderungen dieser Studie. Trotzdem werden auch sie auf Vereinbarkeit mit den oben dargestellten Szenarien überprüft. In den Berechnungen der Kosten werden nicht die Angaben der Winzer übernommen (z.B. die Akh je Arbeitsgang). Da hierbei oftmals Differenzen zu den Literaturangaben zu erkennen sind (z.B. 2 Akh für das Mulchen jeder zweiten Gasse bei einem Hektar Fläche, während in der Literatur hierfür 1,5 Akh angesetzt werden) und kein plausibler Grund für die Unterschiede erkennbar war, gleichzeitig aber die Vergleichbarkeit

---

<sup>51</sup> Bayerisches Statistisches Landesamt (2005)

zu den Literaturdaten gegeben sein sollte, werden die aus der Literatur abgeleiteten und verwendeten Verrechnungssätze beibehalten.

## Auswertung der Arbeitstagebücher

### **Bodenbearbeitung und Begrünungsmanagement**

**Tabelle 45:** Mittelwerte (ganzzahlig gerundet) der Massnahmen im Bereich Bodenbearbeitung und Begrünungsmanagement für die untersuchten Betriebe; 1\*:Einzelmassnahme in den untersuchten Jahren; \*\*: Massnahme zumeist nur auf der Hälfte der Fläche durchgeführt

	Kb Kon	Br Kon	Kb Bio	Br Bio	Hb Bio
Fräsen	2	2	1**	2**	2**
Grubbern	2	1	1	1*	1*
Unterstockräumen	2	2	5	keine	Keine
Mulchen	1	1	4**	2**	2**
Einsaat	1	1	1**	1**	1**
Gesamtzahl an Befahrungen der Fläche <sup>52</sup>	4	3	7	4	4

Die auf ganzzahlige Werte gerundeten Mittel der Maßnahmen von Bodenbearbeitung und Begrünungsmanagement gibt **Tabelle 45** wieder<sup>53</sup>. Zwischen den Varianten ist nur das zu erwartende häufigere Mulchen der Bio-Flächen ein herausstechender Unterschied, ansonsten sind die Massnahmen vergleichbar. Auffällig ist die hohe Anzahl an Massnahmen in der Variante Bio II, die mit sieben Befahrungen der Fläche einen fast doppelt so hohen Aufwand betreibt wie die Variante Bio I. In der Variante Bio I steht der ausfallende Aufwand für den Unterstockbereich dem in der Variante Bio II bzw. der konventionellen Variante betriebenen Aufwand gegenüber.

Die auf ganzzahlige Werte gerundeten Mittel der Maßnahmen von Bodenbearbeitung und Begrünungsmanagement gibt **Tabelle 45** wieder<sup>53</sup>. Zwischen den Varianten ist nur das zu erwartende häufigere Mulchen der Bio-Flächen ein herausstechender Unterschied, ansonsten sind die Massnahmen vergleichbar. Auffällig ist die hohe Anzahl an Massnahmen in

<sup>52</sup> Durch Kombination von Geräten (z.B. Unterstockräumer und Grubber) kann die Gesamtzahl an Befahrungen kleiner sein als die Summe der Einzelmassnahmen

<sup>53</sup> zu beachten ist, dass aufgrund der Gliederung der Bio-Flächen in begrünte und unbegrünte Gassen viele Massnahmen nur auf der Hälfte der Gesamtfläche durchgeführt wurden; dieser Faktor tritt bei der Berechnung der Kosten hervor

## Düngung

**Tabelle 46:** Art der Düngung und summarische Verfahrenskosten; Vergl.: Vergleich mit den Literaturwerten

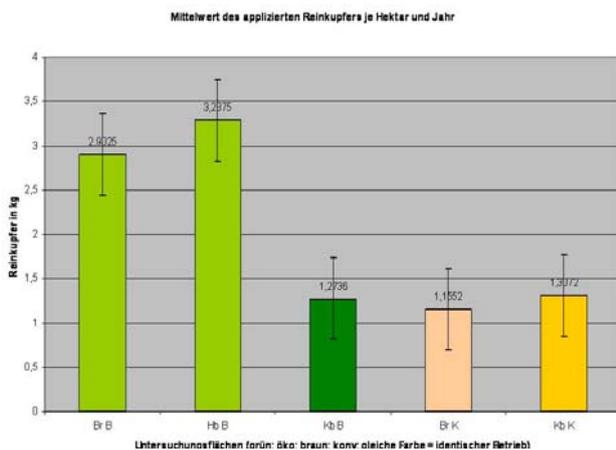
Variable	Br Kon	Kb Kon	Vergl.	Bio I (Hb & Br)	Bio II (Kb)	Vergl.
Mineraldüngung	Ja	Ja	-	Nein	Nein	-
Gründüngung	Ja	Ja	-	Ja	Ja	-
Organischer Dünger	Ja	Ja	-	Nein	Ja	-
Gesteinsmehl	Nein	Nein	-	Nein	Ja	-
Anzahl je ha und Jahr	1	1	-	-	alle 2-3 Jahre	-
Verfahrenskosten	400.-	350.- DM	<b>380.- DM</b>	-	1120.-	<b>780.- DM</b>

Die Massnahmen im Bereich Düngung wurden nicht über die Arbeitstagebücher ermittelt, sondern einmalig per Fragebogen abgefragt. Im Detail wurden die Art der Düngung, Anzahl der Massnahmen und Verfahrenskosten erhoben. Die Ergebnisse sind in **Tabelle 46** zusammengefasst, wobei die Aufwendungen für die Gründüngung schon im Bereich Bodenbearbeitung/Begrünung berücksichtigt wurden und deshalb hier nicht auftauchen. Es zeigt sich, dass die praxisüblichen Betriebe in den Aufwendungen den Literaturdaten entsprechen. Die ökologisch wirtschaftenden Betriebe sind hingegen nicht mit einander zu vergleichen: Während die Variante Bio I ausschliesslich mit Gründüngung arbeitet und daher keinerlei Verfahrenskosten entstehen, liegt die Variante Bio II über dem aus den Literaturdaten ermittelten Wert. Obwohl mit Ausnahme der Gründüngung nur alle zwei bis drei Jahre gedüngt wird, werden von diesem Betrieb ausschliesslich Gesteinsmehle und Schafsmist eingesetzt. Letzterer ist relativ teuer und zudem in der Ausbringung arbeitsaufwändig, entsprechend ergeben sich hohe Verfahrenskosten.

## Pflanzenschutz

**Tabelle 47:** Mittelwerte (gerundet) der Massnahmen im Bereich Pflanzenschutz; 1\*: einmalige Massnahme in den untersuchten Jahren

	Kb Kon	Br Kon	Kb Bio	Br Bio	Hb Bio
Insektizide	1*	keine	keine	keine	keine
Org. Akarizide	1*	keine	keine	keine	keine
Org. Fungizide	6	6	keine	keine	keine
Schwefel	4	3	10	10	8
Kupfer	1	1	10	8	8
andere <sup>54</sup>	0	0	12	4	3
Gesamtzahl an Befahrungen <sup>55</sup>	6	6	12	10	9



**Abb. 19:** Eingebrachtes Reinkupfer je Hektar und Jahr (Mittelwert und Standardabweichung)

allein in der Anzahl an Applikationen von sogenannten Pflanzenstärkungsmitteln, die in der Variante Bio II drei- bis viermal höher ausfällt als in der Variante Bio I.

Die insgesamt aufgewendeten Mengen an Reinkupfer und Schwefel sind in den **Abb. 19** und **20** dargestellt. Überraschend korreliert nur in der Variante Bio I die höhere Anzahl an Kupferapplikationen mit einer maximal 2,8-fach höheren Menge Reinkupfers je Hektar und Jahr im Vergleich zur Variante Kon. In der Variante Bio II ist trotz einer zehnfach höheren Anzahl an Applikationen die Menge des insgesamt applizierten Reinkupfers mit den praxisüblich wirtschaftenden Betrieben vergleichbar. In der Variante Bio I bewegt sich die

In **Tabelle 47** sind die Daten zur mittleren Anzahl der Anwendungen im Bereich Pflanzenschutz zusammengefasst. Im Vergleich der Varianten fällt vor allem der Unterschied in der Gesamtzahl an insgesamt durchgeführten Befahrungen auf; sie steigt absolut von sechs auf mindestens neun und höchstens zwölf oder um 50 bis 100%. Weiterhin werden auch im

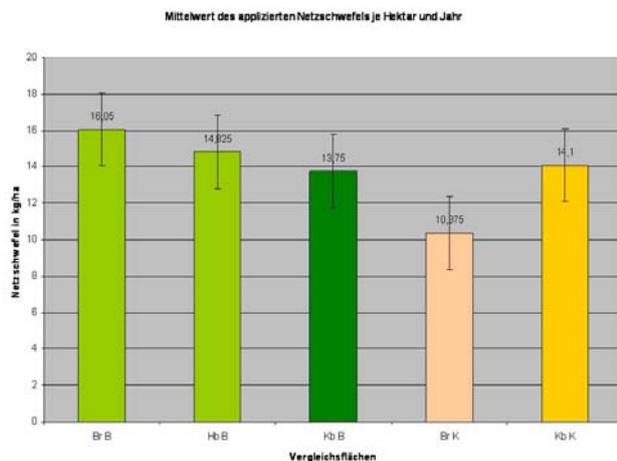
konventionellen Bereich so gut wie keine Insektizide oder organische Akarizide eingesetzt. Während die starke Zunahme der Kupferspritzungen in den ökologischen Varianten zu erwarten war, zeigt die hohe Anzahl an Netzschwefel-Applikationen im ökologischen Bereich an, dass die stärkere kurative Wirkung organischer Fungizide auch hier nur durch höheren Aufwand kompensiert werden kann. Die ökologischen Varianten unterscheiden sich vor

<sup>54</sup> z.B. Pflanzenstärkungsmittel wie z.B. Biocon/Biocos

<sup>55</sup> durch Kombination von Präparaten kann die Anzahl der Befahrungen kleiner sein als die Summe der Einzelanwendungen

Gesamtmenge Reinkupfers an der zulässigen Obergrenze für diesen Wirkstoff (3000 g je Hektar und Jahr).

Betrachtet man die Menge des Wirkstoffes, der im Mittel in einer Behandlung freigesetzt wird (**Tabelle 48**), so zeigt sich, dass sowohl bei Kupfer als auch Netzschwefel in den Bio-



**Abb. 20:** Eingebraachte Menge Schwefel je Hektar und Jahr (Mittelwert und Standardabweichung)

Varianten wesentlich geringere Mengen je Anwendung eingebracht werden als in den praxisüblichen Varianten. Beim Kupfer beschränkt sich diese in der Variante Kon zumeist auf die Applikation von ca. 1,1 bis 1,3 kg Reinkupfer für die sogenannte „Traubenwäsche“, die einmalig durchgeführt wird. Dosisabhängige Beziehungen zwischen Non-Target-Organismen und Netzschwefel- bzw. Kupferapplikationen sind mir jedoch nicht bekannt, so dass ungeklärt bleibt, ob diesem Faktor eine

Bedeutung zukommt.

**Tabelle 48:** Eingebraachte Gesamtmengen Kupfer und Schwefel sowie die durchschnittliche Applikationsmenge je Anwendung; \*: identischer Betrieb

	Kb Kon	Br Kon	Kb Bio	Br Bio*	Hb Bio*
Kupfer (in kg/ha*Jahr)	1,31 ± 1,04	1,16 ± 0,08	1,27 ± 0,45	2,9 ± 0,18	3,3 ± 0,53
∅ Cu je Anwendung in g	1307	1155	127	363	411
Schwefel (in kg /ha*Jahr)	14,1 ± 3,75	10,4 ± 2,49	13,8 ± 1,94	16,1 ± 2,59	14,8 ± 3,28
∅ S je Anwendung in g	4700	2594	1375	1605	1853

## Auswirkungen der Produktionsunterschiede: Kosten

Im Folgenden gehe ich lediglich auf Unterschiede in den variablen Kosten ein, die Begründung hierfür habe ich schon ausgeführt (vgl. S. 114). Weiterhin gehe ich nur auf die Bereiche Bodenbearbeitung und Pflanzenschutz im Detail ein, die Verfahrenskosten der Düngung habe ich schon oben vergleichend betrachtet.

### Bodenbearbeitung und Begrünungspflege

Die ermittelten Kosten (Mittelwerte der Jahre 1995-98), wie sie sich aus den Arbeitstagebüchern ergeben, sind in **Tabelle 49** zusammengefasst und den aus der Literatur ermittelten Kosten gegenübergestellt worden. Da in den Bio-Varianten lediglich die Form „Dauerbegrünung mit alternierendem Umbruch und Einsaat“ durchgeführt wurde, wurde auch nur sie bei der Gegenüberstellung berücksichtigt. Nicht aus den Tagebüchern hervor gingen Kosten der Variante Bio I, die aus der im Sommer notwendigen Einkürzung der Zeilenbegrünung mit Handmähgeräten entstanden. Sie wurden erst in einem späteren Fragebogen angegeben und mit 700-1000 DM/ha und Jahr beziffert (nur Arbeitskosten, die als Fremdleistung entstanden). Für die Kalkulation wird von einem Mittelwert von DM 850.- ausgegangen.

**Tabelle 49:** Kosten der Massnahmen im Bereich Bodenbearbeitung und Begrünungspflege; Angaben auf ganzzahlige DM-Beträge gerundet, Arbeitszeit auf ½ Stunden gerundet; \*: identischer Betrieb; Vergl.: Vergleich mit den Literaturdaten; <sup>1</sup>: mit Pflege der Zeilen; <sup>2</sup>: ohne Zeilenpflege (Begründung s. Text)

Kosten	Kb Kon	Br Kon	Vergl.	Kb Bio	Br Bio*	Hb Bio*	Vergl.
MaschKo	311.- ± 30	286.- ± 21	<b>341.-</b>	277.- ± 59	179.- ± 1	179.- ± 1	<b>276.-</b>
ArbKo	584.- ± 73	596.- ± 40	<b>550.-</b>	494.- ± 80	253.- ± 6 1103.- <sup>1</sup>	253.- ± 6 1103.- <sup>1</sup>	<b>350.-</b>
ArbZeit	23,5 h	24 h	<b>22h</b>	20h	10h <sup>2</sup>	10h <sup>2</sup>	<b>14h</b>
MatKo	60.- ± 0	60.- ± 0	<b>40.-/120.-</b>	120.- ± 0	120.- ± 0	120.- ± 0	<b>120.- - 200</b>
GesamtKo	955.- ± 103	941.- ± 61	<b>991.-</b>	848.- ± 182	1509.- ± 74	1402 ± 7	<b>726.-</b>

In der konventionellen Variante ergeben sich gute Übereinstimmungen mit den für die Variante „Teilzeitbegrünung“ ermittelten theoretischen Werten, so dass die dort gemachten Annahmen übernommen werden können. Eine deutliche Streuung zeigte sich beim Vergleich der Bio-Varianten, wo die Arbeitskosten um über 100% von einander abweichen. Ohne die Berücksichtigung der Zeilenpflege ist zunächst bei der Variante Bio I gegenüber den aus der Literatur ermittelten Werten ein um ca. 30% geringerer Arbeitsaufwand festzustellen, der aus einmal weniger Mulchen und dem Verzicht auf Tiefenlockerung resultiert. Im Gegensatz hierzu betreibt die Variante Bio II überdurchschnittlichen Aufwand, mit einer im Vergleich zu den Literaturdaten um 43% erhöhten Nettoarbeitszeit, welche auf die hohe Anzahl an

Einzelmassnahmen in der Fläche zurückzuführen ist. Zwar kann aufgrund der geringen Stichprobengrösse nicht entschieden werden, welche der Varianten als repräsentativ gelten kann; aufgrund der Literaturvergleiche halte ich jedoch die Variante II in ihrem Aufwand für überzogen, während mir bei der Variante I der Verzicht auf Tiefenlockerung als nicht durchgängig praktikabel erscheint. Entsprechend werde ich die Literaturdaten für die Berechnung der Ausgleichszahlungen verwenden. Weiterhin sind die hohen Kosten der Zeilenpflege in der Variante Bio I zu beachten, die alleine 60% der Gesamtkosten dieser Kostenstelle ausmachen; dieser Punkt ist bei der Diskussion der Umstellungsmöglichkeiten besonders zu beachten. Für die Zwecke der naturschutzfachlichen Beurteilung sind die Abweichungen der Bio-Varianten von der Normbewirtschaftung als unerheblich zu betrachten, mit Ausnahme der Zeilenpflege der Variante Bio I, bei der es sich möglicherweise um eine notwendige Massnahme handelt, sofern die Zeile in der dort betriebenen Weise begrünt wird.

## **Pflanzenschutz**

Nach den KTBL-Datenblättern sind für Pflanzenschutzmassnahmen pro Einzelmassnahme 3 Akh je Hektar zu veranschlagen, entsprechend sind die Literaturdaten kalkuliert worden (z.B. Kauer und Kiefer 1995). Zwar machen die Winzer in ihren Arbeitstagebüchern niedrigere Angaben, doch beziehen sich diese ausschliesslich auf die Nettoarbeitszeit in der Fläche, Rüst- und Wegzeiten sind nicht enthalten. Aus diesem Grund übernehme ich die Angaben der KTBL-Datenblätter, die im Folgenden gemachten Angaben beinhalten demnach auch die Rüst- und Wegezeiten.

**Tabelle 50:** Kosten des Pflanzenschutzes; Werte auf ganzzahlige Beträge gerundet, Arbeitszeit auf ½ Stunde gerundet; \*: identischer Betrieb; Vergl.: Vergleich mit Literaturdaten; #: ohne Herbizide

Kosten	Kb Kon	Br Kon	Vergl.	Kb Bio	Br Bio*	Hb Bio*	Vergl.
MaschKo	277.- ± 38	292.- ± 27	<b>456.-</b>	554.- ± 38	450.- ± 58	415.- ± 53	<b>621.-</b>
ArbKo	450.- ± 61	475.- ± 43	<b>450.-</b>	900.- ± 61	731.- ± 94	675.- ± 87	<b>800.-</b>
ArbZeit	18 h	19 h	<b>18 h</b>	36 h	29 h	27 h	<b>32 h</b>
MatKo	662.- ± 215	640.- ± 138	<b>738.-</b> <b>(641.-)#</b>	1170.- ± 63	211.- ± 33	209.- ± 32	<b>627.-</b>
Gesamt	1388.- ± 307	1407.- ± 112	<b>1644.-</b>	2623.- ± 137	1390.- ± 142	1301.- ± 166	<b>2048.-</b>

In **Tabelle 50** sind die Mittelwerte der Kostenarten dieser Kostenstelle vergleichend gegenüber gestellt. Die Werte der konventionellen Betriebe zeigen bei den Arbeits- und Materialkosten gute Übereinstimmungen mit den Literaturdaten, da zu berücksichtigen ist, dass ich Herbizidanwendungen dem Pflanzenschutz zuordne und die durchschnittlichen Material-

kosten der Literaturdaten deshalb höher ausfallen. Die Beikrautregulierung wurde in den beprobten Flächen zwar ausschliesslich mechanisch durchgeführt, die betroffenen Betriebe gaben jedoch im allgemeinen Fragebogen an, dass Kosten durch den Einsatz von Herbiziden entstehen. Entsprechend ist davon auszugehen, dass sich die Materialkosten weitgehend entsprechen. Ein deutlicher Unterschied ist bei den Maschinenkosten festzustellen. In den Literaturdaten habe ich die Daten von Kauer und Kiefer (1995) verwendet, die jedoch mit den aus den KTBL-Datenblättern ermittelten Kosten nach Betriebsstunden bzw. bearbeiteter Flächeneinheit nicht vergleichbar sind. Während Kauer und Kiefer (1995) die Gesamtkosten für ein Anbausprüngerät in der praxisüblichen Variante mit 234.- DM und in der ökologischen Variante mit 312.- DM beziffert, errechne ich mit den Daten der KTBL-Datenblätter und der Annahme, dass das kostengünstigste Anbaugerät Verwendung findet (Axialgebläse mit 20000-30000 m<sup>3</sup>/h) lediglich 62.- DM (Kon I) bzw. 66.- DM (Kon II) sowie 94.- DM und 102.- DM (Bio I) bzw. 125.- DM (Bio II)<sup>56</sup>. Es war mir nicht möglich, die Ursache dieser Differenz zu ermitteln. Da ich auf Vergleichbarkeit der Daten angewiesen bin und in den Berechnungen der Weinbauexperten Kosten enthalten sein können, die mir nicht bekannt waren, bleibe ich für die weiteren Kalkulationen bei den Werten, die von Kauer und Kiefer (1995) angegeben wurden. Insgesamt zeigt dieser Vergleich jedoch, dass es sich bei den praxisüblich wirtschaftenden Betrieben um typische Betriebe handelt; entsprechend können die Literaturdaten für die Kalkulation verwendet werden.

Bei den ökologisch wirtschaftenden Betrieben ergibt sich ein anderes Bild. Zwar steigt die Anzahl der notwendigen Massnahmen im erwarteten Rahmen an und damit auch die Arbeits- und Maschinenkosten<sup>57</sup>. Bei den Materialkosten ergeben sich jedoch zum einen erhebliche Differenzen zwischen den Betrieben, zum zweiten liegen sie damit weit oberhalb bzw. unterhalb der Literaturdaten und sind mit diesen nicht mehr vergleichbar. In der Variante Bio I wird auf kostenintensive Pflanzenstärkungsmittel verzichtet und stattdessen ausschliesslich mit Netzschwefel und Kupfer gearbeitet, die beide preisgünstig sind und zudem eine starke kurative Wirkung besitzen. In der Variante II kommen hingegen über den gesamten Vegetationszeitraum teure Pflanzenstärkungsmittel zum Einsatz. Zudem ist der kurative Erfolg der Variante I offenbar grösser, da sie mit einer geringeren Zahl an Massnahmen auskommt und deshalb auch bei den Arbeits- und Maschinenkosten günstiger liegt. Während

---

<sup>56</sup> Das obige Gerät wurde in den KTBL-Datenblättern mit einem Anschaffungspreis von DM 9300.- und einer Nutzungsdauer von 4000 ha gelistet, zuzüglich veränderlichen Kosten von 2,70 DM/h.

<sup>57</sup> Bei den Maschinenkosten ist dieselbe Differenz zu beobachten, die schon im Rahmen der praxisüblich wirtschaftenden Betriebe diskutiert wurde. Ursache und Folgerungen sind parallel zu sehen.

die Arbeits- und Maschinenkosten den Literaturdaten entsprechen und damit diese als Kalkulationsgrundlage verwendet werden können, finde ich bei den Materialkosten keine Entsprechung. Ich werde auf diesen Punkt bei der Ermittlung der Ausgleichszahlung eingehen.

### Auswirkungen der Produktionsunterschiede: Erträge

**Tabelle 51:** Mengen- und Qualitätsertrag der Sorte Müller-Thurgau in den untersuchten Betrieben; Angaben in folgender Reihenfolge: Mengenertrag in hl pro ha / Qualitätsstufe des ausgebauten Weines (QbA: Qualitätswein mit Prädikat; Kab.: Kabinett)/ Mostgewicht des Lesegutes in ° Öchsle; o.A. : keine Angabe des Betriebes

Jahr	Br Kon	Br Bio	Kb Kon	Kb Bio
1995	83 / QbA 70	72 / Kab. 79	85/QbA 68	35/o.A.
1996	48 / QbA 71	45 / Kab. 84	o.A.	84/QbA o.A.
1997	95 / QbA o.A.	62 / Spätlese 94	85/Kab. 82	76/Kab. o.A.
1998	43 / Kab. 80	69 / Kab. 82	133/QbA 75	105/QbA 65
1999	54 / Kab. 80	78 / Kab. 88	145/QbA 74	125/QbA 71
Ø	64,6 hl/ha	65,2 hl/ha	112	85

Der Vergleich der Ertragsleistung der Betriebe ist aus verschiedenen Gründen erschwert. Zum einen bauen die Winzer oftmals unterschiedliche Traubensorten an, deren Mengen- und Qualitätsleistungen nicht direkt vergleichbar sind. Zum anderen können auch bei derselben Sorte unterschiedliche Qualitätsstufen erzeugt werden, die dann aber

mit unterschiedlichen Mengenleistungen verbunden sind. Für die Zwecke dieser Arbeit werden daher nur diejenigen Erträge herangezogen, für die eine direkte Vergleichbarkeit gegeben ist. Sie sind in **Tabelle 51** gegenübergestellt. Weiterhin können nur die Erträge direkt benachbarter Flächen verglichen werden, da das lokale Wettergeschehen von entscheidender Bedeutung für die Ertragsleistung ist; entsprechend können beispielsweise die Erträge der Kirchberger Flächen nicht mit denen des Berggrundell verglichen werden.

Die Betriebe des Vergleichspaares Kirchberg entsprechen vom Ertragsunterschied her den Erwartungen, die aus den Literaturdaten abgeleitet wurden. Bei gleicher Qualitätsstufe erzeugte der Öko-Betrieb einen im Durchschnitt 24% geringeren Mengenertrag. Im zweiten Vergleichspaar ist diese Differenz jedoch nicht zu sehen. Bei gleicher Qualitätsstufe kehrte sich die Beziehung sogar um: der Öko-Betrieb erzeugte 52% mehr (Durchschnitt der Jahre 1998 und 1999). In den anderen Jahren wurden bei geringerem Mengenertrag höhere Qualitätsstufen erreicht; vergleicht man z.B. die Jahre 1995/96 mit nur geringfügig niedrigerem Mengenertrag bei höherer Qualitätsstufe, ist auch für diese Ergebnisse von dem oben beschriebenen Verhältnissen einer im Durchschnitt besseren Ertragsleistung des Öko-Betriebes auszugehen.

Ein direkter Vergleich der beiden Ökobetriebe ist aus den schon umschriebenen Gründen nicht möglich. Auch ein indirekter Vergleich über die beiden praxisübliche wirtschaftenden Betriebe würde das Wissen voraussetzen, dass deren Bewirtschaftungsmassnahmen tatsächlich zu vergleichbaren Mengen- und Qualitätsleistungen führten, was jedoch nicht gegeben ist. Entsprechend können nur im Rahmen der folgenden Diskussion Mutmassungen angestellt werden.

In einem weiteren Schritt wurde in einem Fragebogen nach Ertragseinbussen gefragt, die von den Winzern eindeutig einer bestimmten Ursache zugeordnet werden konnten (Angaben zu Hagelschlag oder Frost blieben unberücksichtigt). Lediglich in der Fläche Honigberg kam es 1995 zu einer geschätzten Ertragsdepression von 10% durch Peronospora, in allen anderen Flächen und Jahren konnte ansonsten kein Minderertrag festgestellt werden. Sofern die Angaben der Winzer zutreffen, wären damit alle Pflanzenschutzsysteme unter dem jeweiligen Befallsdruck als gleichwertig wirksam anzusehen.

### **Betriebswirtschaftlich zu berücksichtigende Entwicklungen der letzten Jahre**

In den letzten Jahren haben sich die Produktionsbedingungen für Winzer erheblich verändert. Ertragsstarke Jahre sowie verschärfte Konkurrenz aus dem Ausland bedingten einen Preisverfall, der auch an den beim Statistischen Bundesamt bis 2002 erhobenen Weissmostpreisen zu erkennen ist. Da auch die Produktionskosten gestiegen sind, ergibt sich eine Situation, in der stärker als bisher eine Optimierung der Produktion angestrebt werden muss. Insbesondere der kostenintensive Block der Arbeitskosten – Fach-Akh müssen derzeit mit 15 €, Aushilfs-Akh mit 7 € kalkuliert werden – zwingt zu einer hohen Effizienz der eingesetzten Arbeitszeit. Entsprechend müssen Umstellungsmassnahmen, die zu einer höheren Arbeitszeitbelastung führen würden, besonders kritisch diskutiert werden. Auch die Materialkosten im Pflanzenschutz unterliegen diesem Druck, der bei möglichst geringen Kosten ein Höchstmass an Wirksamkeit verlangt. Vor diesem Hintergrund ist die Diskussion um die weitere Zulassung kupferhaltiger Pflanzenschutzpräparate zu sehen, da diese Peronospora wirksam behandeln und zudem kostengünstig sind. Weiterhin wird angesichts des Überangebotes nicht mehr Wert auf Höchstserträge gelegt, sondern versucht, sich durch gezieltes Qualitätsmanagement optimal am Markt zu positionieren. Diese Entwicklungen sind im Rahmen dieser Arbeit von besonderer Bedeutung und werden im Folgenden diskutiert.

## Diskussion und Bewertung der Varianten: Problembereiche der Bewirtschaftungsumstellung und ihre betriebswirtschaftlichen Konsequenzen

**In diesem und den folgenden Abschnitten wird die Umstellung auf Euro vorgenommen. Die jeweiligen Beträge wurden entsprechend umgerechnet.**

In der Gesamtsicht ergeben sich aus der betriebswirtschaftlichen Analyse zunächst methodische Probleme. Während die praxisüblich wirtschaftenden Betriebe im wesentlichen den Literaturdaten entsprachen und damit die dort dargestellte Kosten- und Ertragsituation

**Tabelle 492:** Auswirkungen der Varianten Extensiv-Kupfer und Intensiv-Kupfer auf Kosten und Erträge im Vergleich zum praxisüblichen Weinbau **in Euro**; - = Einsparung, + = Mehraufwand; <sup>1</sup>: ohne/mit Berücksichtigung der Zeilenpflege

Art	Vergl.: Kon	Bio I (Intensiv-Kupfer)	Bio II (Extensiv-Kupfer)
<b>Bodenbearbeitung/Begrünung:</b>			
Maschinenkosten	174 €	92 € (- 83 €)	142 € (- 33 €)
Arbeitskosten	281 €	129 € (- 152 €)/564 € (+ 283 €) <sup>1</sup>	253 € (- 29 €)
Materialkosten	61 €	61 € (± 0)	61 € (± 0)
Erträge	100%	- 10% (+ 320 €)	- 10% (+ 320 €)
Arbeitszeit	22 Akh	10 Akh	22 Akh
<b>Düngung</b>			
Verfahrenskosten	194 €	Keine (- 194 €)	573 € (+ 378 €)
Arbeitszeit	4 Akh	-	12 Akh
<b>Pflanzenschutz</b>			
Maschinenkosten	233 €	230 € (- 3 €)	283 € (+ 50 €)
Arbeitskosten	230 €	374 € (+ 144 €)	460 € (+ 230 €)
Materialkosten	377 €	101 € (- 270 €)	598 € (+ 221€)
Erträge	100%	± 0%	- 15% (+ 245 €)
Arbeitszeit	18 Akh	28 Akh	36 Akh
<b>Gesamt: Mehraufwand</b>	-	- 558 €	+ 818 €
<b>Gesamt: Minderertrag</b>	-	+ 320 €	+ 800 €
<b>Gesamt: Arbeitszeitbelastung<sup>58</sup></b>	44 Akh	38 Akh	70 Akh
<b>Endsumme</b>		<u>- 238 € / + 197<sup>1</sup></u>	<u>+ 1618 €</u>

für die Diskussion verwendet werden kann, wurden mit den beiden ökologisch wirtschaft-

<sup>58</sup> Nur die dort aufgeführten Arbeiten, Laubarbeiten und Ernte bleiben zunächst unberücksichtigt

tenden Betrieben zwei Extreme vorgefunden, die vor allem im Bereich Pflanzenschutz völlig unterschiedliche und mit den Literaturdaten nicht vergleichbare Systeme nutzten. Obwohl ihre Wirksamkeit zunächst ähnlich gut scheint, da beide Betriebe (mit der Ausnahme eines Jahres) keine Angaben zu Ertragseinbussen durch Schadorganismen machten, zeigen sie auf der Kostenseite erhebliche Unterschiede. Während der Variante Bio I im Pflanzenschutz pro Hektar und Jahr Verfahrenskosten von ca. 690 € entstanden und damit sogar den Verfahrenskosten der praxisüblichen Variante vergleichbar ist, waren dies in der Variante Bio II ca. 1330 €, was einem Plus von fast 100% entspricht. Diesem Mehraufwand entspricht kein nachvollziehbarer Mehrertrag, denn obwohl die Erträge der Bio-Varianten aus den schon dargestellten Gründen nicht verglichen werden können, deutet der Vergleich zur jeweiligen praxisüblich bewirtschafteten Fläche mit einem vergleichswisen Mehrertrag von Bio I von 50% und einem vergleichswisen Minderertrag von Bio II von 25% auf eher umgekehrte Verhältnisse, also auf einen Mehrertrag der Variante Bio I. Entsprechend ist das Pflanzenschutzsystem der Variante Bio II kritisch zu hinterfragen, und im Gegensatz zu den Angaben des Winzers muss mit Ertragseinbussen gerechnet werden. Aber auch die Variante Bio I kann im ökologischen Pflanzenschutz nicht als stellvertretend angesehen werden, denn sie bleibt mit ihren Aufwendungen weit hinter den Literaturangaben zurück. Offenbar führt dieses System, das ich im Folgenden als „Intensiv-Kupfer“ bezeichnen werde, hohe Wirksamkeit gegen Schaderreger und geringe Kostenbelastung zusammen. Diese Eigenschaften machen dieses System auch für den praxisüblichen Weinbau zunehmend attraktiv, da es ihm erlaubt, bei tolerablen Peronospora-Befall, der – wenn überhaupt – eine Reduktion des Mengenertrages bedingt, die vergleichsweise teuren Peronospora-Fungizide durch die günstigen Kupfermittel zu ersetzen (pers. Mttlg. LWG Veitshöchheim). Da, wie schon dargestellt, ein geringerer Mengenertrag ohnehin in Kauf genommen werden kann bzw. sogar angestrebt wird, können auf diese Weise erhebliche Einsparungen realisiert werden.

Für die Zwecke dieser Arbeit müssen daher die beiden Varianten „Intensiv-Kupfer“ und „Extensiv-Kupfer“ des Öko-Weinbaus getrennt diskutiert werden. Weiterhin wird angenommen, dass die Begrünung für eine Ertragsdepression von 10% verantwortlich ist, obwohl die Ertragsdaten der Variante Bio I einen solchen Zusammenhang nicht stützen. Bei einer angenommenen Gesamtertragsdepression von 25% würden damit 15% auf den weniger wirksamen Pflanzenschutz entfallen, allerdings nur bei der Variante Extensiv-Kupfer<sup>59</sup>. Für die monetäre Bewertung der Ertragsdifferenzen wurde von einem Durchschnittsertrag von 80

---

<sup>59</sup> Da alle Winzer regelmässige Bodenuntersuchungen durchführen und entsprechend düngen, entfällt die Berücksichtigung des Düngens als Möglichkeit für Ertragsdifferenzen.

hl/ha ausgegangen, der mit 40 €/hl (Weissmostpreis) vergütet wird. In **Tabelle 492** wurden alle entscheidenden Parameter nochmals zusammengefasst und gegenübergestellt. Zunächst ist zu erkennen, dass die beiden Öko-Varianten zu völlig unterschiedlichen Ergebnissen kommen: Während die Variante Bio I gegenüber einem durchschnittlichen konventionellen Betrieb und ohne Berücksichtigung der Zeilenpflege ca. 238 € pro Hektar und Jahr mehr erwirtschaftet, stehen beim Betrieb Bio II ca. 1600 € niedrigere Erlöse zu Buche<sup>60</sup>. Damit ist die Variante Bio I als wirtschaftlicher anzusehen. Betrachtet man die einzelnen Arbeitsbereiche, so ergeben sich aus der Einführung einer wie in den Beispielbetrieben gestalteten Dauerbegrünung keine erkennbaren betriebswirtschaftlichen Probleme, mit Ausnahme der Variante Bio I, in der die Zeilenpflege durch Handmähd mit erheblichen Arbeitskosten verbunden ist. Allerdings gibt es alternative Formen zur Einkürzung der Zeilenbegrünung, von denen das Unterstockmulchgerät als Stand der Technik anzusehen ist. Entsprechend würden auch die Kosten deutlich sinken, da dieses Gerät in Kombination mit anderen Geräten gefahren werden kann und somit nur marginal höhere Arbeits- und Maschinenkosten entstehen würden. Ohne Handmähd sinkt die Kostenbelastung und auch bei den Akh ist – je nach Management – eine Entlastung möglich. Gegen die Möglichkeit, dass die Begrünung für Ertragsminderungen verantwortlich ist, sprechen die Ertragsdaten der Fläche Bergondell Bio wie auch einschlägige Überlegungen der zuständigen Experten, die weiter oben schon ausgeführt wurden. Trotzdem werden 10% Ertragsreduktion angenommen, da andere Quellen solche Wechselwirkungen beobachteten und die Ertragsergebnisse auch vom lokalen Wettergeschehen abhängig sind, die mögliche negative Auswirkungen einer Dauerbegrünung erst bei einer längeren Trockenheit sichtbar werden lassen. **Trotzdem erscheint eine Bewirtschaftungsumstellung im Bereich Bodenbearbeitung und Begrünung grundsätzlich betriebswirtschaftlich beherrschbar, und kann daher empfohlen werden. Lediglich die Handmähd als Massnahme zur Pflege der Unterstockbegrünung ist als problematisch zu sehen.**

Im Bereich Düngung ist die Variante Bio II – organische Dünger und Gesteinsmehl – als betriebswirtschaftlich ungeeignet zu verwerfen. Gegenüber der praxisüblichen Variante steigen die Verfahrenskosten um fast 200%, die Arbeitszeitbelastung verdreifacht sich. Ob die Variante Bio II geeignet ist, langfristig die Bodenfruchtbarkeit zu gewährleisten, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht beurteilt werden. Zumindest in einem kurzfristigen Rahmen stellt eine optimierte Gründüngung offenbar genug Nährstoffe zur Verfügung; in Kombination mit

---

<sup>60</sup> Diese Zahlen legen nahe, dass der Betrieb nicht rentabel arbeitet, doch erzielt er aus der Direktvermarktung in einem spezifischen Segment sehr viel höhere Erlöse als die unterstellten 40 € je hl für Weissmost.

teilweisen Begrünungsumbruch lassen sich konkurrenzfähige Ergebnisse erzielen. Entsprechend wäre dieses System zu präferieren, zumal es gegenüber der praxisüblichen Variante zusätzliche Einsparungen realisiert. **Dieses System kann für die Bewirtschaftungsumstellung empfohlen werden.**

Auch bei den Öko-Varianten ist bei nahezu allen Schadorganismen, vor allem aber den verschiedenen pilzlichen Erkrankungen, eine ausreichende präventive und kurative Wirkung gegeben. Einzige Ausnahme ist Peronospora, die lediglich in der Variante „Intensiv-Kupfer“ bei hohem Befallsdruck ausreichend kurativ behandelt werden kann. Beim Pflanzenschutz ist die Variante „Extensiv-Kupfer“ nicht zu empfehlen, da bei allen Kostenarten zusätzliche Kosten anfallen und zudem mit einer Ertragsreduktion von ca. 15% gerechnet werden muss, die diesem Bereich zuzuordnen ist. Dies ist bei der Variante „Intensiv-Kupfer“ nicht der Fall, zudem können bei den Materialkosten Einsparungen realisiert werden, die so hoch sind, dass diese Variante hinsichtlich der Gesamtkosten sogar günstiger liegt als die praxisübliche Variante. Allerdings ist anzumerken, dass beide Öko-Varianten deutlich mehr Arbeitszeit erfordern; bei „Extensiv-Kupfer“ verdoppelt sich der Arbeitsaufwand, während er bei „Intensiv-Kupfer“ um 10 Akh oder 55% steigt. Da Arbeit oftmals ein limitierender Faktor in Weinbaubetrieben ist (Oberhofer 1989), ist diesem Umstand besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Weiterhin ist zu beachten, dass in den betrachteten Jahren die Systeme keinen Kalamitäten von Schadorganismen wie Traubenwickler oder Schadmilben ausgesetzt waren. Es lässt sich damit auch keine Aussage bezüglich der Frage treffen, wie wirksam die eingesetzten Pflanzenschutzsysteme solchen Herausforderungen begegnen können, bzw. wie sich solche Ereignisse betriebswirtschaftlich auswirken würden. **Entsprechend kann für Umstellungsmassnahmen unter Berücksichtigung der o.a. Einschränkungen nur das System „Intensiv-Kupfer“ für die Bewirtschaftungsumstellung empfohlen werden.**

## C: Entwicklung des Schutzkonzeptes

### Gegenüberstellung naturschutzfachlicher Nutzenerwartung und betriebswirtschaftlicher Folgekosten

**Tabelle 503:** Gegenüberstellung und Bewertung von naturschutzfachlichem Nutzen und betriebswirtschaftlichen Folgen ausgewählter Bewirtschaftungsumstellungen

Bewirtschaftungsform	Naturschutzfachlicher Nutzen	Betriebswirtschaftliche Folgen	Folgerung
<b>Teilzeitbegrünung</b> (Winterbegrünung mit Umbruch im Frühjahr, anschliessend Offenhalten der Flächen)	Keiner: Vollständig fehlender Lebensraum im Vegetationshalbjahr; Ausnahme: Ackerarten	Mittlere Kosten, keine Ertragsdepression	Zu verwerfen, da nicht mit Naturschutzzielen vereinbar
<b>Dauerbegrünung Variante Bio I</b> (zweizeilig alternierender Umbruch, Mulchen, begrünte Zeilen)	Hoch durch hohe pflanzliche Artenvielfalt und hohe Strukturdiversität	Hoch durch Management der begrünten Zeilen, ansonsten niedrig; Ertragsdepression unklar, aber maximal 10%	Wäre zu präferieren, wenn die hohen Kosten der Begrünungspflege in den Zeilen umgangen werden könnten
<b>Dauerbegrünung Variante Bio II</b> (zweizeilig alternierender Umbruch, Mulchen, offene Zeilen)	Mittel durch geringe pflanzliche Artenvielfalt und niedrige Strukturdiversität, zu häufiger Einsatz problematischer Geräte (Mulchgerät)	Mittel durch zu häufige Bearbeitungen, Ertragsdepression unklar, maximal 10%	Betriebswirtschaftlich optimierbar, aber für Zwecke des Naturschutzes nicht ausreichend
<b>Düngung</b>	Für naturschutzfachliche Überlegungen unerheblich, da alle Flächen ein hohes Nährstoffangebot gewährleisten müssen	Keine Umstellungen notwendig	Wird nicht berücksichtigt, da ohnehin keine der Flächen Eigenschaften von Magerstandorten entwickeln wird
<b>Pflanzenschutz</b> „praxisüblich“	Schwache Auswirkungen auf Arthropoden bei Verzicht auf Insektizide	Mittlere Kostenbelastung, keine Ertragseinbussen durch sichere kurative Behandlung aller Schadorganismen	Kann auch im Hinblick auf naturschutzfachliche Erwägungen beibehalten werden
<b>Pflanzenschutz</b> „Intensiv-Kupfer“	Erhebliche Bedenken durch hohe Kupferkontaminationen des Bodens und den damit verbundenen Folgen für Arthropodenzönosen	Mittlere Kostenbelastung, keine Ertragseinbussen durch sichere kurative Behandlung aller Schadorganismen incl. Peronospora; allerdings hohe Arbeitsbelastung durch häufige Applikation	Von der Kostenseite dem praxisüblichen Weinbau überlegen, jedoch aufgrund der zu vermutenden negativen Beeinflussung von Arthropodenzönosen zu verwerfen
<b>Pflanzenschutz</b> „Extensiv-Kupfer“	Keine Beeinträchtigungen von Arthropoden	Hohe Kostenbelastung bei geringen bis mittleren Ertragseinbussen, vor allem bei hohem Befallsdruck durch Peronospora; hohe Arbeitsbelastung	Aus betriebswirtschaftlichen Gründen nicht zu empfehlen

In **Tabelle 503** werden die im ersten und zweiten Teil erarbeiteten Fakten gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass keine Wirtschaftsweise in ihrer Gesamtheit empfohlen werden kann. **Vielmehr müssen aus jeder Variante Einzelelemente herangezogen werden, die erst in ihrer Zusammenstellung naturschutzfachlichen und betriebswirtschaftlichen Erwartungen genügen können.**

## Zusammenstellung des bevorzugten Konzeptes und Berechnung der notwendigen Ausgleichszahlungen

Aus den oben zusammengeführten Überlegungen ergibt sich die Auswahl folgender Elemente:

- 1) **Pflanzenschutz:** Unter Berücksichtigung aller aufgeführten Aspekte gibt es keinen Grund, für eine Naturschutzstrategie in Rebflächen von dem im praxisüblichen Weinbau praktizierten Pflanzenschutz abzuweichen. Zwar vereint der in der Variante „Intensiv-Kupfer“ betriebene Pflanzenschutz hohe Wirksamkeit bei niedrigen Kosten und wurde zudem auf den Flächen betrieben, welche die höchsten qualitativen und quantitativen Effekte der untersuchten Arthropodengruppen aufwiesen. Diese lassen sich jedoch vor allem durch das veränderte Begrünungsmanagement erklären, und unter Berücksichtigung von Literaturdaten ist anzunehmen, dass die Variante „Intensiv-Kupfer“ sogar schädigend auf Arthropodenpopulationen wirkt. In der Variante „Extensiv-Kupfer“ ist diese Problematik nicht gegeben, allerdings steigen Kostenbelastung und Arbeitszeitbedarf so an, dass im Vergleich zur praxisüblichen Variante auf der naturschutzfachlichen Ebene keine Vorteile und auf der betriebswirtschaftlichen Ebene nur Nachteile festgestellt werden können. Damit wird der im praxisüblichen Weinbau praktizierte Pflanzenschutz für die Schutzstrategie übernommen. Er wird jedoch folgenden Einschränkungen unterworfen:
  - a) **Insektizide dürfen nur unter Schadschwellenvorbehalt und nach Überprüfung durch unabhängige Experten eingesetzt werden.** Als Mittel sind nur *Bacillus thuringiensis* – Präparate erlaubt. Geeignete Schadschwellen sind regional von den Experten der zuständigen Landesanstalten zu ermitteln.
  - b) **Kupferhaltige Präparate sind erlaubt, jedoch nur bis zu einer Gesamtmenge von einem Kilogramm Reinkupfer je Hektar und Jahr.**
- 2) **Bodenbearbeitung/Begrünung:** Die entscheidenden Effekte auf die Diversität der untersuchten Gruppen ergab sich aus einer arten- und strukturreichen Begrünung, so dass diese das Kernelement einer Naturschutzstrategie darstellen muss. Gleichzeitig müssen die durch Konkurrenzphänomene bewirkten nachteiligen Effekte auf die Reben berücksichtigt werden, um Ertragsdepressionen zu vermeiden. Im Hinblick auf die

Strukturdiversität erwiesen sich die begrünten Zeilen der Variante Bio I als bedeutsam, die jedoch durch die notwendigen Einkürzungsarbeiten hohe Kosten verursachten. Zudem sind weinbaulich unerwünschte Nebeneffekte wie Horstbildung und Einwuchs holziger Pflanzen zu beobachten, die die Akzeptanz der Strategie verringern dürfte. Zwar steht mit dem Unterstockmulcher eine im Vergleich zur Handmahd kostengünstigere Alternative zur Verfügung, doch kann die benötigte strukturreiche Vegetation auch auf andere Weise herbeigeführt werden. Es könnte in der begrünten Gasse so gemulcht werden, dass in der Mitte der Fahrspur ein etwa 50 cm breiter ungemulchter Grasstreifen verbleibt, der bis Mitte Juli stehenbleiben sollte. Insgesamt sollte es sich um eine zweizeilig alternierende Dauerbegrünung handeln, in der eine Gasse im Frühsommer mit der Fräse umgebrochen und im August neu eingesät wird, wobei zur Saatbettbereitung die Fräse ein zweites Mal eingesetzt werden kann. Insgesamt ist der Einsatz der Fräse jedoch auf die Hälfte der Rebfläche zu begrenzen. Tiefenlockerung und mechanischen Beikrautregulierung im Unterstockbereich kann nach Massgabe der Winzer durchgeführt werden, Herbizide sowie Abflammen sind untersagt. Dreimaliges Mulchen der begrünten Gasse ist gestattet, wobei ein ca. 50 cm breiter Grünstreifen in der Mitte der Gasse stehen gelassen werden muss. Zusätzlich ist das Mulchgerät auf mindestens 10cm Bodenabstand einzurichten.

Das vorgeschlagene Begrünungsmanagement hat den erheblichen Nachteil, dass seine betriebswirtschaftlichen Konsequenzen teilweise nicht genau abgeschätzt werden können. Wie sich ein 50cm breiter Grünstreifen in jeder zweiten Gasse auf den Wasserhaushalt der Rebfläche auswirken wird, ist bisher nicht untersucht worden. Allerdings ist anzumerken, dass in der Variante Bio I mit den begrünten Zeilen ein ähnliches System beobachtet werden konnte, dass keine erkennbaren Ertragsdepressionen aufwies, obwohl der Grünstreifen direkt in der Rebzeile lokalisiert war. Weiterhin ist zu beachten, dass bei einem höheren Schnittansatz des Mulchgerätes die Begrünung schneller aufwachsen und dadurch der Wasserbedarf steigen wird. Dies lässt einen weiteren Mulchschnitt (drei statt zwei) notwendig erscheinen, zudem müssen stärkere Effekte auf die Reben veranschlagt werden. Entsprechend wird für die Kalkulationen angenommen, dass sich die vermutete Ertragsdepression von 10% auf ca. 20% steigern wird, was jedoch als konservative Schätzung betrachtet werden muss; zumindest in Jahren mit normaler Wasserversorgung dürfte sie erheblich darunter liegen. Damit ergibt sich folgende zu veranschlagende Ausgleichszahlung:

**Tabelle 514:** Berechnung der Höhe von Ausgleichszahlungen als Differenz zur praxisüblichen Bewirtschaftung; monetäre Bewertung der Ertragsdifferenzen: Berechnung unter der Annahme eines Minderertrages von 20% bei 80 hl/ha und einem Weissmostpreis von 40 €/hl; \*: Differenz der Literaturdaten

Bereich	Änderung	Änderung Kosten*	Änderung Ertrag	Beitrag zur Ausgleichszahlung
Pflanzenschutz	Keine	0	0	0
Boden/Begrünung	Dauerbegrünung wie oben spezifiziert	+ 135 €	- 640 €	<b><u>- 505 €</u></b>

**Für eine wie oben charakterisierte Bewirtschaftung von Ertragsreblächen unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten sind Ausgleichszahlungen i.H.v. 505 € je Hektar und Jahr zu veranschlagen.**

### Notwendigkeit begleitender Rahmenbedingungen

Die Arbeit wäre ohne Hilfestellung zahlreicher Fachleute aus den Bereichen Naturschutz und Weinbau nicht möglich gewesen. Sollte die erarbeitete Konzeption Anwendung finden, ist ohne die erneute enge Abstimmung zwischen den erwähnten Gruppen ein Erfolg wenig wahrscheinlich, aus folgenden Gründen:

- a) Auch wenn die überwiegende Mehrheit der Betriebsleiter ökologischen Fragen gegenüber grundsätzlich aufgeschlossen ist, stehen für sie bei Entscheidungen zur Betriebsführung betriebswirtschaftliche Aspekte im Vordergrund. Es ist deshalb nur dann mit einer Beteiligung an der vorgestellten Konzeption zu rechnen, wenn diese in allen Aspekten ausreichend kommuniziert werden kann. Hierfür sind die Fachleute der zuständigen Landesanstalten prädestiniert, da sie zum einen ohnehin mit den Betriebsleitern in häufigem Kontakt stehen und zum zweiten aufgrund ihrer Sachkenntnis die notwendige Autorität für die Kommunikationsprozesse besitzen.
- b) Die erarbeitete Konzeption müsste von Fachleuten beider Seiten kritisch begleitet werden. Es wären sowohl auf der naturschutzfachlichen wie der weinbaufachlichen Ebene Evaluationen vorzunehmen, die die unterstellte Wirksamkeit der einzelnen Elemente zu verifizieren hätten. Weiterhin wären notwendige Begleitmassnahmen, wie etwa Arbeiten im Rahmen der Schadschwellenproblematik oder Bodenfruchtbarkeitsuntersuchungen, am einfachsten durch die zuständigen Institutionen zu leisten.
- c) Schon im Rahmen dieser Arbeit kam es zu erheblichen Veränderungen der Marktsituation der Weinbaubetriebe, die sich auch auf die Kalkulation der Höhe der Ausgleichszahlungen auswirkte. Da ein solches Marktgeschehen grundsätzlich kaum vorhersehbar

ist, besitzt die ausgearbeitete Entschädigungszahlung nur für den jetzigen Zeitpunkt Gültigkeit und müsste bei neuen Änderungen entsprechend angepasst werden. Auch hiermit wären wieder die schon genannten Fachleute zu befassen.

## 1. Einführung

### **Die Bedrohung der biologischen Vielfalt**

#### **Der Nutzen der biologischen Vielfalt**

Die Begriffe „Biologische Vielfalt“ oder „Biodiversität“ wurden eingeführt, um „die Vielfalt des Lebendigen an sich“ (Wilson 2001) zu umschreiben, von der molekularen Ebene der Gene bis zu den Ökosystemen des Planeten. Ein wesentliches Element ist die sogenannte Artenvielfalt, also die auf einen Raum oder eine Fläche bezogene Anzahl von Arten der unterschiedlichen Gruppen von Organismen<sup>61</sup>. Ihre besondere Bedeutung geht auf zwei Überlegungen zurück: Arten sind die Einheiten, die Evolution durchlaufen, und sie sind es auch, die aussterben (also nicht etwa die Gene oder Landschaften etc.) (Terborgh und van Schaik 1997). Sofern im Folgenden nicht ausdrücklich anders vermerkt, ist die Artenvielfalt gemeint, wenn von „biologischer Vielfalt“ die Rede ist.

In den letzten zwei Jahrzehnten hat die Einsicht Raum gewonnen, dass die biologische Vielfalt im Schwinden begriffen ist (z.B. Wilson 2001; Smith, May et al. 1993; 1996; Hughes, Daily et al. 1997). Diese Erkenntnis war zunächst nur den mit der wissenschaftlichen Forschung befassten Experten zugänglich; sie hat aber mittlerweile in Form von Schutz- und Forschungsinitiativen Eingang in den politischen Zielsetzungsrahmen gefunden, sowohl auf internationaler (z.B. Washingtoner Artenschutzabkommen, Rio-Deklaration, EU-Richtlinie „Fauna-Flora-Habitat“) als auch nationaler (z.B. Biodiversitäts-Programm des BMBF, Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes, Vertragsnaturschutzprogramme der Länder) Ebene. Warum aber sollten die auf diesem Planeten vorkommenden Organismenarten – Mikroorganismen, Pilze, Tiere und Pflanzen – Einfluss auf menschliche Entscheidungsprozesse haben? Die Notwendigkeit, hierfür eine Begründung zu finden, ergibt sich offenbar aus der Erkenntnis, dass der Schutz biologischer Vielfalt mit Kosten verbunden ist, die von der Allgemeinheit aufzubringen sind. Auch wenn man zunächst an direkte Kosten denken mag, wie die Einrichtung und Erhaltung von Naturschutzgebieten, so ist dies doch nicht der entscheidende Kostenfaktor. Vor allem die sogenannten *Opportunitätskosten*, d.h. Kosten, die

---

<sup>61</sup> Auf die Problematik sowohl des Artbegriffes wie auch der Definition von „biologischer Vielfalt“ gehe ich im Folgenden nicht ein. Vergleiche hierzu beispielsweise Bachmann (1998) und Thompson (1996) bzw. Ghilarov (1996) und Lovejoy (1996).

durch den entgangenen Gewinn aus anderen Nutzungsformen entstehen, sind hier von entscheidender Bedeutung (Hampicke 1991; Barbier 1993). Ein zum Nationalpark erklärtes Regenwaldgebiet verschlingt nicht nur die Gehälter der angestellten Ranger; aus dem Wald hätten Holz, und später, durch Anpflanzen einer Plantage, weitere Wirtschaftsgüter gewonnen werden können. Dieses erwirtschaftete Geld hätte in Wertpapieren oder Aktien angelegt werden können, womit weiterer Gewinn realisierbar gewesen wäre<sup>62</sup>. Der Erhalt von biologischer Vielfalt verursacht demnach Kosten; und als wirtschaftlich denkende Individuen<sup>63</sup> erwarten wir, dass wir für diese Ausgabe auch eine Einnahme verbuchen können, bzw. – sofern man die Ausgabe als Investition versteht – ein *return on investment*<sup>64</sup> (Tilman 2000). Worin könnte dieser bestehen? Diese Frage wird umso bedeutsamer, wenn man die Praxis des Artenschutzes betrachtet. In Deutschland wird das Instrument der sogenannten „Roten Listen“ verwendet, Verzeichnisse von Arten, die nach Meinung einschlägiger Experten so selten<sup>65</sup> geworden sind, dass ihr Vorkommen in Deutschland als bedroht erscheint. In diesen Listen werden Gefährdungskategorien unterschieden, die entsprechende Handlungsempfehlungen nach sich ziehen; für eine Art der Schutzkategorie II z.B. sind „Schutz- und Hilfsmassnahmen

---

<sup>62</sup> s. Clark (1973) für eine Beispielrechnung, die belegt, dass die Vernichtung einer biologischen Ressource unter dem Aspekt der Gewinnoptimierung ökonomisch Sinn machen kann.

<sup>63</sup> Ökonomie untersucht, wie knappe Güter so allokiert werden können, dass das Nutzenniveau für alle Wirtschaftssubjekte ein Maximum erreicht. In diesem Zusammenhang wird der „homo oeconomicus“ als Abstraktion eingeführt; sie unterstellt, dass alle wirtschaftlich handelnden Subjekte nach rationalen Gesichtspunkten entscheiden, um das eigene Nutzenniveau zu maximieren. Diese Grundannahme der marktwirtschaftlichen Theorie wird in der Ökonomie selbst kritisch hinterfragt. Eine Darstellung dieser ökonomischen Grundbegriffe sowie des Begriffes der Opportunitätskosten bzw. des „Nutzens“ findet sich z.B. in Woll (1996) und Hardes und Schmitz (2000).

<sup>64</sup> Für eine Kritik dieses Ansatzes s. z.B. Ehrenfeld (1992). An diese Stelle gehört auch der Hinweis, dass ich im Folgenden auf theologische, philosophisch-biozentrische oder populär-biozentrische Argumente zur Erhaltung der Artenvielfalt nicht eingehe. Damit soll nicht ihre Berechtigung in Frage gestellt werden. Sie haben jedoch – neben anderen Einwänden – den entscheidenden Nachteil, dass sie im Hinblick auf Bildung, Intellekt und Ethik so akzentuiert sind, dass sie für einen auf die gesamte Gesellschaft bezogenen Diskurs als ungeeignet erscheinen (Hampicke 1991; Hampicke 1994). Als Extremfall dieser Argumentationslinie kann der Versuch gesehen werden, der Artenvielfalt einen nicht weiter begründeten „intrinsischen Wert“ (Ghilarov 2000) zuzuschreiben, der ihren Erhalt auch jenseits von Kosten/Nutzen-Erwägungen rechtfertigen sollte. Dieser Ansatz ist jedoch keiner ökonomischen Analyse zugänglich und damit für eine ernsthafte gesellschaftliche Auseinandersetzung nicht geeignet (Argumentation s. Hampicke 1991)

<sup>65</sup> der Begriff der „Gefährdung“ der roten Listen bezieht folgende Elemente ein: aktueller Bestand, Bestandsentwicklung in der Vergangenheit, prognostische Bestandsentwicklung und Risikofaktoren (Trautner, Müller-Motzfeld et al. 1997)

dringend erforderlich“ (Trautner, Müller-Motzfeld et al. 1997). Die zu Beginn gestellte Frage lässt sich damit weiter eingrenzen: Warum sollten für die Art „*Callistus lunatus*“, einem der Öffentlichkeit eher unbekanntem Laufkäfer der Schutzkategorie II, volkswirtschaftlich knappe Ressourcen<sup>66</sup> eingesetzt werden?

Folgende Möglichkeiten eines Nutzens von Organismen werden in der Literatur diskutiert (Hampicke 1991; Randall 1992; Hampicke 1994; Tampe 1995; Edwards and Abivardi 1998; Gatto 2000): ein „utilitarian value“, der u.a. die Entnahme direkt marktfähiger Güter umschreibt (Rohstoffe, Ernährung etc.); ein „user value“, der für eine nicht direkt marktfähige, aber dennoch bewertbare Nutzung steht (z.B. ästhetisches oder emotionales Vergnügen); und schliesslich ein „nonuser value“, der in einer ökologischen Funktion oder einer Option für eine zukünftige Nutzung (im Hinblick auf „utilitarian“ oder „user“) besteht. Befragt man nun die o.a. Art hinsichtlich ihres Nutzeninhalts, so lassen sich die beiden ersten ausschliessen; weder liefert sie einen Rohstoff, noch einen ästhetischen oder emotionalen Nutzen (einige wenige Coleopterologen nicht gerechnet). Somit bleiben zwei ökonomische Argumente für den Erhalt dieser Art unter Einsatz knapper Ressourcen: Funktionalität im Ökosystem, und ein möglicher, derzeit aber unbekannter zukünftiger Nutzen. Damit aus der ökologischen Funktion der Art im Ökosystem ein Nutzen entsteht, müssen wir zusätzlich unterstellen, dass diese Funktion notwendig ist, um *Eigenschaften* des Ökosystems zu erhalten, von denen wir letztlich profitieren. Um den in der Literatur verwendeten Sprachgebrauch beizubehalten, werde ich im folgenden Abschnitt von der „Funktion“ von Ökosystemen reden, womit genau diese Eigenschaften gemeint sind; sie dürfen nicht mit der „Funktion“ einer Art im Ökosystem verwechselt werden.

### **Artenvielfalt und die Funktion von Ökosystemen**

Die *Funktion* von Ökosystemen wird in der Literatur im wesentlichen durch zwei Aspekte umschrieben: Man versteht darunter einerseits kurzfristig messbare Variablen wie Primärproduktion und Nährstofffreisetzung, allgemein also Energie- und Stoffumsätze, andererseits die langfristig orientierten Begriffe der Stabilität<sup>67</sup> (Loreau 2000; Schwartz 2000) oder der

---

<sup>66</sup> Oftmals ist bei der Einführung ökonomischer Argumente von Naturschützern zu hören, dass der Einwand knapper (monetärer) Ressourcen nicht gelte, schliesslich sei „für andere Dinge (z.B. Wehretat) auch Geld da“. Dieses Argument geht in seiner Zielrichtung jedoch fehl; zur Diskussion steht ausschliesslich die Frage der Verwendung (Allokation) der knappen Güter, nicht jedoch, ob die Güter an sich knapp sind.

<sup>67</sup> „Stabilität“ eines Ökosystems ist ein sehr unterschiedlich definierter Begriff der Ökologie (Grimm and Wissel 1997; Pimm 1984), was dazu führt, dass seine Anwendbarkeit in dieser Debatte in Frage gestellt wird (Muradian

„Vorhersehbarkeit“ bzw. „Zuverlässigkeit“ (McGrady-Steed, Harris et al. 1997; Naeem and Li 1997). Hinsichtlich der ersten Variablengruppe ergaben erste experimentelle Ansätze unterschiedliche Ergebnisse: während einige Experimente positive Beziehungen zwischen Artenvielfalt und dem jeweiligen Funktionsparameter zeigten (z.B. Naeem, Thomson et al. 1995; van der Heijden 1998; Troumbis und Memtsas 2000), konnten andere diese Beziehung nicht herstellen (z.B. Hooper und Vitousek 1998; Wardle, Zackrisson et al. 1997; Zusammenfassungen in Grime (1997) und Schwartz (2000)). Ein ähnlich unbestimmtes Bild ergibt sich hinsichtlich der Variablen Stabilität, Vorhersehbarkeit etc.<sup>68</sup>. Hinzu kommt, dass gegenüber verschiedenen Experimenten erhebliche methodische Einwände erhoben wurden (Huston 1997; Wardle 1998), so dass man als Ergebnis feststellen muss, dass sich aus dem derzeitigen Stand der noch im Fluss befindlichen empirischen Analyse keine zwingende Argumente zur Bewahrung hoher Artenvielfalt in den Ökosystemen ergeben (Grime 1997; Schwartz 2000). Insbesondere zeitliche und räumliche Aspekte (z.B. Skaleneffekte, sukzessionsgebundene Effekte etc.) sind bisher kaum erforscht (Symstad, Chapin III et al. 2003). Zudem ist fraglich, ob mit den untersuchten Variablen Grössen gemessen wurden, die in einem Bezug zu der oben eingeführten Diskussion des „Nutzens“ stehen (Schwartz 2000). Jeder Landwirt weiss, dass eine artenarme Fettwiese wesentlich produktiver ist als ein artenreicher Magerrasen; die o.a. Experimente werden ihn kaum dazu bewegen, seine Meinung zu überdenken.

Einige Autoren sehen in der Diversität funktionaler Gruppen eine bessere Determinate ökosystemarer Funktionen als in der reinen Artenvielfalt (Wardle, Zackrisson et al. 1997; Tilman, Knops et al. 1997a; Hooper und Vitousek 1998). Damit wäre Artenvielfalt *per se* kein

---

2001). Die unterschiedlichen Definitionen bzw. Elemente von Stabilität werden z.B. in McCann (2000) dargestellt.

<sup>68</sup> Tilman (2000) und andere sehen klare Zusammenhänge zwischen Artenvielfalt und den verschiedenen Aspekten ökosystemarer Funktionen. Sie ziehen ihre Schlüsse aus der Analyse sog. „Microcosmos“-Experimente und ähnlicher Versuche; dabei wird die Anzahl von Arten in Kleinstsystemen variiert und die jeweiligen Parameter – Produktivität, Stabilität etc. – in Abhängigkeit von der Artenzahl bestimmt. Nach meiner Ansicht sind diese Daten jedoch nicht geeignet, einen Beitrag zu der Diskussion um die Bedeutung der Artenvielfalt zu leisten, da sie die falsche Frage stellen. Wir müssen wissen, wie sich der *Verlust* von vielleicht zehntausenden von Arten in Systemen auswirkt, die ursprünglich möglicherweise über hunderttausend hatten, und die zudem über die unterschiedlichsten Wechselwirkungen miteinander verknüpft waren; mit einem Grössenordnungsbereich von eins bis 64 Arten können relevante Eigenschaften dieser Systeme kaum beantwortet werden. Mit anderen Worten: Tilman und andere Wissenschaftler forschen hinsichtlich dieser Fragen am falschen Ende der Skala (McCann 2000).

vorrangiges Schutzziel; vielmehr müssten alle Anstrengungen darauf abzielen, die funktionalen Gruppen in den Systemen zu erhalten. Ein Teil der existierenden Biodiversität wäre als *redundant*<sup>69</sup> im Sinne von Walker (1992; 1995) und Lawton und Brown (1993) anzusehen: eine funktionale Gruppe bestünde aus mehreren bis vielen Arten, die sich gegenseitig ersetzen können, vor allem dann, wenn sie zu derselben ökologischen Gruppe (z.B. Gilde) gehören. Das Aussterben einzelner Arten wäre so lange unbedenklich, so lange ein „Ersatz“ in einer anderen Art gefunden werden könnte. Modellierungen dieser Idee zeigen, dass – unter den Bedingungen des Modells – bis zu 75% der Artenvielfalt verloren gehen können, bevor die erste funktionale Gruppe eliminiert wird (Fonseca und Ganade, 2001). Bezieht man diese Relation auf unser konkretes Beispiel, so wäre der Verlust von über 500 der mehr als 700 Laufkäferarten Mitteleuropas möglich, ohne dass mit Einbussen ökosystemarer Funktionen gerechnet werden müsste. Dies entspräche den sogenannten „Grenzwert-Modellen“, die eine Sättigung ökosystemarer Funktionen auf einem niedrigen Niveau der Artenvielfalt vorhersagen (Muradian 2001). Betrachtet man hierzu die empirischen Befunde, dann deutet die Mehrzahl der vorhandenen Arbeiten auf einen solchen Zusammenhang (Schwartz 2000). Sind damit die hinsichtlich des Verlustes von Biodiversität formulierten Bedenken hinfällig?

Verschiedene Studien zeigen, dass das Bild sehr viel komplexer ist. Damit das o.a. Modell gültig bleibt, müssen die Arten einer funktionalen Gruppe tatsächlich funktional austauschbar sein. Erste Untersuchungen zeigen, dass diese Vereinfachung in natürlichen Systemen nicht gilt (Jonsson und Malmqvist 2000; Duffy 2001). Zudem berücksichtigt dieses Modell keinerlei räumliche oder zeitliche Heterogenität, wie sie für reale Ökosysteme gegeben ist. Die funktionalen Eigenschaften einer Art könnten sich kontextbezogen ändern, unterschiedliche Arten erst unter unterschiedlichen Bedingungen dieselbe Funktion ausüben etc. (Cardinale, Nelson et al. 2000; Wellnitz 2001). Zudem ergeben sich neue Systemeigenschaften, wenn höhere trophische Ebenen oder ganze Nahrungsnetze betrachtet werden (Borrvall 2000; Johnson 2000). Aus diesen Gründen sollte das Konzept der „funktionalen Gruppe“ mit Vorsicht verwendet werden; in welchem Ausmass es tatsächlich anwendbar ist, müssen erst weitere Studien zeigen.

Als Ergebnis muss festgehalten werden, dass zum jetzigen Zeitpunkt keine gesicherten Aussagen über den Zusammenhang von Artenvielfalt und Funktionsparametern von Ökosystemen

---

<sup>69</sup> Aber s. z.B. Naeem (1998) zum Zusammenhang zwischen Redundanz und „Zuverlässigkeit“

getroffen werden können, ausser der, dass es einer Minimalausstattung an Arten bedarf, um überhaupt biogene Prozesse unterhalten zu können.

### **Die Unsicherheit eines zukünftigen Nutzens**

Die Bilanz des vorangegangenen Abschnittes vertieft das zu Beginn aufgezeigte Dilemma. Mein Ausgangspunkt war die Frage, welcher „nonuser value“ den Erhalt einer spezifischen Art unter Verwendung knapper Ressourcen rechtfertigt; als eine Möglichkeit war die Funktion dieser Art im Ökosystem genannt worden, unter der Annahme, dass diese Funktion notwendig ist, um die Eigenschaften des Systems zu erhalten. Wenn es noch nicht einmal möglich ist, die *allgemeine* Frage zu beantworten, ob Artenvielfalt und Systemeigenschaften miteinander verknüpft sind, so ist dies bezogen auf eine *konkrete* Art – siehe das Beispiel *Callistus lunatus* – unmöglich. Damit gesellt sich zu den unsicheren zukünftigen Nutzenarten – utilitarian value, user value – ein dritter, nämlich der einer möglichen, aber gegenwärtig unbestimmten Funktion im Ökosystem, die zudem unter Umständen substituierbar ist.

Was bedeutet dieser Schluss im Hinblick auf die Frage, ob knappe Ressourcen für den Erhalt von Arten eingesetzt werden sollen? In der Ökonomie ist dieses Problem – Entscheidungen unter Unsicherheit – bekannt (Hampicke 1991). Eine Besonderheit ist die Tatsache, dass die Entscheidung „Ausrottung“ statt „Erhalt“ irreversibel ist; eine einmal eliminierte Art kann nicht mehr „zurückgeholt“ werden, auch dann nicht, wenn ihr Nutzen nachträglich offenbar wurde. Unter anderem zeigen spieltheoretische Modelle, dass das Verhältnis der aufzuwendenden Schutzkosten in Relation zum – unbekanntem - Nutzen der Art entscheidend ist (Bishop 1978; Tisdell 1990). Als Faustregel ergibt die ökonomische Analyse die Strategie „Erhalt, wenn die Kosten dafür nicht unverhältnismässig hoch sind“ (Hampicke 1991). *Umgekehrt lässt sich daher folgern, dass solche Schutzstrategien zu präferieren sind, welche die Erhaltung von Arten zu möglichst niedrigen Kosten sicherstellen.* Die vorliegende Arbeit stellt den Versuch dar, eine solche Strategie an einem Beispielsystem zu entwickeln.

### **Zusatzbemerkungen**

In der bisherigen Einführung in die Thematik habe ich eine Argumentationslinie verfolgt, die die Beweislast für die sachliche Notwendigkeit der Allokation knapper Güter im Bereich des Artenschutzes einseitig den „Anwälten der Artenvielfalt“ zuweist. Folgende relativierende Anmerkungen sind angebracht<sup>70</sup>:

---

<sup>70</sup> Als Zusammenfassung sei Linsenmair (2002) empfohlen.

1. In der Realität ist der Aufwand einer Massnahme des Artenschutzes so gut wie nie auf eine einzelne Art gerichtet (hier das Beispiel *Callistus lunatus*). Meistens werden ganze Lebensräume unter Schutz gestellt, von Grosssystemen bis zu den sogenannten „Biotopen“. In ihnen werden die jeweils typischen Artengemeinschaften geschützt, so dass in Bezug auf die obige Darstellung der Nutzen ganzer Lebensgemeinschaften diskutiert werden müsste. Selbst in den Fällen, in denen vor allem eine herausragende Art geschützt werden soll – etwa die Berggorillas in Ruanda – wird durch den Schutz des Lebensraumes dieser Art vielen anderen ebenfalls das Überleben gesichert (Prinzip der „umbrella-species“). Die dabei entstehenden Kosten müssen daher über alle erhaltenen Arten verteilt werden, so dass die Kosten pro Art sinken.
2. Ich habe die Argumente für die Erhaltung der Artenvielfalt kritisch betrachtet. Die Beweislast kann auch umgedreht werden: Die Gesellschaft kann gezwungen werden, die Frage zu beantworten, warum man auf die Artenvielfalt keine Rücksicht nehmen muss. Sie stünde vor demselben argumentativen Dilemma, da sie einen kausalen Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und Funktionalität von Ökosystemen auch nicht ausschliessen kann. Hinsichtlich der Frage, ob der Verlust einer bestimmten Art ein Problem darstellen könnte, wäre die Gesellschaft ebenfalls um eine Antwort verlegen: Da wir die Anzahl und Art möglicher funktionaler Gruppen in den Ökosystemen nicht kennen und vor allem – selbst wenn dies bekannt wäre – eine bestimmte Art auch nicht einer solchen Gruppe zuordnen könnten, weil wir in den meisten Fällen ihre Biologie nicht kennen, ist eine solche Entscheidung nicht möglich. Um im ökonomischen Sprachgebrauch zu bleiben: Die Kosten unserer Entscheidungen unter Unsicherheit entstehen aus fehlendem Wissen. In der Betriebswirtschaft ist fehlende Information bei langfristig orientierten Entscheidungen des Unternehmens schon lange als ökonomischer Risikofaktor erkannt worden (Macharzina 1993). Sollte die Führung eines Unternehmens eine weitreichende Entscheidung – etwa eine Fusion mit einem anderen Unternehmen - treffen, ohne die Risiken einer fehlerhaften Entscheidung unter Unsicherheit durch Informationsbeschaffung minimiert zu haben, würde dies als schwerer Fehler des Managements gesehen werden. Betrachtet man angesichts dieser Zusammenhänge die Aufwendungen der entwickelten Staaten zur Erforschung der Biodiversität, und vergleicht sie mit anderen gesellschaftlichen Aufwendungen, vor allem aber der finanziellen Ausstattung sonstiger Schwerpunkte innerhalb der naturwissenschaftlichen Forschung, dann scheinen diese Gesellschaften nicht dringlich an einer Minimierung dieser Unsicherheit interessiert, was als schwerer ökonomischer Fehler interpretiert werden muss.

3. Bisher wurde die „Funktion“ der Ökosysteme mit eher abstrakten Begriffen umschrieben; unter Stoff- und Energieflüssen als einem „Nutzen“ kann sich kaum jemand etwas vorstellen. Tatsächlich „liefert“ ein Ökosystem jedoch „Güter“, die jeder sofort als wertvoll ansieht: sauberes Trinkwasser, Bodenfruchtbarkeit, Kontrolle von Schadorganismen, Erosionsschutz, Bestäubung etc. (Barbier, Burgess et al. 1994; Ehrlich 1995; Patrick 1996; Costanza, d'Arge et al. 1997); ihre Bedeutung für beispielsweise Agrarökosysteme und damit unserer Nahrungsgrundlage liegt auf der Hand (Gilpin, Gall et al. 1992; FAO 1999)<sup>71</sup>. Warum können diese Eigenschaften, die direkt oder indirekt von der Artenvielfalt abhängen (z.B. Folgarait 1998), nur sehr schwer bewertet werden, was zu ihrer systematischen Unterbewertung führt (Marggraf 1998)? Zum einen entsteht die Bewertungslücke, weil es sich um öffentliche Güter handelt, für die es keine Eigentumsrechte gibt. Erst das zugeteilte „Recht“ an einem Gut führt jedoch dazu, dass dieses Gut getauscht werden kann, und erst damit kann sein Wert im Verhältnis zu anderen Gütern ermittelt werden (Weikard 1998). Zum zweiten leidet jede ökonomische Analyse unter zwei möglichen Problemen: Fehlende Wahrnehmung eines Wertes (oder Nutzens) (Kosz 1997) und der vom jeweiligen Kontext abhängigen Bewertungsmatrix. Alle ökonomischen Handlungen sind Wahlhandlungen, die korrekt im Sinne von rational und optimierend nur erfolgen können, wenn der Wert (Nutzen) eines Gutes auch wahrgenommen wird. Um ein Beispiel zu geben: Derselbe Gegenstand, der bei der Entrümpelung eines Dachbodens gefunden wurde, kann im Sperrmüll oder auf einer Auktion landen, je nach dem ob er von einem um seinen Wert „Wissenden“ oder einem „Nicht-Wissenden“ entdeckt wurde. Da der Grossteil der Gesellschaft nicht über die Informationen verfügt, die zur Bewertung des Nutzens von Arten notwendig sind, können weder die Gesellschaft als Ganzes, noch die Individuen eine echte Wahlhandlung vornehmen; die ökonomische Analyse der „Bewertung“ wird damit an diesem Punkt ausgehebelt. Ein anderes Problem liegt darin, dass bei einer Bewertung zu einem bestimmten Zeitpunkt die jeweils gültige Wertematrix verwendet wird. Dabei wird nicht berücksichtigt, dass Bewertungen immer vom jeweiligen Kontext des Bewertenden abhängen; ein Stück Brot ist wertlos, wenn man gesättigt ist, jedoch von unschätzbarem

---

<sup>71</sup> Viele andere ökosystemare Prozesse, die für die Menschheit von zentraler Bedeutung sind, werden von Organismen an entscheidenden Punkten beeinflusst, beispielsweise das Klimageschehen. Allerdings ist die Frage, inwieweit diese Prozesse an die Vielfalt der Organismen gekoppelt sind, noch nicht ansatzweise verstanden. Ausnahmen sind Systeme wie die tropischen Regenwälder, in denen hohe Artenvielfalt eine *conditio sine qua non* für die Funktionalität des Gesamtsystems zu sein scheint.

Wert, wenn man verhungert. Problematisch ist hierbei vor allem, dass die Wertschätzungen zukünftiger Generationen nicht berücksichtigt werden (Hampicke 1991). Sind wir in der Position, entscheiden zu können, dass die Art *Callistus lunatus* für zukünftige Generationen wertlos ist? Tatsächlich wird *intergenerationelle Gerechtigkeit* in den politischen Vereinbarungen zur biologischen Vielfalt als das Hauptargument zur Erhaltung der biologischen Vielfalt genannt (Kosz 1997).

4. Wie schon oben ausgeführt setzt eine Bewertung die Möglichkeit zum Tausch voraus. Was aber, wenn das Gut – die biologische Vielfalt – gar nicht getauscht werden kann, weil sie unsere Existenzgrundlage darstellt? Auch in diesem Fall ist eine echte Wahlhandlung nicht möglich, da die Option „Erhaltung der Vielfalt“ ohne Alternative wäre.

## **Der Schutz der biologischen Vielfalt in der Kulturlandschaft**

### **Ursachen des Artenrückgangs in der Kulturlandschaft**

Der Inhalt des Begriffes „conservation“, der alle Massnahmen zum Schutz von Tier- und Pflanzenarten umfasst, erfährt in der Literatur eine deutliche Spaltung: Während vor allem amerikanische Wissenschaftler darunter im wesentlichen den Erhalt natürlicher oder naturnaher Wildnis und der sie bevölkernden Artengemeinschaften verstehen (Sarkar 1999; Vandermeer und Perfecto 1997), ist das Verständnis von „conservation“ in Europa ein völlig anderes. In der Bundesrepublik Deutschland existieren – mit Ausnahme weniger Relikthabitate – keine „natürlichen“ (im Sinne von ursprünglichen) Lebensräume mehr (Hampicke 1991; Warren 1998). Stattdessen ist durch Jahrhunderte landwirtschaftlicher Nutzung ein Mosaik verschieden stark überformter Lebensräume entstanden, das wir heute als „Kulturlandschaft“ bezeichnen, und das bis etwa zur Mitte des 20. Jahrhunderts artenreiche Lebensgemeinschaften beherbergte. Entsprechend wird der Schutz der biologischen Vielfalt in Deutschland vor allem als Schutz dieser artenreichen Zönosen verstanden (Warren 1998; Pimentel, Stachow et al. 1992; Jules 1997).

Paläontologische Untersuchungen zeigen, dass eine anthropogene Beeinflussung von Lebensgemeinschaften – etwa der Carabiden – schon sehr früh nachzuweisen ist (Andrieu-Ponel 1999), und die Tatsache, dass die Besiedelungsgeschichte Europas mit starken Veränderungen der Lebensräume und ihrer Lebensgemeinschaften einher ging, ist allgemein bekannt (BfN 1997). Ein zeitlich komprimierter, massiver Verlust an Tier- und Pflanzenarten trat jedoch erst im 20. Jahrhundert auf (Hampicke 1991; Plachter 1991), und ist bei einzelnen Tiergruppen unzweifelhaft dokumentiert (z.B. Heydemann und Meyer 1983; Desender und Turin 1989; Kubach, Trautner et al. 1999). Alle mit der Thematik befassten Experten sind sich einig, dass – neben anderen Ursachen - die Veränderung der landwirtschaftlichen Produktionsweise im Zuge der allgemeinen Industrialisierung die Eigenschaften vieler Lebensräume so verändert hat, dass es zum Rückgang oder sogar Verlust vieler Arten kam (RSU 1985; Plachter 1991; Blab 1993; Knauer 1993; BfN 1997). Keiner der mit dem Schutz einzelner Tiergruppen befassten Experten lässt daher einen Zweifel, dass die landwirtschaftlich genutzten Flächen einen wichtigen Ansatzpunkt für die Erhaltung der biologischen Vielfalt der Kulturlandschaft darstellen. Allerdings stellt sich sofort die Frage, wie dieses zu bewerkstelligen ist, denn der Konflikt, der sich aus der Nutzung ein und derselben Fläche für unterschiedliche Zwecke ergibt, ist offensichtlich.

## Strategien zur Erhaltung der biologischen Vielfalt

### Welche Organismen schützen?

Ein Blick in die Literatur zeigt, dass der Focus der Schutzanstrengungen vor allem auf den Wirbeltieren liegt, und hier insbesondere auf Säugern und Vögeln. Der Schwerpunkt der Artenvielfalt befindet sich jedoch bei den Arthropoden, von denen man annimmt, dass alleine die Insekten etwa 75% aller Tierarten umfassen (Erwin 1988). Arthropoden, und insbesondere die Insekten, sind auch im Hinblick auf die Diskussion um den Nutzen von Arten von besonderer Bedeutung. Ohne ihre „Rollen“ als Bestäuber, Destruenten, als Gegenspieler von Schadorganismen, als Räuber, Beute<sup>72</sup>, Vektoren oder Parasiten sind Ökosysteme nicht zu verstehen (Majer 1987; Wilson 1987; Morris, Collins et al. 1991); sie sind hinsichtlich dieser Funktionen von sehr viel grösserer Bedeutung als die Wirbeltiere. Für viele der immerhin taxonomisch beschriebenen Arten der temperaten Breiten sind selbst basale Daten zu ihrer Lebensweise unbekannt. Aus diesem Grund ist auch der unsichere zukünftige Wert dieser Gruppe besonders hoch einzuschätzen. Schon jetzt gibt es einige Fallbeispiele, die den erst spät offenbar gewordenen Nutzen vormals unbekannter Arten illustrieren<sup>73</sup>. Auch im Hinblick auf das immer drängender werdende Problem invasiver Arten (Mooney 1996; Parker 1999) erlangen Arthropoden eine besondere Bedeutung. Hier sind sie vor allem als mögliche Gegenspieler – Prädatoren, Pflanzenfresser, Parasiten oder Parasitoide – von herausragendem Stellenwert. Der Erhalt eines diversen Artenpools an Arthropoden könnte somit auch als Versicherung gegen neue invasive Arten interpretiert werden. Weitere, zunehmend genutzte Anwendungen liegen im Bereich biologische Schädlingsbekämpfung (LaSalle 1993) und als Indikatororganismen (Kremen, Colwell et al. 1993). Entsprechend sollte dieser Gruppe im Rahmen der Naturschutzplanung ein grosses Interesse entgegen gebracht werden.

### Integration oder Segregation?

Wollte man die Artengemeinschaften der Kulturlandschaft auf einem Niveau schützen, das dem vor dem massiven Artenschwund nahekommt, so wäre dies nur durch eine massive

---

<sup>72</sup> Beispielsweise wird der Rückgang einiger Vogelarten der Agrargebiete mit dem Rückgang ihrer Beute – Arthropoden – durch den Einsatz von Pestiziden erklärt (Newton 1998).

<sup>73</sup> Hierzu gibt es eine Liste „klassischer“ Fälle; Beispiele sind die Kontrolle von Schildläusen in Kalifornien durch einen australischen Marienkäfer, die Kontrolle der Opuntien in Australien durch eine Motte aus Nordafrika, sowie die Kontrolle der Ausscheidungen von Rinderherden in Australien durch ostafrikanische Dungkäfer (Begon, Harper et al. 1990).

Extensivierung<sup>74</sup> der landwirtschaftlich genutzten Flächen zu erreichen (z.B. (RSU 1985; Plachter 1991). Im wesentlichen werden zwei konkurrierende Alternativen diskutiert (Hampicke, 1991):

- das *Kombinationskonzept*, verstanden als Beachtung naturschützerischer Aspekte auf *allen* landwirtschaftlichen Produktionsflächen, sowie
- das *Segregationskonzept*, verstanden als deutliche Trennung von Naturschutz- und Produktionsflächen.

Die mögliche Wirksamkeit der einzelnen Konzepte ist in der Literatur umstritten (z.B. Mader 1986, Hampicke 1988, Kaule 1991). Folgende Überlegungen sprechen jedoch für das Segregationskonzept (d.h. intensive Nutzung der landwirtschaftlichen Produktionsflächen nach dem jeweiligen Stand der Technik und ausschliesslicher Schutz bedrohter Arten bzw. ganzer Zönosen in speziell ausgewiesenen Gebieten): Überprüft man das nach volks- und betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten in der Landwirtschaft zur Verfügung stehende Potenzial zur Verringerung des Faktoreinsatzes, so können unter günstigsten Gesichtspunkten 20% veranschlagt werden (Hampicke 1991). Sollte man nun diese Reduktion über alle Flächen verteilen (Integration), oder sie lediglich auf einem Teil der Fläche konzentrieren (Segregation), mit der Konsequenz, dass auf diesen Flächen das Ausmass der Extensivierung sehr hoch sein würde? Viele gefährdete Tier- und Pflanzenarten lassen sich mit hoher Wahrscheinlichkeit nur in stark extensivierten Bereichen erhalten; ihnen würde daher eine breit gestreute Verringerung des Faktoreinsatzes nichts nützen. Für die Ziele des Artenschutzes ist deshalb das Konzept der Segregation zu präferieren, auch wenn dies für andere Umweltschutzziele (z.B. Grundwasserschutz) anders aussehen mag. Dieser Schluss wird zudem durch die Tatsache bestärkt, dass verschiedene Experten den als unter Schutz zu stellenden Flächenanteil je Land auf etwa 10% beziffern (z.B. IUCN 1984)<sup>75</sup>; dieser Anteil soll

---

<sup>74</sup> „Extensivierung“ ist ein in diesem Zusammenhang fehlerhaft verwendeter Begriff. Er stammt aus dem ökonomischen Kontext und bedeutet „verringerten Faktoreinsatz“, bezogen auf Produktionsfaktoren. Da z.B. der Einsatz von Dünger oder Pflanzenschutzmitteln reduziert werden soll, könnte man zunächst von einer echten Extensivierung ausgehen; leider wird dabei jedoch übersehen, dass man, um das Niveau der Produktion halten zu können, den Einsatz anderer Produktionsfaktoren intensivieren muss; hier sind vor allem Maschineneinsatz und – allgemein – Arbeit zu nennen. Bezieht man diese Faktoren mit ein, so ergibt sich beispielsweise in der „ökologischen Landwirtschaft“ oftmals eine Intensivierung der Produktion. Da sich dieser Begriff jedoch inzwischen in der Diskussion etabliert hat, werde ich ihn ebenfalls verwenden.

<sup>75</sup> Die genannte Grössenordnung von 10% wird in der Literatur kritisch hinterfragt (Shafer 1990), da vor allem ihre Basis unklar ist. Wahrscheinlich wird ihre Legitimation aus bestimmten Arten-Areal-Beziehungen gezogen, die bei einer Verzehnfachung des Areals eine Verdoppelung der Artenzahl ergeben (d.h. umgekehrt: bei einer

ausreichend sein, einem „erheblichen“ Teil der gefährdeten Arten das Überleben zu sichern. Vom gegenwärtigen Wissensstand wäre es daher am effektivsten, die u.U. möglichen 20% Extensivierung auf diesen Flächenanteil von 10% Schutzgebieten zu konzentrieren (Hampicke 1991; Tampe 1995)<sup>76</sup>.

### Gestaltung von Naturschutzgebieten

Wenn es geboten erscheint, den Grossteil der gefährdeten biologischen Vielfalt in Schutzgebieten zu erhalten, dann lautet die nächste Frage, wie diese beschaffen sein müssen, um den Schutz zu optimieren. Hierzu existiert eine Flut von Veröffentlichungen, die in ihrer Breite in dieser Arbeit nicht dargestellt werden kann. Folgende allgemeine Beziehungen, die vor allem aus theoretischen Annahmen und weniger aus empirischen Befunden<sup>77</sup> abgeleitet wurden, können jedoch als vergleichsweise gesicherte Empfehlung gelten (Shafer 1990; Primack 1993; Meffe und Carroll 1994; Harrison und Fahrig 1995): Grössere Schutzgebiete sind besser als kleinere, verbundene besser als isolierte, kompakte besser als lineare. Die Begründungen, bezogen auf die Erhaltung einer Art, sind vor allem folgende: Grössere Gebiete bedeuten mehr besiedelbare Fläche und damit grössere Populationen (sofern das gesamte Gebiet für eine Besiedelung geeignet ist). Grössere Populationen bedeuten geringere Aussterbewahrscheinlichkeit und höhere genetische Variabilität, damit auch langfristig die Vermeidung von genetischer Drift und Inzuchtdepression. Grössere Fläche bedeutet meist mehr Heterogenität des Habitates, diese kann sich wiederum positiv auf die Überlebenschance der Population auswirken. Man hat in der jüngeren Vergangenheit gelernt, dass viele Arten als sog. „Metapopulationen“<sup>78</sup> existieren; der Grad an „Verbundenheit“ (wie

---

Reduktion auf 10% der Fläche eine Halbierung der Artenzahl). Ein Kritikpunkt ist, dass alle Biotoparten entsprechend repräsentiert sein müssen, ein anderer, dass biologische Vielfalt nicht gleichförmig verteilt ist und daher sog. „hot-spots“ Vorrang haben sollten, etc. (Shafer 1990; Caughley und Gunn 1996). Ganz grundsätzlich muss hinterfragt werden, ob ein Verlust von 50% der Arten mit der o.a. Diskussion um die Funktionalität von Ökosystemen vereinbar ist; dieses Problem wurde meines Wissens bei der Formulierung der „10 % - Regel“ kaum diskutiert.

<sup>76</sup> Diese Ansicht ist nicht unumstritten. Vgl. z.B. BfN (1997).

<sup>77</sup> Eine kritische Zusammenfassung der Erkenntnisse bis 1990 geben Shafer (1990) und Caughley und Gunn (1996). Die meisten Annahmen ergeben sich aus der Biogeografie von Inseln, andere aus Studien zur Populationsgenetik.

<sup>78</sup> Eine Metapopulation einer Art lebt nach Hanski (1999a) in einer Umwelt, in der besiedelbare Habitate als „Patches“, also mehr oder weniger isolierte und unterschiedlich grosse Flecken, anzutreffen sind. Die auf die einzelnen Habitate verteilten Teilpopulationen haben eine – je nach Eigenschaften des Habitates – unterschiedlich grosse Wahrscheinlichkeit auszusterben. Das Überleben der Metapopulation wird nicht durch das

immer der für einzelne Arten aussehen kann, siehe etwa die Diskussion um Korridore oder Trittsteine) wirkt sich hierbei auf die Besiedlungswahrscheinlichkeit und den Genfluss aus; die Grösse kann auch hier (z.B. durch Erhöhung der Findewahrscheinlichkeit) einen fördernden Effekt haben. Auch der sogenannte „Randeffekt“ spielt eine Rolle; man versteht hierunter alle von ausserhalb auf das Schutzgebiet einwirkenden Faktoren, die für das zu schützende System negative Folgen haben und räumlich an die Grenze des Gebietes gebunden sind (Meffe und Carroll 1994). Beispiele wären veränderte Licht- und Mikroklimaverhältnisse an einem Waldrand, Prädation durch Tiere, die von ausserhalb in das Schutzgebiet vordringen, oder Dünger- und Pestizidverdriftung aus umgebenden landwirtschaftlichen Nutzflächen. Entscheidend ist, dass alle diese Faktoren eine begrenzte Reichweite besitzen, wodurch sie nur an der Grenze selbst sowie mit abnehmender Intensität in einer bestimmten Entfernung hiervon wirksam sind. Grösse und Form des Schutzgebietes beeinflussen daher den Prozentsatz an unbeeinträchtigter Restfläche.

Eine besondere Bedeutung hinsichtlich der Frage der Gestaltung von Schutzgebieten hat das Konzept der sogenannten „minimum viable population“ (abgekürzt MVP), übersetzt etwa „kleinste überlebensfähige Population“. Nach Schaffer (1981; 1987) versteht man hierunter die kleinste isolierte Population, die mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% 100 Jahre lang überlebt. Die Grösse der MVP wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst; demographische Schwankungen oder Fluktuationen der Umwelt inklusive katastrophaler Ereignisse werden ebenso berücksichtigt wie der Erhalt ausreichender genetischer Variabilität. Will man die Artenvielfalt in Schutzgebieten erhalten, dann müssen diese Gebiete so gestaltet werden, dass sie die MVP's für die zu schützenden Arten tragen können. Aus diesem Grund versucht man seit einiger Zeit, die MVP's für die unterschiedlichsten Arten von Organismen zu bestimmen (z.B. für die Ermittlung der Mindestflächen von Schutzgebieten (Hovestadt, Roeser et al. 1991)). Dieses Konzept wurde erweitert durch die Einführung der sogenannten „minimum viable metapopulation“ (Hanski, Moilanen et al. 1996), welche die Erkenntnisse aus dem Studium von Metapopulationen in die Diskussion um die MVP's integrierte. Hierbei muss das Design der geschützten Habitate so beschaffen sein, dass sich ein Gleichgewicht zwischen lokalem Erlöschen der Art und folgender Wiederbesiedelung einstellen kann; und es muss geeignet sein, die oben beschriebenen Störfaktoren - demografische Fluktuationen, Fluktuationen der Umwelt etc. - zu puffern.

---

Überleben jeder Teilpopulation gesichert, sondern ist ein dynamischer Prozess, der lokales Erlöschen und Wiederbesiedelung vereint. Für eine als Metapopulation existierende Art kann demnach die Möglichkeit einer

Wie kann im Hinblick auf diese Überlegungen das derzeitige Design der Schutzgebiete in der Bundesrepublik beurteilt werden? Ein internationaler Vergleich der Flächengrößen von Schutzgebieten zeigt zunächst, dass diese in Europa im Verhältnis zu anderen Gebieten klein sind (Shafer 1990; Kaule 1991). In Grossbritannien etwa betrug die mittlere Grösse der geschützten Flächen 1984 lediglich 7,6 km<sup>2</sup>. Allerdings täuscht dieser Mittelwert; von grösserer Bedeutung ist die Verteilung der Naturschutzgebiete auf die verschiedenen Grössenklassen, denn einige wenige, überdurchschnittlich grosse Schutzgebiete verdecken die Tatsache, dass viele andere ausserordentlich klein sind. So wurden z.B. 1982 für die Niederlande 1270 Schutzgebiete ausgewiesen, von denen 275 – also über ein Fünftel – kleiner als 0,04 km<sup>2</sup> waren. In Deutschland finden sich entsprechende Verhältnisse: 1983 waren 85% der bis dahin 951 Naturschutzgebiete maximal einen Quadratkilometer gross, und 56% gerade 0,2 km<sup>2</sup>. Bis 1997 hatte sich die Situation nicht wesentlich verbessert: 43% der nun ca. 5000 Naturschutzgebiete erreichten lediglich eine Grösse von 0,2 km<sup>2</sup>, und zwei Drittel waren kleiner als 0,5 km<sup>2</sup> (BfN 1997). Was bedeutet dies im Hinblick auf die MVP's, vor allem der von Arthropoden? Untersuchungen zur MVP von Arten dieser Organismengruppe sind selten, und die Ergebnisse unterscheiden sich erheblich, in Abhängigkeit vom untersuchten System (z.B. Tschardt 1992; Horstmann 1995; Biedermann 2000). Hinzu kommt, dass das Konzept der „minimum viable metapopulation“ (Hanski, Moilanen et al. 1996) relativ jung ist, und erst wenige Ansätze die sich aus diesem Konzept ergebenden Schlüsse berücksichtigen. Eine Annäherung an die Flächenansprüche von Arten unterschiedlicher systematischer Stellung liefert die Arbeit von Sachteleben (1997a und 1997b). Hier wurde – abgeleitet von einem Modell, das die genetische Stochastizität für die Berechnung der MVP's verwendet – zunächst die MVP für verschiedene systematische Gruppen berechnet, und dann für einzelne Arten mit Dichteangaben aus der Literatur kombiniert, um die Flächenansprüche der Minimalpopulationen zu erhalten<sup>79</sup>. Bei den Arthropoden zeigt sich die besondere Bedeutung der Habitatqualität, denn die Angaben der zu fordernden Mindestfläche schwanken bis zu einem Faktor von 780 (*Chorthippus mollis*: Mindestfläche 200 m<sup>2</sup> bis 15,6 ha). Die meisten Arten scheinen nach dieser Untersuchung mit Flächen im unteren zweistelligen Hektarbereich auszukommen, allerdings gibt es auch Ausnahmen (Segelfalter: 135 ha; Sonnenröschen-

---

optimalen Verbreitung bedeutsamer sein als lokales Überleben (Hanski 1999).

<sup>79</sup> In dieser Arbeit wird für Arthropoden, und vor allem Insekten, von einer MVP von 520 Individuen ausgegangen. Man muss einschränkend darauf verweisen, dass dies nicht im Einklang mit den anderen angeführten Arbeiten steht, die die Minimalpopulationen einzelner Insektenarten erarbeiteten (Quellen s.o.); diese waren zumeist erheblich grösser.

Bläuling: 70 bis 530 ha etc.). Ob diese Beziehungen tatsächlich hinreichend genau beschrieben wurden, lassen die Autoren offen, da sie einräumen, dass sich aus Erkenntnissen zu der Biologie der Arten Korrekturen ergeben könnten. Die in Deutschland hinsichtlich ihrer MVP am besten untersuchte Insektenart ist möglicherweise *Platycleis albopunctata*, eine Heuschrecke. Ihre MVP wird mit 4000 (Poethke, Gottschalk et al. 1996) bzw. 13000 bis 30000 Adulten (Griebeler und Gottschalk 2000) angegeben. Unabhängig von der Spannbreite dieser Angaben zeigt ein Vergleich mit den Populationsgrößen realer Populationen im Studiengebiet der zweiten Arbeit, dass keine einzige der untersuchten Populationen einer MVP entspricht. Zwar ist damit – unter der Voraussetzung, dass die Angaben hinsichtlich der MVP zutreffen – von einer hohen Aussterbewahrscheinlichkeit aller lokalen Populationen auszugehen, allerdings werden diese Daten nicht in Beziehung zu den Habitateigenschaften, wie Größe oder Struktur, gesetzt. Für britische Schmetterlinge finden sich Angaben, dass einige wenige Hektar geeigneten Habitats ausreichen könnten, überlebensfähige Populationen zu erhalten (Caughley und Gunn 1996); allerdings bleibt offen, ob bei dieser Aussage die aus dem Konzept der Metapopulation folgenden Konsequenzen Berücksichtigung fanden. De Vries (1994) untersuchte Laufkäfer unterschiedlicher Verbreitungsfähigkeit auf ihr Vorkommen in Habitaten unterschiedlicher Größe. Dabei zeigte sich, dass die Abundanzen von Arten mit geringer Verbreitungsfähigkeit zurückgehen, wenn das Areal kleiner als 75 ha ist, während die Abundanzen von Arten mit guter Verbreitungsfähigkeit erst in Habitaten mit weniger als acht bis 25 Hektar zurückgehen<sup>80</sup>. Insgesamt halte ich jedoch die Empirie für zu schwach um die Frage zu beantworten, ob die existierenden Schutzgebiete geeignet sind, die MVP's geschützter Arten zu tragen, beziehungsweise – bezogen auf Metapopulationen – ob Größe, Lage und Verbindungsgrad geschützter Habitate geeignet sind, überlebensfähige Metapopulationen zu sichern (Harrison und Fahrig 1995; Hoopes und Harrison 1998).

Unabhängig von der schwachen Empirie sind jedoch viele Experten der Überzeugung, dass die gegenwärtige Situation der Schutzgebiete deutlich verbessert werden muss, damit sie die ihnen zugedachte Aufgabe erfüllen können (Plachter 1991; BfN 1997). Vor allem die Erfahrung mit der Biologie einzelner Arten – Nahrungsökologie, Fortpflanzungs- und Populationsbiologie etc. – führt zu der allgemeinen Einschätzung, dass Schutzgebiete häufig zu klein und zu isoliert sind, um effektiv zu sein; Pufferzonen fehlen, und benötigte Teillebensräume wurden in die Schutzkonzepte nicht einbezogen. Eine konkrete Evaluierung des Zustandes von Naturschutzgebieten führte ausserdem zu der Erkenntnis, dass kleine

---

<sup>80</sup> Die Untersuchung basiert jedoch auf einer beschränkten Datengrundlage.

Schutzgebiete überproportional schlechter erhalten sind als grosse (Haarmann und Pretschner 1993). Weiterhin zeigt ein Blick auf die unter Schutz gestellten Flächenanteile, dass die als Minimalareal eingeführten 10% (s.o.) nicht annähernd erreicht werden. In Bayern waren 1988 lediglich 1,52% der Landesfläche als Schutzgebiete ausgewiesen, dies entspricht 107033 ha. Berücksichtigt man, dass auf die beiden grössten Schutzgebiete – die Nationalparke Bayerischer Wald und Berchtesgaden – alleine 33800 ha entfallen, und diese zudem wenige Habitattypen abdecken, so mussten sich alle sonstigen wertvollen Habitate und die mit ihnen assoziierten Artengemeinschaften – Auenwälder, Moore, Feuchtwiesen, Magerrasen, Trocken- und Halbtrockenrasen usw. – 73233 ha oder 1% der Landesfläche teilen. Im Zuge des FFH-Prozesses hat sich die Situation etwas verbessert<sup>81</sup>; die Fläche der Naturschutzgebiete und Nationalparks hat sich hierdurch auf 2,8% erhöht (Stand 27.12.2001). Jedoch bleiben folgende Punkte festzuhalten: Erstens ist das anzustrebende Ziel der Gesamtfläche von 10% noch weit entfernt. Zweitens sind erhebliche regionale Unterschiede festzustellen: Während im Regierungsbezirk Oberbayern mit dem Nationalpark Berchtesgaden über 5,6% Flächenanteil unter Schutz stehen, sind es in den Regierungsbezirken Mittel- und Oberfranken lediglich 0,58%, und im Regierungsbezirk Oberpfalz sogar nur 0,51%. Drittens hat sich hinsichtlich der oben dargestellten Problematik des Designs einzelner Schutzgebiete nichts geändert, denn die Mängel der alten Schutzgebiete werden durch die Ausweisung neuer nicht beeinflusst. Welche Handlungsoptionen stehen für die Behebung dieser Probleme offen?

#### Entwicklung von Pufferzonen als Bindeglied zwischen Artenschutz und konventioneller Flächennutzung

Aus der obigen Darstellung ergibt sich, dass für den Erhalt der Artenvielfalt in Deutschland zwei unterschiedliche Probleme gelöst werden müssen: Einerseits muss mehr Fläche als bisher unter Schutz gestellt, andererseits die bestehenden Schutzgebiete verbessert werden. Der einfachste Weg bestünde darin, die schon ausgewiesenen Schutzgebiete zu vergrössern<sup>82</sup>; dadurch würden die oben beschriebenen Mängel einzelner Schutzgebiete abgemildert oder

---

<sup>81</sup> Die Ausweisung neuer Schutzgebiete geht auf die EU-Richtlinie „Fauna-Flora-Habitat“ zurück; sie verpflichtet die Mitgliedsstaaten, zunächst alle als naturschutzrelevant bezeichnete Flächen zu erfassen und danach unter dem Namen „Natura 2000“ ein Netz von Schutzgebieten einzurichten (BfN 1997).

<sup>82</sup> Im Hinblick auf die Diskussion der Bedürfnisse von Metapopulationen ist zu beachten, dass auch der Vernetzungsgrad der Schutzgebiete erhöht werden muss, etwa durch die Massnahmen des sog. „Biotopverbundes“. Diese Massnahmen sind jedoch nicht Schwerpunkt dieser Arbeit, und werden daher nicht weiter diskutiert.

sogar vollständig behoben, und zusätzlich die insgesamt unter Schutz gestellte Fläche zunehmen. Schutzgebiete können jedoch nicht einfach vergrößert werden, da sie in Europa zumeist als Reste naturnaher Flächen inmitten einer anderweitig gestalteten Kulturmatrix liegen (Hampicke 1991; Kaule 1991; Plachter 1991), in der landwirtschaftlich genutzte Flächen den grössten Teil ausmachen.

Schon 1979 wurde von der UNESCO ein System vorgeschlagen, welches eine Zonierung der geschützten Flächen vorsah (Shafer 1990; Li 1999). Eine Kernfläche, in der ausschliesslich den Erfordernissen des Schutzzweckes Rechnung getragen würde, sollte mit sogenannten „Pufferzonen“ umgeben werden. Diese Pufferzonen sollen einer Nutzung durch den Menschen offen stehen, allerdings durch gezielte Nutzungseinschränkungen bewirken, dass die anthropogene Beeinflussung der Kernflächen verringert wird<sup>83</sup>. Nutzung und Naturschutz werden demnach auf einer Fläche zusammengeführt, wie im Konzept der Integration vorgesehen. Damit könnte – neben der Reduzierung der anthropogenen Beeinflussung der Kernfläche – ein weiterer Effekt entstehen: Für einige der naturschutzfachlich bedeutsamen Arten besteht die Möglichkeit, dass die besiedelbare Habitatfläche vergrößert wird, und damit alle aus einer Vergrößerung der Siedlungsfläche resultierenden Vorteile für diese Arten realisiert werden. Neuere Untersuchungen zeigen, dass auch suboptimale Habitate als Pufferflächen wichtige Funktionen erfüllen können, indem sie als eine Art „Zwischenspeicher“ für migrierende Adulte des Optimalhabitates fungieren und damit die MVP des Optimalhabitates (was in unserem Zusammenhang der Kernzone entsprechen würde) drastisch senken können (Griebeler und Gottschalk 2000). Diese Zusammenhänge lassen das Konzept der extensivierten Pufferzonen gerade für kleine Schutzgebiete von besonderer Bedeutung erscheinen. Auch ein anderes Problem, welches bisher nur am Rande diskutiert wurde, könnte auf diesem Wege eine Berücksichtigung erfahren. Wie schon früher dargestellt trugen die landwirtschaftlichen Nutzflächen vor der Industrialisierung artenreiche Zönosen, die ihre Entstehung gerade der menschlichen Bearbeitung verdankten. Folgt man der Idee der Segregation, so teilt man die Kulturlandschaft in intensiv bewirtschaftete Flächen sowie naturnahe, im wesentlichen sich selbst überlassene Naturschutzgebiete. Da die angeführten Lebensgemeinschaften weder in der einen, noch der anderen Kategorie optimale Lebensbedingungen finden, bestehen erhebliche Zweifel, ob eine solche Trennung diesen

---

<sup>83</sup> Diese Konzeption geht noch weiter, da eine Dreiteilung vorgesehen ist (core, buffer and transition zone); für die Zwecke dieser Arbeit ist jedoch die Gliederung in eine Schutzzone und eine integrierte Zone als Puffer von Bedeutung. Das UNESCO-Konzept findet in den sogenannten Biosphären-Reservaten Anwendung, von denen es mittlerweile auch einige in Deutschland gibt.

Lebensgemeinschaften ausreichend Überlebensmöglichkeiten bietet, und genau aus diesem Grund wird beispielsweise der Erhalt heute nicht mehr rentabler Bewirtschaftungsformen – etwa bei Offenlandbiotopen – gefordert (Roth 1994). Pufferzonen im Sinne der UNESCO könnten auch dieser Problematik begegnen, da Naturschutz und landwirtschaftliche Nutzung zusammengeführt werden und damit Habitatsigenschaften entstehen könnten, die gerade den artenreichen Zönosen der extensiv bewirtschafteten Agrarbiotope eine Besiedelung ermöglichen. Insgesamt würden demnach durch dieses Konzept drei Resultate erzielt: Schutzgebiete könnten ihre Funktion besser erfüllen; die insgesamt unter Beachtung von Naturschutzziele stehende Fläche würde vergrößert; und Lebensgemeinschaften, die bisher in keinem der Schutzkonzepte ausreichend Berücksichtigung fanden, könnten Lebensräume besiedeln, die ihren Ansprüchen genügen. Welche Probleme müssten bei der Umsetzung gelöst werden?

Obwohl das Konzept der Pufferzonen im Sinne der UNESCO früh eingeführt wurde und es in keinem der mittlerweile erschienenen Lehrbücher zum Thema „Conservation“ fehlt (z.B. Caughley und Gunn 1996), ist es bisher nur bei einem Bruchteil der weltweit eingerichteten Schutzgebiete umgesetzt worden (Li 1999; Götmark, Söderlundh et al. 2000). Zwar werden immer wieder sogenannte „Pufferzonen“ etabliert; sie sind jedoch meist nicht mehr als eine Art „grüner Zaun“, der ausschliesslich darauf abzielt, bestimmte Risikofaktoren vom Schutzgebiet abzuschirmen<sup>84</sup>. Die Kernidee des UNESCO-Konzeptes, die Integration von anthropogener Nutzung und Naturschutz, wird jedoch nicht verfolgt. Offenbar ist es vergleichsweise einfach, ein Schutzgebiet auszuweisen<sup>85</sup>; Nutzung und Naturschutz zu vereinen, ist hingegen ein sehr viel komplexeres Problem. Auch wenn eine Nutzung der Pufferflächen durch die Eigentümer möglich und sogar erwünscht ist, muss diese im Sinne des Naturschutzes eingeschränkt werden. Diese Einschränkungen werden wiederum von den Eigentümern der betroffenen Flächen als Eingriff in ihre Rechte an diesen Flächen interpretiert und abgelehnt (Hampicke 1991; Stoll-Kleemann 2001). Entsprechend wäre ein System zu präferieren, das die notwendigen Eingriffe minimiert.

---

<sup>84</sup> Es werden sogar standardisierte Richtwerte für die Breite solcher Pufferstreifen angegeben (Shafer 1990). Einfache Überlegungen zeigen jedoch, dass ein solches Vorgehen kaum den Erwartungen genügen kann, die mit der Anlage dieser Strukturen verbunden sind, denn je nach Lage, Form und Grösse des Schutzgebietes sowie nach der Richtung und dem Ausmass des Störfaktors sind ganz unterschiedliche Konzeptionen zu erwarten (Li 1999).

<sup>85</sup> Aber s. Stoll-Kleemann (2001) für eine Übersicht der Ursachen des wachsenden Widerstands gegen Naturschutzprojekte in Deutschland

## Minimierung des Nutzensausfalls: Ökologischer Landbau als Alternativsystem für Pufferflächen

Eine Möglichkeit für eine solche Alternative sieht beispielsweise das BML in den verschiedenen Formen des sogenannten „ökologischen Landbaus“<sup>86</sup>, deren Nutzen in den nach UNESCO - Standard neu geschaffenen Biosphären-Reservaten diskutiert wird (Voegel 2000). In unserem Zusammenhang sind zwei Punkte von Bedeutung: Einerseits müssen die Alternativsysteme ein betriebswirtschaftlich tragfähiges Gegenmodell zur konventionellen Bewirtschaftung sein, andererseits fördernde Impulse für die biologische Vielfalt entwickeln. Eine allgemeine Beurteilung der Wirtschaftlichkeit des ökologischen Landbaus ist nicht sinnvoll, da sie stark vom betrachteten System abhängt (s. z.B. den Agrarbericht 2000 der Bundesregierung). Ähnlich ist der Stand der Forschung zum zweiten Punkt zu beurteilen. Zwar ist für den ökologischen Landbau der Einfluß auf die biologische Vielfalt von besonderem Interesse, da er die Selbstregulation natürlicher Systeme betont und dabei auf natürlich vorkommende Antagonisten von Schadorganismen baut; die gezielte Förderung sogenannter „Nützlinge“ ist daher Kernelement aller Varianten des ökologischen Landbaus (Kromp und Meindl 1997; Stolton, Geier et al. 2000). Zudem zeigen verschiedene Untersuchungen, dass bei den Invertebraten die meisten Organismengruppen sowohl in der Artenzahl als auch in der Häufigkeit von dieser Bewirtschaftungsform profitieren (Friebe und Köpke 1994; Pfiffner 2000). Allerdings stützen sich diese Bewertungen auf Untersuchungen, deren Vergleiche sich jeweils auf ein spezielles landwirtschaftliches Produktionssystem beschränken. So wird aus den offensichtlichen Unterschieden zwischen den Systemen Grünland und Ackerland deutlich, dass die beobachteten Abweichungen im Artenspektrum und/oder der Häufigkeit systemspezifisch sein könnten, wofür es ebenfalls Belege gibt; in manchen Systemen ist beispielsweise der Einfluss anderer Parameter auf die Zusammensetzung der Zönosen - wie etwa der Bodenart - sehr viel stärker als der Parameter

---

<sup>86</sup> Ich werde den Begriff „ökologischer Landbau“ im Sinne des BML als Sammelbegriff für alle Bewirtschaftungsformen verwenden, die u.a. folgende Merkmale vereinen: Pflanzenschutz und Unkrautbekämpfung unter Verzicht auf chemisch-synthetischer Pestizide, Verzicht auf die Ausbringung synthetischer Dünger, Nützlingsförderung und standortgerechte Bewirtschaftung. Im englischen Schrifttum entspricht dies dem Begriff „organic agriculture“ (Stolton, Geier et al. 2000). Unter ökologischem Landbau versteht man auch die unter den Begriffen „biologisch-dynamisch“, „organisch-biologisch“ und „naturnah“ bekannten Wirtschaftsweisen, auf deren Besonderheiten ich im Rahmen dieser Arbeit nicht eingehen kann. Generell werde ich mich nur mit solchen Unterschieden in der Bewirtschaftung auseinandersetzen, die einem experimentellen Zugang im Rahmen naturwissenschaftlicher Untersuchungen offen stehen. Hierunter fallen keine Massnahmen, die ihre Begründung auf weltanschaulicher Basis finden (z.B. Anrühren von Spritzbrühe nach dem Mondkalender etc.; vgl. Becker 1990).

Bewirtschaftungsform (Steinborn und Meyer 1994). Entsprechend ist auch diese Frage im Rahmen der Diskussion zum spezifischen System Weinbau zu beantworten.

### Kompensation als Instrument zur Einbindung der Betroffenen

Die Einschränkung von Rechten an privatem Eigentum unterliegt gesetzlichen Schranken<sup>87</sup>. Zudem ist die Kooperation der Eigentümer der betroffenen Flächen zwingend erforderlich; gegen den Willen der Betroffenen bedrohte Lebensgemeinschaften zu erhalten ist kaum vorstellbar. Entsprechend sind andere Erwägungen für die Frage der Steuerung von Massnahmen zum Schutz der Artenvielfalt nicht entscheidend (Hampicke 1991)<sup>88</sup>. Da die Eigentümer der in Frage kommenden Flächen ihre Unterstützung von Naturschutzziele sehr stark an monetären Erwägungen orientieren und zumindest eine vollständige Kompensation ihrer Einbussen erwarten (Roth und Berger 1996; Götmark, Söderlundh et al. 2000; Stoll-Kleemann 2001), sofern diese eintreten sollten, ist daher eine solche auch zu leisten. Dieser Gedankengang fließt in die naturschutzfachliche Praxis ein, in der etwa Programme des Vertragsnaturschutzes ein System begründen, bei der der Landwirt für seine „Leistungen“ (die im wesentlichen aus dem Verzicht auf intensivlandwirtschaftliche Nutzung bestehen) eine Honorierung erfährt (vgl. z.B. Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm). Entsprechend ist das Instrument der Kompensation als etabliert zu betrachten<sup>89</sup>.

### Weinbau als Beispielsystem

Damit der Weinbau im Hinblick auf die eingeführte Diskussion ein interessantes Referenzsystem darstellt, muss er folgende Bedingungen erfüllen: Er muss naturschutzfachlich interessanten Artengruppen einen Lebensraum bieten oder aus bestimmten Gründen von diesen als Lebensraum potentiell nutzbar sein; existierende Schutzgebiete müssen von Rebflächen umgeben sein, damit diese als Pufferflächen in Frage kommen; und schliesslich

---

<sup>87</sup> Für eine Darstellung der rechtlichen Problematik s. z.B. Breuer (1996). Es sollte noch erwähnt werden, dass es eine intensive Diskussion zur Frage des Eigentums an biologischer Vielfalt gibt (wem gehören die Arten?), die dann auch andere rechtliche Deutungen zulassen (z.B. Duldung von Nutzungsbeschränkungen nach der Schrankenbestimmung des Art. 14 Abs. 1 Satz 2; „Eigentum verpflichtet“). Die aktuelle Rechtsprechung lässt im Hinblick auf diese Bestimmung weitgehende Naturschutzregelungen auf privatem Eigentum zu (z.B. Urteile des Bundesverwaltungsgerichtes vom 18.07.1997 (Az: 4 BN 5/97) oder 17.01.2000 (Az: 6 BN 2/99))

<sup>88</sup> Diese Ansicht ist angreifbar, beispielsweise durch die Feststellung, dass damit Aspekte der Gerechtigkeit (z.B. Verursacherprinzip) ausgehebelt werden (Hampicke 1991). Ich bin mir dieser Mängel bewusst, bewerte jedoch die Frage nach der Machbarkeit von Naturschutz als höherrangig.

<sup>89</sup> Für eine vertiefte Darstellung zum Instrument der Kompensation s. Schelske und Seidl (2000)

müssen Formen des ökologischen Landbaus etabliert sein, damit deren Potenzial für eine Minimierung der Extensivierungskosten genutzt werden kann. Wie stellt sich das System bei einer Überprüfung dieser Punkte dar?

Die Frage, ob der ökologische Weinbau ein betriebswirtschaftlich tragfähiges Gegenmodell darstellt, wäre letztlich im Rahmen der Gegebenheiten des Marktes zu diskutieren. Angebots- wie Nachfrageseite wären zu bewerten, zudem wären psychologische Momente des Nachfrageverhaltens einzubeziehen (z.B. Bayer und Hühn 1995). Da sich diese Parameter verändern können, ist eine auf die Zukunft gerichtete grundsätzliche Bewertung der Rentabilität unmöglich<sup>90</sup>. Entsprechend kann nur aus der Situation der Gegenwart bzw. der Entwicklung in der Vergangenheit auf eine mögliche weitere Eignung geschlossen werden. Die Anbauorganisation „Naturland“ weist für den Zeitraum von 01.01.2000 bis 31.12.2003 eine Zunahme der ökologisch bewirtschafteten Rebflächen von 129 ha auf 131 ha aus, während bei der Anbauorganisation „Bioland“ die Zahl der registrierten Betriebe im selben Zeitraum von 120 auf 154 und die der bewirtschafteten Fläche von 279 ha auf 400 ha stieg (pers. Mitteilung der Anbauorganisationen). Diese Entwicklungen wären nicht möglich gewesen, wenn es sich um eine grundsätzlich unrentable Wirtschaftsform handeln würde. Zudem zeigt ein detaillierter Vergleich von modellierten konventionell und ökologisch wirtschaftenden Betrieben, dass unter der Berücksichtigung der Marktgegebenheiten und anderer Parameter Öko-Betriebe rentabel arbeiten und sich sogar die Umstellung von konventionellen auf ökologischen Weinbau rentieren kann (Oberhofer 1989). Eine über zehnjährige Studie der Staatlichen Lehr- und Versuchsanstalt in Weinsberg zum ökologischen Weinbau zeigte jedoch auch, dass bei ökologischer Bewirtschaftung höhere Kosten bei niedrigeren Erntemengen zu verzeichnen sein können (Kast und Heller 1999), was nur durch höhere Preise bei Direktvermarktung aufgefangen werden kann. Ertragsminderungen von im Mittel 25-30% sind auch in anderen Arbeiten festgestellt worden (z.B. Loosen 1991), insbesondere in der Umstellungsphase (Hofmann 1991), und werden mittlerweile als Faustregel für die Abschätzung von Ertragsrückgängen bei ökologischem Anbau angegeben (LWG Veitshöchheim, pers. Mitteilung). Entsprechend kann dieses System nur unter Vorbehalt als geeignetes Modell zur Minimierung der Kosten für Naturschutzaufwendungen angesehen werden. Die Auswirkungen von Bewirtschaftungsmassnahmen des ökologischen Anbaus auf Kosten und Ertrag müssen daher im Detail betrachtet und bewertet werden.

---

<sup>90</sup> Man beachte nur die von der EG vorgenommenen Eingriffe in die Marktgegebenheiten für landwirtschaftliche Erzeugnisse, die bei allen betriebswirtschaftlichen Kalkulationen zu berücksichtigen sind (Hampicke 1991).

Zur Frage der Förderung der biologischen Vielfalt konzentrieren sich die Untersuchungen zum ökologischen Weinbau auf solche Gruppen und Arten, die als Nützlinge oder im Hinblick auf die Bodenfruchtbarkeit einen direkten Bezug zum Weinbau haben. Es zeigte sich, dass Diversität und Evenness von Mikroarthropoden durch Dauerbegrünung und Verzicht auf Pestizide gefördert wurden (Troxler und Zettel 1987). Auch eine Untersuchung zu Makroarthropoden ergab, dass die Artenvielfalt und Abundanzen potentieller Antagonisten von Schadorganismen durch eine Begrünung gefördert wurden (Remund, Niggli et al. 1989). Vergleichende Untersuchungen zu den Spinnenfaunen begrünter und unbegrünter Rebflächen ergaben ebenfalls fördernde Effekte auf die Artenvielfalt (Kneitz 1991; Costello und Daane 1998). Naturschutzfachlich bedeutsame Arten fanden jedoch in diesen Arbeiten keine Berücksichtigung oder erfuhren durch die Bewirtschaftungsmassnahmen keine Förderung. Arbeiten mit einem naturschutzfachlichen Schwerpunkt hinterfragten Effekte der Flurbereinigung (z.B. Beck 1984) oder befassten sich mit Sonderstandorten, die nicht als repräsentativ für heutige Ertragsrebflächen gelten können (z.B. Burkholder 1993), so dass sie für die Zwecke dieser Arbeit nicht genutzt werden können. Entsprechend ist zu folgern, dass die bisher vorliegenden Daten eine Förderung der Artenvielfalt durch die Methoden des Öko-Weinbaus wahrscheinlich erscheinen lassen, Art und Umfang dieser Förderung jedoch an einem Referenzsystem erarbeitet werden müssen.

Zur potenziellen naturschutzfachlichen Bedeutung von Rebflächen sind folgende Punkte zu berücksichtigen: Weinbaulagen nehmen in Bayern zwar nur ca. 0,13% der landwirtschaftlich genutzten Flächen ein (Schmidt 1988). Dieser geringe Flächenwert spiegelt jedoch nicht ihre Bedeutung im Rahmen des Artenschutzes wider:

- aufgrund der klimatischen Ansprüche der Weinrebe sind in unseren Breiten nur sehr wenige Gebiete für den Anbau geeignet, weshalb der Weinbau regional auch flächenmässig grosse Bedeutung erlangt
- aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes ist zu beachten, dass die Weinbergslagen meist an Sonderstandorten mit hoher Strahlungsintensität angelegt werden und deshalb mit immer seltener werdenden Biotopformen wie Halbtrocken- und Trockenrasengesellschaften konkurrieren (Hampicke 1991). Mit diesen Biotopen sind einige naturschützerisch interessante Faunen assoziiert, die „Rote-Liste-Arten“ enthalten<sup>91</sup>. Bei Arthropoden wurden besonders bedrohte Lebensgemeinschaften der Trocken- und Halbtrockenrasen z.B. für Zikaden, Wanzen, Spinnen oder Laufkäfer gefunden (Jedicke 1997). Diesen Standorten kommt damit ein ähnlicher Status wie Nieder- oder Hoch-

moorgesellschaften zu, die bei geringer flächenmässiger Bedeutung einen übergeordneten Wert für die Erhaltung gefährdeter Arten und ganzer Lebensgemeinschaften aufweisen. Auch bearbeitete Weinbergslagen sowie Weinbergsbrachen können von besonderem naturschutzfachlichen Interesse sein, vor allem dann, wenn sie ohne Flurbereinigung in ihrer ursprünglichen Strukturvielfalt erhalten geblieben sind (Auvera 1966; Werner und Kneitz 1978; Schmidt, Leicht et al. 1985; Hess und Reichard 1988; Schmidt 1988; Schmid-Egger 1994). Entsprechend wurde in Bayern für Weinberge ein Programm im Rahmen des Vertragsnaturschutzes aufgelegt, bei dem für definierte Anbau- und Pflegemassnahmen je Hektar und Jahr bis zu 2800 € ausbezahlt werden (Stand Januar 2004); bei Bewirtschaftung nach den Kriterien des ökologischen Weinbaus sind zusätzlich nochmals 333 € Förderung möglich. Zum Vergleich: Für den Erhalt von Streuobstwiesen waren lediglich 128 € Förderung je Hektar und Jahr vorgesehen, weniger als ein Zwanzigstel der für Weinbauflächen möglichen Fördersumme. Damit erscheint diese Massnahme als sehr teuer. Zudem orientieren sich diese Massnahmen nicht an dem oben beschriebenen Konzept der Pufferzonen, sondern versuchen, eigenständige xerotherme Biotopkomplexe mit den für sie charakteristischen Faunen zu erhalten.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass der Weinbau wie der Obstbau eine Dauerkultur ist, bei der die Produktion der Trauben nicht die gesamte Fläche benötigt. Damit steht diese im Rahmen der weinbaufachlichen Praxis auch für natur- und umweltschützerische Leistungen zur Verfügung, so dass hier aufgrund der sehr spezifischen Verhältnisse das Kombinationskonzept – Verknüpfung von Umweltschutz und landwirtschaftlicher Produktion auf derselben Fläche – erleichtert wird und eine Begrenzung der notwendigen Kompensationen denkbar erscheint. Betrachtet man zudem die Methoden des ökologischen Weinbaus im Detail, dann ergibt sich aus der Verknüpfung mit Befunden aus agrarökologischen Untersuchungen, dass zumindest eine quantitative Steigerung der Artenzahl sowie eine Steigerung der Abundanzen zu erwarten sein sollte. So konnten mit der Etablierung von krautigen Einsaatstreifen in Getreidefeldern die Diversität und Abundanz von drei prädatorischen Gruppen (Carabidae, Staphylinidae und Araneae) erhöht werden (Thomas, Wratten et al. 1991; Lys und Nentwig 1994); entsprechend sollten bei einem Übergang von offenem Boden zu einer Dauerbegrünung ähnliche Effekte zu beobachten sein. Ähnliches gilt für den Verzicht auf organisch-synthetische Pestizide (z.B. Basedow 1990).

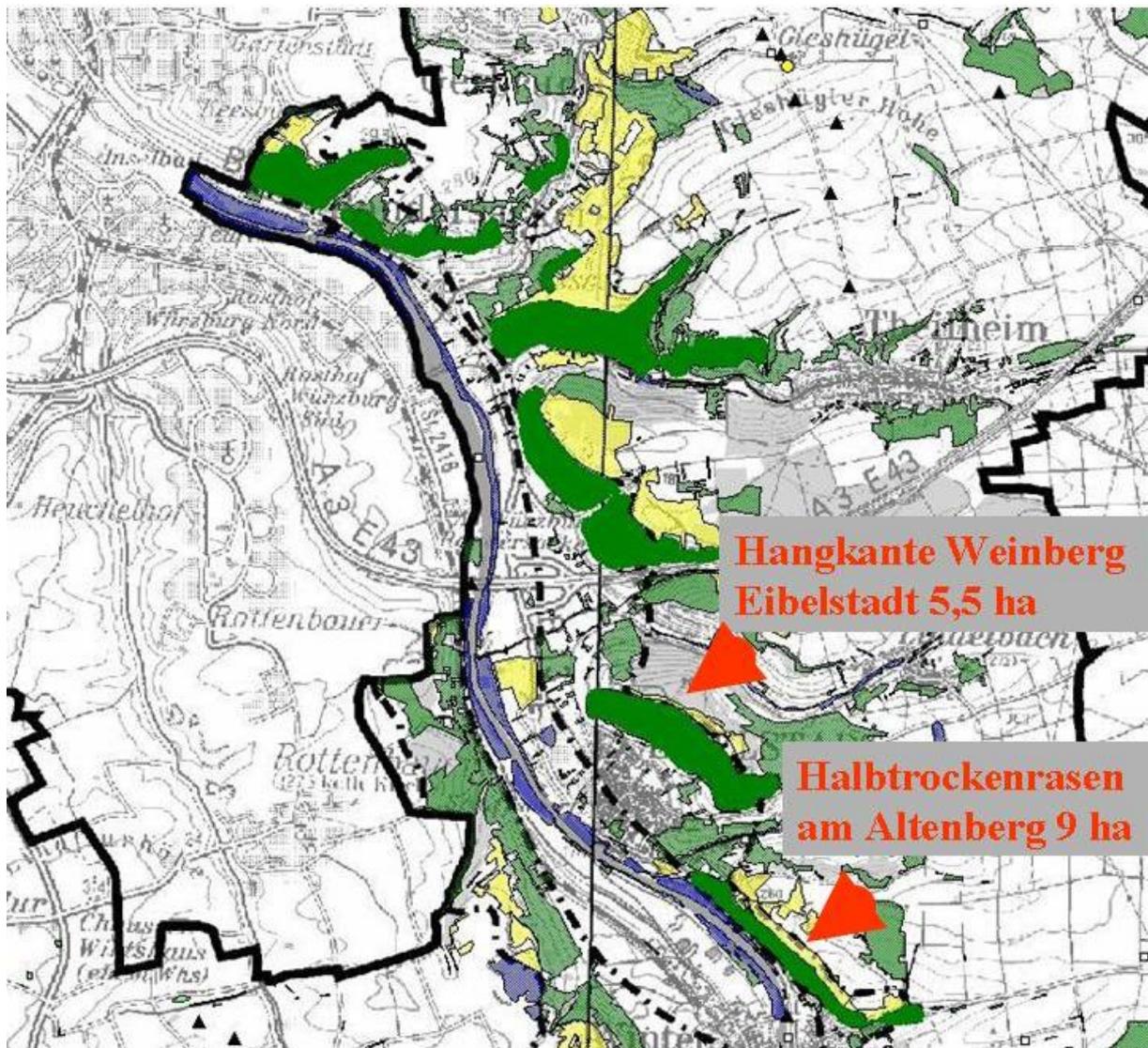
Beispiele für die Situation von Naturschutzgebieten in den Weinbaugebieten Unterfrankens zeigt **Abb. 21**. Der räumliche Bezug zwischen zumeist linienhaften und kleinräumigen

---

<sup>91</sup> Erklärung s. „Methoden“

Schutzflächen und direkt benachbarten Rebflächen ist ersichtlich und liesse sich flussauf- und flussabwärts mit weiteren Beispielen belegen.

**Abb. 21:** Lage von geschützten Trockenstandorten (gelb) laut ABSP Würzburg und Rebflächen (dunkelgrün, nach der topografischen Karte 1:50000 eingefügt); die heller grün gefärbten Bereiche sind als naturschutzfachlich bedeutsam eingestufte Waldstandorte). Zwei besonders kleinräumige und linienhafte Trockenhabitate sind hervorgehoben.



## **Zusammenfassung und Zielsetzung**

Der weltweite Verlust von Arten könnte zu einer Beeinträchtigung der Lebensverhältnisse der Menschen führen. Aus diesem Grund sollten Massnahmen zum Erhalt der biologischen Vielfalt getroffen werden, insbesondere dann, wenn sie mit verhältnismässig geringen Kosten zu verwirklichen sind. In Deutschland ist vor allem die Artenvielfalt der Kulturlandschaft betroffen, Ursache ist die Veränderung der landwirtschaftlichen Produktionsweise. Da das Ausmass einer möglichen Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion begrenzt ist, sollte sie für das Verfahren der Segregation, also der Trennung von landwirtschaftlicher Produktion und Naturschutz, bereitgestellt werden. Schutzgebiete müssen jedoch bestimmte Anforderungen erfüllen, damit sie Tier- und Pflanzenarten wirksam schützen können. Diese Anforderungen sind in Deutschland sowohl hinsichtlich des unter Schutz gestellten Flächenanteils, als auch im Hinblick auf die Gestaltung der Schutzgebiete weitgehend nicht erfüllt. Ein mögliches Instrument zur Verbesserung der Situation wird in der Etablierung von Pufferzonen gesehen, in denen private Nutzung und Artenschutz kombiniert werden. Sie umgehen einerseits die rechtlich und psychologisch problematischen Nutzungsbeschränkungen privater Landeigentümer und können andererseits die Mängel insbesondere kleinräumiger Schutzgebiete mildern. Der Weinbau ist in dieser Hinsicht eine besonders interessante Nutzungsform, da er an trockenwarmen Sonderstandorten betrieben wird und die Reben nur einen Teil der bewirtschafteten Fläche benötigen. Zudem steht mit dem sog. ökologischen Weinbau eine Form der alternativen Bewirtschaftung zur Verfügung, die einerseits eine Förderung der Artenvielfalt erwarten lässt, andererseits am Markt erfolgreich ist und damit die Höhe etwaiger Kompensationszahlungen begrenzt. Diese Arbeit soll folgende Fragen beantworten:

- 1) Gehen von der Bewirtschaftungsform „ökologischer Weinbau“ im Vergleich zum konventionellen Weinbau fördernde Effekte für die biologische Vielfalt von Arthropoden aus? Wird lediglich die allgemeine biologische Vielfalt (quantitative Effekte) gesteigert, oder sind auch naturschutzfachlich bedeutsame Arten betroffen (qualitative Effekte)?
- 2) Wenn quantitative und/oder qualitative Effekte nachweisbar sind: Auf welche Veränderung der Bewirtschaftungsmassnahmen sind diese zurückzuführen?
- 3) Wie sind die Auswirkungen einzelner Bewirtschaftungsmassnahmen des ökologischen Weinbaus auf Kosten bzw. Ertrag zu kalkulieren?

- 4) Kann aus der Gegenüberstellung des naturschutzfachlichen Nutzens einer Bewirtschaftungsmaßnahme zu ihren betriebswirtschaftlichen Folgen eine Empfehlung für bzw. gegen eine Berücksichtigung in einem Pufferzonenkonzept abgeleitet werden?

## 2. Carabiden: Kritische Diskussion der Artenlisten und Abundanzdaten sowie Korrekturen einzelner Daten

### Artenliste Carabiden

Art	Br B	Br K	Hb B	Hb B 98	Hb K	Kb B	Kb B 98	Kb K	Ges. 97	Ges. 98
<i>Abax parallelepipedus</i>	4	0	2	2	0	2	2	4	12	12
<i>Acupalpus interstitialis</i>	0	0	0	0	0	2	2	0	2	2
<i>Acupalpus meridionalis</i>	12	102	50	50	104	130	145	143	541	556
<i>Amara aenea</i>	50	66	19	21	193	533	732	30	891	1092
<i>Amara apricaria</i>	17	2	20	36	7	13	19	13	72	94
<i>Amara aulica</i>	2	0	1	2	1	0	0	1	5	6
<i>Amara bifrons</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Amara consularis</i>	4	0	1	13	1	0	0	0	6	18
<i>Amara convexior</i>	21	0	10	16	0	16	48	1	48	86
<i>Amara familiaris</i>	47	512	15	17	764	174	198	126	1638	1664
<i>Amara lucida</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	2	3
<i>Amara lunicollis</i>	3	0	0	3	0	0	1	0	3	7
<i>Amara municipalis</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
<i>Amara nitida</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Amara ovata</i>	28	50	10	51	5	22	33	103	218	270
<i>Amara plebeja</i>	0	0	0	0	0	7	14	3	10	17
<i>Anchomenus dorsalis</i>	688	128	188	203	164	91	153	45	1304	1381
<i>Anisodactylus binotatus</i>	1	3	0	0	0	0	1	0	4	5
<i>Badister bullatus</i>	1	2	2	4	6	32	41	9	52	63
<i>Badister sodalis</i>	40	15	104	112	9	29	37	54	251	267
<i>Bembidion lampros</i>	0	1	0	0	3	2	2	2	8	8
<i>Bembidion obtusum</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	3	3
<i>Bembidion quadrumaculatum</i>	0	8	0	0	25	5	5	12	50	50
<i>Brachinus crepitans</i>	1572	2831	459	562	872	98	134	60	5892	6031
<i>Brachinus explorens</i>	3425	5506	533	615	4436	1125	1548	871	15896	16401
<i>Calathus erratus</i>	0	0	1	1	8	0	0	0	9	9
<i>Calathus fuscipes</i>	5	5	4	4	5	1	3	0	20	22
<i>Callistus lunatus</i>	0	0	12	18	0	0	0	0	12	18
<i>Carabus coriaceus</i>	45	23	6	52	3	1	4	0	78	127
<i>Carabus nemoralis</i>	0	0	0	0	0	6	11	0	6	11
<i>Carabus purpurascens</i>	118	4	0	0	0	0	0	0	122	122
<i>Harpalus affinis</i>	346	651	28	32	275	436	562	237	1973	2103
<i>Harpalus ardosiacus</i>	7	2	2	2	1	2	3	1	15	16
<i>Harpalus atratus</i>	19	13	31	36	41	3	4	8	115	121
<i>Harpalus azureus</i>	105	107	92	124	198	164	233	122	788	889
<i>Harpalus dimidiatus</i>	31	0	84	107	0	2	2	0	117	140
<i>Harpalus distinguendus</i>	12	134	4	4	144	225	242	67	586	603
<i>Harpalus latus</i>	2	0	0	0	0	2	2	0	4	4
<i>Harpalus luteicornis</i>	45	1	1	3	3	18	27	3	71	82
<i>Harpalus puncticeps</i>	2	0	14	15	0	2	2	0	18	19
<i>Harpalus rubripes</i>	38	3	83	104	8	2	2	0	134	155
<i>Harpalus rufipes</i>	304	95	24	32	60	196	252	72	751	815

Art	Br B	Br K	Hb B	Hb B 98	Hb K	Kb B	Kb B 98	Kb K	Ges. 97	Ges. 98
<i>Harpalus signaticornis</i>	0	0	0	0	0	1	3	0	1	3
<i>Harpalus subcylindricus</i>	0	0	0	0	0	3	3	0	3	3
<i>Harpalus tardus</i>	185	296	115	151	335	719	860	887	2537	2714
<i>Lebia cruxminor</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
<i>Leistus ferrugineus</i>	278	20	137	160	15	116	137	7	573	617
<i>Leistus spinibarbis</i>	21	196	5	6	2	3	11	4	231	240
<i>Loricera pilicornis</i>	3	2	1	2	2	1	2	0	9	11
<i>Microlestes maurus</i>	111	66	61	64	64	224	295	61	587	661
<i>Microlestes minutulus</i>	18	7	17	17	16	47	52	18	123	128
<i>Nebria brevicollis</i>	243	62	36	39	88	211	235	293	933	960
<i>Notiophilus palustris</i>	43	5	0	0	0	0	1	1	49	50
<i>Panageus bipustulatus</i>	0	0	3	5	0	1	1	2	6	8
<i>Paradromius linearis</i>	0	0	4	5	0	0	0	0	4	6
<i>Philorhizus notatus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
<i>Poecilus cupreus</i>	20	622	2	2	263	25	28	308	1240	1243
<i>Polystichus connexus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1
<i>Pterostichus macer</i>	1	0	0	0	0	1	2	1	3	4
<i>Pterostichus melanarius</i>	194	54	17	22	63	20	21	28	376	382
<i>Stomis pumicatus</i>	1	0	1	1	0	8	9	0	10	11
<i>Synuchus nivalis</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	1	3
<i>Trechus quadristriatus</i>	54	82	17	53	140	97	113	232	622	674
<b>Anzahl Individuen</b>	<b>8169</b>	<b>11676</b>	<b>2219</b>	<b>2773</b>	<b>8327</b>	<b>4819</b>	<b>6240</b>	<b>3831</b>	<b>39040</b>	<b>41016</b>
<b>Anzahl Arten</b>	<b>46</b>	<b>35</b>	<b>44</b>	<b>47</b>	<b>36</b>	<b>46</b>	<b>51</b>	<b>36</b>	<b>62</b>	<b>63</b>

Zur besseren Vergleichbarkeit wurden die aufsummierten Daten der Beprobungsjahre 1995-1997 bzw. 1995-1998 gesondert ausgewiesen. Die beiden Arten *Chlenius vestitus* und *Zabrus tenebrioides* wurden nicht berücksichtigt (vgl. u.).

### Zurechenbarkeit der festgestellten Arten zum Habitat „Rebfläche“ sowie zu den einzelnen Flächen

Wie schon dargestellt war es das Ziel der Analyse, autochthone Populationen nachzuweisen, um zu einem „wahren“ Abbild des in dem jeweiligen Habitat vorkommenden Arteninventars zu gelangen. Untersuchungen dieser Art werden jedoch zwei Fehler machen: Sie werden Arten als zum Arteninventar gehörig ausweisen, die in Wirklichkeit in dem untersuchten Habitat keine eigenständig lebensfähige Population haben, und sie werden Arten nicht ausweisen, die in Wirklichkeit in dem untersuchten Habitat vorkommen. Beschränkungen existieren durch die eingesetzte Methode; subterranean oder arboricol lebende Carabidenarten werden beispielsweise beim Nachweis durch Barberfallen benachteiligt; die im Hinblick auf die Fangwahrscheinlichkeit ohnehin vorhandenen artspezifischen Unterschiede sind schon angesprochen worden. Eine weitere Möglichkeit der Verfälschung des Arteninventars besteht darin, dass Carabidenarten aus benachbarten Habitaten verdriftet oder in der Verbreitungs-

phase nachgewiesen werden, ohne dass sie das beprobte Habitat tatsächlich nutzen<sup>92</sup>. Zusätzlich wird jedes Abbild einer Gemeinschaft durch die Dynamik der jeweiligen Populationen „verrauscht“; nicht nur lokale Aussterbe- und Wiederbesiedelungsereignisse, auch die natürlichen Abundanzschwankungen können in den zeitlich befristeten Zufallsstichproben willkürliche Signale hinterlassen. Durch diese Einflüsse werden die auf der Grundlage der Artenlisten durchgeführten Analysen verfälscht, so dass unter Umständen eine fehlerhafte naturschutzfachliche Bewertung die Folge ist. Diese Überlegungen legen eine Filterung der Artenlisten nahe, die aufgrund nachvollziehbarer Kriterien versucht, die beiden angeführten Fehler zumindest teilweise zu korrigieren. Vor allem selten nachgewiesene Arten (im Extremfall Einzelnachweise) sollten hinsichtlich ihrer ökologischen Charakteristik auf die Wahrscheinlichkeit ihres Vorkommens überprüft werden. Bei erheblichen Abundanzunterschieden einer Art zwischen den unterschiedlich bewirtschafteten Varianten sollte zudem die Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens in der Fläche mit der deutlich geringeren Abundanz kritisch hinterfragt werden, insbesondere dann, wenn es sich nur um wenige nachgewiesene Exemplare handelt und sich das Muster bei anderen Vergleichsflächenpaaren wiederholt. Dies ist umso bedeutsamer, als die Vergleichsflächen direkt benachbart liegen und daher in dieser mobilen Gruppe Individuen aus dem Quellhabitat vergleichsweise einfach in die Nachbarfläche einwandern können.

Das Problem einer solchen Filterung besteht darin, Kriterien zu entwickeln, die willkürliche Korrekturen verhindern. Ich unterscheide zunächst zwei Vorgehensweisen: die allgemeine Korrektur zur Gesamtgemeinschaft aller Flächen, und die vergleichsweise Korrektur. Die erste Massnahme diskutiert die Gesamtartenliste über alle Flächen. Betrachtet werden alle Arten, von denen weniger als sechs<sup>93</sup> Individuen gefangen wurden, sowie solche Arten, die eine besondere ökologische Auffälligkeit im Vorkommen zeigen. Sie werden von den Analysen ausgeschlossen, sofern die beprobten Habitate in der aus der Literatur entnommenen Charakterisierung der Arten nicht auftauchen und der Schwerpunkt ihrer Verbreitung in anderen Habitattypen liegt. Der Artenliste einzelner Flächen werden Arten hinzugefügt, wenn sie durch eine andere Methode als den Barberfallen in der fraglichen

---

<sup>92</sup> Die Beprobungsflächen sind so eng benachbart, dass aufgrund der in der Literatur angegebenen Diffusionsgrößen für einzelne Arten angenommen werden muss, dass in den Flächen vorhandene Populationen in die anderen Flächen „ausstrahlen“, sofern keine aktiven Wahlhandlungen der Käfer stattfinden (Thiele 1977; Firle, Bommarco et al. 1998; Thomas, Parkinson et al. 1998). Damit würde sich ein Unterschied nicht in presence/absence-Daten, sondern nur in unterschiedlichen Abundanzen erkennen lassen.

Fläche nachgewiesen wurden, und zusätzlich die Umstände (Art des Habitates, geographische Lage zu anderen Populationen) ein Vorkommen der Art in dem beprobten Habitat nahe legen. Die Entscheidungen werden generell konservativ getroffen, d.h. nur in den Fällen, in denen aufgrund der Datenlage eine Korrektur zwingend geboten erscheint.

Eine Korrektur des Arteninventars der Varianten (vergleichsweise Korrektur) aufgrund festgestellter massiver Abundanzunterschiede scheint mir zwar wünschenswert, da die Nähe der Vergleichsflächen das Einwandern von Arten, die eigentlich auf eine der Varianten beschränkt sind, in die jeweils andere prinzipiell ermöglicht. Allerdings war es mir nicht möglich, ein allgemein gültiges Kriterium für eine Bewertung der Vorkommen zu entwickeln. Aus diesem Grund verzichte ich auf diese Korrektur der Artenlisten; die Analysen werden demnach für die fraglichen Arten mit den Daten der Ursprungsmatrix durchgeführt. Die in den Varianten auftretenden Unterschiede in den Häufigkeiten einzelner Arten werden ohnehin unter dem Punkt „Vergleich der Gesamtgemeinschaft“ (Seite 45) aufgeführt und diskutiert. In diesem Zusammenhang werde ich auch die Möglichkeit ihres Vorkommens in den jeweiligen

Varianten ansprechen.

**Tabelle 52:** Arten mit weniger als sechs Individuen in allen Flächen

Art	Kb B	Kb K	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Gesamt
<i>Anisodactylus binotatus</i>	1	0	1	3	0	0	5
<i>Bembidion obtusum</i>	0	0	0	0	0	3	3
<i>Chlaenius vestitus</i>	0	0	0	1	0	0	1
<i>Harpalus latus</i>	2	0	2	0	0	0	4
<i>H. signaticornis</i>	3	0	0	0	0	0	3
<i>H. subcylindricus</i>	3	0	0	0	0	0	3
<i>Lebia cruxminor</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Paradromius linearis</i>	0	0	0	0	5	0	5
<i>Philorhizus notatus</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Polistichus connexus</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Pterostichus macer</i>	2	1	1	0	0	0	4
<i>Synuchus nivalis</i>	1	0	1	0	1	0	3

Die Arten mit weniger als sechs nachgewiesenen Individuen sind in **Tabelle 52** aufgeführt, mit Ausnahme von Arten der Gattung *Amara* sowie *Acupalpus interstitialis*; die Nachweise dieser Gruppe wurden schon im Methodenteil kritisch diskutiert (s.o.), es ist daher fraglich, ob diese Arten tatsächlich mit weniger als sechs Indivi-

duen in der Gesamtgemeinschaft vertreten sind. Da zudem die Literaturangaben für diese Arten ein Vorkommen in den beprobten Habitaten nicht ausschliessen, werden sie in den Listen belassen. Die Einzelnachweise von *Lebia cruxminor* und *Philorhizus notatus* sowie die geringen Individuenzahlen von *Paradromius linearis* (fünf Individuen) und *Pterostichus*

<sup>93</sup> Dies stellt eine willkürlich gewählte Grösse dar und soll sicherstellen, dass alle niedrig-abundanten Arten in die Überprüfung einbezogen werden

*macer* (vier Individuen) könnten durch ihre arboricole bzw. subterrane Lebensweise bedingt sein, die zu einer geringen Präsenz in Barberfallen führen sollte. Da zudem alle angegebenen Arten aufgrund der in der Literatur ausgewiesenen Charakteristika in den untersuchten Habitaten vorkommen können, ergibt sich keine Notwendigkeit, diese Arten aus den Listen zu streichen. Weitere Arten mit geringen Individuenzahlen sind *Anisodactylus binotatus* (fünf Exemplare), *Harpalus latus* (vier) sowie *Bembidion obtusum*, *Harpalus signaticornis*, *H. subcylindricus* und *Synuchus nivalis* (je drei Exemplare). Für alle diese, mit einer Ausnahme eurytopen Arten werden in der Literatur Habitate angegeben, die mit den untersuchten in Übereinstimmung stehen. Eine besondere ökologische Charakteristik hat lediglich *Harpalus subcylindricus*<sup>94</sup>, der in Koch (1989) als „stenotop, psammophil“ und „Bewohner von Heidegebieten“ beschrieben wird. Die Verbreitungsangaben in der Datenbank carabidfauna zeigen jedoch Nachweise dieser Art im nordbayerischen und auch unterfränkischen Raum, so dass eine Besiedelung des untersuchten Habitates möglich scheint. Keine der angeführten Arten rechtfertigt somit einen Ausschluss.

*Polistichus connexus* ist dagegen schwieriger zu beurteilen. Nach den aktuellen Verbreitungsdaten gibt es derzeit keinen Beleg aus Bayern<sup>95</sup>. Die Angaben in Freude, Harde et al. (1976) sprechen von „alten Nachweisen in Wärmegebieten“, sowie einem Massenaufreten in einem Wärmegebiet (Neusiedler See). In einer russischen Internet-Veröffentlichung wird der Käfer als „Bewohner von Wiesen, unter Steinen“ beschrieben. Koch (1989) bezeichnet den Käfer als eurytop und gibt „sumpfige Flussufer und Felddraine in Wärmegebieten“ als Fundpunkte an. Damit sind die ökologischen Präferenzen dieser Art sehr unsicher. Die Angaben „Wärmegebiete“ und der Lebensraum „Wiese“ stehen im Einklang mit den Untersuchungsgebieten; die Charakteristik „unter Steinen“ könnte eine subterrane Lebensweise andeuten und damit erklären, wieso diese Art so selten in Barberfallen nachgewiesen wird. Da eine klare Zuordnung zu einem Lebensraum nicht möglich ist und die wenigen Angaben der Möglichkeit eines Vorkommens nicht widersprechen, wird diese Art in der Liste belassen.

Anders sieht es hingegen für die Art *Chlaenius vestitus* aus. Sie gilt zwar als eurytop, wird jedoch als feuchteliebend mit einem Verbreitungsschwerpunkt auf Uferflächen beschrieben. Diese Art wurde mit einem Exemplar auf der Fläche Berggrundell konventionell nachgewiesen, die unmittelbar an einen Steinbruch grenzt, in dem sich ein grösserer Teich befindet; der Main ist ebenfalls nur etwa 200m Luftlinie entfernt. Da diese Art macropter ist,

---

<sup>94</sup> Man beachte die Anmerkungen zu dieser Art auf S. 37

<sup>95</sup> vgl. 1. Arbeitsatlas der Laufkäfer Bayerns, [www.carabidfauna.de](http://www.carabidfauna.de) (Wolfgang Lorenz)

besteht also die Möglichkeit, dass dieses Exemplar von den genannten Habitaten in die Fläche verdriftet wurde. Zusammengefasst besteht daher die hohe Wahrscheinlichkeit, dass diese Art kein Bestandteil des Arteninventars dieser Fläche ist. Sie wird aus diesem Grund bei der Analyse der Gemeinschaften nicht berücksichtigt.

Ein weiterer problematischer Fall ist *Zabrus tenebrioides*. Diese Art wurde mit insgesamt zehn Individuen auf mehreren Flächen nachgewiesen, allerdings nur nach dem Anbau von Wintergetreide. Die ökologische Charakterisierung gibt für diese Art ausdrücklich eine starke Bindung an Getreidefelder an, so dass ihr Vorkommen auf den Rebflächen nur in Verbindung mit einer Winterbegrünung aus Getreide wahrscheinlich ist. Da dies jedoch nur eine optionale Eigenschaft von Rebflächen ist, kann diese Art ebenfalls nicht als Bestandteil der jeweiligen Gemeinschaften angesehen werden, und wird daher bei der Analyse ebenfalls nicht berücksichtigt<sup>96</sup>.

Die Art *Paradromius linearis* wurde schon im Zusammenhang mit ihrer arboricolen Lebensweise und der damit verbundenen geringen Präsenz in Barberfallen erwähnt. In der Fläche Bergondell bio wurde diese Art mit einem Exemplar beim Keschern gefangen. Es stellt sich nun die Frage, ob dieser Käfer dem Arteninventar der Fläche hinzugefügt werden soll, auch wenn er durch eine andere Methode nachgewiesen wurde. Die Art wurde ansonsten mit mehreren Exemplaren in der Fläche Honigberg bio dokumentiert; die Fläche weist aufgrund der identischen Bewirtschaftung ähnliche Habitateigenschaften auf. Zudem liegen die beiden Rebflächen nur wenige Kilometer Luftlinie entfernt. Beide Argumente – ähnliche Habitateigenschaften und geographische Nähe – machen die Anwesenheit der Art in der fraglichen Fläche wahrscheinlich, obwohl sie durch Barberfallen nicht nachgewiesen werden konnte. Hinzu kommt, dass die Art aufgrund ihrer arboricolen Lebensweise nur selten in Barberfallen nachgewiesen wird. Unter Berücksichtigung dieser Zusammenhänge wird bei allen Analysen, in denen die Gesamtgemeinschaft der Fläche Bergondell bio eine Rolle spielt, dem Arteninventar diese Art mit einem Exemplar hinzugefügt.

---

<sup>96</sup> Trotzdem ist der Fund dieser Art zu würdigen: *Zabrus tenebrioides* galt lange als ein Beispiel für die durch die Umstellung der landwirtschaftlichen Nutzung gefährdeten Tierarten und wird im Manuskript „Rote Liste Bayern 2002“ unter der Gefährdungsstufe 2 verzeichnet. Die Nachweise dieser Untersuchung deuten darauf hin, dass bei einer Veränderung der Bewirtschaftungsweise, bei der Wintergetreide als Winterbegrünung eingesetzt wird, auch für diese Art ein Lebensraum geschaffen werden kann. Allerdings bleibt festzuhalten, dass die Einstufung von *Zabrus tenebrioides* mit Blick auf die ökologische Bindung durchaus kontrovers diskutiert wird; in der derzeit gültigen „Rote Liste für Deutschland“ wird der Käfer nicht mehr als bedroht angesehen.

**Diskussion:** Die aus den Proben gewonnene Ursprungsmatrix wird an drei Stellen geändert: Die Arten *Chlaenius vestitus* und *Zabrus tenebrioides* werden aus der Analyse herausgenommen, da sie mit hoher Wahrscheinlichkeit kein Bestandteil autochtoner Carabidengemeinschaften der untersuchten Rebflächen sind. Der Matrix der Fläche Bergrondell Bio wird die Art *Paradromius linearis* mit einem Exemplar hinzugefügt.

### **Effizienz der Untersuchung, Vergleichbarkeit der Faunen und Korrektur der Abundanzen einzelner Arten**

Ein Vergleich der unterschiedlich bewirtschafteten Flächen anhand der nachgewiesenen Arten ist nur sinnvoll, wenn die jeweiligen Faunen gleich intensiv beprobt wurden und ein vergleichbarer Anteil des Arteninventars abgebildet wurde. Die erste Bedingung – gleiche Beprobungsintensität, was gleichbedeutend ist mit einer vergleichbaren Anzahl Fallen und Standtage – ist für den Vergleich der Abundanzen notwendig. Die zweite Bedingung sichert die Vergleichbarkeit der jeweiligen Arteninventare. Beide hängen letztlich davon ab, dass die Individuen der vorkommenden Arten artspezifisch gleiche Wahrscheinlichkeiten besitzen, in den jeweiligen Fallen gefangen zu werden.

Im Idealfall sind die verglichenen Habitate in den entscheidenden Parametern identisch, da dann bei gleicher Beprobungsintensität die Fangwahrscheinlichkeit identisch wäre. Die verglichenen Habitate weisen jedoch Unterschiede auf, so dass die Möglichkeit besteht, dass durch diese Unterschiede verursachte Veränderungen der Fängigkeit der eingesetzten Fallen zu Verzerrungen der Abundanzmuster führen. Beispielsweise könnte die dichte Vegetationsdecke in den Zeilen der Variante Bio 1 den Laufwiderstand der Carabiden in diesem Bereich des Habitates erhöhen und dadurch im Vergleich zu den Fallen der konventionellen Flächen geringere Fangzahlen bewirken. Da die Anzahl nachgewiesener Arten immer auch von der Anzahl gefangener Individuen abhängig ist, könnten sich bei quantitativen Unterschieden der Individuenzahlen zudem Verzerrungen im Arteninventar ergeben. Daher ist zunächst zu prüfen, ob solche Verzerrungen unter Umständen zu berücksichtigen sind.

## Vergleichbarkeit der Arteninventare

**Tabelle 53:** Sättigung der Carabidenfaunen in Prozent (n.b.: nicht beprobt; \*: Jahr mit einer verlorenen Leerung)

Fläche	1995	1996	1997	1998	Gesamt (inkl. 98)
Kb B	76	100	80	77	94
Kb K	100	87	85	n.b.	90
Br B	94	90	90	92	90
Br K	90	85	91*	83	100
Hb B	85	83	88	85	92
Hb K	93	90	91	n.b.	97

Zur Überprüfung der Frage, ob vergleichbare Anteile der jeweiligen Faunen nachgewiesen werden konnten, wurden die in den Stichproben festgestellten Artenzahlen zu den durch Extrapolation vorhergesagten Artenzahlen in Beziehung gesetzt (**Tabelle 53**). Die Sättigung der Einzeljahre schwankt zwischen 76 und 100 Prozent

und liegt im Mittel bei 87% (Variante Bio) und 90% (Variante Kon). Die Gesamtgemeinschaften der einzelnen Flächen zeigen Sättigungen zwischen 90 und 100 Prozent. In den **Abb. 22 – 27 S. 199ff** sind die Sättigungskurven der Estimatoren dargestellt. Ihr sich asymptotisch einem Grenzwert nähernder Verlauf deutet ebenfalls darauf hin, dass die Faunen nahe zur absoluten Sättigung besammelt wurden. Lediglich in einem Fall – Vergleich Kichberg 1995 – ist eine deutliche Differenz der Sättigung der Vergleichsflächen von fast 25% gegeben, die bei der Gegenüberstellung der Artenzahlen berücksichtigt werden muss. Ansonsten ist die Vergleichbarkeit der Arteninventare sowohl in den Einzeljahren wie auch im Hinblick auf die Gesamtgemeinschaften gegeben. Von besonderer Bedeutung ist die Tatsache, dass die Sättigung der Faunen der Bio-Flächen auch in den Fällen vergleichbar bleibt, in denen ein zusätzliches Jahr beprobt wurde (1998 in den Vergleichspaaren Kb und Hb). Aus diesem Grund können für den Vergleich der Artenzahlen sowie der Artenlisten die jeweiligen Gesamtgemeinschaften herangezogen werden, unabhängig von der Anzahl der beprobten Jahre.

## Vergleichbarkeit der Abundanzen

Unterschiede in Fangzahlen können durch folgende Alternativhypothesen erklärt werden:

- Die Fangzahlen korrelieren mit den mittleren Dichten der jeweiligen Arten in den Habitaten und bilden die Populationen vergleichbar ab.
- Die Fangzahlen korrelieren nicht mit den mittleren Dichten der jeweiligen Arten. Sie gehen vielmehr auf die unterschiedlichen Aktivitäten der jeweiligen Arten zurück, die durch die unterschiedlichen Habitateigenschaften bedingt werden.

**Tabelle 54:** Fängigkeit der Barberfallen der Einzelflächen (Carabiden) (in Individuen je Falle und Standtag; \*: Jahr mit verllorener Leerung, im Vergleich berücksichtigt; #: für Vergleichbarkeit mit der jeweiligen konventionellen Fläche im Mittelwert nur die Jahre bis 97 berücksichtigt; a, b: statistisch gesicherter Unterschied zwischen den Flächen des betreffenden Vergleichspaares<sup>97</sup>, a = Bio > Kon, b = Kon > Bio)

Jahr	Kb B	Kb K	Br B	Br K	Hb B	Hb K
1995	2,38	1,75	2,12 <sup>b</sup>	5,06 <sup>b</sup>	1,03 <sup>b</sup>	3,10 <sup>b</sup>
1996	0,97 <sup>a</sup>	0,67 <sup>a</sup>	1,34 <sup>b</sup>	5,33 <sup>b</sup>	0,57 <sup>b</sup>	3,21 <sup>b</sup>
1997	0,53	0,63	1,05	0,49*	0,31 <sup>b</sup>	2,00 <sup>b</sup>
1998	0,58	n.b.	0,70 <sup>a</sup>	0,30 <sup>a</sup>	0,20	n.b.
Gesamt	1,18 <sup>#</sup>	1,06	1,40 <sup>b</sup>	3,30 <sup>b</sup>	0,66 <sup>#b</sup>	2,87 <sup>b</sup>

Der Ansatz der Untersuchung lässt keine Unterscheidung zwischen tatsächlich vorhandenen oder durch unterschiedliche Fängigkeit bedingten Differenzen der absoluten Häufigkeiten zu, experimentelle Ansätze zur Klärung der Ursachen der Unterschiede wurden nicht verfolgt. Ich werde an dieser Stelle die Daten kurz darstellen, ohne der vergleichenden Analyse der Abundanzen vorzugreifen, und die Abundanzen im Hinblick auf ihre Vergleichbarkeit zwischen den Varianten kritisch diskutieren.

Für einen Vergleich der absoluten Häufigkeiten gefangener Individuen müssen diese auf die Anzahl an Fallen und Standtagen bezogen werden. Da die Fängigkeit saisonabhängig ist (die Aktivität der Carabiden verändert sich mit der Jahreszeit), kann aufgrund der unterschiedlichen Fangdauer bei den einzelnen Flächenpaaren ein Vergleich nur zwischen den Flächen eines Flächenpaares stattfinden, da nur diese zeitlich identisch beprobt wurden. Die Daten zur Fängigkeit sind in **Tabelle 54** zusammengefasst.

<sup>97</sup> Mann-Whitney U-Test; die Vergleiche der Flächenpaare von oben nach unten: **Kb 95:**  $N_{(kon)} = 55$ ,  $N_{(bio)} = 57$ ,  $p = n.s.$ ; **Kb 96:**  $N_{(kon)} = 56$ ,  $N_{(bio)} = 60$ ,  $p < 0,05$ ; **Kb 97:**  $N_{(kon)} = 36$ ,  $N_{(bio)} = 38$ ,  $p = n.s.$ ; **Kb ges:**  $N_{(kon)} = 147$ ,  $N_{(bio)} = 155$ ,  $p = n.s.$ ; **Br 95:**  $N_{(kon)} = 42$ ,  $N_{(bio)} = 55$ ,  $p < 0,001$ ; **Br 96:**  $N_{(kon)} = 57$ ,  $N_{(bio)} = 60$ ,  $p < 0,001$ ; **Br 97:**  $N_{(kon)} = 26$ ,  $N_{(bio)} = 29$ ,  $p = n.s.$ ; **Br 98:**  $N_{(kon)} = 39$ ,  $N_{(bio)} = 40$ ,  $p < 0,01$ ; **Br ges:**  $N_{(kon)} = 164$ ,  $N_{(bio)} = 184$ ,  $p < 0,01$ ; **Hb 95:**  $N_{(kon)} = 40$ ,  $N_{(bio)} = 41$ ,  $p < 0,001$ ; **Hb 96:**  $N_{(kon)} = 62$ ,  $N_{(bio)} = 66$ ,  $p < 0,001$ ; **Hb 97:**  $N_{(kon)} = 34$ ,  $N_{(bio)} = 36$ ,  $p < 0,01$ ; **Hb ges:**  $N_{(kon)} = 136$ ,  $N_{(bio)} = 143$ ,  $p < 0,001$

Die Daten zeigen bei zwei Vergleichsflächenpaaren (Br und Hb) deutliche Unterschiede der Fängigkeit, die für die Gesamtgemeinschaft und auch in Einzeljahren statistisch gesichert werden können; eine Ausnahme stellt der Vergleich Br 1998 dar, bei der es zu einer Umkehrung der Verhältnisse kommt<sup>98</sup>. Mit Ausnahme des Vergleiches Kirchberg werden in den konventionellen Flächen mehr Individuen gefangen, die Steigerung beträgt das 2,4 bzw. 4,3 –fache der Fangzahlen in den ökologisch bewirtschafteten Flächen. Bei der Fängigkeit handelt es sich um den Durchschnitt über alle Arten, so dass grosse Abundanzunterschiede

**Tabelle 55:** Abundanzunterschiede ausgewählter Carabidenarten im Vergleichspaar Honigberg

Art	Hb K	Hb B	Differenz
Alle Carabiden (95-97)	8329	2219	6110
<i>Brachinus explo-dens</i>	4436	533	3903
<i>Amara familiaris</i>	764	15	749
<i>Harpalus affinis</i>	275	28	247
<i>Poecilus cupreus</i>	263	2	261

weniger Arten für das Gesamtergebnis verantwortlich sein können. Für das Vergleichspaar Honigberg wird der deutlichste Unterschied nachgewiesen. Betrachtet man den Vergleich dieser Flächen im Detail, so zeigen die folgenden Arten deutliche Abundanzunterschiede (mit Kon > Bio, **Tabelle 55**):

Aus der Gegenüberstellung wird deutlich, dass allein 64% der Differenz in der Anzahl gefangener Carabiden auf die Abundanzunterschiede von *Brachinus explo-dens* zurückgehen. Bezieht man die „Ackerarten“ *Amara familiaris*, *Harpalus affinis* und *Poecilus cupreus* ebenfalls ein, so gehen 84% des Unterschiedes der Gesamtgesellschaften auf die Abundanzunterschiede dieser Arten zurück, so dass der Unterschied in den Fängigkeiten im wesentlichen durch die Abundanzunterschiede dieser Arten erklärt wird. Allerdings ist damit nicht geklärt, ob die Abundanzunterschiede ausschliesslich auf die Unterschiede in den Populationsgrössen zurückgehen oder Unterschiede in den Aktivitäten der einzelnen Arten in dem jeweiligen Habitat für die Fangzahlen verantwortlich sind. Da keine eigenen Daten zur Klärung dieser Frage gewonnen wurden, kann nur auf Literaturdaten zurückgegriffen werden. Folgende Beeinflussungen der Carabidenaktivität<sup>99</sup> sind bekannt (Thiele 1977; Kegel 1990; Lys and Nentwig 1991; Guillemain, Loreau et al. 1997; Firle, Bommarco et al. 1998):

- **Raumwiderstand:** Die Art des Substrates und der Vegetation können die Laufgeschwindigkeit von Carabiden erheblich beeinflussen, so dass die in 24 h überlaufene Fläche

<sup>98</sup> 1997 wurde in der Fläche Br kon eine über das übliche Mass hinausgehende massive Bodenbearbeitung durchgeführt, in deren Verlauf nicht nur alle Fallen, sondern auch etliche Rebstöcke zerstört wurden. Möglicherweise hat diese Störung auch die Carabidengemeinschaft nachhaltig beeinträchtigt und im nächsten Jahr zu stark reduzierten Fangzahlen geführt.

<sup>99</sup> Es geht an dieser Stelle nur um die Beeinflussung der Aktivität im Habitat, nicht um Habitatwahl etc.

auf ein Zehntel des Maximalwertes abgesenkt werden kann. Allerdings ist dieser Faktor von der Grösse des Tieres abhängig; für kleinere Arten wie *Brachinus explodens* oder *Amara familiaris* sind erheblich geringere Beeinflussungen zu erwarten. Die dargestellte Problematik der Vegetation um Fallen ist als Spezialfall dieser allgemeinen Problematik anzusehen.

- **Bearbeitungsmassnahmen:** Landwirtschaftliche Bearbeitungsmassnahmen, wie Bodenbearbeitung oder Ernte, führen zu einer starken Störung des Habitates, in deren Folge die Aktivität steigen kann, da die überlebenden Carabiden Bereiche mit besseren Lebensbedingungen aufsuchen.

- **Mikroklima:** Artspezifisch können Temperatur und Luftfeuchte fördernd oder mindernd auf die Aktivität wirken. Es scheint eine Tendenz zu geben, nach der tagaktive Arten stärker reagieren als nachtaktive. Positive Korrelation der Aktivität mit der Temperatur zeigen beispielsweise *Harpalus affinis* oder *Amara plebeja*, negative *Anchomenus dorsalis*, *Amara apricaria* oder *Bembidion lampros*. Da sich Veränderungen des Mikroklimas zwischen vegetationsfreien und begrünten Bereichen ergeben (z.B. Honek 1988), sind entsprechende Auswirkungen auf die Laufaktivität der Carabidenarten zu erwarten. Da sie jedoch artspezifisch wirken, kann die Bedeutung für die Fängigkeit nicht generalisierend abgeschätzt werden.

- **Deckung:** Laborversuche zeigen, dass Laufkäfer Bereiche aufsuchen, in denen sie Deckung finden, und dort Ruheverhalten zeigen. Es wäre daher denkbar, dass die dichten Vegetationsbereiche in der Bio-Variante bessere Deckung für die Tiere anbieten, und diese daher öfter Ruheverhalten zeigen als in der Kon-Variante. Die Folge wäre eine Reduktion der Aktivität, und dadurch eine geringere Fangwahrscheinlichkeit.

- **Physiologischer Status:** Hungrige Carabiden sind aktiver als gesättigte. Da die Bio-Varianten mit hoher Wahrscheinlichkeit mehr Nahrung enthalten als die Kon-Varianten (Pflanzensamen für phytophage und omnivore Arten, Arthropoden – wie Aphiden an Gräsern etc. – für carnivore Arten; s.a. Diskussion der Habitatunterschiede), wäre eine Absenkung der Aktivität in den Bio-Varianten denkbar.

Während ich den Raumwiderstand zumindest für die kleinen Arten für vernachlässigbar halte und bei Mikroklima und Bearbeitungsmassnahmen keine gerichtete Beeinflussung erkennen kann, bestehen in den Punkten „Deckung“ und „Physiologischer Status“ Möglichkeiten einer Unterschätzung der absoluten Häufigkeiten in den Bio-Flächen. Diese können jedoch das Ausmass der Unterschiede kaum erklären: Würde man beispielsweise eine Reduktion der Fangzahlen um die Hälfte durch die obigen Einflussgrössen unterstellen, so ergäben sich folgende neue Fangzahlen (**Tabelle 56**):

Erneut wären deutliche Unterschiede in der Fängigkeit – bezogen auf die Gesamtgemeinschaft und

Art	Hb K	Hb B	Hb B neu	Differenz alt	Differenz neu
Alle Carabiden (95-97)	8329	2219	4438	6110	3891
<i>Brachinus explodens</i>	4436	533	1066	3903	3370
<i>Amara familiaris</i>	764	15	30	749	734
<i>Harpalus affinis</i>	275	28	56	247	219
<i>Poecilus cupreus</i>	263	2	4	261	259

**Tabelle 56:** Abschätzung der Fangzahlen in der Fläche Hb B mit der Annahme einer Reduktion der Fängigkeit um 50%

die einzeln diskutierten Arten – zu verzeichnen. Es ist daher anzunehmen, dass diesen Unterschieden tatsächliche Unterschiede in den Populations-

größen entsprechen, so dass ich die Analyse der Abundanzen auf der Grundlagen der absoluten Fangergebnisse führen werde.

### **Korrektur der Abundanzen einzelner Arten**

Bei der Durchsicht der Fangergebnisse einzelner Arten zeigte sich, dass die Fänge neben den bekannten Abundanzschwankungen im Jahresgang in Einzelfällen unerklärliche Häufungen bzw. massive Schwankungen zwischen einzelnen Jahren aufwiesen. Zudem existierten Unterschiede zwischen den Vergleichsflächen, die eine selektive Beeinflussung der Abundanzen einzelner Arten möglich erscheinen liessen. Diese Fälle wurden analysiert, und die Fangzahlen bei begründeten Zweifeln entsprechend korrigiert.

#### *Carabus coriaceus* und *C. purpurascens* in den Flächen Hb bzw. Br

Unter „Methoden“ wurde schon die Möglichkeit angesprochen, dass der nur in den Bioflächen vorhandene Beifang selektiv die beiden aassfressenden Käferarten angelockt haben könnte. Um diesen Faktor zu beurteilen wurde statistisch überprüft, ob sich die Individuen dieser Arten zufällig auf alle Fallen verteilen oder gehäuft in den mit Beifang verunreinigten Fallen zu finden sind<sup>100</sup>. Die Ergebnisse sind in Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. zusammengefasst: Für beide Flächen und beide Arten wurden statistisch signifikante Ungleichverteilungen gefunden, die nahelegen, dass der Beifang tatsächlich einen attrahierenden Einfluss ausübte. Aus diesem Grund wurden die Fangergebnisse wie folgt korrigiert: Alle Fallen ohne Beifang wurden unverändert übernommen. Von den Fallen mit Beifang wurde für die Anzahl an Fangergebnissen, die dem für die Art und Fläche bestimmten Erwartungswert

<sup>100</sup> Vier Felder Chi-Quadrat Test; Erste Stichprobe: Fallen mit Mäusen; Zweite Stichprobe: Fallen ohne Mäuse; Ereignis: Fallen mit *Carabus spec.*; Komplementäreignis: Fallen ohne *Carabus spec.*

entsprechen, der gerundete Mittelwert der Fallen ohne Beifang als Abundanz verwendet. Die Korrektur wurde für alle Analysen verwendet, in denen Abundanzen verglichen werden mussten, in den

übrigen Fällen wurde mit den ursprünglichen Daten gearbeitet.

Fläche	Art	$\chi^2$	p	exp. Wert	Erwartungswert	Korrektur	vorher	nachher
Hb B	<i>C. coriaceus</i>	32,65	<0,001	8	2	- 6	52	39
Br B	<i>C. coriaceus</i>	27,73	<0,001	13	4	- 9	45	29
Br B	<i>C. purpurascens</i>	25,73	<0,001	15	5	- 10	118	69

**Tabelle 57:** Ergebnisse des Vier-Felder Chi-Quadrat-Tests und Korrektur der experimentell ermittelten Werte; exp. Wert: Anzahl von Fallen mit Mäusen und Carabiden; Erwartungswert: bei zufälliger Verteilung erwartete Anzahl an Fallen mit Mäusen und Carabiden; vorher: Gesamtzahl gefangener Individuen vor der Korrektur

In der Fläche Br K kam es bei der Leerung vom 08.12.97 ebenfalls zu einer auffälligen Häufung von Fängen der Art *Carabus coriaceus*, wobei in drei Fallen 14 Individuen gefangen wurden. Da nicht auszuschliessen ist, dass aufgrund der langen Standzeit Verwesungsprozesse einsetzen und die Käfer ebenfalls angelockt wurden, wurden auch diese Fänge korrigiert und für jede Falle nur ein gefangenes Tier berücksichtigt.

Die Fläche Hb B zeigt für *Carabus coriaceus* eine starke Ungleichverteilung der Fänge über die Jahre: Während in den Beprobungszeiträumen der Jahre 1995-97 zusammen sechs Individuen gefangen wurden, waren es im Jahr 1998 insgesamt 46. Berücksichtigt man den Einfluss des Beifangs und korrigiert die Fangzahl entsprechend, bleibt immer noch eine Steigerung von zwei auf 33 Individuen je Beprobungszeitraum. Es besteht die Möglichkeit, dass durch die verlängerte Standzeit nicht nur verwesender Beifang attrahierend gewirkt, sondern auch schwächere Verwesungsprozesse eingesetzt und die Käfer angelockt haben könnten. Die verlängerten Standzeiten wurden jedoch schon im Jahr 1997 eingeführt und zogen in diesem Beprobungszeitraum keine erhöhten Fänge dieser Art nach sich. Es bleibt daher nur die Möglichkeit einer deutlichen Zunahme der Population, die entsprechend abgebildet wurde, oder eine entsprechende Zunahme der Aktivität, die durch Veränderungen des Habitats ausgelöst worden ist. Während erhebliche Populationschwankungen bei Insekten bekannt sind, lassen sich keine Anhaltspunkte für grundlegende Veränderungen im Habitat finden, die eine entsprechende Veränderung der Aktivität bewirken könnten. Die Ursache für die Unterschiede der Fangzahlen bleibt daher unklar. Für die Analyse besteht das Problem,

dass im Vergleich der Flächenpaare die Fangzahlen in der Bio-Fläche zu gering ausfallen könnten, da nur die Fänge bis einschliesslich 1997 einbezogen wurden, so dass die 33 Individuen des Jahres 1998 weder bei der Analyse der Biomassen, noch der Verteilung der Individuen auf Grössenklassen etc. berücksichtigt werden konnten.

#### *Leistus spinibarbis* in der Fläche Br K

Diese Art zeigte in dieser Fläche bei zwei Terminen eine bis zu zehnfach höhere Fängigkeit als in den Monaten, in denen mindestens ein Individuum gefangen wurde oder im Vergleich zu allen anderen Flächen. Beide Termine betrafen die Herbst- bzw. Winterleerung (Dez 97 und Okt 98). In dieser Fläche wurden mit Abstand die meisten Individuen dieser Art gefangen, mit einer im Vergleich zur Fläche mit der zweithöchsten Fangzahl um den Faktor 10 erhöhten absoluten Häufigkeit. 91% der Individuen wurden jedoch an den angesprochenen Terminen gefangen, so dass sich die Frage stellt, ob diese Art bei der Bewertung der Gesamtgemeinschaft mit der ursprünglichen absoluten Häufigkeit in die Analyse eingehen soll. Carabiden können durch Pheromone vermitteltes Aggregationsverhalten zeigen, insbesondere in Ruhephasen wie der Überwinterung (Thiele 1977). Es besteht daher die Möglichkeit, dass die Fangzahlen durch aggregierende Individuen entstanden sind, die sich in den Fallen zu Überwinterungsgemeinschaften zusammengefunden haben. Aus diesem Grund werden die Fänge dieser Leerungstermine mit der durchschnittlichen Fängigkeit für diese Art (in den Beprobungszeiträumen mit mindestens einem gefangenen Individuum) multipliziert, und die entsprechende Anzahl Individuen in die Analyse übernommen.

#### **Zusammenfassung und Diskussion**

Die Analyse der Fängigkeit in den Varianten offenbarte teilweise signifikante Unterschiede, wobei in zwei der drei Vergleiche deutlich weniger Individuen in den Bio-Flächen gefangen wurden. Dies wirkte sich nicht auf die Artensättigung aus, wie die Analyse der Extrapolationsdaten zeigte. Sie liegen mit 90 bis 100 Prozent nahe der absoluten Sättigung, so dass die Vergleichbarkeit der Artenzahlen sowie die Möglichkeit der Analyse auf der Grundlage von presence/absence-Daten gegeben ist. Hinsichtlich der Analyse der absoluten Häufigkeiten besteht das Problem, dass die gewonnenen Fangzahlen sowohl von der Populationsdichte als auch der Aktivität der Arten abhängen. Da die Aktivität durch Eigenschaften des Habitates beeinflusst werden kann und sich die untersuchten Habitate in grundlegenden Eigenschaften unterscheiden, ist eine selektive Beeinflussung der Aktivitäten möglich. Die Bewertung von Literaturdaten ergab, dass die Möglichkeit einer Unterschätzung der Fangzahlen in den Bio-

Flächen gegeben ist. Allerdings kann diese nicht für die Grössenordnung der auftretenden Differenzen verantwortlich gemacht werden, so dass auf eine Korrektur der Fangzahlen verzichtet wird. Ich gehe für die Analyse der Abundanzen davon aus, dass die in der Stichprobe festgestellten Abundanzunterschiede im wesentlichen tatsächlichen Unterschieden der Populationsgrössen der beprobten Faunen entsprechen, und die vorhandenen Daten für die vergleichende Auswertung verwendet werden können.

Die absoluten Häufigkeiten der Arten werden in drei Fällen korrigiert: Für *Carabus coriaceus* und *C. purpurascens* kann eine Beeinflussung durch Beifang nachgewiesen werden, so dass ihre Fangzahlen in den Flächen Hb B und Br B nach unten korrigiert werden, ebenso wie die Fangzahlen von *C. coriaceus* in der Fläche Br K. Die Art *Leistus spinibarbis* zeigte eine nicht nachvollziehbare Erhöhung der Fangzahlen zu zwei Herbstterminen in der letztgenannten Fläche; als Ursache erscheint Aggregationsverhalten überwinternder Individuen wahrscheinlich. Auch hier werden die Fangzahlen entsprechend nach unten korrigiert.

### 3. Carabiden: Abbildungen der Estimators für die Gemeinschaften der Einzelflächen

Anmerkungen zur Legende: Die Anzahl tatsächlich beobachteter Arten ist in Schwarz gehalten, Wert und SD eines Estimators sind gleichfarbig, ähnliche Estimators sind durch dieselbe Farbgruppe gekennzeichnet (z.B. Chao1/Chao2 durch dunkel- und hellblau). Die Skala der y-Achse wurde zur besseren Vergleichbarkeit einheitlich auf 70 Arten gesetzt.

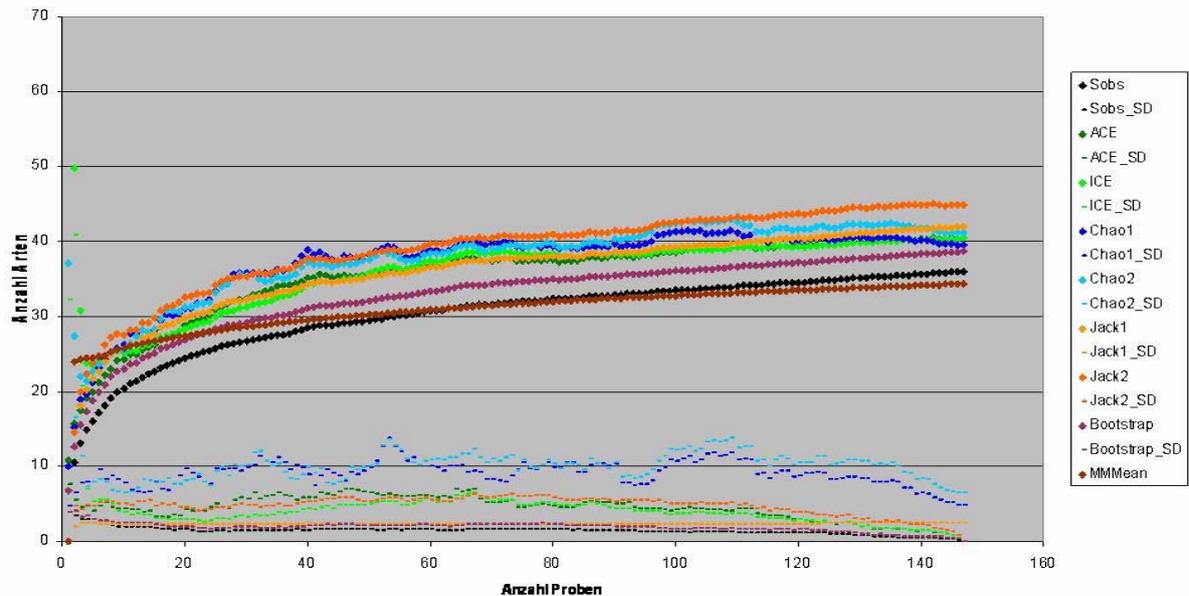


Abb. 22 (oben): Kirchberg Kon

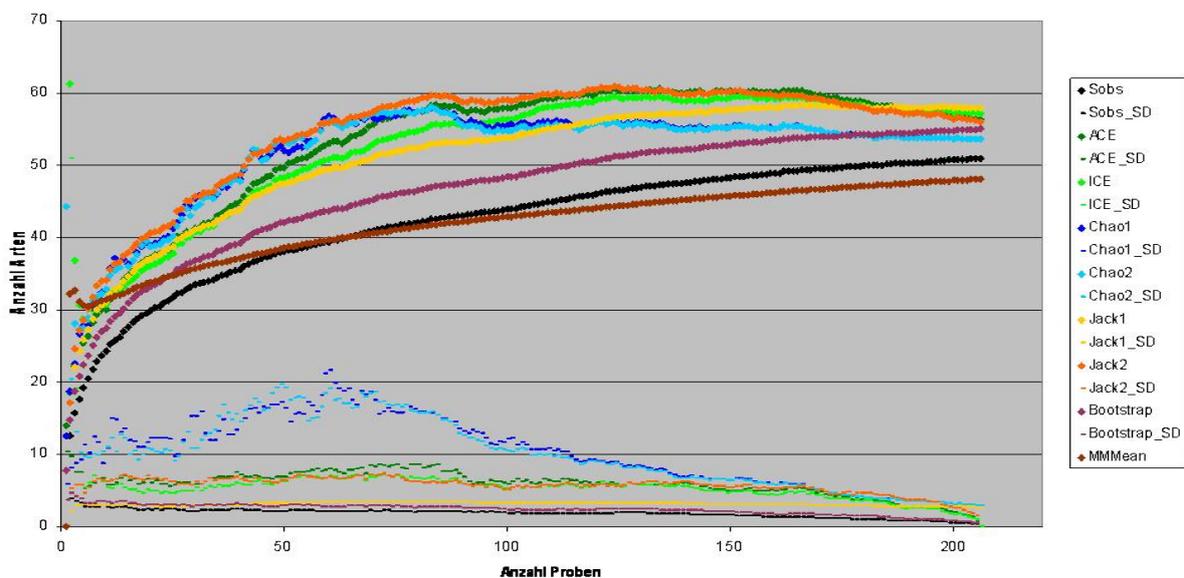


Abb. 23: Kirchberg Bio

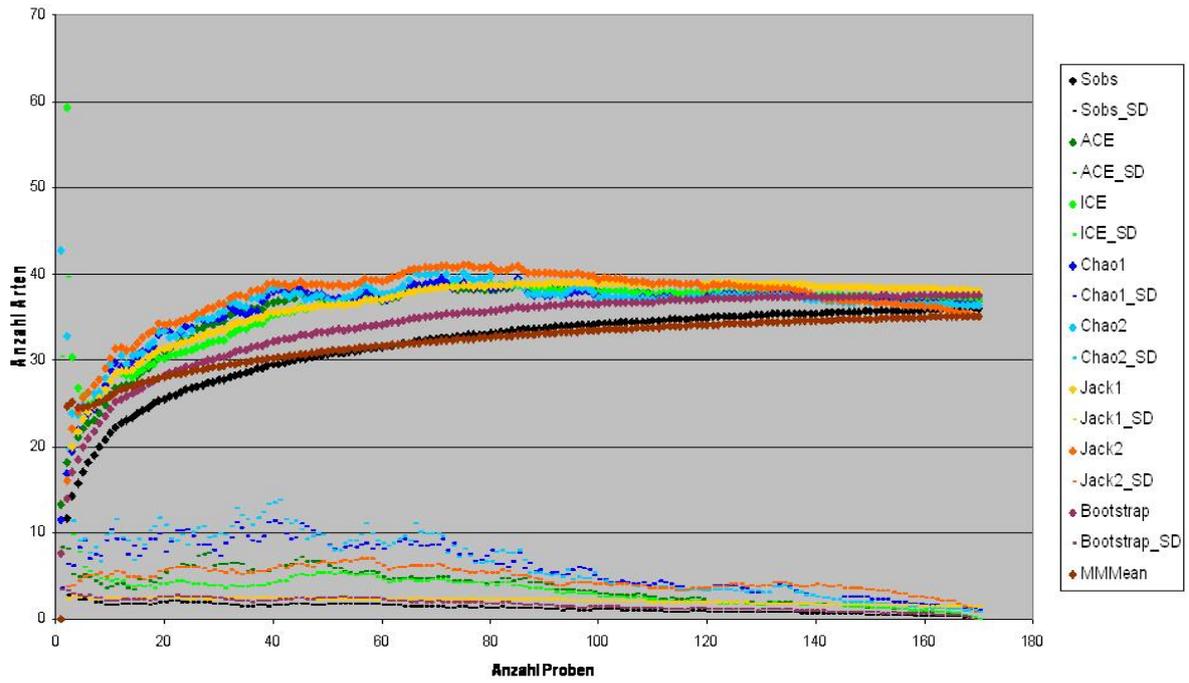


Abb. 24 (oben): Berggröndell Kon

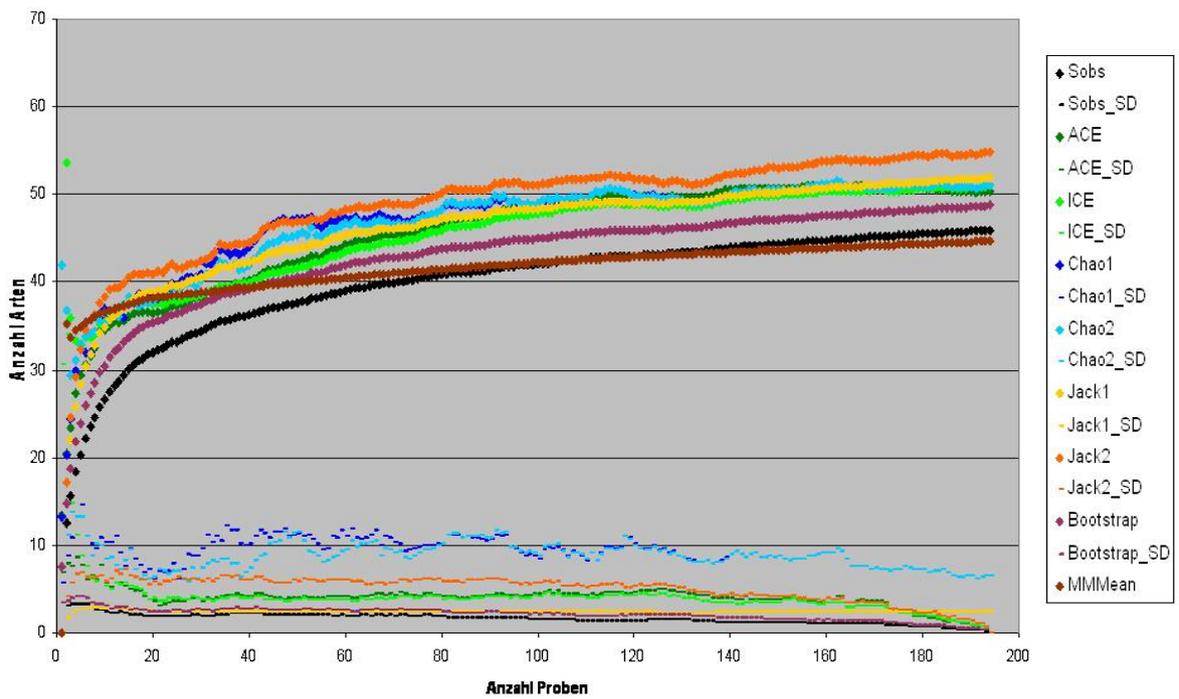


Abb. 25: Berggröndell Bio

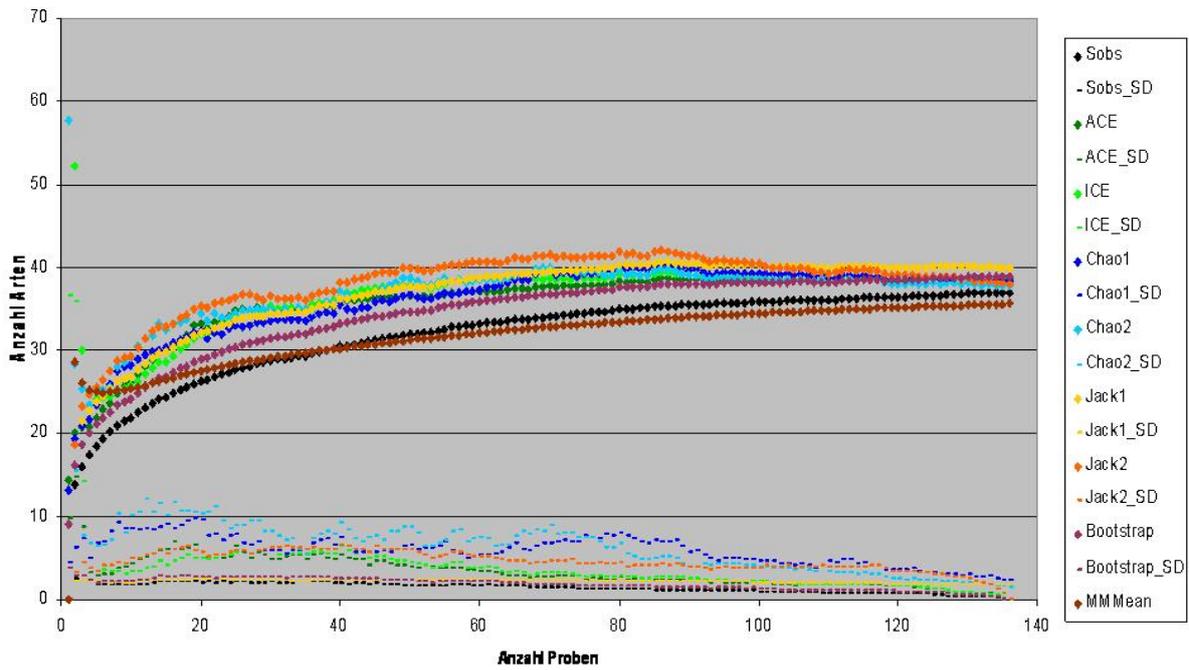


Abb. 26 (oben): Honigberg Kon

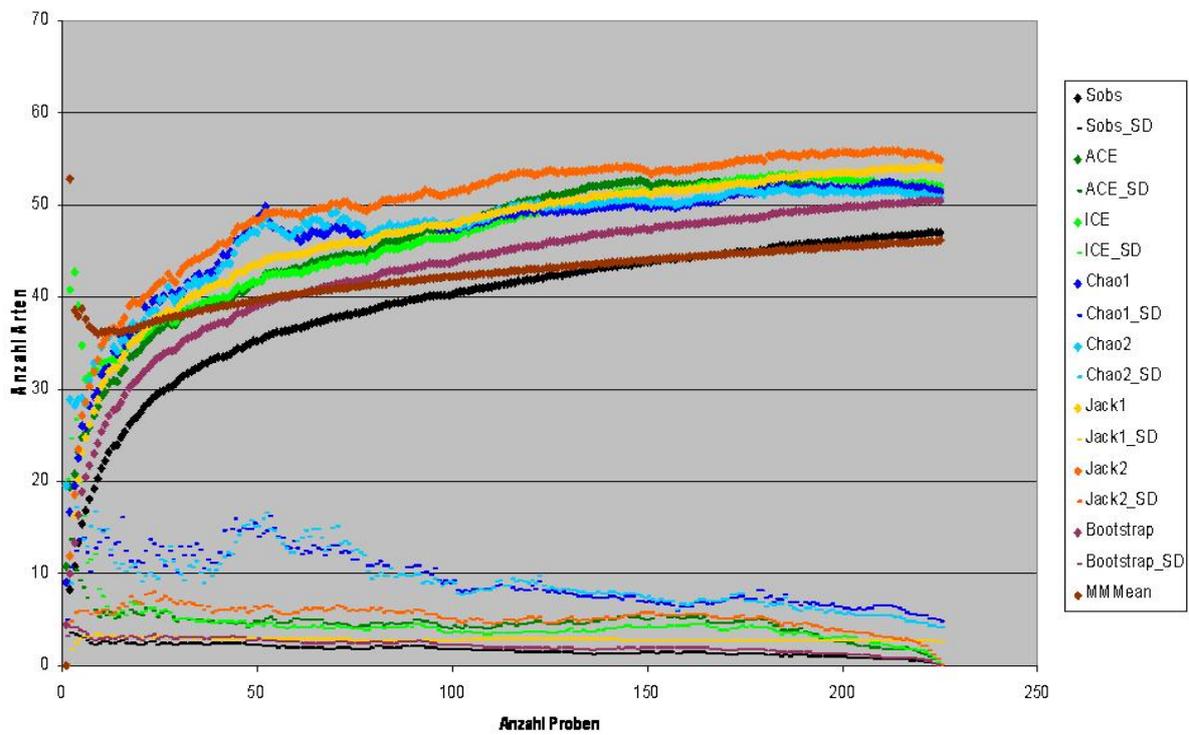


Abb. 27: Honigberg Bio

## 4. Carabiden: Analyse zur ökologischen und biologischen Charakteristik der Gemeinschaften

### Grösse und Biomasse

Ein bekanntes Phänomen ist die sogenannte „Verzweigung“ der Agrargemeinschaften (z.B. Heydemann und Meyer 1983), also der Rückgang grosswüchsiger Arten und die Zunahme kleinwüchsiger Arten bei zunehmender Intensivierung des Anbaus. Unterstellt man unterschiedlichen Carabiden-Gemeinschaften eine ähnliche Position in der Nahrungskette und einen vergleichbaren Transfer von Biomasse, dann könnte eine individuenreiche „verzweigte“ Gemeinschaft genau so viel Biomasse aufweisen wie eine individuenarme Gemeinschaft, die auch grosswüchsige Arten enthält. Die Unterschiede in der Biomasse zwischen einzelnen Carabidenarten sind deutlich: Während z.B. *Carabus coriaceus* bei einer mittleren Länge von 35 mm ein Trockengewicht von über 356 mg erreicht, können für *Brachinus explorens* mit 5,6mm Länge nur etwa 2,5 mg veranschlagt werden<sup>101</sup>. In der Relation bedeutet dies, dass bezogen auf die Biomassen ein Individuum von *Carabus coriaceus* das Äquivalent von 142 Individuen von *Brachinus explorens* darstellt. Da die Verteilung der Arten und Individuen auf Grössenklassen und die hieraus resultierende Verteilung der Biomasse direkt verknüpft sind, werde ich sie auch zusammen analysieren.

Für die Analyse der Grössenverteilung nutze ich die Einteilung in Grössenklassen nach Heydemann (1964), da sie auch in vergleichbaren Arbeiten verwendet wurde (z.B. Raths und Riecken 1999). Die Gemeinschaften wurden nach der Verteilung der Arten- und Individuenzahlen auf die Grössenklassen untersucht, sowie hinsichtlich der relativen Bedeutung der Grössenklassen in den nach Abundanzen geordneten Rangfolgen. Zusätzlich wurde die Verteilung der Biomasse vergleichend analysiert.

#### a) Grössenklassen: Verteilung der Artenzahlen:

Für die Analyse wurde nur die prozentuale Verteilung berücksichtigt, da die Gesamtzahl an Arten in den Flächen unterschiedlich war; sie ist in **Abb. 28** dargestellt. In allen Vergleichen hat die Grössenklasse 2 (3-6mm) in den Kon-Flächen einen grösseren relativen Anteil an der

---

<sup>101</sup> Die Berechnung der Biomassen der einzelnen Arten erfolgte nach der von Lang, Krooß et al. (1997) angegebenen power function  $m = a \times X^b$ , mit  $m$  = Trockengewicht,  $a = 0,0237$ ,  $X$  = Körperlänge und  $b = 2,7054$ . Als Körperlänge wurde das arithmetrische Mittel der in Freude, Harde et al. (1976) angegebenen Spannweiten der einzelnen Arten verwendet, mit Ausnahme von *Badister bullatus*, für den keine Angaben in der o.a. Quelle gefunden wurden; in diesem Fall wurden fünf selbst gefangene Individuen vermessen und der gewonnene Mittelwert verwendet.

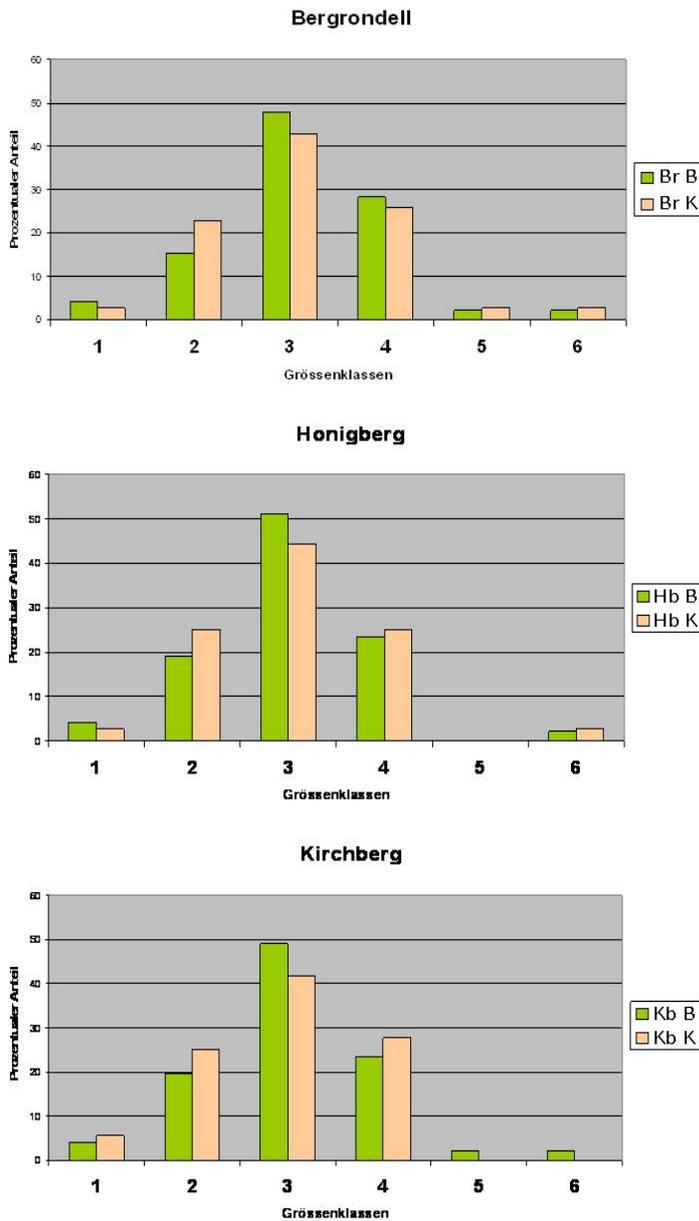
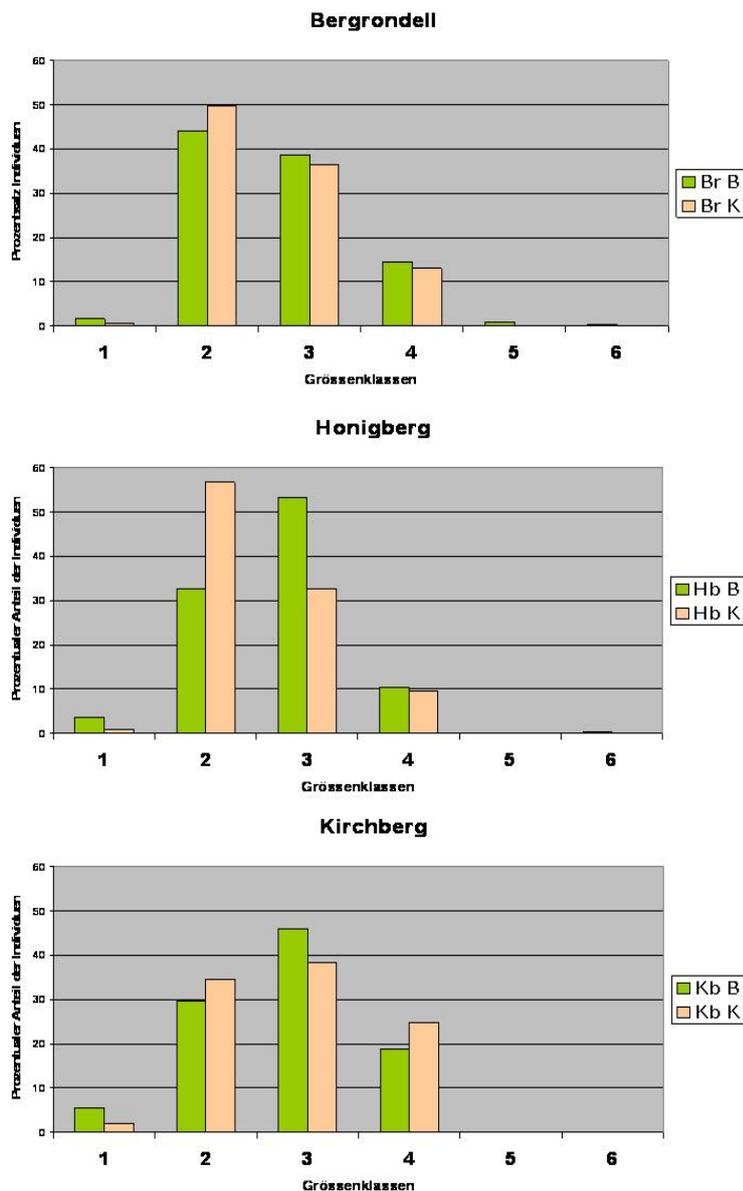


Abb. 28: Verteilung der Arten auf die Grössenklassen

Gesamtgemeinschaft als in den Bio-Flächen, was als Anzeichen für eine stärkere Repräsentanz kleiner Arten in den Bioflächen gedeutet werden kann. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die absolute Zahl an Arten in dieser Klasse in den Bioflächen sogar höher liegen kann als in den Konflächen (Vergleich Kb), so dass dieser prozentuale Aspekt nur durch die geringere Gesamtartenzahl zu Stande kommt. Bei den grossen Arten (Gk 5 bzw. 6, in dieser Untersuchung nur die Arten der Gattung *Carabus*) ist keine eindeutige Tendenz zu erkennen. Zwar sind beim Vergleich Kirchberg die entsprechenden Klassen nur in der Biofläche besetzt, in den anderen Flächen kommen jedoch die grossen Arten auch in den Kon-Flächen vor. Bezieht man die Überlegungen zu den Abundanzen (vgl. S. 184 ff) ein, so bestehen

zwar Zweifel hinsichtlich des Vorkommens einiger grosser Arten in den Kon-Flächen, jedoch kann aufgrund der Datenlage ein solches auch nicht ausgeschlossen werden. Damit ergeben sich für diesen Teil der Analyse nur schwache Hinweise auf eine „Verzweigung“ der Gemeinschaften in den Kon-Flächen.

b) Grössenklassen: Verteilung der Individuenzahlen:



**Abb. 29:** Verteilung der Individuen auf die Grössenklassen

Die prozentuale Verteilung zeigt **Abb. 29**. Erneut ist die Grössenklasse 2 in den Kon-Flächen stärker repräsentiert, während die grösseren Arten (Grössenklassen 3 und 4) mit einer Ausnahme in den Bio-Flächen grössere Anteile haben. Die Grössenklassen 5 und 6 zeigen nun deutliche Unterschiede (Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.), mit einem bis zu einem Faktor 9 gesteigerten relativen Anteil an der Gesamtgemeinschaft bei den Bio-Synusien (in den Fällen, in denen Arten dieser Grössenklasse auch in den Kon-flächen vorkamen und damit ein Vergleich möglich war). Damit wären die für eine „Verzweigung“ sprechenden Bedingungen – relative Zunahme der kleinen und relative Abnahme der grossen Arten – in den Kon Flächen erfüllt. Allerdings gilt es zu

berücksichtigen, dass nur der Vergleich Honigberg hinsichtlich der relationalen Unterschiede statistisch gesichert werden kann<sup>102</sup>, und die Vergleiche Bergondell und Honigberg im Wesentlichen auf die starken Abundanzunterschiede der Art *Brachinus eximius* zurückzuführen sind.

<sup>102</sup> Homogenitätstest; Vergleich Kirchberg:  $FG = 5, \chi^2 = 3,78, p > 0,05$ ; Vergleich Bergondell:  $FG = 5, \chi^2 = 1,77, p > 0,05$ ; Vergleich Honigberg:  $FG = 5, \chi^2 = 13,23, p < 0,05$

Der Vergleich Honigberg wird beispielsweise vor allem durch diese Art bestimmt; entsprechend steht der Ver-

Grössenklasse	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
2 (relativ, in %)	44,13	49,73	32,54	56,76	29,51	34,61
2 (absolut)	3576	5721	723	4726	1422	1326
5 und 6 (relativ, in %)	1,21	0,14	0,27	0,04	0,15	0,00
5 und 6 (absolut)	98	16	6	3	7	0

siebenfachung der Grössenklassen 5 und 6 in der prozentualen Relation lediglich eine

**Tabelle 58:** Vergleich der absoluten und relativen Werte der Verteilung der Individuen auf die Grössenklassen für die Klassen 2 bzw. 5 und 6

Verdoppelung bei den absoluten Werten gegenüber (sechs *Carabus*

*coriaceus* in der Bio-Fläche gegenüber drei Individuen in der Kon-Fläche, Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.). Da die Analyse so stark von den Abundanzen einer Art abhängig ist, ist die zu beobachtende Tendenz einer „Verzweigung“ entsprechend vorsichtig zu bewerten.

c) Verteilung der häufigsten Arten auf die Grössenklassen und Abundanzvergleich der Arten ausgewählter Grössenklassen:

In dieser Analyse wurde zunächst die Verteilung der zehn häufigsten Arten jeder Gemeinschaft auf die sechs Grössenklassen betrachtet und der Mittelwert bestimmt. Zwischen den

**Tabelle 59:** Mittelwert und Standardabweichung der Grössenklassenverteilung der zehn häufigsten Arten

Grössenklassen	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Mittelwert	3,1	3	2,7	3,1	3	3
Standardabweichung	0,99	0,67	0,82	0,57	0,94	0,82

Gemeinschaften existieren keine statistisch sicherbaren Unterschiede (**Tabelle 59**). Dies steht im Gegensatz zur Beobachtung von Ingrisch,

Glück et al. (1989), die bei einem Vergleich von biologisch-dynamischem und konventionellem Getreidebau eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse beobachten konnten:

**Tabelle 60:** Gegenüberstellung der Anzahl an Arten mit höheren Abundanzen in den jeweiligen Grössenklassen (inkl. *Philorhizus notatus* und *Paradromius linearis*)

	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Anzahl Arten der GK 5/6 mit höheren Abundanzen	2	0	1	0	2	0
Anzahl Arten der GK 2 mit höheren Abundanzen	3	6	4	7	3,5	6,5

Während in den konventionellen Flächen die kleinen Arten dominierten, waren es in den biologisch-dynamischen Feldern grosse Arten. Diese Beobachtung ist deshalb von Bedeutung, weil

sie den Einwand entkräftet, dass für die nicht vorhandenen Unterschiede in dieser

Untersuchung die intensive Bearbeitung in beiden Varianten verantwortlich sein könnte, da in beiden von Ingrisch, Glück et al. (1989) untersuchten Flächen ebenfalls intensive Bewirtschaftungsmassnahmen durchgeführt wurden.

In einer zweiten Analyse wurden die Arten der Grössenklassen 5 und 6 bzw. der Grössenklasse 2 daraufhin untersucht, in welchen Flächen sie höhere Abundanzen erreichten. Eine Fläche erhielt für eine Art der entsprechenden Grössenklasse mit der höheren Individuenzahl einen Punkt, bei gleicher Individuenzahl erhielt jede Fläche einen halben Punkt (es wurden je Vergleichspaar nur die Arten mit mindestens einem Individuum in einer der Vergleichsflächen berücksichtigt). Das Ergebnis ist in **Tabelle 60** aufgelistet. Es zeigt sich, dass in den Grössenklassen 5 und 6 die Fangergebnisse in den Bioflächen immer über denen in den Kon-Flächen liegen. Bei der Grössenklasse 2 kehren sich die Verhältnisse um; hier haben die meisten Arten in den Kon-Flächen höhere Abundanzen. Schliesst man diejenigen Arten aus der Analyse aus, die aus ökologischen Gründen nur in den Bio-Flächen vorkommen können (Arten der Vegetationsschicht: *Philorhizus notatus* und *Paradromius linearis*), dann verschiebt sich das Verhältnis weiter in Richtung der konventionell bewirtschafteten Flächen.

d) Biomasse:

**Tabelle 61:** Vergleich von Individuenzahl und Biomasse der Gesamtgemeinschaften (für die Relationen: kleinerer Wert = 100%)

Variable	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Individuen	8104	1150 3	2219	8327	4819	3831
Relation Bio/Kon	1	1,4	1	3,8	1,3	1
Biomasse (g)	81	73	17	45	38	33
Relation Bio/Kon	1,1	1	1	2,7	1,2	1
Relation mg/Individuum	9,95	6,38	7,54	5,35	7,86	8,60
Abs. Häufigkeit von <i>B. explodens</i>	3425	5506	533	4436	1125	871

Mit Ausnahme eines Vergleiches war die Biomasse der gefangenen Carabiden in den Bio-Flächen höher als in den konventionellen Flächen, während die Individuenzahlen eine umgekehrte Relation aufweisen

(

**Tabelle 61).** In den Vergleichen mit der Variante Bio I (begrünte Zeilen) wurden in den Kon-

Variable	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Individuen	8104	1150 3	2219	8327	4819	3831
Relation Bio/Kon	1	1,4	1	3,8	1,3	1
Biomasse (g)	81	73	17	45	38	33
Relation Bio/Kon	1,1	1	1	2,7	1,2	1
Relation mg/Individuum	9,95	6,38	7,54	5,35	7,86	8,60
Abs. Häufigkeit von <i>B. explodens</i>	3425	5506	533	4436	1125	871

Flächen immer mehr Individuen gefangen (Relation Bio/Kon 1:1,4 (Bergrohdell) bzw. 1:3,8 (Honigberg)). Dieses Verhältnis schrumpft bei der Betrachtung der

Biomasse auf 1:2,7 (Honigberg), bzw. kehrte sich sogar um zu 1,1:1 (Bergrondell). Berücksichtigt man die Besonderheiten des Vergleiches Honigberg, insbesondere die Ungleichverteilung in den Fängen von *Carabus coriaceus* in der Bio-Fläche (1995-97: sechs Individuen; 1998: (korrigiert) 33 Individuen), und würde man eine höhere durchschnittliche Repräsentanz dieser Art in der Bio-Fläche annehmen, dann würde sich entsprechend die Differenz in der Biomasse weiter verringern (auf 1:1,6 bei voller (korrigierter) Berücksichtigung der Fänge dieser Art von 1998). Erneut muss bei diesem Vergleich das ausserordentlich hohe Vorkommen von *Brachinus explodens* berücksichtigt werden, der alleine 25% der Biomasse der Fläche Honigberg Kon stellt und damit für 34% der Differenz der Biomassen verantwortlich ist. Beim Vergleich „Kirchberg“ findet sich sowohl eine höhere Individuenzahl wie eine höhere Biomasse in der Bio-Fläche, mit einem leicht – um 0,1 – gesunkenen Verhältnis bei der Biomasse. Die Verhältnisse in der Variante Bio I lassen sich nur so interpretieren, dass im Vergleich zu den konventionell bewirtschafteten Flächen mehr Biomasse in grösseren, dafür aber individuenärmeren Arten gebunden ist. Die Verhältnisse im Vergleich Kirchberg deuten darauf hin, dass die Variante Bio II individuenreichen Arten kleinerer Grössenklassen ebenso gute Besiedlungsmöglichkeiten bot wie die konventionelle Vergleichsfläche. Obwohl in diesem Vergleich Arten der Grössenklassen 5 und 6 nur in der Bio-Variante vorkamen, zeigt die Relation der Biomasse, dass trotzdem verhältnismässig mehr Masse in den kleinen Arten gebunden war. Möglicherweise boten die freigehaltenen Zeilen den konventionellen Flächen vergleichbare Bedingungen und führten zu ähnlichen Gemeinschaften. Hinsichtlich der im Verhältnis zu den anderen Kon-Flächen geringen Gesamtanzahl dieser Vergleichsfläche ist zu beachten, dass die Abundanz von *Brachinus explodens* deutlich zurückfällt (**Tabelle 61**).

e) Zusammenfassung und Diskussion:

Die Analyse der Grössenklassen ergibt sowohl bei der Artenzahl wie den Individuenzahlen schwache Indizien für diesbezügliche Unterschiede in den Varianten, die zudem bei letzterer Variable wesentlich von den Abundanzunterschieden einer Art abhängen. Die Untersuchung der relativen Bedeutung der Grössenklassen bei den zehn häufigsten Arten ergibt keine Unterschiede zwischen den Varianten. Dem steht die vergleichende Analyse der absoluten Häufigkeiten von Arten ausgewählter Grössenklassen gegenüber. Grosse Arten erreichen in den Bio-Flächen höhere Abundanzen bzw. kommen nur dort vor, kleine Arten erreichen höhere Abundanzen mehrheitlich in den konventionellen Flächen. Beim Vergleich der Biomassen der Gesamtgemeinschaften zeigt sich, dass sich die in den Bio-Flächen vorhandene Biomasse auf weniger Individuen verteilt und somit im Schnitt grössere Arten

angetroffen werden; auch hier ist jedoch der Einfluss einer Art besonders stark. Bei einer Bewertung aller Fakten kann davon gesprochen werden, dass grosse Arten – insbesondere die der Gattung *Carabus* – die Bio-Flächen bevorzugen, während kleine Arten häufiger in den Kon-Flächen auftreten, und somit Tendenzen in Richtung einer „Verzwegung“ der Gemeinschaften der Kon-Flächen existieren.

## Habitatbindung

In dieser Analyse wird untersucht, wie die in der Literatur beschriebene Habitatbindung der in den jeweiligen Gemeinschaften angetroffenen Arten beschaffen ist, und in welchen Varianten die jeweiligen Gruppen vertreten sind.

### a) Arten mit Bindung an landwirtschaftliche Nutzflächen (Äcker)

Thiele (1977) listet acht Arten auf, die für Ackerflächen Westeuropas charakteristisch sind. Von diesen wurden sechs in der vorliegenden Untersuchung angetroffen. Für sie wurde einerseits vergleichend untersucht, in welchen Flächen sie hohe absolute Häufigkeiten erreichten, und andererseits, welche Bedeutung (gemessen als Rangplatz geordnet nach Abundanzen) sie in der jeweiligen Gemeinschaft einnehmen (**Tabelle 62**). Da die offenen Flächen der Kon-Variante dem Erscheinungsbild eines Ackers stärker ähneln als die Bio-Varianten, sollten diese Arten in den Kon-Flächen stärker vertreten sein.

Hinsichtlich der absoluten Häufigkeiten können drei Gruppen unterschieden werden: Zwei Arten haben immer in den Kon-Flächen grössere Fangzahlen (*Poecilus cupreus* und *Trechus quadristriatus*); zwei Arten haben in den Vergleichen Kon versus Bio I immer in der Kon-Variante höhere Abundanzen, beim Vergleich mit Bio II jedoch niedrigere oder gleiche absolute Häufigkeiten in der Kon-Fläche (*Bembidion lampros* und *Harpalus affinis*); und zwei Arten zeigen wechselnde Beziehungen zu den getesteten Varianten (höhere Fangzahlen in der einen oder anderen Variante ohne klare Präferenz) (*Pterostichus melanarius* und *Harpalus rufipes*).

Bei der Analyse der Rangplätze zeigt sich ein differenziertes Bild. *Bembidion lampros* konnte aufgrund seines Fehlens in zwei Bio-Flächen in der Analyse nicht berücksichtigt werden.

**Tabelle 62:** Absolute Häufigkeit und relativen Bedeutung in der Gemeinschaft für sechs „Ackerarten“ (erste Spalte: abs. Häufigkeit; zweite Spalte: Rangplatz i. d. Gemeinschaft; n.b.: nicht berücksichtigt)

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Pterostichus melanarius</i>	194	8	54	17	17	19	63	15	20	21	28	18
<i>Harpalus rufipes</i>	304	5	95	12	24	15	60	16	196	8	72	11
<i>Bembidion lampros</i>	0	n.b.	1	n.b.	0	n.b.	3	n.b.	2	35	2	31
<i>Poecilus cupreus</i>	20	26	622	4	2	32	263	6	25	19	308	3
<i>Harpalus affinis</i>	346	4	651	3	28	14	275	5	436	4	237	5
<i>Trechus quadristriatus</i>	54	13	82	13	17	18	140	11	97	14	232	6
Durchschnitt der Ränge	11		10		20		11		17		12	

*Poecilus cupreus* war die einzige Art, die bei allen Vergleichsflächenpaaren einen deutlichen gerichteten Unterschied in den Rangplätzen zeigte. Diese Art nahm in allen Kon-Flächen

einen hohen Rangplatz ein (zwischen drei und sechs), während sie in den Bio-Flächen geringe bis keine Bedeutung hatte (Plätze 19 bis 32). Alle anderen Arten zeigen kein solch eindeutiges Muster. *Trechus quadristriatus* hat in zwei Vergleichen in der Kon-Fläche höhere Rangplätze, bei einem Vergleich gab es keinen Unterschied. *Harpalus affinis* war bei einem Vergleich in der Kon-Fläche dominanter, bei zwei Vergleichen gab es nur geringe Unterschiede in den Rangplätzen; in fünf Flächen war es eine bedeutende Art (Plätze drei bis fünf). *Pterostichus melanarius* hat bei zwei Vergleichen bei geringer Bedeutung höhere Rangplätze in den Kon-Flächen, bei einem Vergleich einen deutlich höheren Rangplatz in der Bio-Fläche. *Harpalus rufipes* ist in allen Bio-Flächen bedeutender als in den jeweiligen Kon-Flächen. Der Mittelwert der Rangplätze über die verglichenen Arten ist bei allen Kon-Flächen höher, so dass die Gesamtgemeinschaft dieser „Ackerarten“ in den Kon-Flächen von grösserer Bedeutung ist als in den Bio-Flächen.

Bei Berücksichtigung aller Ergebnisse zeigt sich, dass nur *Poecilus cupreus* in allen Vergleichen vom Kon-Anbau so stark profitiert, dass er in diesen Gemeinschaften immer eine bedeutende Rolle spielt, während er in den Bio-Flächen stark zurücktritt. Drei Arten – *Bembidion lampros*, *Harpalus affinis* und *Trechus quadristriatus* – offenbaren eine schwache bis deutliche Bevorzugung der Kon-Flächen. Und während *Pterostichus melanarius* indifferent zu sein scheint, könnten die Daten von *Harpalus rufipes* sogar auf eine Bevorzugung der Bio-Varianten deuten. Damit ergibt sich für typische Ackerarten ein uneinheitliches Bild: Während die Mehrheit von der Kon-Variante gefördert wird, erreichen andere in den Bio-Flächen vergleichbare oder sogar höhere Bedeutung.

Erneut zeigen sich Unterschiede in den beiden Bio-Varianten. *Bembidion lampros* wurde nur in der Variante Bio II festgestellt, nicht aber in den Flächen der Variante Bio I, obwohl die Art dort in den konventionellen Vergleichsflächen ebenfalls vorkam. Eine mögliche Erklärung wäre, dass die ganzjährig offenen Zeilen der Variante Bio II diesen „Ackerarten“ Entwicklungsmöglichkeiten bieten, die in der Variante Bio I erst mit dem Begrünungsumbruch vorhanden sind.

Offene Bereiche scheinen allerdings nicht für alle „Ackerarten“ gleich attraktiv zu sein, da *Harpalus rufipes* die Bedingungen in den Bio-Flächen bevorzugt. Warum die einzelnen Arten dieser Gruppe so unterschiedlich auf die Varianten reagieren, ist nach den vorhandenen Literaturdaten kaum erklärbar. Während die Begrünung zu höherer bodennaher Luftfeuchte führen sollte, entwickelt *Poecilus cupreus* – in Koch (1989) als hygrophil und in Lindroth (1986) zumindest als trockenheitsmeidend beschrieben – gerade in den offenen Kon-Flächen hohe Abundanzen, ähnlich wie *Harpalus affinis*, der jedoch wiederum als xerophil und

heliophil beschrieben wird. Und während für *Harpalus rufipes* als vornehmlich phytophager Art nahrungsökologische Gründe für die hohen Abundanzen in den Bio-Flächen geltend gemacht werden könnten, wären ähnliche Zusammenhänge auch für *Harpalus affinis* zu berücksichtigen, der aber in den Kon-Flächen häufiger ist. Offenbar müssen artspezifisch wirksame Ursachenkombinationen angenommen werden, die sich einer Generalisierung entziehen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass sich die Varianten im Jahresverlauf angleichen (Umbruch der Begrünung in den Bio-Flächen), und somit migrierende Individuen im Jahresverlauf auch in den Bio-Flächen besiedelbare Habitate auffinden würden.

#### b) Arten mit Bindungen an Gehölze

Für die vergleichende Analyse wurden diejenigen Arten betrachtet, die von Koch (1989) als silvicol (waldliebend) beschrieben wurden (**Tabelle 63**), sowie die Art *Badister sodalis*, für die die o.a. Charakterisierung zwar fehlt, aber die zur Verfügung stehenden ökologischen Daten den Wald als Hauptlebensraum kennzeichnen. Es sollte sich also um Arten handeln, die hinsichtlich Mikroklima und Lichtverhältnissen Ansprüche haben, die mit hoher Wahrscheinlichkeit auf den Primärstandorten nicht gegeben sind. Dennoch werden alle Arten als

**Tabelle 63:** Absolute Häufigkeit und relativen Bedeutung in der Gemeinschaft für vier silvicole Arten; s. Tabelle 62 für Details (Rangplätze wurden nur für *Badister sodalis* und *Nebria brevicollis* erhoben, da bei den anderen Arten die Abundanzen für eine vergleichende Gegenüberstellung zu gering ausfallen)

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Abax parallelepipedus</i>	4	-	0	-	2	-	0	-	2	-	4	-
<i>Badister sodalis</i>	40	19	15	21	104	6	9	21	29	18	54	15
<i>Carabus coriaceus</i>	29		12		6		3		1		0	
<i>Carabus nemoralis</i>	-		-		-		-		6		0	
<i>Nebria brevicollis</i>	243	7	62	16	36	12	88	13	211	7	293	4

„eurytop“ charakterisiert, und die angegebenen Fundorte – Hecken, Gärten, im Fall der *Carabus*-Arten sogar Trockenhänge – deuten auf ein so breites Spektrum besiedelbarer Lebensräume, dass der Begriff „silvicol“ irreführend erscheint. Trotzdem sollten diese Arten geeignet sein, deutliche mikroklimatische Unterschiede der Varianten in ihren Populationen abzubilden. Da diese Arten vornehmlich feuchtere und schattigere Standorte besiedeln sollten, wäre eine Bevorzugung der Bio-Variante zu erwarten.

Für die Arten der Gattung *Carabus* wurden die Unterschiede – wenn auch summarisch – schon auf Seite 237 dargestellt. Beide Arten sind in den Bio-Flächen häufiger, haben eine stärkere relationale Bedeutung oder kommen sogar nur dort vor. Die Arten wurden dort schon

im Zusammenhang mit ihrer Grösse diskutiert, so dass beide Faktoren für die beobachteten Unterschiede verantwortlich sein können.

*Abax parallelepipedus* wurde in allen Bio-Flächen nachgewiesen, aber nur in einer Kon-Fläche, wo er wiederum häufiger auftrat als in der verglichenen Bio-Fläche. Sein dortiges Vorkommen könnte jedoch in Verbindung stehen mit der direkten Nachbarschaft zu einer Randstruktur, einem Gebüsch an einem Hohlweg, von dem aus migrierende Adulte in den Bereich der konventionellen Rebfläche gelangt sein könnten. Da aber die Art in allen Flächen nur mit sehr geringen Abundanzen festgestellt wurde, sind Schlüsse im Hinblick auf die Bevorzugung einer Variante insgesamt nicht zulässig. *Nebria brevicollis* zeigt ein wechselndes Muster, mit höheren Abundanzen bzw. höherer Bedeutung in der Bio- oder Kon-Variante. *Badister sodalis* schliesslich scheint nach Abundanz und Rangplatz die Variante Bio I gegenüber dem konventionellen Anbau zu bevorzugen, während der Vergleich der Variante Bio II mit dem konventionellen Anbau eine leichte Bevorzugung der letzteren Bewirtschaftungsform erkennen lässt.

In dieser Gruppe lassen sich daher ebenfalls keine einheitlichen Muster im Hinblick auf eine Bevorzugung der Hauptvarianten erkennen, weshalb artspezifisch wirksame Ursachen für die Abundanzunterschiede anzunehmen sind.

**Tabelle 64:** Absolute Häufigkeit und relative Bedeutung der hygrophilen Arten der Gemeinschaft

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Abax parallelepipedus</i>	4	-	0	-	2	-	0	-	2	-	4	-
<i>Acupalpus meridianus</i>	12	30	102	11	50	11	104	12	130	11	143	7
<i>Amara aulica</i>	2	-	0	-	1	-	1	-	0	-	1	-
<i>Anisodactylus binotatus</i>	1	-	3	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Badister bullatus</i>	1	-	2	-	2	-	6	-	32	17	9	22
<i>Badister sodalis</i>	40	19	15	21	104	6	9	21	29	18	54	15
<i>Loricera pilicornis</i>	3	-	2	-	1	-	2	-	1	-	0	-
<i>Nebria brevicollis</i>	243	7	62	16	36	12	88	13	211	7	293	4
<i>Notiophilus palustris</i>	43	18	5	26	0	-	0	-	0	-	1	-
<i>Poecilus cupreus</i>	20	26	622	4	2	32	263	6	25	19	308	3
<i>Pterostichus melanarius</i>	194	8	54	17	17	19	63	15	20	21	28	18
<i>Stomis pumicatus</i>	1	-	0	-	1	-	0	-	8	-	0	-

### c) Hygrophile Arten

Zwölf Arten (19% der Gesamtgemeinschaft) können in dieser Gruppe zusammengefasst werden. Sie enthält auch einige Arten der vorherigen Gruppe, da der Begriff „silvicol“ zumeist Arten umfasst, die hygrophil sind. Wie schon in den übrigen Gruppen werden diese Arten erneut unabhängig diskutiert. Auf Grund der mikroklimatischen Verhältnisse wäre eine

Bevorzugung der Bio-Flächen zu erwarten, da die Temperatur in der Vegetation niedriger ist als über offenem Boden und dadurch die relative Luftfeuchte zunimmt (Honek 1988).

Die Arten *Abax parallepipedus*, *Amara aulica*, *Anisodactylus binotatus*, *Loricera pilicornis* und *Stomis pumicatus* wurden in so geringen Häufigkeiten gefangen, dass eine vergleichende Diskussion ihrer Abundanzen nicht möglich ist (**Tabelle 64**). Während *Stomis pumicatus* ausschliesslich in den Bio-Flächen angetroffen wurde, wurden die anderen Arten dieser Gruppe in beiden Varianten nachgewiesen, so dass nur für *Stomis pumicatus* eine Bevorzugung der Bio-Variante angenommen werden kann; alle anderen Arten scheinen indifferent zu reagieren. *Badister bullatus* und *Notiophilus palustris* haben nur in einem Vergleichsflächenpaar ausreichend hohe Fangzahlen für einen Vergleich. Während die erste Art gegenüber den Varianten indifferent erscheint, kann für *Notiophilus palustris* eine Bevorzugung der Bio-Variante angenommen werden; sie zeigt in dem nutzbaren Vergleich nicht nur eine deutliche Bevorzugung dieser Variante (absolut und relativ), sondern sollte durch die zusätzliche Charakterisierung als „phytodetriticole“ Art nur in Flächen vorkommen, die über ein gewisses Mass an Bewuchs verfügen.

Von den Arten, die aufgrund ihrer Fangzahlen in allen Vergleichen analysiert werden können, zeigt lediglich *Badister sodalis* eine schwache Bevorzugung der Bio-Variante (im Prinzip nur Bio I). Zwei Arten - *Nebria brevicollis* und *Pterostichus melanarius* – reagieren indifferent, und zwei weitere Arten – *Acupalpus meridianus* und *Poecilus cupreus* – bevorzugen sogar die Kon-Variante, sowohl nach absoluter Häufigkeit wie dem Vergleich der Rangplätze. Damit setzt sich für dieses Kriterium die Tendenz der vorigen Vergleiche fort, da die vorhergesagte Präferenz nicht bestätigt werden kann.

#### d) Thermophile und xerophile Arten

- **Thermophile Arten:** Acht Arten (13%) gehören zu dieser Gruppe (**Tabelle 65**), unter ihnen sechs naturschutzfachlich bedeutsame Arten. Da offener Boden im Tagesgang höhere Temperaturen aufweist als begrünter Boden (Honek 1988), sollten die Arten dieser Gruppe die Kon-Variante bevorzugen, bzw. zwischen den Varianten zumindest keinen Unterschied machen.

**Tabelle 65:** Absolute Häufigkeit und relative Bedeutung der thermophilen Arten der Gemeinschaft

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Acupalpus interstitialis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Brachinus crepitans</i>	1572	2	2831	2	459	2	872	2	98	13	60	14
<i>Brachinus explodens</i>	3425	1	5506	1	533	1	4436	1	1125	1	871	2
<i>Callistus lunatus</i>	-	-	-	-	12	-	-	-	-	-	-	-
<i>Harpalus ardosiacus</i>	7	-	2	-	2	-	1	-	2	-	1	-
<i>Harpalus azureus</i>	105		107		92		198		164		122	
<i>Harpalus signaticornis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Leistus spinibarbis</i>	21		34		5	-	2	-	3	-	4	-

Fünf Arten sind mit so geringen Häufigkeiten vertreten, dass ein Vergleich der Varianten nicht möglich ist. Von diesen sind *Acupalpus interstitialis*, *Callistus lunatus* und *Harpalus signaticornis* ausschliesslich in den Bio-Flächen zu finden, wobei die Fangzahlen von *Callistus lunatus* für eine ausdauernde Population sprechen. *Harpalus ardosiacus* zeigt in den Abundanzen eine schwache Bevorzugung der Bio-Variante, während *Leistus spinibarbis* indifferent zu sein scheint. Für *Brachinus crepitans* und *B. explodens* ist eine schwache Bevorzugung der Kon-Variante festzustellen, und *Harpalus azureus* ist als indifferent zu kennzeichnen. Erneut ist daher in dieser Gruppe kein einheitlicher Trend feststellbar. Der vorhergesagte Effekt tritt mehrheitlich nicht ein; bei Betrachtung aller Arten kann sogar von einer schwachen Bevorzugung der Bio-Variante gesprochen werden.

**Tabelle 66:** Absolute Häufigkeit und relative Bedeutung der xerophilen Arten der Gemeinschaft

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Amara aenea</i>	50	14	66	14	19	17	193	8	533	3	30	17
<i>Amara apricaria</i>	17	28	2		20	16	7	24	13	24	13	20
<i>Amara convexior</i>	21	24	0		10	25	0		16	23	1	
<i>Amara familiaris</i>	47	15	512	5	15	21	764	3	174	9	126	8
<i>Amara lucida</i>	0		0		0		0		1		2	
<i>Amara lunicollis</i>	3		0		0		0		0		0	
<i>Amara municipalis</i>	0		0		1		0		0		0	
<i>Amara ovata</i>	28	22	50	18	10	24	5	26	22	20	103	10
<i>Amara plebeja</i>	0		0		0		0		7	26	3	28
<i>Anchomenus dorsalis</i>	688	3	128	9	188	3	164	9	91	15	45	16
<i>Bembidion obtusum</i>	0		0		0		3		0		0	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	0		8		0		25		5		12	
<i>Calathus erratus</i>	0		0		1		8		0		0	
<i>Calathus fuscipes</i>	5		5		4		5		1		0	
<i>Harpalus affinis</i>	346	4	651	3	28	14	275	5	436	4	237	5
<i>Harpalus atratus</i>	19	26	13	22	31	13	41	17	3	30	8	23
<i>Harpalus dimidiatus</i>	31	21	0		84	8	0		2		0	12
<i>Harpalus distinguendus</i>	12	29	134	8	4	28	144	10	225	5	67	
<i>Harpalus luteicornis</i>	45	17	1		1		3		18	22	3	27
<i>Harpalus puncticeps</i>	2		0		14	22	0		2		0	
<i>Harpalus rubripes</i>	38	20	3	28	83	9	8	22	2		0	
<i>Harpalus rufipes</i>	304	5	95	12	24	15	60	16	196	8	72	11
<i>Harpalus tardus</i>	185	9	296	6	115	5	335	4	719	2	887	1
<i>Lebia cruxminor</i>					1							
<i>Microlestes maurus</i>	111		66		61		64		224		61	
<i>Microlestes minutulus</i>	18		7		17		16		47		18	
<i>Panageus bipustulatus</i>	0		0		3		0		1		2	
<i>Paradromius linearis</i>	1				5							
<i>Philorhizus notatus</i>					1							
<i>Synuchus vivalis</i>	1		0		0		0		0		0	

- **Xerophile Arten:** Diese Gruppe enthält 30 Arten und damit nahezu die Hälfte der Gemeinschaft. Drei als „psammophil<sup>103</sup>“ gekennzeichnete Arten rechne ich ebenfalls hinzu, da auf Sand lebende Arten zumindest periodische Trockenheit überleben können müssen. Dieses Merkmal sollte ebenfalls durch eine Begrünung gepuffert werden, da niedrigere Temperaturen eine höhere relative Luftfeuchte nach sich ziehen. Somit kann wie schon für thermophile Arten angenommen werden, dass die Arten dieser Gruppe keinen Unterschied

<sup>103</sup> sandliebend

zwischen den Hauptvarianten machen bzw. sogar die Kon-Variante bevorzugen sollten (**Tabelle 66**).

Elf Arten haben zu geringe Abundanzen für einen Vergleich. Von diesen werden sechs ausschliesslich in den Bio-Flächen festgestellt (*Amara lunicollis*, *Amara municipalis*, *Lebia cruxminor*, *Paradromius linearis*, *Philorhizus notatus* und *Synuchus vivalis*), zwei bevorzugen die Bio-Variante (*Amara plebeja* und *Panageus bipustulatus*), zwei bevorzugen die Kon-Variante (*Amara lucida* und *Calathus erratus*) und eine kommt ausschliesslich in der Kon-Variante vor (*Bembidion obtusum*). Die restlichen 19 Arten verteilen sich wie folgt: Zwei Arten sind auf die Bio-Variante beschränkt (*Harpalus dimidiatus* und *Harpalus puncticeps*), acht bevorzugen die Bio-Variante (*Amara apricaria*, *Amara convexior*, *Anchomenus dorsalis*, *Harpalus luteicornis*, *Harpalus rubripes*, *Harpalus rufipes*, *Microlestes maurus* und *Microlestes minutulus*); drei sind als indifferent einzuordnen (*Amara ovata*, *Calathus fuscipes* und *Harpalus atratus*), und sechs Arten sind in der Kon-Variante häufiger (*Amara aenea*, *Amara familiaris*, *Bembidion quadrimaculatum*, *Harpalus affinis*, *Harpalus distinguendus* und *Harpalus tardus*).

Betrachtet man die Verteilung der Arten, dann ist die Tatsache ersichtlich, dass der vorhergesagte Trend einer Bevorzugung der Kon-Flächen nicht beobachtet werden kann. Es scheint umgekehrt in dieser Gruppe sogar eine Tendenz zur Bevorzugung der Bio-Flächen zu existieren. 18 Arten entstammen den Gattungen *Amara* und *Harpalus*, die als phytophage Arten im Folgenden einer Analyse unterzogen werden; zudem sind drei Arten enthalten, die als Vegetationsbewohner eingestuft werden können und ebenfalls im Folgenden analysiert werden. Damit besteht die Möglichkeit, dass die festgestellte Tendenz der Bevorzugung der Bio-Varianten durch andere Faktoren als der mikroklimatischen Präferenz verursacht wird und an dieser Stelle nur deshalb festgestellt wird, weil die fraglichen Arten auch xerophil sind.

#### Arten mit besonderen Eigenschaften

##### a) „Vegetationsbewohner“

Der Begriff wurde von Meißner (1998) eingeführt, um in einer Untersuchung zur Habitatwahl von Carabiden (und Staphyliniden) eine Gruppe abzugrenzen, die im wesentlichen die untere Vegetationsschicht (Kräuter und Gräser) nutzt. Der Autor konnte zeigen, dass die Ausstattung eines Habitates mit geeigneten Vegetationsstrukturen für die Habitatwahl dieser Arten entscheidend ist. Zudem sind viele dieser Arten mit besonderen morphologischen Merkmalen versehen, die im Zusammenhang mit einer kletternden Lebensweise interpretiert werden

können, wie verlängerte und gezähnte Klauen oder Hafthaare an den Tarsengliedern. Diese lassen sich gut von den bei männlichen Carabiden häufig vorhandenen Haftpolstern des ersten Laufbeinpaars unterscheiden, da sie bei kletternden Arten auch an den anderen Laufbeinpaaren auftreten. Diese Arten sollten auf die Flächen der Bio-Varianten beschränkt sein.

**Tabelle 67:** Abundanzen vegetationsbewohnender Arten

Art	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
<i>Lebia cruxminor</i>	-	-	1	0	-	-
<i>Philorhizus notatus</i>	-	-	1	0	-	-
<i>Paradromius linearis</i>	1	0	5	0	-	-

Nach den ökologischen Daten von Lindroth (1986) und Freude, Harde et al. (1976) sowie unter Berücksichtigung der Biologie nahe verwandter Arten sind drei Arten dieser

Untersuchung als Vegetationsbewohner einzustufen: *Lebia cruxminor*, *Philorhizus notatus* und *Paradromius linearis*<sup>104</sup> (Tabelle 67). Sie wurden alle in sehr geringen Häufigkeiten gefangen, zumeist sogar als Einzelfänge, was jedoch durch ihre Lebensweise bedingt sein kann. Die Daten zeigen, dass diese Arten ausschliesslich in den Bio-Flächen vorkommen. Dies korreliert mit den zu vermutenden Habitatansprüchen, da es in den Kon-Flächen keine Vegetationsstruktur gibt, die einer Gras- und Krautschicht entsprechen würde. Beim Vergleich der beiden Bio-Varianten zeigt sich, dass das Auftreten dieser Arten auf die Variante Bio I beschränkt ist. Obwohl in der Variante Bio II begrünte Flächen angetroffen werden, die zumindest im Frühjahr eine gewisse Höhe erreichen können, scheint dies für die Ansprüche dieser Arten nicht auszureichen. Gegen historisch/geographische und für ökologische Ursachen als Erklärung dieses Unterschieds spricht die Tatsache, dass in der Gemeinschaft Kb B keine einzige Art der Gruppe der Vegetationsbewohner nachgewiesen werden konnte. Vegetationsbewohner scheinen damit auf Flächen angewiesen zu sein, die eine der Variante Bio I entsprechende Vegetationsstruktur besitzen. Diesem Befund kommt eine umso stärkere Bedeutung zu, als alle drei Arten als naturschutzfachlich bedeutsam charakterisiert werden können.

#### b) Spermophage<sup>105</sup> (phytophage) Ernährung: Arten der Gattungen *Amara* und *Harpalus*

Nach Brandmayr (1990) lassen sich bei den phytophagen Carabiden zwei Gruppen unterscheiden: Arten, die nur bei Nahrungsverknappung grüne Pflanzenteile, Pollen und

<sup>104</sup> Die Gattungen *Philorhizus* und *Paradromius* gehören zu der Verwandtschaftsgruppe, die früher unter der Gattung *Dromius* zusammengefasst war.

<sup>105</sup> Samenfressend

weiche Früchte verzehren, und die beiden genannten Gattungen, bei welchen die Nahrungsökologie durch eine mehr oder minder starke Spezialisierung im Hinblick auf eine spermophage Ernährungsweise (Bau der Mandibeln, Verhaltensanpassungen (z.B. Manipulation von Pflanzensamen, Klettern auf Fruchststände (Brandmayr 1990)) gekennzeichnet ist. Trotzdem stellt sich die Nahrungsökologie dieser Gruppe sehr divers dar; so gibt es neben rein spermophagen Arten auch solche, die teilweise carnivor sind, die Nahrungsökologie von Larven und Adulten kann sich unterscheiden, und innerhalb der obligat spermophagen Arten reicht das Ausmass der Spezialisierung auf Nahrungspflanzen von Monophagie zur Polyphagie.

Während beispielsweise *Harpalus rufipes* tierische und pflanzliche Nahrung im Verhältnis 1:1 konsumiert, scheint *Harpalus affinis* vollständig phytophag zu sein (Thiele 1977). Für die Untergattung *Ophonus*<sup>106</sup> wird hingegen reine Spermophagie vermutet (z.T. oligophag an Umbelliferen, oder sogar monophag an *Daucus carota* (Brandmayr 1990)). Für die Gattung *Amara* gibt Lindroth (1986) Samen der Compositen bzw. Brassicaceen als Hauptnahrung an; für einige Arten wurde aber auch der Verzehr von Poaceensamen dokumentiert (Thiele 1977; Jorgensen und Toft 1997). In manchen Fällen kann eine starke Bindung an eine Nahrungspflanze beobachtet werden; so sind z.B. adulte *Harpalus fuliginosus* funktional monophag an einer *Carex*-Art (Kjellsson 1985), während die Larven von *Amara familiaris* monophag an *Stellaria media* zu sein scheinen (Saska und Jarosik 2001). Es ist zu beachten, dass die Ansprüche von Larven und Adulten unterschiedlich sein können, und ein Habitat dadurch unter Umständen zwar dem einen, nicht aber dem anderen Stadium ein Überleben ermöglicht. Neben der schon erwähnten Spezialisierung von *Amara familiaris* scheinen beispielsweise die Larven von *Harpalus rufipes* die Samen von *Chenopodium album* zu präferieren. Und während die adulten Tiere von *Amara communis* spermophag leben, sind die Larven carnivor (Thiele 1977).

In den Bio-Flächen sind Deckungsgrad und Diversität der Vegetation höher als in den Kon-Flächen, so dass die Erwartung formuliert werden kann, dass die Arten dieser Gruppe in den Bio-Flächen um so häufiger auftreten sollten, je höher der Anteil pflanzlicher Nahrung bei ihnen ist. Dabei müssen jedoch mögliche Spezialisierungen berücksichtigt werden; sollten die fraglichen Arten vor allem Pflanzen des Polygono-Chenopodioidietalia nutzen, könnten sie

---

<sup>106</sup> Brandmayr (1990) behandelt *Ophonus* als Gattung, während Freude, Harde et al. (1976) sie als Untergattung führt. Ich folge der gegenwärtig präferierten Nomenklatur und führe die Untergattung *Ophonus* in der Gattung *Harpalus*.

auch in den Kon-Flächen häufig sein. Die Arten dieser Gruppe sind in **Tabelle 68** zusammengefasst.

Zwölf Arten haben zu geringe Fangzahlen, um einen Vergleich durchführen zu können. Von diesen kommen sieben Arten (*Amara bifrons*, *Amara lunicollis*, *Amara municipalis*, *Amara nitida*, *Harpalus latus*, *Harpalus signaticornis* und *Harpalus subcylindricus*) ausschliesslich in Bio-Flächen vor, drei sind in Bio-Flächen häufiger (*Amara consularis*, *Amara plebeja* und *Harpalus ardosiacus*), eine hat ausgeglichene Fangzahlen in den Varianten (*Amara aulica*), und eine Art kam häufiger in der Kon-Variante vor (*Amara lucida*). Für diese Gruppe kann zwar aufgrund der geringen Fangzahlen keine Bevorzugung einer Variante festgestellt werden, dennoch ist eine Analyse möglich. Würden diese Arten keine gerichtete Reaktion zeigen, dann sollten sie sich zufällig auf die Varianten verteilen. Bei den sieben Arten, die nur in einer Variante angetroffen wurden, wäre daher eine Aufteilung im Verhältnis von 3:4 zu erwarten; tatsächlich beträgt es jedoch 7:0. Dieser Unterschied ist statistisch sicherbar<sup>107</sup>.

Die restlichen 15 Arten verteilen sich wie folgt: Zwei kommen nur in den Bio-Flächen vor (*Harpalus dimidiatus* und *Harpalus puncticeps*) und weitere fünf bevorzugen stark (*Amara apricaria*, *Amara convexior*, *Harpalus luteicornis* und *Harpalus rubripes*) bzw. schwach (*Harpalus rufipes*) die Bio-Variante. Drei Arten reagieren indifferent (*Amara ovata*, *Harpalus atratus* und *Harpalus azureus*). Fünf Arten bevorzugen die Kon-Variante, wobei alle fünf ein auffälliges Muster zeigen: Im Vergleich mit der Variante Bio I ist eine Bevorzugung der Kon-Variante zu erkennen, während im Vergleich mit der Variante Bio II eine Angleichung der Fangzahlen zu beobachten ist, bzw. sogar höhere Fangzahlen in der Bio-Variante. Diesem Muster unterliegen *Amara aenea*, *Amara familiaris*, *Harpalus affinis*, *Harpalus distinguendus* und *Harpalus tardus*.

---

<sup>107</sup> Vier Felder Chi-Quadrat Test, Vergleich beobachtete/erwartete Häufigkeiten;  $\chi^2 = 7,0$ ,  $p < 0,01$

**Tabelle 68:** Absolute Häufigkeit und relative Bedeutung der phytophagen Arten der Gemeinschaft; grau: Arten, die möglicherweise nahrungsökologisch an das Polygono-Chenopodioidietalia gebunden sind

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Amara aenea</i>	50	14	66	14	19	17	193	8	533	3	30	17
<i>Amara apricaria</i>	17	28	2		20	16	7	24	13	24	13	20
<i>Amara aulica</i>	2		0		1		1		0		1	
<i>Amara bifrons</i>	0		0		1		0		0		0	
<i>Amara consularis</i>	4		0		1		1		0		0	
<i>Amara convexior</i>	21	24	0		10	25	0		16	23	1	
<i>Amara familiaris</i>	47	15	512	5	15	21	764	3	174	9	126	8
<i>Amara lucida</i>	0		0		0		0		1		2	
<i>Amara lunicollis</i>	3		0		0		0		0		0	
<i>Amara municipalis</i>	0		0		1		0		0		0	
<i>Amara nitida</i>	1		0		0		0		0		0	
<i>Amara ovata</i>	28	22	50	18	10	24	5	26	22	20	103	10
<i>Amara plebeja</i>	0		0		0		0		7	26	3	28
<i>Harpalus affinis</i>	346	4	651	3	28	14	275	5	436	4	237	5
<i>Harpalus ardosiacus</i>	7		2		2		1		2		1	
<i>Harpalus atratus</i>	19	26	13	22	31	13	41	17	3	30	8	23
<i>Harpalus azureus</i>	105	12	107	10	92	7	198	7	164	10	122	9
<i>Harpalus dimidiatus</i>	31	21	0		84	8	0		2		0	
<i>Harpalus distinguendus</i>	12	29	134	8	4	28	144	10	225	5	67	12
<i>Harpalus latus</i>	2		0		0		0		2		0	
<i>Harpalus luteicornis</i>	45	17	1		1		3		18	22	3	27
<i>Harpalus puncticeps</i>	2		0		14	22	0		2		0	
<i>Harpalus rubripes</i>	38	20	3	28	83	9	8	22	2		0	
<i>Harpalus rufipes</i>	304	5	95	12	24	15	60	16	196	8	72	11
<i>Harpalus signaticornis</i>	0		0		0		0		1		0	
<i>Harpalus subcylindricus</i>	0		0		0		0		3		0	
<i>Harpalus tardus</i>	185	9	296	6	115	5	335	4	719	2	887	1

Auch wenn nicht alle Arten dieser Gruppe in der vorhergesagten Weise reagieren, ist der Trend zur Bevorzugung der Bio-Flächen eindeutig. Neun Arten kommen ausschliesslich in den Bio-Flächen vor und acht bevorzugen die Bio-Flächen, während vier indifferent sind und nur sechs Arten die Kon-Flächen bevorzugen. Bei der Betrachtung der Relation zwischen der Anzahl an Arten dieser Gruppe in den Kon-Flächen (18 Arten) zur Anzahl an Arten dieser Gruppe in den Bio-Flächen (27 Arten), so zeigt sich, dass der prozentuale Zuwachs von 50% deutlich über dem Zuwachs der Gesamtgemeinschaft (38%) liegt. Das bedeutet, dass verglichen mit der Gesamtgemeinschaft in dieser Gruppe verhältnismässig mehr Arten bei biologischer Bewirtschaftung hinzu kommen, und damit diese Gruppe überdurchschnittlich von der biologischen Bewirtschaftung profitiert.

Von einigen Arten ist die Nahrungsbiologie so weit bekannt, dass die Abundanzen korrelativ interpretiert werden können. *Harpalus puncticeps* wird als „in den Fruchtständen von *Daucus carota* fressend“ beschrieben (Freude, Harde et al. 1976), die Monophagie dieser Art wurde in Laborexperimenten herausgefunden (Brandmayr 1990). Eigene Beobachtungen konnten diese Beschreibung bestätigen, da auf einer Nachtbegehung der Fläche Honigberg Bio Dutzende Individuen dieser Art in den reifenden Fruchtständen von *Daucus carota* angetroffen wurden. *Daucus carota* wurde nur in den Bio-Flächen nachgewiesen, teilweise in subdominanter Häufung. Sollte tatsächlich eine sehr enge Bindung dieser Harpalus-Art an diese Nahrungspflanze bestehen, dann liesse sich ihr Abundanzmuster – ausschliessliches Vorkommen in den Bio-Flächen – vor allem nahrungsökologisch interpretieren. Ähnliches gilt für *Amara familiaris*, welche die oben spezifizierte Bindung an *Stellaria media* aufweist. Die Laufkäferart hat in allen jenen Flächen hohe Fangzahlen, in denen *Stellaria media* in Zeile und/oder Gasse dominanten Status erreicht (vgl. **Tabelle 6**), so dass sehr wahrscheinlich nahrungsökologische Gründe für dieses Muster verantwortlich sind. In diesem Zusammenhang fallen die nahezu identischen Abundanzmuster anderer Carabidenarten auf (s.o.). Möglicherweise besteht bei ihnen eine ähnliche Bindung wie bei *Amara familiaris*, wobei nicht notwendigerweise Monophagie an *Stellaria media* vorausgesetzt werden muss. Da alle Kon-Flächen sowie der Zeilenbereich der Fläche Kb Bio pflanzensoziologisch als Polygono-Chenopodioidetalia charakterisiert werden konnten, besteht die Möglichkeit, dass alle Arten

**Tabelle 69:** Verteilung der Individuenzahlen von *Harpalus rufipes* auf die Flächen

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
	G	Z	G	Z	G	Z	G	Z	G	Z	G	Z
<i>Taraxacum officinalis</i>	2	-	1	-	-	1	-	1	2	-	-	1
<i>Viola arvensis</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Myosotis arvensis</i>	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Harpalus rufipes</i>	304		95		24		60		196		72	

mit dem o.a. Abundanzmuster eine nahrungsökologische Bindung an diese Vegetationseinheit haben, und entsprechend in diesen Flächen hohe Abundanzen erreichen. Auch für

die Abundanzen von *Harpalus rufipes* ergeben sich Hinweise aus der Nahrungsökologie: Für diese Art wurde eine Bevorzugung der Samen von *Taraxacum spec.*, *Viola arvensis* und *Myosotis arvensis* angegeben (Schröter and Irmeler 1999). Vergleicht man die Verteilung der bevorzugten Nahrungspflanzen und der Abundanzen des Käfers, dann verhalten sich diese widerspruchsfrei (**Tabelle 69**). Die Abundanzen sind dort am höchsten, wo zwei bis drei Nahrungspflanzen vorkommen und *Taraxacum* zudem subdominant in der Gasse auftritt (Br

B und Kb B). Die geringsten Individuenzahlen werden dort erreicht, wo lediglich eine Nahrungspflanze in geringer Dominanz angetroffen wird (Vergleichspaar Honigberg).

Andere Abundanzmuster sind schwerer zu interpretieren. Für *Harpalus ardosiacus* ist ebenfalls *Daucus carota* als Hauptnahrungspflanze charakterisiert worden (Brandmayr 1990); entsprechend sollte diese Art dem Verteilungsmuster von *Harpalus puncticeps* folgen. Dies ist jedoch nicht der Fall: Obwohl von einer leichten Bevorzugung der Bio-Flächen gesprochen werden kann, kommen Exemplare dieser Art auch in allen Kon-Flächen vor, obwohl es dort keine Pflanzen dieser Art gibt. Ähnlich unklar bleiben die Abundanzen von *Harpalus azureus*: obwohl zur Untergattung *Ophonus* zugehörig, zeigt diese Art ein über alle Vergleichsflächen ausgeglichenes Vorkommen. Möglicherweise ist sie polyphag, und frisst ebenfalls an Arten des Polygono-Chenopodioidietalia.

c) Prädatorische Arten mit Präferenzen für Collembolen und/oder Milben

Für viele prädatorische Carabidenarten sind Collembolen und/oder Milben Bestandteil ihrer Nahrung (Thiele 1977). Daneben existieren jedoch Arten, die als Spezialisten für die Jagd auf eine oder beide Gruppen gelten können. Eine ist *Loricera pilicornis*, eine Art, deren auffällige Behorung der Antennen als spezielle Anpassung an den Fang von Collembolen gedeutet wird. Ähnliches gilt für die Gattung *Notiophilus*; hier sind es die in Relation zu anderen Carabiden grossen Augen, die als Anpassung an den Fang der beweglichen Beute interpretiert werden, wobei die Analyse von Schlundinhalten zeigte, dass Milben den grösseren Teil der Nahrung ausmachen können. Auch *Leistus ferrugineus* gilt als Art, die vor allem Collembolen jagt; in dieser Gattung sind die Augen ebenfalls verhältnismässig gross. Artenvielfalt und Abundanz von Collembolen und Milben werden durch zwei Faktoren bestimmt: Einerseits durch die Versorgung mit organischem Material auf oder im Boden (Dielmann 1984; Troxler and Zettel 1987; Bauchhenss 1989), andererseits durch die in Form von Bodenhohlräumen zur Verfügung stehende Strukturvielfalt (gemessen als Anzahl und Grösse der Bodenhohlräume) (Haarlov 1950; Anderson 1978). Beide Faktoren werden durch biologische Bewirtschaftung von Rebflächen gefördert; die Begrünung inklusive Mulchen steigert die Verfügbarkeit organischen Materials sowie das insgesamt zur Verfügung stehende Porenvolumen, so dass eine Steigerung insbesondere der Abundanz dieser Gruppen in begrüneten Rebbergsböden die Folge ist (Dielmann 1984; Troxler und Zettel 1987). Sollten die Abundanzmuster der o.a. Laufkäfer von der Verteilung dieser Ressource abhängen, dann wäre eine Bevorzugung der Bio-Flächen zu erwarten.

**Tabelle 70:** Absolute Häufigkeit und relative Bedeutung Collembolen-fressender Arten

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Leistus ferrugineus</i>	278		20		137		15		116		7	
<i>Loricera pilicornis</i>	3	-	2		1		2	-	1		0	-
<i>Notiophilus palustris</i>	43	18	5	26	0	-	0	-	0	-	1	-

Die fraglichen Arten sind in **Tabelle 70** zusammengefasst. *Loricera pilicornis* entwickelt in allen Flächen zu geringe Abundanzen, um vergleichend bewertet werden zu können; berücksichtigt man jedoch die Verteilung auf die Varianten, scheint diese Art indifferent zu reagieren. *Notiophilus palustris* erreicht nur in einem Vergleich ausreichend hohe Abundanzen; hier liegt eine Bevorzugung der Bio-Fläche vor. *Leistus ferrugineus* ist in allen Vergleichen ausreichend häufig; in allen drei Vergleichen wird die Bio-Variante deutlich bevorzugt. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass sowohl *Notiophilus palustris* als auch *Loricera pilicornis* als hygrophile Arten gelten, und dieser Faktor die Verteilung der Abundanzen zusätzlich beeinflussen kann.

#### d) Arten mit einem parasitären Larvenstadium (*Lebia* und *Brachinus*)

Nach Lindroth (1986) ist für Arten der Gattungen *Lebia* und *Brachinus* ein ektoparasitisches Larvenstadium an Käferpuppen anzunehmen. Im Fall von *Lebia* scheinen Chrysomeliden die Wirte zu sein (für *Lebia cruxminor* wird die Art *Galeruca tanaceti* vermutet), während die nordamerikanischen *Brachinus*-Arten als Bewohner wassernaher Lebensräume die Puppen von Wasserkäfern parasitieren (Thiele 1977). Auch wenn andere Autoren eine eher hochspezialisierte Form larvaler Carnivorie angeben (für *Lebia scapularis*; Jacobs und Renner 1988), so scheinen diese Gattungen im Hinblick auf die nahrungsökologischen Ansprüche des Larvenstadiums eng eingemischt zu sein.

*Lebia cruxminor* wurde schon als Art der Gruppe der „Vegetationsbewohner“ diskutiert. Sollten die nahrungsökologischen Ansprüche tatsächlich in der oben beschriebenen Weise existieren, so würde ein ausschliessliches Vorkommen in den Bio-Flächen durch diese Ansprüche ebenfalls wahrscheinlicher werden, zumal eine der Nahrungspflanzen von *Galeruca tanaceti* (Schafgarbe) in der fraglichen Bio-Fläche vorkommt.

Problematischer erscheint das Vorkommen der beiden *Brachinus*-Arten. Da sich in den konventionellen Flächen mit Ausnahme anderer Laufkäferarten kaum eine Möglichkeit für ein Reservoir an Käferlarven findet, wären die hohen Abundanzen der *Brachinus*-Arten in diesen Flächen nur dann zu erklären, wenn die konventionellen Rebflächen nicht das Larvalhabitat darstellen würden und die festgestellten Adulten aus den Larvalhabitaten eingewandert wären. Lindroth (1986) vermutet für die Art *Brachinus crepitans*, dass die Larven ektoparasitisch an den Larven bzw. Puppen des Laufkäfers *Anchomenus dorsalis* leben, wofür auch das syntope Vorkommen dieser Arten sprechen würde. Tatsächlich kommt dieser Käfer ebenfalls in allen untersuchten Flächen vor, wobei jedoch kein statistisch gesicherter Zusammenhang zwischen den Fangzahlen der beiden Arten hergestellt werden kann<sup>108</sup>. Insbesondere sollten bei einer rein nahrungsökologisch bedingten Determinierung der Populationsgrößen die Fangzahlen von *Brachinus crepitans* im Vergleich zur Kon-Variante in den Bio-Flächen deutlich erhöht sein, was aber nicht der Fall ist. Da es keine zuverlässigen Aussagen zur Nahrungsökologie der *Brachinus*-Arten gibt und nur vermutet werden kann, dass sich die Ansprüche der Larven auf die Puppen anderer Käferarten beziehen, sind keine Schlüsse zur Ursache der Unterschiede der Abundanzen in den Varianten möglich.

---

<sup>108</sup> Regressionsanalyse; unabh. Var.: Fangzahl von *Anchomenus dorsalis* in den Vergleichsflächen; abh. Var.: Fangzahl von *Brachinus crepitans*;  $R^2 = 0,103$ ;  $\beta = 0,321 \pm 0,474$ ,  $p > 0,05$

e) Arten in Zusammenhang mit Säugetierbauten

Für zwei Arten wird in der verfügbaren ökologischen Literatur eine Assoziation mit Säugetierbauten (Hamster- oder Maulwurfsbauten) angegeben, wobei die Ursache der Bindung nicht

**Tabelle 71:** Carabiden die Säugetierbauten nutzen und ihre Verteilung auf die Probestellen

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Anchomenus dorsalis</i>	688	3	128	9	188	3	164	9	91	15	45	16
<i>Stomis pumicatus</i>	1	-	0	-	1	-	0	-	8	-	0	-

weiter spezifiziert wird. Bautenbildende Säuger wurden ausschliesslich in den Bio-Flächen angetroffen, vor allem Feldmäuse, aber auch Maulwürfe und sogar der Feldhamster (Fläche Kb B). Sollte dieser Faktor für diese Arten eine besondere Bedeutung besitzen, wäre eine Bevorzugung bzw. ein ausschliessliches Vorkommen in den Bio-Flächen zu erwarten. Dies ist bei beiden Arten der Fall: Während *Stomis pumicatus* auf die Bio-Flächen beschränkt ist, zeigt *Anchomenus dorsalis* absolut und relational eine deutliche Bevorzugung dieser Variante.

Zusammenfassung und Diskussion

Die obige Analyse sollte dazu dienen, Ansatzpunkte für eine Erklärung der festgestellten Abundanzunterschiede zwischen den Varianten Bio und Kon bzw. Bio I und Bio II zu finden. Dies ist notwendig, da Einzelmassnahmen der Bewirtschaftung im Hinblick auf ihre Wirksamkeit auf die Diversität bewertet werden sollen, und daher geklärt werden muss, welche Faktoren für die Abundanzunterschiede in Frage kommen.

Verschiedene Arbeiten legen die Vermutung nahe, dass die Unterschiede in der Vegetationsdecke zu deutlichen mikroklimatischen Unterschieden in den Vergleichsflächen führen sollten (Schäfer 1970; Honek 1988). Die Analyse von Artengruppen, die im Hinblick auf ihre mikroklimatischen Bedürfnisse zusammengefasst wurden, ergab jedoch keine Anhaltspunkte für eine gerichtete Wirksamkeit dieses Faktors. Für silvicole und hygrophile Arten konnte keine Bevorzugung der Bio-Varianten ermittelt werden, während für thermophile und xerophile Arten keine Bevorzugung der Kon-Variante erkennbar war. Ein grosses Problem könnten die aus der Literatur ermittelten Mikroklima-Präferenzen der Arten darstellen. So konnte Topp (1982) zeigen, dass verschiedene Laufkäferarten in Nord- bzw. Süddeutschland völlig unterschiedliche Habitate mit unterschiedlichem Mikroklima besiedeln: Während ein Käfer in Norddeutschland als xerophil eingestuft werden muss, kann er in Süddeutschland als hygrophil beschrieben werden. Ähnliche Beziehungen sind auch Thiele (1977) zu entnehmen. Es ist deshalb zu hinterfragen, ob die Positionierung einer Art in einem relativen mikroklimatischen Gradienten über ihr gesamtes Verbreitungsgebiet Sinn macht. Unter

Umständen wäre es sinnvoller, entweder absolute mikroklimatische Limitierungen anzugeben, oder die gewohnte relative Einteilung lebensraumbezogen vorzunehmen. Insgesamt kommt daher diesem Faktor nur eine geringe Bedeutung für die Erklärung der Abundanzunterschiede zu. Es kann jedoch aufgrund der aufgezeigten Problematik bei der Einteilung der Arten nicht ausgeschlossen werden, dass doch klimatische Präferenzen der Arten für die Abundanzmuster ursächlich sind, zumal sich diese in vielen Laborversuchen als wirksam erwiesen haben (Thiele 1977).

Für Arten, die dem Habitattyp „Acker“ zugeordnet werden können, ist mehrheitlich eine Bevorzugung der Kon-Flächen bzw. der Variante Bio II zu beobachten, womit sie die vorhergesagte Reaktion zeigen. Der Wert dieses Befundes für die Frage nach den ursächlichen Zusammenhängen ist jedoch gering, da der ultimativ wirkende Faktor unklar bleibt. Es könnte sich um eine Bewirtschaftungsmassnahme handeln, um mikroklimatische Unterschiede, Unterschiede im Nahrungsangebot usw. Daher wird auf eine Interpretation dieses Befundes verzichtet.

Von grösserer Bedeutung scheint mir die Analyse der Grössenverhältnisse zu sein. Zwar kommen Arten aller Grössenklassen in allen Varianten vor, dennoch legt die Untersuchung die Interpretation nahe, dass eine selektive Beeinflussung der Synusien durch die Varianten gegeben ist. Bearbeitungsmassnahmen der Landwirtschaft, und hier besonders solche, die auf den Boden einwirken, verursachen hohe Verluste in den Carabidenpopulationen (Lys und Nentwig 1991). Es ist zu erwarten, dass die Bedeutung der Bearbeitung um so höher wird, je grösser eine Art ist, da sich die Wahrscheinlichkeit einer physischen Einwirkung für eine Art mit 2 mm deutlich von der einer Art von 35 mm unterscheiden sollte. Entsprechend konnte in einer Reihe von Arbeiten gezeigt werden, dass insbesondere grosse Carabidenarten der Intensivierung in Agrarsystemen zum Opfer fallen (Heydemann und Meyer 1983; Tietze 1985; Rushton, Luff et al. 1989; Eyre, Luff et al. 1990). Die Varianten Bio und Kon unterscheiden sich in der Bodenbearbeitung, da in allen Bio-Varianten – im Gegensatz zu den Kon-Flächen – unbearbeitete Bereiche zurückbleiben. In allen Bio-Flächen wird die Begrünung nur alternierend umgebrochen, so dass die Hälfte der Gassen in jedem Jahr (bis auf Mulchen und Düngung) unbearbeitet bleibt. In der Variante Bio I stehen zusätzlich die Zeilen als von Bodenbearbeitungsmassnahmen ausgenommene Bereiche zur Verfügung. Damit sind in allen Bio-Flächen grosse Bereiche vorhanden, die von den grossen Arten als Rückzugsgebiete genutzt werden können. Entsprechend wird diese Form der Bodenbearbeitung im Hinblick auf naturschutzfachliche Erwägungen als förderlich angesehen.

Wesentlich eindeutiger korrelative Zusammenhänge ergeben die Analysen ausgewählter biologischer Eigenschaften der Laufkäferarten. So zeigen die Arten der Gruppe der Vegetationsbewohner, dass sie offenbar nur in der Bio-Variante I ein Vorkommen etablieren können. Da diese Gruppe nur aus naturschutzfachlich bedeutsamen Arten besteht, ist dieser Befund von besonderer Bedeutung. Ein weiteres Strukturmerkmal, das Vorhandensein von Säugerbauten, scheint ebenfalls für einige Arten von Bedeutung zu sein, und ist auf die Bio-Varianten beschränkt. Damit scheint sich insgesamt eine Bewirtschaftungsweise, die hohe strukturelle Vielfalt nach sich zieht, positiv auf Artenvielfalt und Individuenreichtum der Carabiden auszuwirken.

Auch die Nahrungsökologie scheint die Verteilung der Arten und ihrer Abundanzen zu beeinflussen. Von besonderer Bedeutung ist hierbei, dass in Einzelfällen die Abundanzmuster über die Nahrungsbiologie der Arten nachvollzogen werden können. Phytophage Arten erfahren in den Bio-Flächen bezogen auf die Gesamtgemeinschaft eine überdurchschnittliche Förderung, wofür der erhöhte Deckungsgrad und die erhöhte pflanzliche Diversität verantwortlich sein könnten. Dieser Befund entspräche den Schlussfolgerungen, die auch in anderen Untersuchungen gezogen wurden (Kotka 1988; Schröter und Irmeler 1999). Auch auf Collembolen und Milben spezialisierte Arten scheinen mehrheitlich in den Bio-Flächen zu profitieren; ursächlich könnte ein grösseres bzw. differenzierteres Nahrungsangebot sein.

Zusammenfassend erscheinen drei Faktoren als diversitätsfördernd: Ein Bewirtschaftungsmanagement, das ganzjährig Rückzugsflächen für vor allem grössere Arten anbietet, hohe Strukturvielfalt und ein hohes und vielfältiges Nahrungsangebot. Bei dieser Analyse ist jedoch zu beachten, dass alle Beziehungen korrelativer Natur sind und daher eine reine Plausibilitätsargumentation vorliegt; ein ursächlicher Zusammenhang muss nicht gegeben sein. Zudem wird deutlich, dass auch in dieser verhältnismässig gut bearbeiteten Gruppe viele zentrale Bereiche der Biologie der Arten unbekannt sind, so dass Abundanzmuster nur schwer interpretiert werden können. Überall dort, wo diese Daten vorliegen, können in der Mehrzahl der Fälle widerspruchsfreie Korrelationen vorgenommen werden.

## 5. Spinnen: Artenliste, kritische Diskussion des Vorkommens einzelner Arten und Vergleichbarkeit der Gemeinschaften

### Artenliste

Art	D	BY	Hb B		Hb K		Br B		Br K		Kb B		Kb K		Σ	%
<i>Pardosa agrestis</i>			28	1,4	196	16,2	47	2,2	131	8,2	800	40,2	283	20,4	1485	14,4
<i>Oedothorax apicatus</i>					303	25,1	15	0,7	311	19,6	88	4,4	664	47,8	1381	13,4
<i>Drassyllus pusillus</i>			42	2,1	20	1,7	288	13,6	44	2,8	176	8,8	29	2,1	599	5,8
<i>Erigone atra</i>			5	0,3	146	12,1	132	6,2	206	13,0	35	1,8	43	3,1	567	5,5
<i>Pachygnatha degeeri</i>			15	0,8	53	4,4	145	6,8	6	0,4	316	15,9	10	0,7	545	5,3
<i>Aulonia albimana</i>			419	21,1			56	2,6	1	0,1	3	0,2			479	4,7
<i>Diplostyla concolor</i>			8	0,4	3	0,2	202	9,5	94	5,9	91	4,6	32	2,3	430	4,2
<i>Pardosa prativaga</i>			138	6,9	1	0,1	150	7,1	21	1,3	33	1,7	22	1,6	365	3,5
<i>Erigone dentipalpis</i>			8	0,4	133	11,0	35	1,7	144	9,1	23	1,2	19	1,4	362	3,5
<i>Meioneta rurestris</i>			17	0,9	83	6,9	26	1,2	158	9,9	55	2,8	20	1,4	359	3,5
<i>Alopecosa cuneata</i>			102	5,1	3	0,2	192	9,1	3	0,2	17	0,9	2	0,1	319	3,1
<i>Trochosa ruricola</i>			10	0,5	26	2,2	72	3,4	49	3,1	90	4,5	61	4,4	308	3,0
<i>Phrurolithus festivus</i>			125	6,3	26	2,2	114	5,4	26	1,6	8	0,4	4	0,3	303	2,9
<i>Xysticus kochi</i>			24	1,2	35	2,9	66	3,1	68	4,3	74	3,7	29	2,1	296	2,9
<i>Drassyllus praeficus</i>			207	10,4	8	0,7	17	0,8	1	0,1	1	0,1			234	2,3
<i>Phrurolithus minimus</i>			143	7,2	41	3,4	1	0,0	23	1,4	3	0,2			211	2,1
<i>Enoplognatha thoracica</i>			8	0,4	17	1,4	45	2,1	97	6,1	4	0,2	9	0,6	180	1,8
<i>Lepthyphantes tenuis</i>			11	0,6	28	2,3	50	2,4	22	1,4	21	1,1	43	3,1	175	1,7
<i>Pardosa hortensis</i>			120	6,0	15	1,2	5	0,2	22	1,4	1	0,1	5	0,4	168	1,6
<i>Argenna subnigra</i>			35	1,8	9	0,7	37	1,7	42	2,6	23	1,2	4	0,3	150	1,5
<i>Haplodrassus signifer</i>			84	4,2	1	0,1	40	1,9	2	0,1	5	0,3	2	0,1	134	1,3
<i>Pardosa palustris</i>			2	0,1	8	0,7	43	2,0	7	0,4	42	2,1	9	0,6	111	1,1
<i>Ozyptila nigrita</i>		3	76	3,8			1	0,0							77	0,7
<i>Pardosa bifasciata</i>	4R	3	73	3,7											73	0,7
<i>Micaria pulicaria</i>			17	0,9			38	1,8	1	0,1	14	0,7	1	0,1	71	0,7
<i>Drassyllus lutetianus</i>	4R		6	0,3	12	1,0	12	0,6	19	1,2	10	0,5	7	0,5	66	0,6
<i>Micrargus subaequalis</i>			2	0,1	1	0,1	58	2,7	5	0,3					66	0,6
<i>Cicurina cicur</i>			7	0,4	3	0,2	35	1,7	1	0,1	2	0,1	11	0,8	59	0,6
<i>Porrhomma microphthalmum</i>					17	1,4	1	0,0	14	0,9	3	0,2	20	1,4	55	0,5
<i>Pardosa pullata</i>			34	1,7			13	0,6			4	0,2	3	0,2	54	0,5
<i>Euophrys frontalis</i>			29	1,5			15	0,7	1	0,1	1	0,1	1	0,1	47	0,5
<i>Hahnina nava</i>			6	0,3			24	1,1	2	0,1	7	0,4	2	0,1	41	0,4
<i>Pardosa riparia</i>			35	1,8			4	0,2							39	0,4
<i>Euryopis flavomaculata</i>			35	1,8	2	0,2			1	0,1					38	0,4
<i>Trochosa terricola</i>			26	1,3	1	0,1	1	0,0					3	0,2	31	0,3
<i>Drassyllus pumilus</i>	4R	3	11	0,6	3	0,2	12	0,6	2	0,1					28	0,3
<i>Xysticus cristatus</i>			4	0,2			19	0,9	1	0,1	3	0,2			27	0,3
<i>Trachyzelotes pedestris</i>	3	3	27	1,4											27	0,3
<i>Drassodes lapidosus</i>			1	0,1			1	0,0	23	1,4					25	0,2
<i>Bathypantes gracilis</i>					1	0,1	6	0,3	1	0,1	5	0,3	10	0,7	23	0,2
<i>Xerolycosa miniata</i>	4R						14	0,7			8	0,4	1	0,1	23	0,2
<i>Dysdera erythrina</i>			1	0,1			10	0,5	6	0,4					17	0,2
<i>Clubiona neglecta</i>			3	0,2			14	0,7							17	0,2

Art	D	BY	Hb B	Hb K	Br B	Br K	Kb B	Kb K	Σ	%					
<i>Stemonyphantes lineatus</i>					9	0,4		6	0,3	2	0,1	17	0,2		
<i>Talavera aequipes</i>			12	0,6		1	0,0	1	0,1			14	0,1		
<i>Robertus lividus</i>					4	0,2		2	0,1	6	0,4	12	0,1		
<i>Araeoncus humilis</i>			1	0,1	3	0,2	2	0,1	3	0,2		1	0,1	10	0,1
<i>Zora spinimana</i>			7	0,4			2	0,1	1	0,1				10	0,1
<i>Ozyptila praticola</i>			1	0,1			8	0,4						9	0,1
<i>Tiso vagans</i>					2	0,1		1	0,1	6	0,4	9	0,1		
<i>Zelotes subterraneus</i>							4	0,3	2	0,1	1	0,1	7	0,1	
<i>Centromerus capucinus</i>	4S	3						1	0,1		6	0,4	7	0,1	
<i>Robertus neglectus</i>					1	0,0	1	0,1			5	0,4	7	0,1	
<i>Phlegra fasciata</i>			1	0,1			6	0,3					7	0,1	
<i>Lepthyphantes pallidus</i>			1	0,1	1	0,1			3	0,2		1	0,1	6	0,1
<i>Theridion bimaculatum</i>			2	0,1			4	0,2					6	0,1	
<i>Zelotes petrensis</i>			5	0,3			1	0,0					6	0,1	
<i>Tibellus oblongus</i>			1	0,1			4	0,2					5	<0,1	
<i>Callilepis nocturna</i>	4R	3			1	0,0	3	0,2					4	<0,1	
<i>Alopecosa accentuata</i>	4R				1	0,1	1	0,0	1	0,1			4	<0,1	
<i>Bathypantes parvulus</i>					2	0,2			1	0,1	1	0,1	4	<0,1	
<i>Centromerus sylvaticus</i>			1	0,1						3	0,2	4	<0,1		
<i>Walckenaeria vigilax</i>							1	0,1	3	0,2		4	<0,1		
<i>Walckenaeria dysderoides</i>							3	0,2				3	<0,1		
<i>Harpalusactea rubicunda</i>			1	0,1			2	0,1				3	<0,1		
<i>Pardosa lugubris</i>					1	0,0	1	0,1	1	0,1		3	<0,1		
<i>Walckenaeria capito</i>	4S				1	0,0	1	0,1	1	0,1		3	<0,1		
<i>Heliophanus flavipes</i>			2	0,1			1	0,0				3	<0,1		
<i>Pisaura mirabilis</i>			1	0,1			2	0,1				3	<0,1		
<i>Centromerita bicolor</i>							1	0,1		1	0,1	2	<0,1		
<i>Pelecopsis parallela</i>							1	0,1		1	0,1	2	<0,1		
<i>Pocadicnemis juncea</i>			1	0,1			1	0,1				2	<0,1		
<i>Zodarion italicum</i>	3				1	0,0	1	0,1				2	<0,1		
<i>Zodarion rubidum</i>	3				1	0,0	1	0,1				2	<0,1		
<i>Amaurobius ferox</i>							1	0,1	1	0,1		2	<0,1		
<i>Neriene clathrata</i>			1	0,1			1	0,0				2	<0,1		
<i>Pachygnatha clercki</i>					1	0,1			1	0,1		2	<0,1		
<i>Xysticus ulmi</i>					2	0,1						2	<0,1		
<i>Zelotes aeneus</i>	3	3					2	0,1				2	<0,1		
<i>Heliophanus auratus</i>	4S						1	0,1				1	<0,1		
<i>Microlinyphia pusilla</i>							1	0,1				1	<0,1		
<i>Oedothorax retusus</i>							1	0,1				1	<0,1		
<i>Pirata latitans</i>							1	0,1				1	<0,1		
<i>Agraecina striata</i>	3	3	1	0,1								1	<0,1		
<i>Alopecosa pulverulenta</i>					1	0,0						1	<0,1		
<i>Clubiona frutetorum</i>	4S				1	0,0						1	<0,1		
<i>Cnephalocotes obscurus</i>			1	0,1								1	<0,1		
<i>Coelotes terrestris</i>			1	0,1								1	<0,1		
<i>Dicymbium brevisetosum</i>					1	0,0						1	<0,1		
<i>Diplocephalus latifrons</i>									1	0,1		1	<0,1		
<i>Eperigone trilobata</i>					1	0,0						1	<0,1		
<i>Episinus angulatus</i>									1	0,1		1	<0,1		
<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	3	3			1	0,0						1	<0,1		

Art	D	BY	Hb B	Hb K	Br B	Br K	Kb B	Kb K	Σ	%
<i>Haplodrassus kulczynskii</i>	3	3	1	0,1					1	< 0,1
<i>Haplodrassus silvestris</i>				1	0,1				1	< 0,1
<i>Heliophanus cupreus</i>			1	0,1					1	< 0,1
<i>Linyphia triangularis</i>				1	0,1				1	< 0,1
<i>Mangora acalypha</i>					1	0,0			1	< 0,1
<i>Nematogmus sanguinolentus</i>	3	3	1	0,1					1	< 0,1
<i>Ostearius melanopygius</i>				1	0,1				1	< 0,1
<i>Ozyptila simplex</i>					1	0,0			1	< 0,1
<i>Philodromus cespitum</i>					1	0,0			1	< 0,1
<i>Porrhomma errans</i>							1	0,1	1	< 0,1
<i>Scotophaeus scutulatus</i>	4S						1	0,1	1	< 0,1
<i>Silometopus reussi</i>				1	0,1				1	< 0,1
<i>Theridion impressum</i>				1	0,1				1	< 0,1
<i>Troxochrus scabriculus</i>								1	0,1	1
<i>Xysticus bifasciatus</i>					1	0,0			1	< 0,1
<b>Gesamtzahl Individuen</b>			<b>1988</b>	<b>1208</b>	<b>2121</b>	<b>1588</b>	<b>1989</b>	<b>1390</b>	<b>10284</b>	
<b>Gesamtzahl Arten</b>			<b>60</b>	<b>39</b>	<b>71</b>	<b>56</b>	<b>48</b>	<b>46</b>	<b>108</b>	

### Zurechenbarkeit der festgestellten Arten zum Habitat „Rebfläche“ sowie zu den einzelnen Flächen

Die Sichtung der Artenlisten der Spinnengemeinschaften lässt in einigen Fällen die Möglichkeit des Vorkommens einer eigenständig lebensfähigen Population unwahrscheinlich erscheinen. So werden in den Rebflächen Arten angetroffen, für die in der Literatur eine Bindung an Gewässer angegeben wird (**Tabelle 72**). Da insbesondere die Fläche Bergrondell Kon direkt benachbart zu einem Gewässer liegt (vgl. **S. 11**), besteht die Möglichkeit, dass die drei durch Einzelindividuen nachgewiesenen Arten nicht als überlebensfähige Population in der Rebfläche existierten. Ebenso können andere Einzelnachweise kritisch diskutiert werden.

**Tabelle 72: Vorkommen von Arten mit Bindung an Gewässer**

Art	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
<i>Heliophanus auratus</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Oedothorax retusus</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Pachygnatha clercki</i>	-	-	-	1	1	-
<i>Pirata latitans</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Xysticus ulmi</i>	2	-	-	-	-	-
Gesamt	1	3	-	1	1	-

Auf eine kritische Bearbeitung der Artenlisten der Spinnen verzichte ich trotzdem aus folgendem Grund: Betrachtet man die Artenzahl im Verhältnis zur Anzahl untersuchter Individuen, so zeigt sich, dass die Spinnengemeinschaften im Vergleich zu den Carabiden

weniger intensiv bearbeitet wurden, was sich auch in der niedrigeren Sättigung von im Mittel 72% (s.u.) niederschlägt. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass Einzelnachweise oder Arten mit wenigen Individuen lediglich auf die teilweise Bearbeitung des Probenmaterials zurückzuführen sind. Entsprechend wäre die Entfernung von Arten aus den Artenlisten auf Grund geringer Häufigkeit mit einer hohen Fehlerquote behaftet und wird daher nicht durchgeführt. Entsprechend muss bei der Bewertung der folgenden Analysen die Möglichkeit in Betracht gezogen werden, dass die Ergebnisse durch fälschlicherweise aufgenommene Arten beeinträchtigt werden.

### **Effizienz der Untersuchung und Vergleichbarkeit der Faunen**

An dieser Stelle ist auf die einführenden Gedanken zu diesem Punkt im Carabidenkapitel zu verweisen (s. S. 190.)

### **Vergleichbarkeit der Arteninventare**

Setzt man die in den Stichproben festgestellten Artenzahlen zu denen durch Extrapolation vorhergesagten in Beziehung, so ergeben sich die in **Tabelle 73** dargestellten Sättigungswerte. Sie schwanken zwischen 68 und 79 Prozent, wobei die Synusien eines Vergleichspaares nahezu identische Sättigungen zeigen und damit trotz der in Bezug auf die Individuen zum Teil sehr unterschiedlichen Stichprobengrösse (z.B. Vergleich Honigberg) vergleichbar sind. Einige der Estimators verhalten sich jedoch bei drei Stichproben problematisch: In der Fläche Honigberg Bio liegt der Wert des Estimators Chao 2 mit 140 vorhergesagten Arten um über 60 Arten oder 76% über dem Mittelwert aller anderen Estimators und muss damit als Ausreisser angesehen werden. Eine Korrektur ist notwendig, da der Wert aus Gründen der Vergleichbarkeit mit den Mittelwerten anderer Flächen nicht einfach herausgenommen werden kann (Chao 2 sagt im Verhältnis zu anderen Estimators hohe Artenzahlen voraus; eine Eliminierung würde daher den Mittelwert für diese Fläche im Vergleich zu den anderen zu stark absenken). Für eine Korrektur gibt es jedoch kein empfohlenes Verfahren, so dass sie auf einer willkürlichen Basis erfolgen muss. Akzeptiert man die Tatsache, dass dieser Estimator bei diesem Datensatz den höchsten Wert erreicht, dann muss er über dem nächsthöheren liegen, der 97 Arten vorhersagt (Jackknife 2). Ich wähle daher 100 vorhergesagte Arten als korrigierten Wert für Chao 2, und verwende entsprechend den neuen Mittelwert von 82 vorhergesagten Arten. Damit ändert sich die Sättigung der Gemeinschaft Honigberg Bio auf 73% (siehe auch Tabelle 17 S. 60 für die Darstellung der Einzelwerte der Estimators).

**Tabelle 73:** Prozentuale Sättigung der Vergleichsflächen; \*: korrigierte Wert (s. Text); in Klammern: ursprünglicher Wert

Wert	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Reale Artenzahl	71	56	60	39	47	46
Mittelwert der Estimators	103* (106)	82 (84)	82 (86)	55	61	58
Sättigung	69% (67%)	68% (67%)	73% (70%)	71%	77%	79%

Auch die Gemeinschaften Bergrondell Bio und Kon zeichnen sich durch Extremwerte der Estimators Chao 1 (Br Kon) und Chao 2 (Br Bio) aus. Die Kennzeichnung als „Ausreisser“ fällt hier jedoch nicht so leicht wie im ersten Fall, da eine Reihe verwandter Estimators ebenfalls sehr hohe Artenzahlen vorhersagen. Trotzdem liegen die Extremwerte jeweils um fast 20% höher als der Mittelwert der „hohen“ Estimator-Werte, so dass mir eine Korrektur gerechtfertigt erscheint. Ich korrigiere den Wert des jeweiligen Estimators auf den Mittelwert der „hohen“ Estimator-Werte (ACE, ICE, Jackknife 2, und entweder Chao 1 oder 2) (**Tabelle 73**). Entsprechend ändert sich die Sättigung auf 69% (Br Bio) bzw. 68% (Br Kon).

Mit zunehmend vollständiger Aufsammlung der Synusien sollten sich die Werte der Estimators dem „wahren Wert“ der Artenzahl annähern. Da dies mit einer zunehmenden Zahl an Beprobungen korrelieren sollte und die Zahl ausgewerteter Fallen gerade in den Vergleichsflächen Bergrondell am höchsten ist, kann die oben dargestellte Entwicklung von Extremwerten in diesen Flächen nicht nachvollzogen werden. Zwar wurde für die angeführten Estimators eine Tendenz zur Überschätzung der realen Artenzahlen angegeben (Colwell und Coddington 1994), das Ausmass der Abweichung von den anderen, üblicherweise hohe Ergebnisse liefernden Schätzverfahren verlangt jedoch nach einer anderen Erklärung. Die Estimators berücksichtigen unterschiedliche Variablen, unter anderem die Anzahl von Nachweisen mit Einzelindividuen (sog. „Singletons“); diese Variablen erfahren in den mathematischen Verfahren unterschiedlich starke Gewichtung. Die Flächen Bergrondell Bio und Kon wiesen mit 35% bzw. 41% den höchsten Anteil aller Nachweise auf, die auf Einzelindividuen beruhen. Möglicherweise ist dies ein Grund für die Extremwerte einzelner Schätzverfahren.

### **Vergleichbarkeit der Abundanzen**

Die Grundvoraussetzung für den Vergleich absoluter Häufigkeiten sind auf gleicher Anzahl an Fallentagen beruhende Stichproben. Zwischen den Vergleichsflächenpaaren ergeben sich zwar grosse Unterschiede in der Anzahl der ausgewerteten Bodenfallen und damit der Fallentage, innerhalb eines Flächenpaares bleibt die Anzahl jedoch vergleichbar, so dass

zwischen ihnen auch die Fängigkeit verglichen werden kann. Hier zeigen sich wie schon bei den Laufkäfern erhebliche Unterschiede zwischen den Varianten, nun jedoch mit umgekehrtem Vorzeichen: In allen Bioflächen werden je Falle und Standtag um den Faktor 1,3 bis 1,6 mehr Individuen gefangen, der Unterschied je Vergleichsflächenpaar ist signifikant<sup>109</sup>.

Die Daten erlauben jedoch nicht den Vergleich der Fängigkeit zwischen den Flächenpaaren. Für die Flächenpaare Honigberg und Kirchberg wurden in weit grösserem Umfang individuenreiche Proben zur Auswertung herangezogen als im Flächenpaar Bergondell (vgl. „Determination und Auszählung“). Entsprechend errechnet sich bei diesen Flächenpaaren ein höherer Durchschnittswert.

**Tabelle 74:** Vergleich wichtiger Beprobungsparameter

Variable	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Anz Fallen	82	87	51	52	43	49
Fallentage	1921	2301	1524	1249	1324	1366
Individuen	2121	1588	1988	1208	1989	1390
Fängigkeit <sup>110</sup>	1,10	0,69	1,30	0,97	1,50	1,02

Dieser über alle Arten gewonnene Durchschnitt könnte durch die Abundanzunterschiede weniger Arten beeinflusst werden. Bei den Carabiden konnte gezeigt werden, dass für die im Vergleich zu den

Bio-Flächen hohen Fängigkeiten der Kon-Flächen wenige Arten verantwortlich sind. Sollte bei den Spinnen ein ähnliches Muster wirksam seien, müssten sich wenige Arten finden lassen, deren Abundanzunterschiede den Mittelwert der Fängigkeit über alle Arten entsprechend beeinflussen; die individuenreichsten Arten sollten also in den Bio-Flächen die höchsten Abundanzen aufweisen. Die beiden häufigsten Arten, *Pardosa agrestis* und *Oedothorax apicatus*, erreichen jedoch gerade in den Kon-Flächen hohe Individuenzahlen und dominieren diese entsprechend (**Tabelle 79, S. 246**). Bei den übrigen finden sich kaum dominante Arten, die ausschliesslich in den Bio-Flächen hohe Abundanzen erreichen. Entsprechend resultieren die Unterschiede in der Fängigkeit aus den Abundanzunterschieden vieler Arten, so dass sie als repräsentativ für die Synusien gelten können.

Erneut ist zu berücksichtigen, dass die Unterschiede in der Fängigkeit nicht auf Unterschiede der Populationsdichten zurückgehen müssen, sondern auf unterschiedliche Aktivität in den Habitaten beruhen können. Auch für diese Gruppe wurden hierzu kein experimentellen Daten erhoben. Habitatunterschiede, die zu verändertem Mikroklima, strukturellen Differenzen, Nahrungsangebot etc. führen und damit den physiologischen Zustand der Individuen so

<sup>109</sup> Mann-Whitney U-Test; die Vergleiche der Flächenpaare von links nach rechts:  $N_{(Br\ Bio)} = 82$ ,  $N_{(Br\ Kon)} = 87$ ,  $p < 0,01$ ;  $N_{(Hb\ Bio)} = 51$ ,  $N_{(Hb\ Kon)} = 52$ ,  $p < 0,05$ ;  $N_{(Kb\ Bio)} = 43$ ,  $N_{(Kb\ Kon)} = 49$ ,  $p < 0,01$

<sup>110</sup> in Individuen je Falle und Standtag

beeinflussen, dass diese ein verändertes Aktivitätsmuster zeigen, sind auch hier theoretisch denkbar und müssen bei der Interpretation der Abundanzmuster berücksichtigt werden.

## 6. Spinnen: Abbildungen der Estimators für die Gemeinschaften der Einzelflächen

Anmerkungen zur Legende: vgl. S. Seite 199. Die Skala der y-Achse wurde einheitlich auf 150 gesetzt.

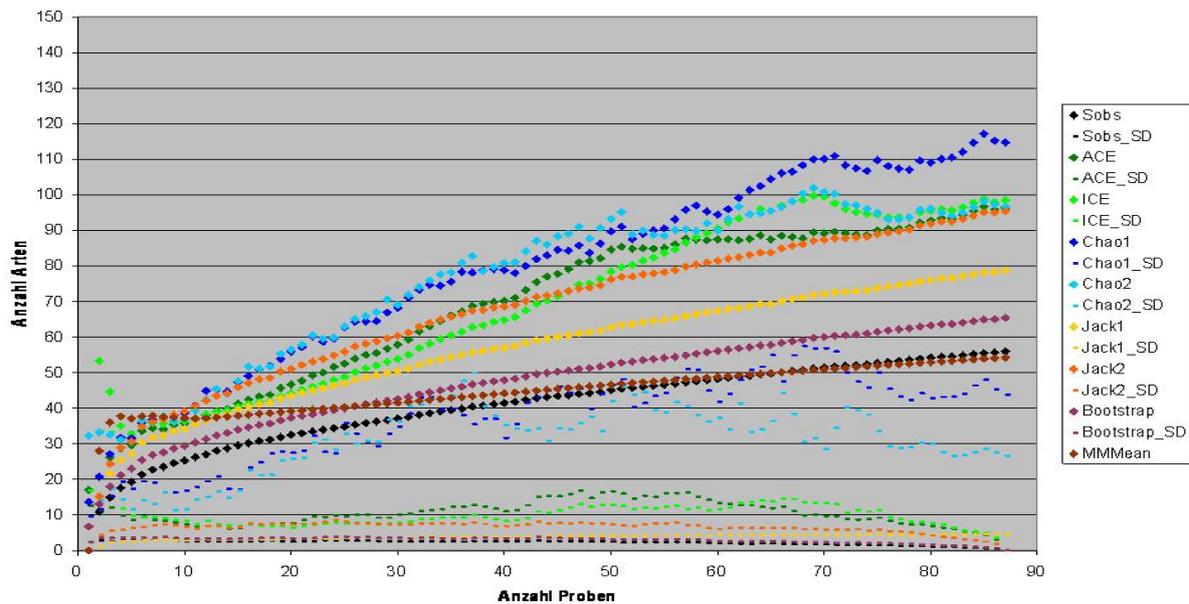


Abb. 30: Br Kon (oben)

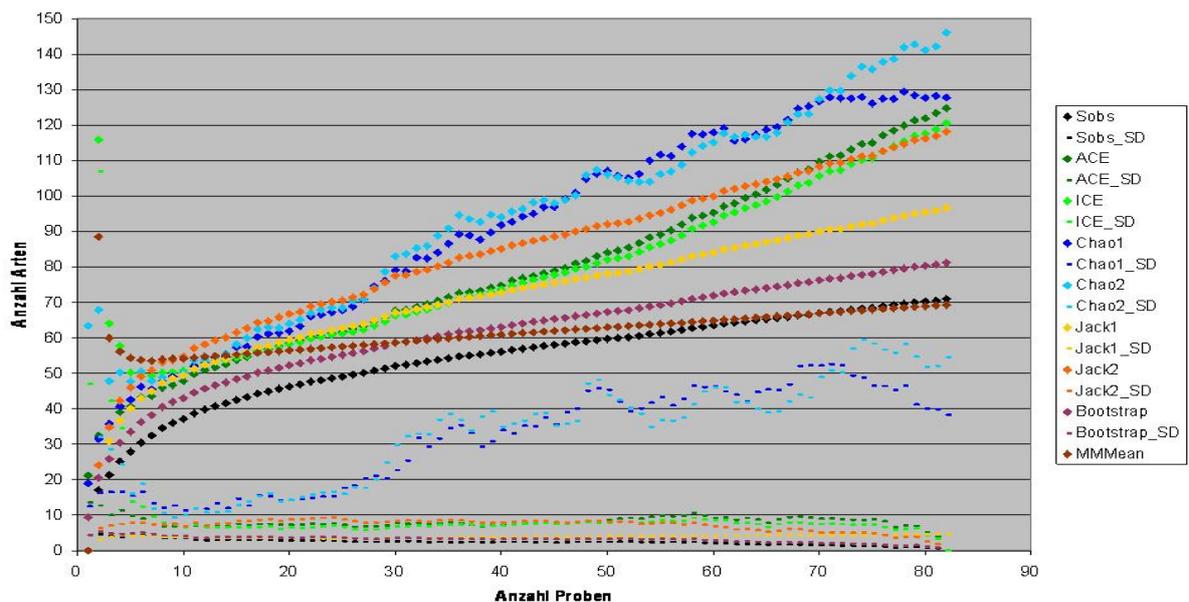


Abb. 31: Br Bio

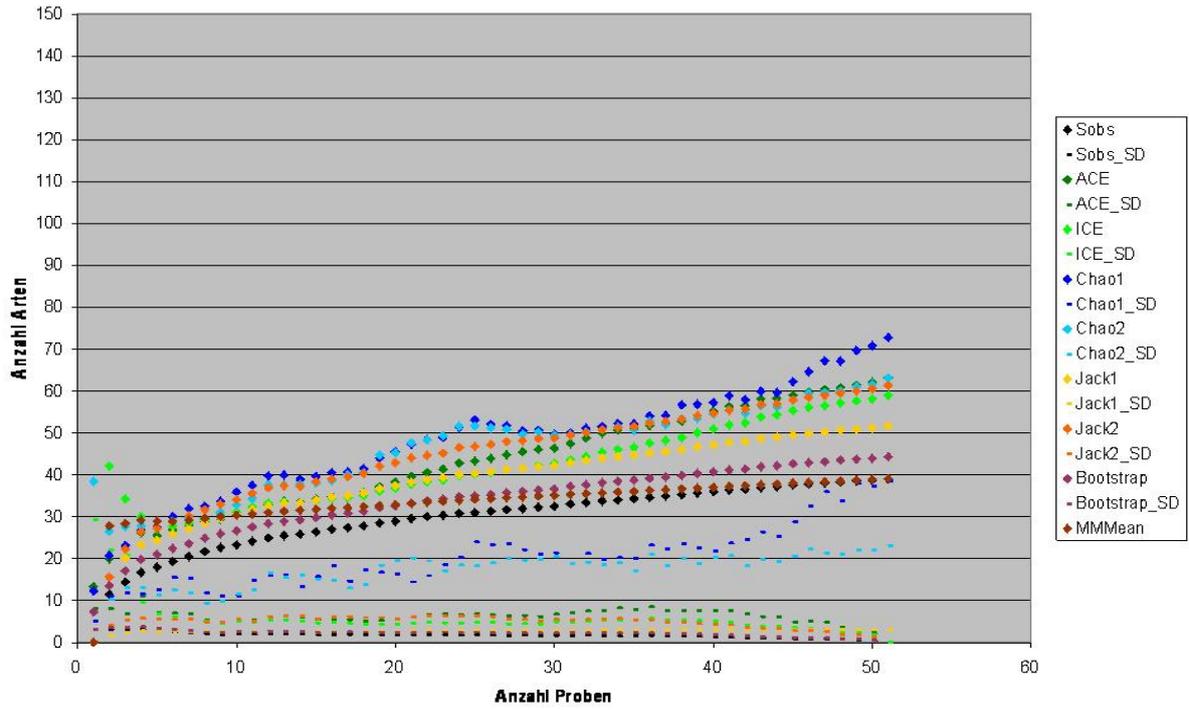


Abb. 32: Hb Kon (oben)

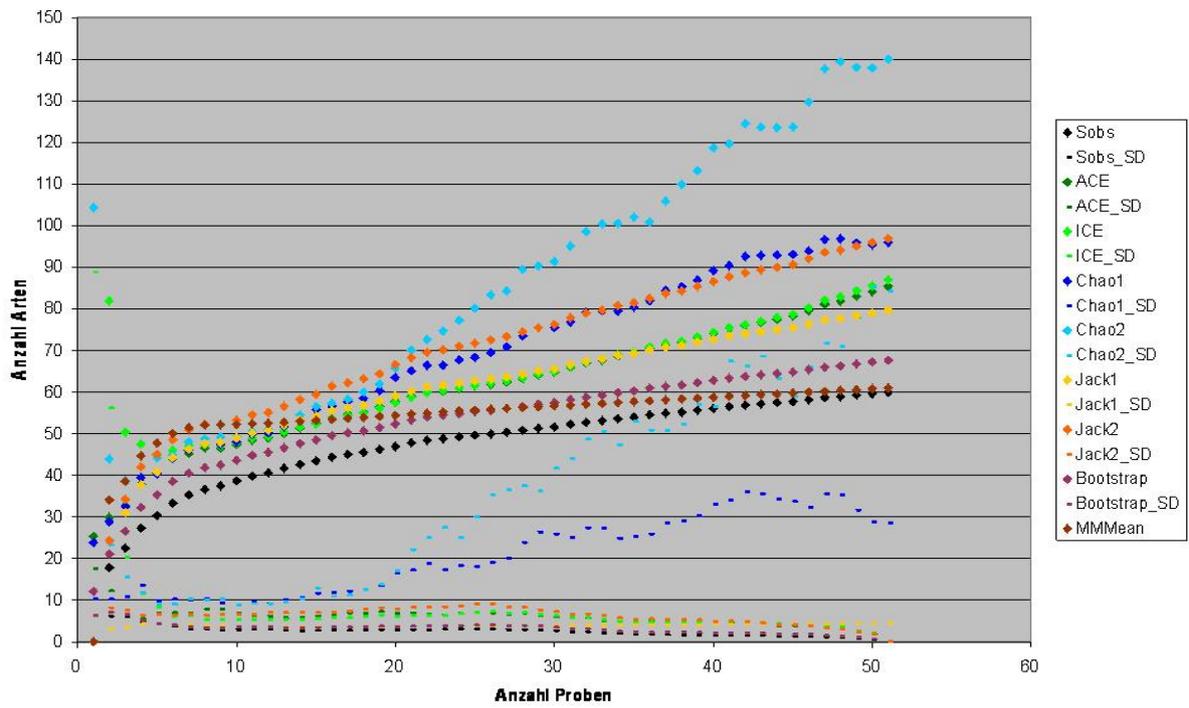


Abb. 33: Hb Bio

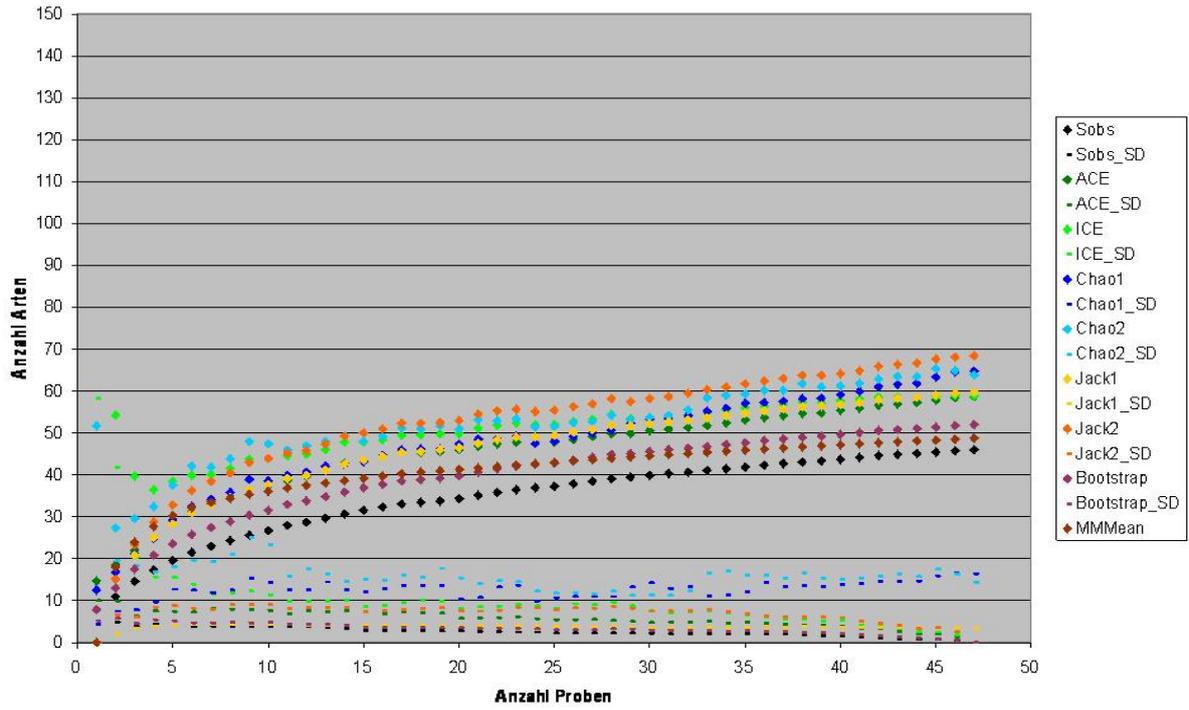


Abb. 34: Kb Kon

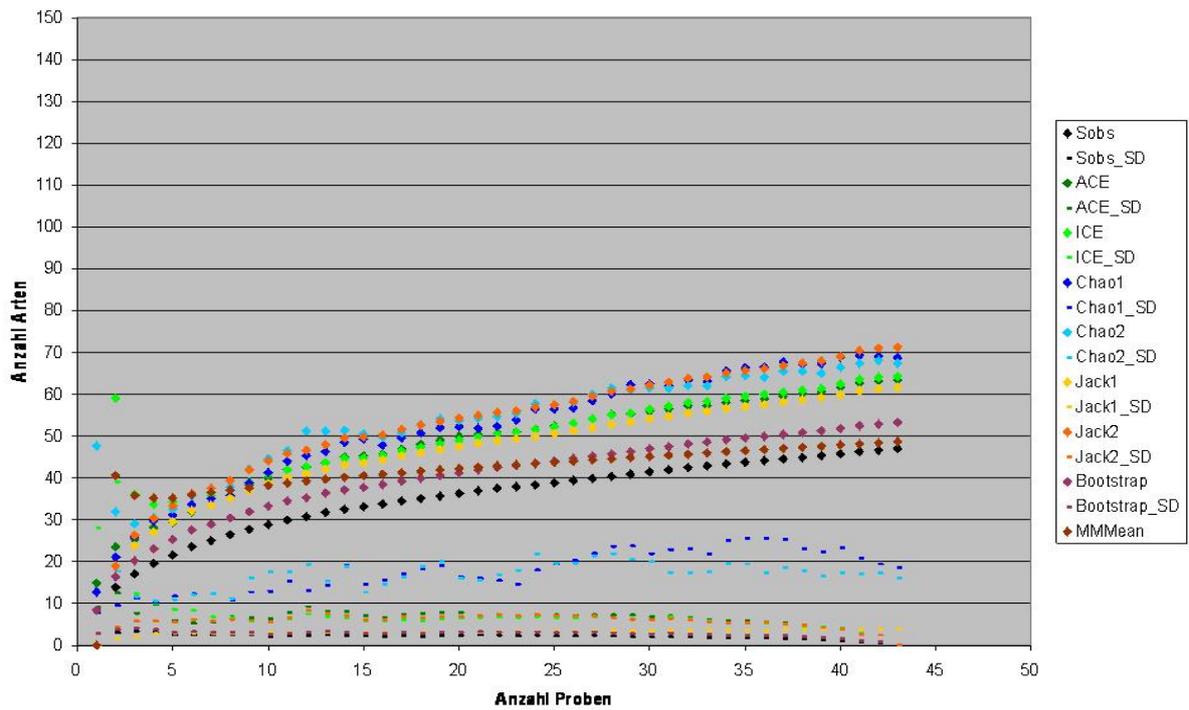


Abb. 35: Kb Bio

## 7. Spinnen: Analyse zur ökologischen und biologischen Charakteristik der Gemeinschaften

### Grösse und Biomasse

Für die Ermittlung der Körperlänge, die ebenfalls als Grundlage für die Berechnung der Biomasse dient, wurde aus der Spannbreite der Angaben in Heimer und Nentwig (1991) für beide Geschlechter das arithmetische Mittel bestimmt und als Mass verwendet. Bei den Lycosiden und den Zoriden fanden sich in dieser Quelle nur Angaben der Prosoma-Länge, welche von mir für eine Schätzung der Körperlänge verdoppelt wurde, ausser in den Fällen, in denen sich in Bellmann (1997) konkrete Angaben zu den Körperlängen fanden, welche dann übernommen wurden. Für manche Arten fanden sich bei keinem der genannten Autoren gesonderten Angaben zur Körperlänge der Männchen. Da bei Spinnen die Männchen in der überwiegenden Zahl der Fälle kleiner sind als die Weibchen, verwendete ich zur Schätzung der fehlenden Körperlängen folgendes Verfahren: Aus allen Arten der Gesamtgemeinschaft, für die Messwerte für beide Geschlechter vorlagen ( $N = 64$ ), wurde ein Faktor bestimmt, der dem gemittelten Verhältnis der Körperlängen der Männchen zu denen der Weibchen entsprach. Die fehlenden Körperlängenmasse wurden dann durch Multiplikation der Körperlängen der Weibchen mit diesem Faktor ( $= 0,79$ ) errechnet.

In die Ermittlung der Körperlängen gehen viele Annahmen und schätzende Verfahren ein. Entsprechend können die ermittelten Werte für die Biomassen nur Schätzungen der absoluten Werte darstellen, da nicht ausgeschlossen werden kann, dass sich die Längenmasse der realen Populationen von der für die Berechnungen verwendeten Masszahlen unterscheiden. Da das Ziel der Analyse jedoch im Vergleich unterschiedlicher Synusien und nicht in der Ermittlung absoluter Zahlen lag, sind meiner Ansicht nach diese Einschränkungen vernachlässigbar, da in allen Gemeinschaften derselbe Fehler gemacht wird. Um trotzdem das mögliche Ausmass des Fehlers einzuschränken, wurden für einige Arten Messdaten gewonnen, die mit den Literaturdaten verglichen werden können. Da die Grösse des Fehlers von der Häufigkeit der jeweiligen Art abhängt, wurde für diese Korrektur eine Gruppe von Arten bestimmt, welche die zehn häufigsten Arten der Gesamtgemeinschaft sowie die jeweils fünf häufigsten Arten der Gesamtgemeinschaften Bio und Kon repräsentieren. Sie entsprechen 56% (Bio) bzw. 76% (Kon) der Individuen der jeweiligen Gesamtgemeinschaft. Für die insgesamt zehn Arten wurde für mindestens fünf Individuen je Geschlecht die Körperlänge gemessen. Eine Korrektur des Literaturwertes auf den gemessenen Mittelwert wurde dann vorgenommen, wenn der Literaturwert ausserhalb der Standardabweichung des gemessenen Mittelwerts lag.

**Tabelle 75:** Vergleich der Körperlängenmasse (Literaturwert vs gemessener Mittelwert) für die zehn individuenreichsten Arten

Art	KL ♀ (Lit)	KL ♂ (Lit)	KL ♀ (real)	KL ♂ (real)	Korrektur
<i>Pardosa agrestis</i>	5,5	-	5,65 ± 0,38 (8)	5,10 ± 0,42 (46)	nein
<i>Oedothorax apicatus</i>	2,75	-	2,85 ± 0,21 (18)	2,02 ± 0,1 (13)	♂: KL = 2,02
<i>Drassyllus pusillus</i>	5,0	4,0	4,7 ± 0,45 (20)	3,96 ± 0,26 (17)	nein
<i>Aulonia albimana</i>	4,25	-	4,22 ± 0,32 (5)	3,73 ± 0,25 (15)	♂: KL = 3,73
<i>Pachygnatha degeeri</i>	3,8	3,25	3,82 ± 0,31 (19)	3,14 ± 0,18 (29)	nein
<i>Pardosa prativaga</i>	5,7	5,2	6,05 ± 0,52 (5)	5,38 ± 0,31 (10)	nein
<i>Erigone atra</i>	2,4	2,25	2,12 ± 0,06 (5)	2,16 ± 0,16 (41)	♀: KL = 2,12
<i>Erigone dentipalpis</i>	2,3	-	2,38 ± 0,12 (5)	2,19 ± 0,07 (10)	♂: KL = 2,2
<i>Meioneta rurestis</i>	2,05	-	1,82 ± 0,10 (5)	1,80 ± 0,18 (14)	♀: KL = 1,82 ♂: KL = 1,80
<i>Diplostyla concolor</i>	2,75	-	2,3 ± 0,2 (11)	2,33 ± 0,12 (22)	♀: KL = 2,30 ♂: KL = 2,30

In acht von 20 Fällen mussten die Masse der Körperlängen korrigiert werden. Diese Werte wurden entsprechend für die Berechnung der Biomassen verwendet.

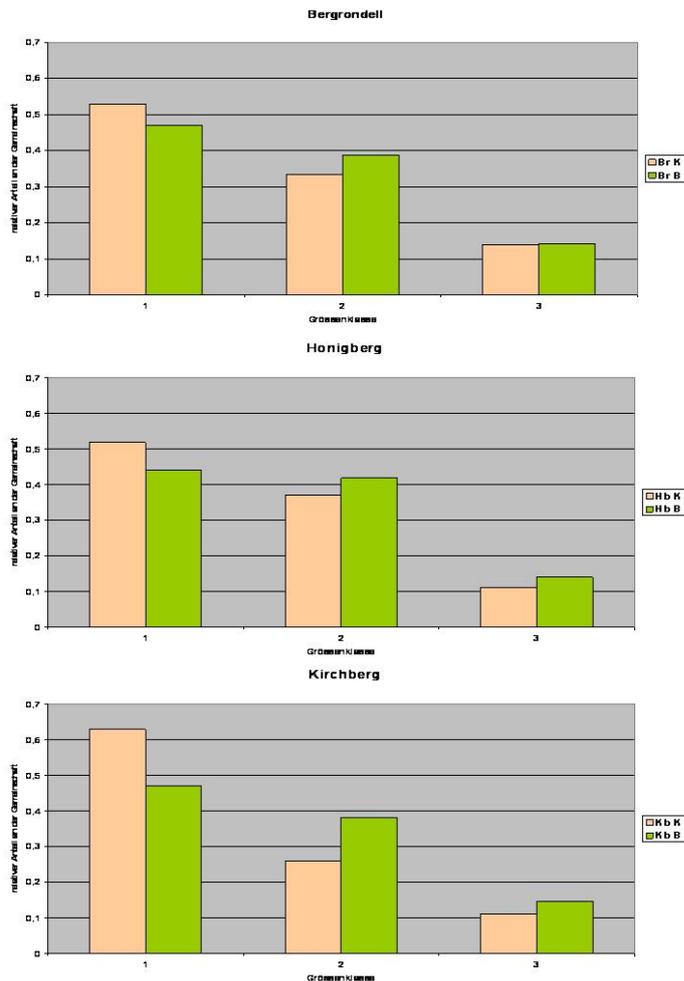
Für die Berechnung der Biomassen wurde mit Ausnahme der Linyphiidae die von Henschel, Mahsberg et al. (1996) erarbeitete Formel genutzt<sup>111</sup>. Zwar werden in Lang, Krooß et al. (1997) ebenfalls Formeln zur Berechnung der Biomasse von Spinnen angegeben, doch beziehen sich diese auf zwei spezielle Familien (Linyphiidae und Lycosidae) und sind daher nicht für die Gesamtheit der Synusie anwendbar. Ohnehin räumen Lang, Krooß et al. (1997) ein, dass sich hinsichtlich der Ergebnisse der unterschiedlichen Formeln nur bei Spinnen unterhalb von zwei Millimeter Körperlänge deutliche Abweichungen ergeben, so dass die Formel von Henschel für alle grösseren Arten verwendet werden kann. 13 Arten sind kleiner als 2mm (bezogen auf die Weibchen), wovon 12 der Familie der Linyphiidae angehören. Für diese Familie wird daher die Linyphiiden-Formel nach Lang, Krooß et al. (1997) verwendet.

Für Spinnen findet sich in der Literatur keine Einteilung nach Grössenklassen, die mit der von Heydemann (1964) für Carabiden entwickelten vergleichbar wäre. Für die Zwecke dieser Arbeit verwende ich daher eine eigene Einteilung, die lediglich zwischen kleinen, mittelgrossen und grossen Spinnen unterscheiden soll. Die Grenzen setze ich bei vier, acht und zwölf Millimeter Körperlänge. Die Einteilung bezieht sich ausschliesslich auf die Weibchen, da diese aus populationsbiologischen Aspekten von grösserer Bedeutung sind als

<sup>111</sup> Henschel:  $m = 0,076 \times L^{2,245}$ ; Lang (Linyphiidae):  $m = 0,027 \times L^{2,8797}$ , mit  $m$  = Masse in mg (Trockengewicht),  $L$  = Körperlänge in mm

die Männchen; entsprechend gelten die nachstehend aufgeführten Ergebnisse nur für Arten, die auch mit Weibchen vertreten sind.

a) Grössenklassen: Verteilung der Artenzahlen



**Abb. 36:** Verteilung der Arten auf die Grössenklassen

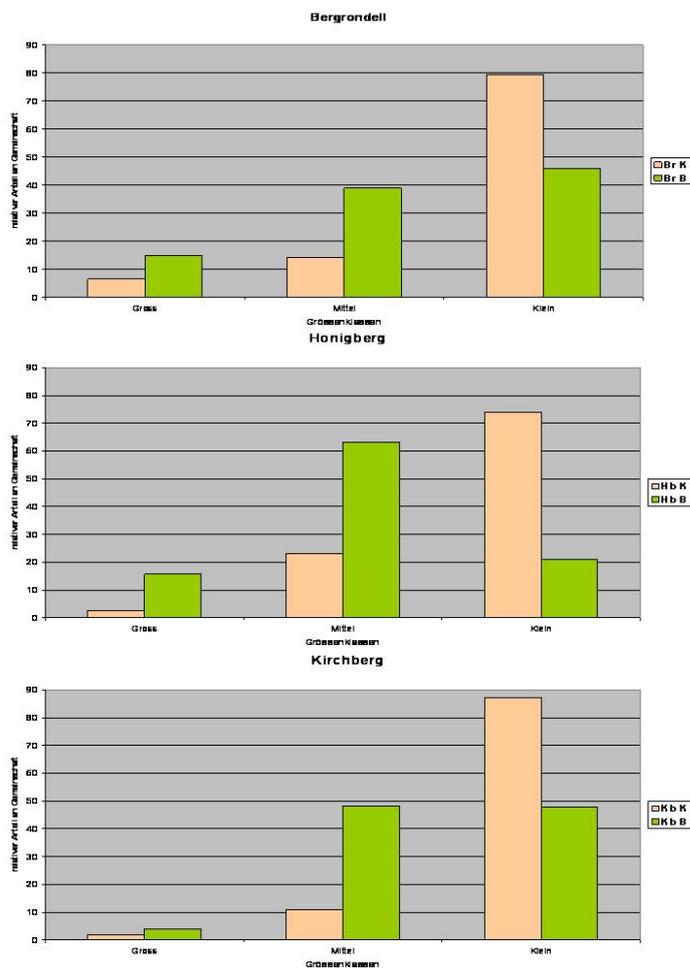
Die relative Verteilung der mit Weibchen nachgewiesenen Arten auf die Grössenklassen im direkten Vergleich der Flächenpaare zeigt **Abb. 36**. In allen Vergleichen enthalten die Kon-Synusien (relativ) mehr kleine Spinnenarten (bis 4 mm) als die Bio-Gemeinschaften, welche wiederum mehr mittelgrosse und grosse Arten enthalten. Betrachtet man die über alle Teilsynusien aufsummierten Gesamtgemeinschaften Kon und Bio, dann verteilt sich die prozentuale Zunahme an Arten ungleichmässig auf die Grössenklassen: Während die Gesamtartenzahl von 51 Arten in der Variante Kon auf 70 in der Variante Bio steigt, was einem Zuwachs von 37% entspricht, erhöht sich die Anzahl von Arten der Grössenklasse A nur um 10%, die Anzahl der Klasse

C jedoch um 57% und die Anzahl der Klasse B sogar um 80%. Damit profitieren mittelgrosse und grosse Arten am stärksten von einer Umstellung auf Bio-Anbau. Dieser Zusammenhang kann jedoch nicht statistisch gesichert werden<sup>112</sup>.

<sup>112</sup>  $\chi^2$ -Anpassungstest: n = 3, a = 0, FG = 2;  $\chi^2_{\text{vers}} = 4,2$ , p > 0,05

## b) Grössenklassen: Verteilung der Individuenzahlen

Da nur die Weibchen betrachtet werden, wird die Analyse nicht durch die verhältnismässig höhere Zahl an Männchen beeinflusst, die in den Kon-Flächen beobachtet wurde (vgl. **Tabelle 19**). In **Abb. 37** werden die relativen Anteile der einzelnen Grössenklassen in den Vergleichspaaren dargestellt. Es zeigt sich, dass in den Kon-Gemeinschaften immer mehr



**Abb. 47:** Verteilung der Individuen auf die Grössenklassen

Individuen der kleinsten Grössenklasse (A) angehören als in den Bio-Flächen, während die mittelgrossen und grossen Arten grössere Anteile in den Bio-Gemeinschaften haben. Diese Verteilungsunterschiede können statistisch gesichert werden<sup>113</sup>. Die überproportionale Zunahme der Anzahl der Individuen der höheren Grössenklassen in den Bio-Synusien wird durch folgenden Zusammenhang verdeutlicht: Obwohl die Bio-Synusien immer mehr weibliche Tiere enthalten als die Kon-Gemeinschaften (Zunahme zwischen 47 und 71%), werden bei den Weibchen in der Klasse der kleinsten Arten auch absolut immer mehr Individuen in den Kon-Flächen beobachtet. Der Zuwachs der Bio-Synusien entstammt demnach ausschliesslich den

höheren Grössenklassen.

Beim Vergleich der Bio-Varianten zeigt sich, dass in der Gemeinschaft Kirchberg Bio der Anteil der kleinsten Grössenklasse am höchsten (48%) ist, jedoch nur um zwei Prozent über der nächsten Synusie der Variante Bio I liegt. Im Hinblick auf die grösste Grössenklasse fällt

<sup>113</sup>  $\chi^2$ -Anpassungstests: **für alle gilt:**  $n = 3$ ,  $a = 0$ ,  $FG = 2$ ; **Vergleich Bergondell:**  $\chi^2_{\text{vers}} = 414$ ,  $p < 0,001$ ; **Vergleich Kirchberg:**  $\chi^2_{\text{vers}} = 803$ ,  $p < 0,001$ ; **Vergleich Honigberg:**  $\chi^2_{\text{vers}} = 858$ ,  $p < 0,001$ ; **Vergleich Gesamtgemeinschaft Kon vs Bio:**  $\chi^2_{\text{vers}} = 1853$ ,  $p < 0,001$

die Gemeinschaft Kirchberg Bio deutlich zurück: Nur vier Prozent aller Individuen gehören ihr an, während es in den Synusien der beiden Bio-I-Flächen 15% bzw. 16% sind.

### c) Biomasse

**Tabelle 76:** Verteilung der Biomasse in den Gemeinschaften

Variable	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Biomasse in mg	5327	2300	5350	1596	4593	1988
Zunahme %	132%		235%		131%	
mg/Ind	2,51	1,45	2,69	1,32	2,33	1,43
Biomasse ♂♂	3233	1539	3132	1028	3050	1543
Zunahme %	110%		205%		98%	
Biomasse ♀♀	2094	761	2218	569	1543	445
Zunahme %	175%		290%		247%	
Verhältnis ♂ zu ♀	2,5 : 1	3,5 : 1	2,7 : 1	2,8 : 1	2,9 : 1	3,0 : 1

Während die Zahl der Individuen in den Bio-Synusien im Mittel nur um 46% steigt, ist bei den Biomassen ein Anstieg von 131% bis 235% zu verzeichnen. Diese überproportionale Zunahme beruht auf zwei Faktoren: Einerseits werden in den

Kon-Flächen im Verhältnis mehr Männchen gefangen (s. **Tabelle 76**); da Spinnenmännchen meistens kleiner sind als die zugehörigen Weibchen, fällt entsprechend ihr Beitrag zur summierten Biomasse geringer aus. Andererseits hat die Analyse der Grössenklassen gezeigt, dass signifikante Grössenunterschiede in den verglichenen Synusien vorhanden sind. In den Bio-Gemeinschaften finden sich grössere Arten in grösseren Individuenzahlen. Dieser Effekt macht sich vor allem bei den Weibchen bemerkbar, deren proportionaler Beitrag zum Anstieg höher ist als der der Männchen.

Im Vergleich der Varianten Bio I und II fällt auf, dass die Gemeinschaft Kirchberg Bio den höchsten Anteil an Männchen hat, sowie das niedrigste mittlere Individualgewicht. Die beiden Faktoren können sich gegenseitig bedingen.

### d) Zusammenfassung und Diskussion

Die Analyse zeigt deutliche Unterschiede in der Grössenstruktur der verglichenen Synusien. Schon die Daten zur Verteilung der Arten auf die Grössenklassen offenbaren, dass in den Bio-Flächen mittelgrosse und grosse Arten überproportional gefördert werden. Während dieser Befund noch nicht statistisch gesichert werden kann, wird dies im Fall der Individuen erreicht: Bio-Synusien enthalten signifikant mehr grosse Individuen, der Anstieg der Individuenzahlen erfolgt sogar ausschliesslich bei den mittelgrossen und grossen Arten. Die Ergebnisse der Analyse der Biomassen folgt im Wesentlichen dem bei den Grössenklassen erkennbaren Trend. Hinzu kommt, dass in den Kon-Synusien mehr Männchen gefangen wurden, so dass der im Verhältnis zur Zunahme der Individuenzahl überproportionale Anstieg

der Biomasse durch die Kombination der Effekte aus dem Geschlechterverhältnis und der Verteilung der Individuen auf die Grössenklassen erklärbar wird.

Im Vergleich der Varianten ergibt sich daher ein Grösseneffekt: Die Methoden des Bio-Anbaus fördern mittelgrosse und grosse Arten, deren Populationen zudem individuenreicher sind und zu Gemeinschaften führen, deren Biomasse um einen Faktor grösser drei höher liegen kann als in den Gemeinschaften mit Kon-Anbau. Von besonderer Bedeutung ist die Tatsache, dass die Weibchen besonders starke Effekte einer Förderung zeigen. Der Vergleich der Bio-Varianten zeigt, dass die Variante Bio II im Wesentlichen den oben dargestellten Trends folgt und mit der Variante Bio I vergleichbar ist. In einzelnen Punkten fällt sie jedoch hinter die Variante Bio I zurück.

### Mikroklimatische Bedürfnisse

Für die Bearbeitung dieses Punktes werden die in Heimer und Nentwig (1991) sowie in der „Liste der autökologischen Einstufung der Spinnen Bayerns“ (SARA 1996) genannten mikroklimatischen Präferenzen verwendet; bei einander widersprechenden Angaben wurden die Daten der AG bevorzugt, da sie stärker den spezifischen Bedingungen Unterfrankens entsprechen (H. Stumpf, pers. Mitteilung). Die Analyse der Verteilung von Arten mit spezifischen mikroklimatischen Bedürfnissen auf die untersuchten Varianten wird durch eine Gruppe von Spinnen erschwert, die im wesentlichen im Winter aktive Populationen besitzen (sogenannte „winteraktive Arten“ (Heimer und Nentwig 1991). Dieses Aktivitätsmuster erlaubt diesen Arten, aufgrund der jahreszeitlich veränderten klimatischen Bedingungen Standorte zu besiedeln, die im weiteren Jahresverlauf als „xerotherm“ eingestuft werden würden. Sollten sich durch die Bewirtschaftungsvarianten Unterschiede in den mikroklimatischen Bedingungen der Varianten ergeben, könnten diese Arten die Differenzen maskieren, indem sie sowohl in der einen wie der anderen Fläche angetroffen werden würden, obwohl sich die Flächen im Sommerhalbjahr in Wirklichkeit mikroklimatisch unterscheiden. Zur Vermeidung dieses Effektes wurden schon bei der Probenauswahl nur Fallen des Sommerhalbjahres berücksichtigt (vgl. S. 22). Zusätzlich werden folgende Arten von der Analyse ausgeschlossen (es wurden die Angaben in Heimer und Nentwig (1991) sowie mündliche Mitteilungen (H. Stumpf, pers.) zugrunde gelegt): *Centromerita bicolor*, *Centromerus capucinus*, *C. sylvaticus* (Linyphiidae) sowie *Robertus lividus* (Theridiidae)<sup>114</sup>.

---

<sup>114</sup> Ohnehin sind diese Arten nur mit geringen Individuenzahlen vertreten (maximal: *Robertus lividus* mit 12 Individuen in allen Flächen). Der Grund hierfür könnte darin liegen, dass die Linyphiiden-Faunen häufig gestörter Habitats wesentlich mehr multivoltine Arten enthalten, welche ganzjährig aktiv sind (Draney und

Für die folgenden Analysen (dieser und nächster Abschnitt) wird auf die einführende Darstellung zu den zu erwartenden Unterschieden im Carabidenteil verwiesen (vgl. S. 209 ff.). Sofern die Habitatwahl ausschliesslich auf mikroklimatische Präferenzen zurückgeht, sollten hygrophile Arten begrünte Flächen bevorzugen, thermophile bzw. xerothermophile Arten dagegen die weitgehend offenen Flächen der konventionellen Bewirtschaftung.

a) Hygrophile Arten

**Tabelle 77:** Hygrophile Arten der Gemeinschaft: Absolute Individuenzahlen und relativer Anteil in den Einzelgemeinschaften

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Agraecina striata</i>					1	0,1						
<i>Bathyphantes gracilis</i>	6	0,3	1	0,06	-	-	1	0,1	5	0,3	10	0,7
<i>Bathyphantes parvulus</i>							2	0,2	1	0,1	1	0,1
<i>Pachygnatha clercki</i>							1	0,1	1	0,1		
<i>Pocadicnemis juncea</i>			1	0,06	1	0,1						
<i>Tiso vagans</i>	2	0,1							1	0,1	6	0,4
<i>Xysticus ulmi</i>	2	0,1										

**Tabelle 77** fasst die hygrophilen Arten der Gemeinschaft zusammen. Auf die ebenfalls hygrophile Art *Pirata latitans* wird im Rahmen dieser Analyse verzichtet, da ihre Bindung an Gewässer ein Sammelartefakt vermuten lässt (vgl. „Zurechenbarkeit der festgestellten Arten zum Habitat „Rebfläche“ sowie zu den einzelnen Flächen“, S. 230). Entsprechend gehören sieben Arten zu dieser Gruppe, oder sechs Prozent der Gesamtgemeinschaft.

Mit Ausnahme von *Bathyphantes gracilis* werden alle anderen Arten in sehr geringen Individuenzahlen nachgewiesen, was eine vergleichende Analyse erschwert. Zwei Arten (*Agraecina striata* und *Xysticus ulmi*) kommen ausschliesslich in den Bio-Flächen vor, allerdings handelt es dabei um eine Einzelbeobachtung sowie eine Beobachtung mit zwei Individuen. Für den Rest kann, unabhängig von der absoluten Individuenzahl, keinerlei Präferenz für eine Variante festgestellt werden.

---

Crossley 1999). Diese Eigenschaft würde die Möglichkeit beinhalten, auch frisch gestörte Flächen schnell besiedeln zu können, und wäre damit auch im Zusammenhang mit der Gruppe der „Agrobionten“ zu diskutieren (s.u.). Winteraktive Arten waren in der obigen Untersuchung dagegen ausschliesslich univoltin, entsprechend würde ihnen die Voraussetzung für schnelle Kolonialisierungserfolge fehlen.

b) Thermophile, xerophile und xerothermophile Arten

**Tabelle 78:** Thermophile, xerophile und xerothermophile Arten der Gemeinschaft: Absolute Individuenzahlen und relativer Anteil in den Einzelgemeinschaften

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Alopecosa accentuata</i>	1	0,05	1	0,06	-	-	1	0,1	1	0,1	-	-
<i>Aulonia albimana</i>	56	2,6	1	0,06	419	21,1	-	-	3	0,2	-	-
<i>Callilepis nocturna</i>	1	0,05	3	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Centromerus capucinus</i>	-	-	1	0,06	-	-	-	-	-	-	6	0,4
<i>Drassyllus praeficus</i>	17	0,8	1	0,06	207	10,4	8	0,7	1	0,1	-	-
<i>Drassyllus pumilus</i>	12	0,6	2	0,1	11	0,6	3	0,2	-	-	-	-
<i>Dysdera erythrina</i>	10	0,5	6	0,4	1	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Euophrys frontalis</i>	15	0,7	1	0,06	29	1,5	-	-	1	0,1	1	0,1
<i>Euryopis flavomaculata</i>	-	-	1	0,06	35	1,8	2	0,2	-	-	-	-
<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	1	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Haplodrassus kulczynskii</i>	-	-	-	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Harpactea rubicunda</i>	-	-	2	0,1	1	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Heliophanus flavipes</i>	1	0,05	-	-	2	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Mangora acalypha</i>	1	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nematogmus sanguinolentus</i>	-	-	-	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Ozyptila nigrita</i>	1	0,05	-	-	76	3,8	-	-	-	-	-	-
<i>Pardosa bifasciata</i>	-	-	-	-	73	3,7	-	-	-	-	-	-
<i>Pardosa hortensis</i>	5	0,2	22	1,39	120	6,0	15	1,2	1	0,1	5	0,4
<i>Phlegra fasciata</i>	6	0,3	-	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Scotophaeus scutulatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,1	-	-
<i>Talavera aequipes</i>	1	0,05	-	-	12	0,6	-	-	1	0,1	-	-
<i>Trachyzelotes pedestris</i>	-	-	-	-	27	1,4	-	-	-	-	-	-
<i>Walckenaeria capito</i>	1	0,05	1	0,06	-	-	-	-	1	0,1	-	-
<i>Xerolycosa miniata</i>	14	0,7	-	-	-	-	-	-	8	0,4	1	0,1
<i>Zelotes aeneus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,1	-	-
<i>Zelotes petrensis</i>	1	0,05	-	-	5	0,3	-	-	-	-	-	-
<i>Zodarion italicum</i>	1	0,05	1	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zodarion rubidum</i>	1	0,05	1	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-
Summe Arten sowie rel. Anteil an Gemeinschaft	19	27%	14	25%	17	28%	5	13%	10	21%	4	9%

Die Arten dieser Gruppe werden in **Tabelle 78** zusammengefasst. Zu ihr gehören 28 Arten, die 26% der Gesamtgemeinschaft entsprechen.

Dreizehn Arten kommen in zu geringen Individuenzahlen für eine vergleichende Analyse vor, davon sind fünf Einzelbeobachtungen (*Haplodrassus dalmatensis*, *H. kulczynskii*, *Mangora acalypha*, *Nematogmus sanguinolentus* und *Scotophaeus scutulatus*). Von diesen sind vier in der Bio-Variante und eine in der Kon-Variante zu finden. Die restlichen acht Arten verteilen sich wie folgt: sechs werden sowohl in der Bio- wie in der Kon-Variante nachgewiesen, zwei sind auf die Bio-Variante beschränkt.

Von den fünfzehn Arten, die ausreichend Individuen für eine Verteilungsanalyse aufweisen, sind sechs ausschliesslich in der Bio-Variante nachgewiesen worden. Weitere sieben zeigen

deutliche Verteilungsunterschiede mit erhöhten Abundanzen in den Bio-Flächen, die teilweise so stark ausgeprägt sind, dass das Vorkommen einer eigenständig lebensfähigen Population in der Kon-Variante unwahrscheinlich erscheint (*Aulonia albimana*, *Drassyllus praeficus*, *Euophrys frontalis* und *Xerolycosa miniata*). Bei einer Art kann keine Präferenz nachgewiesen werden (*Pardosa hortensis*) und eine Art kommt ausschliesslich in der Kon-Variante vor (*Centromerus capucinus*).

Die Analyse zeigt, dass der zu erwartende Effekt nicht eintritt. Es ist im Gegenteil mehrheitlich sogar eine Bevorzugung der Bio-Flächen zu beobachten.

### Arten mit besonderen Eigenschaften

#### a) „Agrobionte“ Arten

Der Terminus „Agrobionten“ wurde eingeführt, um diejenigen Arten zu beschreiben, die regelmässig in hohen Abundanzen auf Äckern gefunden werden (Luczak 1979)<sup>115</sup>. Entscheidend hierfür ist die Fähigkeit dieser Arten, Habitate zu besiedeln, die häufigen Störungen ausgesetzt sind (Samu und Szinetar 2002). Agrobionte Arten können daher als Indikatoren für intensive und häufige Störungen betrachtet werden. Unterschiede in der Besiedelung von Habitaten durch Agrobionten könnten entsprechend als Mass für die Häufigkeit und/oder Intensität von Störungen gelten, die in dem jeweiligen Habitat aufgrund der Bewirtschaftungsmassnahmen vorkommen.

Sichtet man Untersuchungen zu Spinnensynusien von Äckern, werden regelmässig folgende Arten, die auch in dieser Untersuchung gefunden wurden, als dominante Arten genannt: *Drassyllus pusillus* (Gnaphosidae); *Araeoncus humilis*, *Bathypantes gracilis*, *Erigone atra*, *E. dentipalpis*, *Meioneta rurestis*, *Oedothorax apicatus* (Linyphiidae); *Pardosa agrestis* (Lycosidae); *Pachygnatha degeeri* (Tetragnathidae); *Xysticus kochi* (Thomisidae) (Luczak 1979; Reinke und Irmeler 1994; Ratschker und Roth 1997; Blick, Pfiffner et al. 2000; Samu und Szinetar 2002)<sup>116</sup>. Von diesen werden zwei - *Araeoncus humilis* und *Bathypantes gracilis* – in dieser Untersuchung in so geringen Häufigkeiten nachgewiesen, dass sie in

---

<sup>115</sup> Luczak (1979) unterscheidet „agrobionte“ und „agrophile“ Arten; die Grenze für die Zuordnung zum „Agrobionten“ wird von Samu und Szinetar (2002) bei mindestens 1% relativer Häufigkeit in Ackerbiotopen gesetzt. Da die aufgeführten Arten unterschiedliche relative Häufigkeiten in den Regionen Europas haben (Blick, Pfiffner et al. 2000; Samu und Szinetar 2002), ist ihre Zuordnung zu den „Agrobionten“ nur als Vorschlag anzusehen.

<sup>116</sup> Diese Arten sind auch nach anderen Erhebungen mit Barberfällen in Unterfranken als „Agrobionten“ zu kennzeichnen (H. Stumpf, pers. Mitteilung)

dieser Analyse nicht berücksichtigt werden. Die restlichen Arten sind in der Gesamtgemeinschaft hoch abundant und stellen acht der 14 häufigsten Arten. Die absolute und relative Bedeutung dieser Arten in den Vergleichsflächen wird in **Tabelle 79** dargestellt.

**Tabelle 79:** Absolute Individuenzahlen und relativer Anteil in der jeweiligen Gemeinschaft für „agrobionte“ Arten

Art	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
	Individuen	Anteil	Individuen	Anteil	Individuen	Anteil	Individuen	Anteil	Individuen	Anteil	Individuen	Anteil
<i>Drassyllus pusillus</i>	288	13,6	44	2,8	42	2,1	20	1,7	176	8,8	29	2,1
<i>Erigone atra</i>	132	6,2	206	13	5	0,3	146	12,1	35	1,8	43	3,1
<i>E. dentipalpis</i>	35	1,7	144	9,1	8	0,4	133	11	23	1,2	19	1,4
<i>Meioneta rurestis</i>	26	1,2	158	10	17	0,9	83	6,9	55	2,8	20	1,4
<i>Oedothorax apicatus</i>	15	0,7	311	19,6	0	0	303	25,1	88	4,4	664	47,8
<i>Pardosa agrestis</i>	47	2,2	131	8,2	28	1,4	196	16,2	800	40,2	283	20,4
<i>Pachygnatha degeeri</i>	145	6,8	6	0,4	15	0,8	53	4,4	316	15,9	10	0,7
<i>Xysticus kochi</i>	66	3,1	68	4,3	24	1,2	35	2,9	74	3,7	29	2,1
<b>Gesamt</b>	<b>754</b>	<b>35,5</b>	<b>1068</b>	<b>67,4</b>	<b>139</b>	<b>7,1</b>	<b>969</b>	<b>80,3</b>	<b>1567</b>	<b>78,8</b>	<b>1097</b>	<b>79</b>

Der relative Anteil der Agrobionten ist in der Kon-Variante und der Variante Bio II hoch (die Summe dieser Arten macht zwischen 67 % und 80 % aller Individuen aus, während es in der Variante Bio I nur 36 % bzw. 7 % sind). Dabei ist zu berücksichtigen, dass *Pardosa agrestis* in der Fläche Kb Bio alleine 40% ausmacht und daher der hohe Anteil der Agrobionten in dieser Fläche im Wesentlichen durch diese Art bestimmt wird. Die Fläche Honigberg Bio hat den geringsten Anteil an „Agrobionten“, der mit 7,1% deutlich hinter allen anderen Flächen zurückfällt.

Die einzelnen Arten können in zwei Gruppen zusammengefasst werden: *Drassyllus pusillus* und *Pachygnatha degeeri* erreichen ausschliesslich oder mehrheitlich in den Bio-Flächen höhere absolute und relative Anteile. In der zweiten Gruppe, die alle anderen Arten umfasst, sind bei den Vergleichen Bio I vs. Kon absolut und relativ in den Bio-Flächen zum Teil deutlich niedrigere Werte zu beobachten. Das Flächenpaar Kirchberg nimmt hierbei eine Sonderstellung ein. Die Fläche Kirchberg Kon zeigt im Vergleich zu den anderen Kon-Flächen bei vielen Arten ein anderes Muster. Insbesondere die Linyphiiden, welche in den anderen Kon-Flächen hohe absolute und relative Werte erreichen, sind dort mit Ausnahme von *Oedothorax apicatus* schwächer vertreten. Dieser Unterschied könnte auf geographische Effekte oder Konkurrenz zurückgehen. Kirchberg Bio zeigt ebenfalls ein eigenständiges Gepräge, hat aber im direkten Vergleich mit der Kon-Variante bei mehreren Agrobionten-Arten höhere absolute und auch relative Anteile. Damit folgt sie nicht dem Trend der Variante Bio I, in deren Flächen die Agrobionten (mit Ausnahme der oben genannten Arten) immer niedrige absolute und relative Werte erreichten.

**Tabelle 80:** Relative Bedeutung agrobionter Arten (grau unterlegt) in den Vergleichsflächen

Rang	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
1.	<i>Drassyllus pusillus</i>	<i>Oedothorax apicatus</i>	<i>Aulonia albimana</i>	<i>Oedothorax apicatus</i>	<i>Pardosa agrestis</i>	<i>Oedothorax apicatus</i>
2.	<i>Diplostyla concolor</i>	<i>Erigone atra</i>	<i>Drassyllus praeficus</i>	<i>Pardosa agrestis</i>	<i>Pachygnatha degeeri</i>	<i>Pardosa agrestis</i>
3.	<i>Alopecosa cuneata</i>	<i>Meioneta rurestris</i>	<i>Phrurolithus minimus</i>	<i>Erigone atra</i>	<i>Drassyllus pusillus</i>	<i>Trochosa ruricola</i>
4.	<i>Pardosa prativaga</i>	<i>Erigone dentipalpis</i>	<i>Pardosa prativaga</i>	<i>Erigone dentipalpis</i>	<i>Diplostyla concolor</i>	<i>Erigone atra</i>
5.	<i>Pachygnatha degeeri</i>	<i>Pardosa agrestis</i>	<i>Phrurolithus festivus</i>	<i>Meioneta rurestris</i>	<i>Trochosa ruricola</i>	<i>Lepthyphantes tenuis</i>
6.	<i>Erigone atra</i>	<i>Enoplognatha thoracica</i>	<i>Pardosa hortensis</i>	<i>Pachygnatha degeeri</i>	<i>Oedothorax apicatus</i>	<i>Diplostyla concolor</i>
7.	<i>Phrurolithus festivus</i>	<i>Diplostyla concolor</i>	<i>Alopecosa cuneata</i>	<i>Phrurolithus minimus</i>	<i>Xysticus kochi</i>	<i>Drassyllus pusillus</i>
8.	<i>Trochosa ruricola</i>	<i>Xysticus kochi</i>	<i>Haplodrassus signifer</i>	<i>Xysticus kochi</i>	<i>Meioneta rurestris</i>	<i>Xysticus kochi</i>
9.	<i>Xysticus kochi</i>	<i>Trochosa ruricola</i>	<i>Ozyptila nigrita</i>	<i>Lepthyphantes tenuis</i>	<i>Pardosa palustris</i>	<i>Pardosa prativaga</i>
10.	<i>Micrargus subaequalis</i>	<i>Drassyllus pusillus</i>	<i>Pardosa bifasciata</i>	<i>Phrurolithus festivus</i>	<i>Erigone atra</i>	<i>Meioneta rurestris</i>
Summe Agrobionten	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>6</b>

Betrachtet man die relative Bedeutung agrobionter Arten in den Gemeinschaften (**Tabelle 80**), so zeigt sich, dass diese Arten in vier Vergleichsflächen mehr als die Hälfte der zehn

häufigsten Arten stellen.

**Tabelle 81:** Relativer Anteil kleiner und grosser Agrobiontenarten an den Agrobionten-Gemeinschaften (kleine Arten: *Erigone atra*, *E. dentipalpis*, *Meioneta rurestris*, *Oedothorax apicatus*; grosse Arten: *Drassyllus pusillus*, *Pardosa agrestis*, *Pachygnatha degeeri*, *Xysticus kochi*)

Gruppe	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Grosse Arten (n = 4)	72,4	23,3	78,4	31,4	87,2	32
Kleine Arten (n = 4)	27,6	76,7	21,6	68,6	12,8	68

Lediglich in den Flächen der Variante Bio I ist ihre Bedeutung geringer, in der Fläche Honigberg Bio findet sich sogar kein einziger Agrobiont unter den zehn

häufigsten Arten. Erneut kann die Fläche Kirchberg Bio nicht aus dem Muster der konventionell bewirtschafteten Flächen gelöst werden; mit sieben agrobionten Arten unter den zehn häufigsten Arten kommt im Vergleich zur Kon-Vergleichsfläche sogar eine Art hinzu.

Teilt man die Agrobionten nach ihrer Grösse (Körperlänge der Weibchen) in zwei Gruppen (kleine Arten: bis 3mm; grosse Arten: grösser 3mm) und betrachtet den relativen Anteil der jeweiligen Gruppe an der Gesamtheit der Agrobionten in der jeweiligen Vergleichsfläche, ergibt sich das in **Tabelle 81** dargestellte Bild: Während die kleinen Arten zwischen 68% und 77% der Agrobionten der Kon-Flächen ausmachen, sind es im Fall der Bio-Flächen lediglich 13% bis 28%; diese Unterschiede sind signifikant<sup>117</sup>.

b) „Vegetationsbewohner“

Für Spinnen konnte mehrfach demonstriert werden, dass sich die Diversität und Komplexität der Vegetation auf die Zusammensetzung und Diversität der Synusien auswirken (Hatley und MacMahon 1980; Greenstone 1984; Rypstra 1999). Da die Vegetationsaufnahme deutliche Unterschiede in den Vergleichsflächen aufzeigte, ist zu erwarten, dass für Spinnenarten der Vegetationsschicht Unterschiede in den Vorkommen bzw. Häufigkeiten beobachtet werden können.

**Tabelle 82:** Absolute und relative Häufigkeit von Arten der Kraut- und Strauchschicht

Art	Familie	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Linyphia triangularis</i>	Linyphiidae	-	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nematogmus sanguinolentus</i>	Linyphiidae	-	-	-	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Philodromus cespitum</i>	Philodromidae	1	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tibellus oblongus</i>	Philodromidae	4	0,2	-	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Pisaura mirabilis</i>	Pisauridae	2	0,1	-	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Euophrys frontalis</i>	Salticidae	15	0,7	1	0,06	29	1,5	-	-	1	0,1	1	0,1
<i>Heliophanus auratus</i>	Salticidae	-	-	1	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heliophanus cupreus</i>	Salticidae	-	-	-	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Heliophanus flavipes</i>	Salticidae	1	0,05	-	-	2	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Episinus angulatus</i>	Theridiidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,1
<i>Theridion bimaculatum</i>	Theridiidae	4	0,2	-	-	2	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Theridion impressum</i>	Theridiidae	-	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Summe Arten/Individuen		6/27		4/4		7/37		0/0		1/1		2/2	
Anteil Arten an Gemeinschaft		8%		7%		12%		0%		2%		4%	

In der Tabelle 82 werden die Arten der Kraut- und Strauchschicht aufgeführt, dem höchsten angetroffenen Stratum. Die meisten Nachweise dieser Arten bestehen aus Einzelindividuen. Lediglich die Springspinne *Euophrys frontalis* hat in der Fläche Honigberg Bio einen Anteil > 1%, alle anderen Nachweise bewegen sich darunter. Alle Nachweise, die auf mehr als einem Individuum beruhen, sind auf die Variante Bio I begrenzt. Dort finden sich auch immer mehr

<sup>117</sup> Vier-Felder Chi-Quadrat-Test: Erste Stichprobe: Bio-Fläche; Zweite Stichprobe: Kon-Fläche; Ereignis: Prozent (Individuen) kleiner Arten; Komplementäreignis: Prozent (Individuen) grosser Arten; **Br Bio vs Br Kon:**  $\chi^2 = 48,1$ ,  $p < 0,001$ ; **Hb Bio vs. Hb Kon:**  $\chi^2 = 45$ ,  $p < 0,001$ ; **Kb Bio vs. Kb Kon:**  $\chi^2 = 63$ ,  $p < 0,001$

Arten dieser Gruppe als in den konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen. Die Fläche Kirchberg Bio fällt in dieser ökologischen Gruppe wiederum auf das Niveau der Kon-Flächen zurück. Die Fläche Bergrondell Kon dokumentiert erneut ihre Ausnahmestellung innerhalb der Kon-Flächen. Allerdings ist der Nachweis der Art *Heliophanus auratus* aus den schon genannten Gründen vorsichtig zu bewerten, zudem geht kein Nachweis dieser Gruppe über Einzelindividuen hinaus. Da den Spinnen mit dem „ballooning“ ein effektiver Verbreitungsmechanismus zur Verfügung steht und damit Einzelindividuen auch in ungeeignete Habitate verdriftet werden können, ist bei diesen Nachweisen immer auch die Möglichkeit zu bedenken, dass keine überlebensfähigen Populationen abgebildet wurden. Weiterhin ist die schon früher angesprochene Bedeutung einer grossen Zahl an Fallentagen zu berücksichtigen (vgl. S. 57). In der Relation zur Stichprobengrösse finden sich in der Fläche Honigberg Bio die meisten Arten dieser Gruppe.

Wenn man *Heliophanus auratus* trotz der oben angeführten Bedenken berücksichtigt, kommen von den zwölf Arten vier ausschliesslich in den Kon-Flächen vor (*Linyphia triangularis*, *Heliophanus auratus*, *Episinus angulatus* und *Theridion impressum*). Eine Art (*Euphrys frontalis*) bevorzugt die Bio-Varianten mit so deutlichen Abundanzunterschieden, dass die Nachweise in den Kon-Flächen kritisch zu diskutieren sind. Sieben Arten sind nur in den Bio-Flächen nachzuweisen (*Nematogmus sanguinolentus*, *Philodromus cespitum*, *Tibellus oblongus*, *Pisaura mirabilis*, *Heliophanus cupreus*, *H. flavipes* und *Theridion bimaculatum*). Berücksichtigt man die Abundanzunterschied von *Euphrys frontalis* in der angeführten Weise, dann stehen vier Arten der Kon-Flächen acht Arten der Bio-Variante gegenüber, was einer relativen Zunahme bei biologischer Bewirtschaftung um 100% entspricht. Diese liegt über der relativen Zunahme bezogen auf alle Arten, so dass die Gemeinschaften auf die Habitatdifferenzen in der vorhergesagten Weise reagieren. Hinzu kommt, dass die Probennahme mit Barberfallen die Arten der höheren Vegetationsstraten – insbesondere netzbauende Arten – benachteiligt bzw. nicht erfasst, so dass dieses Signal entsprechend stärker zu bewerten ist.

**Tabelle 83:** Absolute und relative Häufigkeit von Arten der niedrigen Vegetation

Art	Familie	Br B		Br K		Hb B		Hb K		Kb B		Kb K	
<i>Mangora acalypha</i>	Araneidae	1	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hahnia nava</i>	Hahniidae	24	1,1	2	0,1	6	0,3	-	-	7	0,4	2	0,1
<i>Centromerita bicolor</i>	Linyphiidae	-	-	1	0,06	-	-	-	-	-	-	1	0,1
<i>Stemonyphantes lineatus</i>	Linyphiidae	9	0,4	-	-	-	-	-	-	6	0,3	2	0,1
<i>Bathyphantes gracilis</i>	Linyphiidae	6	0,3	1	0,06	-	-	1	0,1	5	0,3	10	0,7
<i>Bathyphantes parvulus</i>	Linyphiidae	-	-	-	-	-	-	2	0,2	1	0,1	1	0,1
<i>Dicymbium brevisetosum</i>	Linyphiidae	1	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neriere clathrata</i>	Linyphiidae	1	0,05	-	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Phlegra fasciata</i>	Salticidae	6	0,3	-	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Talavera aequipes</i>	Salticidae	1	0,05	-	-	12	0,6	-	-	1	0,1	-	-
<i>Xysticus bifasciatus</i>	Thomisidae	1	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Xysticus kochi</i>	Thomisidae	66	3,1	68	4,28	24	1,2	35	2,9	74	3,7	29	2,1
<i>Xysticus ulmi</i>	Thomisidae	2	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Xysticus cristatus</i>	Thomisidae	19	0,9	1	0,06	4	0,2	-	-	3	0,2	-	-
Summe Arten/Individuen		12/137		5/73		6/48		3/38		7/97		6/45	
Summe Arten mit mehr als einem Individuum		7		2		4		2		5		4	

Arten der niedrigen Vegetation sind in **Tabelle 83** zusammengefasst. Alle Bio-Flächen enthalten mehr Arten dieser Gruppe, jedoch sind die Unterschiede nur zwischen der Variante Bio I und konventioneller Bewirtschaftung ausgeprägt. Alle konventionell bewirtschafteten Flächen zusammen enthalten zwei Arten, die in nennenswerten Häufigkeiten auftreten. Beide – *Bathyphantes parvulus* und *Xysticus kochi* – wurden schon als „Agrobionten“ gekennzeichnet. Es handelt sich demnach um Arten, die gerade in Ackerflächen hohe Abundanzen erreichen und entsprechend eine Lebensweise im unteren Stratum der Vegetation mit den bei landwirtschaftlichem Anbau üblichen Störungen verbinden können. Alle anderen Arten sind lediglich als Einzelexemplare oder mit zwei Individuen nachgewiesen. Zieht man alle Bio-Flächen zusammen, so sind insgesamt acht Nachweise mit mehr als zwei Individuen vorhanden, von denen lediglich einer – *Xysticus kochi* – im Rahmen der Anpassungen von Agrobionten diskutiert werden muss.

Von allen 14 Arten dieser Gruppe kommt eine (*Centromerita bicolor*) ausschliesslich in den Kon-Flächen vor und zwei bevorzugen die Kon-Flächen (*Bathyphantes gracilis* und *B. parvulus*). Alle drei Arten sind Linyphiiden und gehören daher zu den kleinen Grössenklassen. Eine Art scheint gegenüber den Anbauformen indifferent zu reagieren (*Xysticus kochi*). Drei Arten bevorzugen die Bio-Variante, allerdings mit so starken Abundanzunterschieden, dass bei allen das Vorkommen in den Kon-Flächen in Frage gestellt werden muss (*Hahnia nava*, *Stemonyphantes lineatus* und *Xysticus cristatus*). Das Vorkommen der restlichen sieben Arten ist auf die Bio-Varianten beschränkt. Entsprechend stehen dreizehn Arten der Bio-Flächen sieben der Kon-Flächen gegenüber; berücksichtigt man die Abundanz-

unterschiede in der oben angeführten Weise, lautet das Verhältnis dreizehn Arten (Bio) zu vier Arten (Kon). Dies entspricht einer relativen Zunahme um 225% und liegt deutlich über der allgemein zu verzeichnenden Zunahme an Arten bei biologischer Bewirtschaftung. Damit entspricht die Reaktion der Synusien den Erwartungen; die o.a. Erwägungen zur Repräsentanz von Arten dieser Gruppe in Barberfallen sind ebenfalls zu berücksichtigen.

c) Ameisenjäger und mit Ameisen vergesellschaftete Arten

Verschiedene Spinnenarten leben in unterschiedlicher Weise an Ameisen gebunden (Grimm 1985; Heimer und Nentwig 1991). So gibt es Arten, die sich auf Ameisen als Nahrung spezialisiert haben (Zodariidae, einige Gnaphosidae), andere zeigen eine enge Vergesellschaftung mit Ameisen, deren genauere biologische Bedeutung noch unklar ist (Gattung *Micaria*, Gnaphosidae). In der Gruppe der Ameisenjäger finden sich auch viele naturschutzfachlich bedeutsame Arten. Obwohl hierzu keine quantitativen Daten erhoben wurden, zeigt das Fangmaterial der Bodenfallen ausschliesslich in den Bio-Flächen hohe Ameisendiversität (Arten der Gattungen *Lasius* und *Formica* (Formicinae) sowie Arten aus den Unterfamilien Ponerinae und Myrmicinae) und Individuendichte. In den Fallen der Kon-Flächen werden

**Tabelle 84:** Ameisenjäger und mit Ameisen vergesellschaftete Arten

Art	Br B	Br K	Hb B	Hb K	Kb B	Kb K
Ameisenfresser:						
<i>Callilepis nocturna</i>	1	3	-	-	-	-
<i>Zodarion italicum</i>	1	1	-	-	-	-
<i>Zodarion rubidum</i>	1	1	-	-	-	-
Mit Ameisen vergesellschaftet:						
<i>Micaria pulicaria</i>	17	-	38	1	14	1

zwar ebenfalls Ameisen nachgewiesen, doch in sehr geringen Dichten. Ameisennester wurden ausschliesslich in den Bio-Flächen beobachtet, wo sie sich sogar als für die Untersuchung proble-

matisch erweisen konnten (s. Methodik, S. 15). Diese Unterschiede sollten sich in den Dichten der mit Ameisen assoziierten Spinnenarten widerspiegeln.

Vier Arten dieser Gruppe wurden in den Vergleichsflächen gefangen. In der Gruppe der Ameisenfresser gelangen mit einer Ausnahme nur Einzelnachweise, die zudem auf ein Vergleichsflächenpaar beschränkt waren. Innerhalb dieses Vergleichspaares ist keine Bevorzugung der Bio-Fläche gegeben. Für die mit Ameisen vergesellschaftet lebende Art *Micaria pulicaria*, die in allen Vergleichsflächenpaaren angetroffen wurde, lässt sich hingegen eine deutliche Bevorzugung der Bioflächen nachweisen.

## Diskussion

In diesem Teil der Analyse lassen sich die Bio-Synusien nicht in allen Variablen von den Kon-Synusien abtrennen. Zwar enthalten die Gemeinschaften der Bio-Variante im direkten Vergleich zur konventionell bewirtschafteten Vergleichsfläche mehr Arten sowie mehr naturschutzfachlich bedeutsame Arten. Zudem ist auch die durch Extrapolation bestimmte Artenzahl der Bio-Synusien immer höher als die der jeweiligen Kon-Vergleichsfläche, und die Rarefaction-Analyse zeigt in zwei Fällen, dass diese Unterschiede tatsächlich unabhängig von der auf Individuen bezogenen Stichprobengrösse sind. Bei genauerer Betrachtung zeigt sich jedoch, dass substanzielle Unterschiede im Wesentlichen im Vergleich der Varianten Bio I und Kon zu finden sind.

Weiterhin sind starke Schwankungen der Werte innerhalb einer Variante zu beobachten. Sie erlauben daher keinen Schluss im Hinblick auf eine allgemeine Gültigkeit dieser Beziehungen. Kon-Flächen können mehr Spinnenarten enthalten als Bio-Flächen, und sie können sogar mehr naturschutzfachlich bedeutsame Arten aufweisen. Die Ursache dieser Schwankungen könnte in der nur teilweisen Auswertung des vorhandenen Materials begründet sein. So wird bei beiden Varianten die höchste Artenzahl in dem Flächenpaar mit der höchsten Zahl ausgewerteter Fallen und damit Fallentagen nachgewiesen, obwohl die absolute Individuenzahl innerhalb einer Variante vergleichbar hoch ist. Möglicherweise hat die bei zwei Vergleichsflächenpaaren gegebene Konzentration auf die individuenreichen Fallen dazu geführt, dass individuenreiche Arten mit einem saisonal bedingten massierten Auftreten in diesen Gemeinschaften überproportional vertreten sind. Für den Vergleich zwischen den Vergleichsflächenpaaren (z.B. Bergondell Bio vs. Honigberg Bio) wäre es daher u.U. sinnvoller gewesen, eine grössere Streuung über die Vegetationsperiode zu erzielen. An dieser Stelle soll nochmals der Unterschied zwischen der auf Individuenzahl bezogenen „species richness“ und der auf ein Flächenmass bezogenen „species density“ betont werden. Entsprechend sind die auf gleiche Individuenzahl bezogenen Ergebnisse als Mass der „species richness“ zu betrachten. Die auf gleiche Anzahl an Fallentagen bezogenen Werte entsprechen der „species density“, da die beprobte Fläche mit der Bezugsgrösse „Fallentage“ über den wirksamen Einzugsbereich der Barberfallen korrelativ verbunden ist. Sie ist bei naturschutzfachlichen Analysen von entscheidender Bedeutung, da Fläche eine knappe Ressource darstellt und daher Unterschiede in den Artenzahlen je Flächeneinheit einen grossen

Einfluss haben<sup>118</sup>. Hier zeigt sich, dass die „ärmste“ Bio-Gemeinschaften nun immer mehr Arten sowie naturschutzfachlich bedeutsame Arten enthält als „reichste“ Kon-Gemeinschaft. Zudem werden die auffällig hohen Werte der Fläche Bergrondell Kon bei der Grösse „species richness“ relativiert. Die Artenzahl je Flächeneinheit ist nun der niedrigste aller Werte, innerhalb der Kon-Variante enthält sie aber immer noch die meisten naturschutzfachlich bedeutsamen Arten. In diesem Zusammenhang müssen auch die Ergebnisse der Rarefaction-Analyse kritisch diskutiert werden. Sollte der oben dargestellte Bias zutreffen, wäre die Artenzahl der Flächenpaare Honigberg und Kirchberg in Relation zum Flächenpaar Bergrondell unterschätzt worden; entsprechend wäre der Vergleich der Kurvenverläufe der Flächenpaare als problematisch anzusehen. Zudem könnte die Kurve der Gemeinschaft Bergrondell Kon zusätzlich von fälschlicherweise nicht ausgeschlossenen Arten beeinflusst worden sein (vgl. S. 230). Nimmt man die als problematisch diskutierten Arten aus der Gemeinschaft heraus, ist der steilere Kurvenverlauf nicht mehr zu erkennen.

Hinsichtlich der wirksamen Bewirtschaftungsunterschiede können unterschiedliche Trends beobachtet werden. Wie schon bei den Carabiden ergibt die Analyse des Vorkommens von Arten mit unterschiedlichen mikroklimatischen Präferenzen keine Hinweise auf eine gerichtete Reaktion der Gemeinschaften auf mögliche mikroklimatische Unterschiede der Varianten. Die mit der Ausgangshypothese unvereinbare Bevorzugung begrünter Bio-Flächen durch xerothermophile Arten könnte dadurch erklärt werden, dass beide Varianten, ob begrünt oder offen, ausreichend xerotherme Bedingungen aufweisen, so dass die Arten mit einer solchen Präferenz die Flächen nicht nach diesem Faktor differenzieren. Die Verteilungsunterschiede wären dann durch andere wirksame Faktoren bedingt. Quantitative und qualitative Unterschiede im Angebot von Ressourcen ergeben nur bei der strukturellen Vielfalt deutliche Zunahmen vegetationsnutzender Arten in den begrünter Bio-Flächen. Neben differenzieller Nutzung unterschiedlicher Straten für Beutefang und andere Verhaltensaspekte kommt der strukturellen Diversität auch für die Überwinterung entscheidende Bedeutung zu (Kessler, Vermeulen et al. 1984). Ein weiterer, jedoch nicht vergleichend untersuchter struktureller Aspekt ist die Streuauflage, die auf die Diversität und Individuendichte bodenlebender Arten fördernd wirkt (Rypstra 1999). Während in den offenen konventionellen Flächen eine Streuauflage nahezu vollständig fehlt, ist sie in den Bio-Flächen – abhängig von Bearbeitungsstand der Gasse bzw. Zeile – in unterschiedlicher Dichte

---

<sup>118</sup> Letztlich ist die geringe Artendichte der Kon-Flächen durch die geringere Individuendichte bedingt, so dass sich am bekannten Zusammenhang zwischen gesammelter Individuenzahl und festgestellter Anzahl an Arten nichts ändert.

anzutreffen, wobei sich das Mulchen der Begrünung besonders förderlich auswirken könnte (Rypstra 1999; Sunderland 2000). Hinsichtlich möglicher Unterschiede in der Verteilung von Nahrungsressourcen wurden nur Arten verglichen, die auf Ameisen als Nahrungsquelle angewiesen sind. Sie scheinen nicht auf die offensichtlich vorhandenen Unterschiede zwischen den Varianten zu reagieren. Hierfür könnte es mehrere Gründe geben: Einerseits könnten die Arten mit zu wenigen Individuen gefangen worden sein, um ein differenzierendes Signal zu hinterlassen. Eine andere Möglichkeit besteht darin, dass die Ameisen auch in den Kon-Flächen noch so häufig sind, dass sie in beiden Flächen keine limitierende Ressource darstellen und sich die Verteilung aufgrund anderer wirksamer Ursachen erklärt. Dagegen spricht jedoch, dass die Ameisenjäger nicht einzelne fouragierende Arbeiterinnen jagen, sondern sich in der Nähe von Ameisennestern aufhalten, die aber in den Kon-Flächen nicht beobachtet werden konnten. Weiterhin sind diese Arten Lauerjäger, die sich tagaktiv von 10:00 bis 14:00 zur Nahrungsaufnahme an den Ameisennestern aufhalten und danach in deren Nähe Verstecke mit Wohngespinsten aufsuchen (Grimm 1985; Bellmann 1997). Damit besteht für die Tiere in den Bio-Fläche keine oder nur geringe Notwendigkeit, mobil zu sein, entsprechend könnten sie aus diesem Grund in den Barberfallen der Bio-Flächen unterrepräsentiert sein. Unabhängig von diesen Erwägungen könnte eine indirekte Abhängigkeit der in den Kon-Flächen nachgewiesenen Ameisenjäger von den Bio-Flächen bestehen: Da in den Kon-Flächen keine Ameisennester nachgewiesen wurden, handelt es sich bei den in den Barberfallen gefangenen Tieren wahrscheinlich um fouragierende Arbeiterinnen, die aus den Bio-Flächen oder angrenzenden unbewirtschafteten Bereichen stammen. Ohne diese Flächen würde daher diesen Arten in den Kon-Flächen keine Beute zur Verfügung stehen.

Eine andere Ressource, die möglicherweise für bestimmte Spinnenarten von Bedeutung ist, wurde nicht vergleichend analysiert: Von verschiedenen Spinnenarten werden Schneckenhäuser für die Überwinterung genutzt (Bauchhenss 1995). Eine Untersuchung von Gehäuseschneckenarten in Weinbergen Unterfrankens ergab, dass eine Begrünung zu erhöhten Arten- und Individuenzahlen führt (Holtermann 1995). Von besonderer Bedeutung sind jedoch längerfristig ungestörte Rückzugsbereiche, die in dieser Untersuchung nur in der Variante Bio I zur Verfügung standen. Die Unterschiede in der Art und Ausgestaltung der Begrünung sollten zu messbaren Unterschieden in den Arten- und Individuenzahlen der Gehäuseschnecken führen und könnten somit bei Spinnenarten, welche die Gehäuse als Winterquartier nutzen, entsprechende Abundanzsignale hinterlassen. Von Bauchhenss (Bauchhenss 1995) wurden vor allem Springspinnen (z.B. Arten der Gattungen *Euophris* und *Heliophanus*), Gnaphosiden (Gattungen *Micaria* und *Zelotes*) sowie die Art *Euryopis*

*quinqueguttata* als Überwinterer bestimmt. Die hauptsächlich genutzte Schneckenart war *Zebrina detrita*, die in der Untersuchung von Holtermann als achthäufigste Art in Rebflächen auftrat. Im Vergleich des in dieser Untersuchung gewonnenen Arteninventars mit dem von Bauchhenss in Schenckengehäusen bestimmten gibt es keine Übereinstimmung. Allerdings konnten einige juvenile Exemplare von ihr nicht bis zur Art determiniert werden, so dass sich in manchen Fällen Überschneidungen ergeben könnten. Zudem ist das von Bauchhenss besammelte Habitat nicht mit Rebflächen vergleichbar, da es sich um einen xerothermen Kalkmagerrasen handelt, dessen Artinventar ohnehin nur begrenzte Übereinstimmung mit dem von Rebflächen haben sollte. Damit ist trotzdem die Möglichkeit gegeben, dass Arten aus den oben angeführten Gattungen Schneckenhäuser für die Überwinterung nutzen. Die ungleiche Verteilung dieser Ressource könnte daher zu einem entsprechenden Signal bei diesen Arten führen.

Die beobachteten Unterschiede hinsichtlich Biomasse, Verteilung auf Grössenklassen sowie in der Besiedlung durch sogenannte „Agrobionten“ könnten in weiten Teilen durch die Faktoren Störung, Besiedelung und Konkurrenz erklärbar werden: Betrachtet man die Gruppe der Agrobionten, dann ist die unterschiedliche Verteilung auf die Grössenklassen zwischen den Varianten bemerkenswert, bei der grosse Agrobionten verhältnismässig hohe Anteile in den Bio-Synusien, kleine Agrobionten dagegen in den Kon-Synusien entwickeln. Für Agrobionten werden gute Kolonialisierungsfähigkeiten für bedeutsam erachtet (Samu und Szinetar 2002), auf deren ultimate Ursachen er jedoch nicht eingeht. Reinke und Irmeler (1994) benennen die Fähigkeit von Spinnen, als „Aeronauten“ häufig gestörte Systeme schnell besiedeln zu können, als entscheidend: Spinnen besitzen im „ballooning“<sup>119</sup> eine passive Verbreitungsmöglichkeit, die jedoch Restriktionen unterliegt (Weyman, Sunderland et al. 2002). Eine davon ist eine „kritische Masse“, welche dieser Verbreitungsart bei Adulten eine absolute Grenze setzt und bei grösseren (und damit schwereren) Arten diese auf die Jugendstadien beschränkt (Weyman 1993). In Fängen driftender Spinnen liegt der überwiegende Teil bei einer Masse von 2 mg, welche einem adulten Individuum von *Erigone atra* und anderen, gleichgrossen Liniphyiiden entspricht (Greenstone, Morgan et al. 1987; Weyman 1993). Entsprechend könnten die kleinen Agrobionten als „Aeronauten“ in die Rebflächen gelangen. Allerdings ist „ballooning“ eine Verbreitungsmöglichkeit, die nur bedingt gerichtet erfolgt (Suter 1999). Daher muss angenommen werden, dass die per „ballooning“ eintreffenden Arten zufällig auf Kon- und Bio-Flächen aufgeteilt werden, und

---

<sup>119</sup> unter „ballooning“ wird eine passive Verbreitung von Spinnen verstanden, bei der sie einen Spinnfaden austreten lassen und an diesem mit dem Wind ungerichtet in neue Habitate verdriftet werden (Weyman 1993).

nun ein Filter greift, der für die beobachteten Unterschiede verantwortlich ist. Dieser könnte in einer Kombination aus Störung und Konkurrenz liegen: Die intensiven Bewirtschaftungsmassnahmen der konventionellen Bewirtschaftung hinterlassen offene Flächen ohne Rückzugsbereiche, in denen die vorhandenen Populationen durch die Störung in ihren Dichten reduziert werden. Da Konkurrenten fehlen, können per „ballooning“ eintreffende Arten dort hohe Dichten aufbauen. In den Bio-Flächen würden diese Arten ebenfalls eintreffen; da die Habitate jedoch hohe Dichten unterschiedlicher Spinnenarten aufweisen, die auch nach Bewirtschaftungsmassnahmen aus den vorhandenen Rückzugsbereichen neue Populationen aufbauen können, verhindert diese Konkurrenz den Populationsaufbau der Immigranten. Die Folge wäre das oben beschriebene Verteilungsmuster der Grössenklassen.

Eine andere Erklärung dieser Verteilung liegt in der Möglichkeit, dass die Bewirtschaftungsmassnahmen wie bei den Carabiden direkt auf die Tiere einwirken und aufgrund der höheren Intensität sowie den dort fehlenden Rückzugsbereichen in den Kon-Flächen grössere relative Verluste bei den grossen Arten bewirken; direkte mechanische Schäden durch Bodenbearbeitung in Rebflächen sind bei Spinnen beschrieben und für die Reduktion von Populationen verantwortlich gemacht worden (Kobel-Lamparski, Gack et al. 1993). Beide Ursachen können sich verschränken und würden sich in ihren Auswirkungen verstärken.

Innerhalb der Bio-Varianten weisst die Variante Bio II die geringsten Unterschiede zu den Kon-Flächen auf. Sieht man im relativen Anteil der Agrobionten Indikatoren für häufige und intensive Störungen, dann deuten die beobachteten Unterschiede auf verhältnismässig stabile und seltener gestörte Verhältnisse in der Variante Bio I. Diversität und Anzahl naturschutzfachlicher Arten lassen sich in der Variante Bio II nicht oder nur im verringerten Masse von den konventionellen Gemeinschaften abtrennen; zumindest zeigt sie im Vergleich der Bio-Gemeinschaften immer den niedrigsten Wert. Bei den wirksamen Unterschieden kann lediglich die verringerte Anzahl an Arten benannt werden, welche das Stratum der Kraut- und Strauchschicht nutzen, was durch die im Verhältnis zur Variante Bio I verringerte Diversität und Komplexität der Begrünung bedingt sein könnte.

## Zusammenfassung

- 1) Wenn der Erhalt der biologischen Vielfalt gesellschaftliche Zielvorgabe ist und dafür landwirtschaftlich genutzte Flächen einbezogen werden sollen, sind Maßnahmen zu präferieren, deren Opportunitätskosten gering sind. Diese Arbeit stellt den Versuch dar, solche Maßnahmen am Beispielsystem „Weinbau“ zu entwickeln.
- 2) Die Anbauform „Weinbau“ ist für diese Studie aus folgenden Gründen besonders geeignet: Rebflächen sind an Standorte mit besonderen klimatischen Bedingungen gebunden, die ebenfalls für Lebensgemeinschaften von Bedeutung sind, die in Deutschland als besonders gefährdet gelten (thermophile und xerothermophile Gemeinschaften). Auch die speziellen, früher artenreichen „Weinbergsgesellschaften“ (Flora und Fauna) verdienen besondere Beachtung; zudem ist in Unterfranken eine starke räumliche Beziehung zwischen Naturschutzgebieten, die thermophile und xerothermophile Artengemeinschaften schützen sollen, und umgebenden Rebflächen gegeben. Weiterhin erscheinen Rebflächen durch die Trennung der Anbaufläche in die Bereiche „Zeile“ (die den linienförmig angepflanzten Reben entspricht) und „Gasse“ (ein etwa zwei Meter breiter Streifen zwischen den Zeilen) hervorragend geeignet, landwirtschaftliche Produktion und biodiversitäts-orientierte Maßnahmen zu verbinden.
- 3) In der Region „Mainfranken“ (Deutschland, Bayern) wurden drei Vergleichsflächenpaare in Ertragsrebflächen ausgewählt, die einerseits praxisüblich, andererseits nach den Vorschriften des „ökologischen Landbaus“ i.S. des BML wirtschaften.
- 4) In der naturschutzfachlichen Analyse wurden folgende Gesellschaften der Vergleichsflächen faunistisch untersucht: bodenaktive (epigäische) Spinnen (Araneae), Laufkäfer (Carabidae), Zikaden (Auchenorrhyncha) und Heuschrecken (Saltatoria). Im betriebswirtschaftlichen Teil wurde nach Literaturdaten und Arbeitstagebüchern die Außenwirtschaft der Weinbaubetriebe analysiert. Beide Datengruppen wurden zusammengeführt, um die Auswirkungen betrieblicher Maßnahmen der Außenwirtschaft sowohl im Hinblick auf ihre naturschutzfachliche als auch betriebswirtschaftliche Wirksamkeit zu ermitteln und hieraus Umstellungsstrategien im Weinbau abzuleiten. Zudem wurden die monetären Differenzen quantifiziert, um die Höhe etwaiger Ausgleichszahlungen bestimmen zu können.

- 5) Die naturschutzfachliche Analyse zeigte, dass mit Ausnahme der Heuschrecken alle Gruppen eine starke Förderung durch den ökologischen Anbau erfuhren; die Förderung betraf sowohl die allgemeine Diversität wie naturschutzfachlich bedeutsame Arten. Diese Effekte konnten vor allem auf den Faktor „Einführung einer struktur- und artenreichen Dauerbegrünung“ sowie auf die Etablierung ungestörter Rückzugsbereiche zurückgeführt werden. Die Veränderungen des Pflanzenschutzes wurden als nicht wirksam eingestuft, die Kupferbehandlungen im ökologischen Weinbau werden sogar als problematisch angesehen. Weiterhin wurde die Maßnahme „Mulchen“ des ökologischen Weinbaus als problematische Maßnahme der Begrünungspflege identifiziert.
- 6) Die betriebswirtschaftliche Analyse zeigte, dass für die Ertragssituation der Betriebe vor allem der Pflanzenschutz bedeutsam ist. Von der Einführung einer Dauerbegrünung gehen moderate Effekte aus, die zudem oftmals auf eine „Umstellungsphase“ befristet sind.
- 7) In der Zusammenführung beider Analysen wird ein Anbauschema vorgeschlagen, das ein modifiziertes Begrünungsmodell nach ökologischer Wirtschaftsweise mit einem modifizierten Pflanzenschutzsystem nach praxisüblicher Wirtschaftsweise kombiniert. Die Kalkulation eines solchen Systems zeigt, dass auf Ausgleichszahlungen verzichtet werden könnte, bzw. geleistete Zahlungen nicht als Kompensation i.e.S., sondern als Anreizzahlungen zu verstehen wären.
- 8) Die Notwendigkeit einer Überprüfung des entwickelten Schemas in einem Konversionsexperiment wird dargelegt.

## Summary

- 1) Conservation goals on private land need measures that cause low opportunity costs. The aim of this study was to develop such measures using viticulture as study system.
- 2) Viticulture was chosen, since: (i) vineyards are located in regions where thermophilous species assemblages exist; these assemblages are among the most threatened assemblages in Germany; (ii) there is a strong spatial relationship between conservation areas and surrounding vineyards in Lower Franconia; (iii) vine is planted in rows separated by stripes of up to 3 m width; these stripes allow a broad array of management practises, and some of them may be useful in supporting species diversity.
- 3) Three matched pairs of vineyards in Lower Franconia (Germany, Bavaria) under conventional and organic cultivation, respectively, were chosen as study sites.
- 4) Two comparisons were done: The effects of differential agricultural treatment were analyzed (i) faunistically using epigaeic spiders (Araneae), ground beetles (Carabidae), plant hoppers (Auchenorrhyncha) and locusts (Saltatoria) as indicator groups; and (ii) economically using data from the literature and working-logs of the winegrowers covering all relevant expenses and earnings (including pesticide use, management of the ground cover, soil management and quantitative and qualitative yields).
- 5) In three taxa substantial quantitative (i.e. overall species diversity and abundance) and qualitative (i.e. diversity and abundance of endangered species) positive effects of the organic cultivation could be proven; only for grasshoppers no benefit for endangered species was detected. Effective factors were the establishment of an herbaceous ground cover and the retention of undisturbed areas within the vineyard. Plant protection seemed not to contribute to the promotion of biodiversity under organic cultivation; in the case of copper treatments, even adverse effects on biodiversity are discussed. Another critical treatment was “mulching” (the cutting and chopping of the ground cover with horizontally rotating machines, only conducted in the organically managed vineyards).
- 6) Analyzing expenses and earnings showed that the differences in plant protection are the main factors contributing to differences in yields (which are less in organic farming). The negative effects of herbaceous ground cover on yields due to water losses are less severe, and often restricted to a transitional period.
- 7) Combining the results of both analyses’ leads to the following recommendations: A modified soil and ground cover management according to organic cultivation should be combined with a modified plant protection system according to conventional

standards. The calculation of the then resulting expenses and earnings shows that no compensation payments are necessary.

- 8) The need for an experimental verification of the recommended measures is emphasized.

## Literatur

- Achtziger, R. and H. Nickel (1997). "Zikaden als Bioindikatoren für naturschutzfachliche Erfolgskontrollen im Feuchtgrünland." Beiträge zur Zikadenkunde **1**: 3-16.
- Aldini, R. N., M. C. Guardiani, et al. (1998). "Faunistical notes on the hoppers (Homoptera Auchenorrhyncha) in vineyards in the province of Piacenza." Bollettino di Zoologia Agraria e di Bachicoltura **30**: 61-68.
- Anderson, J. M. (1978). "A method to quantify soil-microhabitat complexity and its application to a study of soil animal species diversity." Soil Biology and Biochemistry **10**: 77-78.
- Andrieu-Ponel, V. P., Philippe (1999). "Human impact on mediterranean wetland Coleoptera: a historical perspective at Tourves (Var, France)." Biodiversity and Conservation **8**: 391-407.
- Andrzejewska, L. (1991). "Formation of Auchenorrhyncha communities in diversified structures of agricultural landscape." Polish Ecological Studies **17**: 267-287.
- Anonymus (1995). Datensammlung Weinbau und Kellerwirtschaft. Darmstadt, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL).
- Auvera, H. (1966). "Die Rebhügel des mittleren Maingebietes, ihre Flora und Fauna." Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg **7**: 5-59.
- Baars, M. A. (1979). "Catches in pitfall traps in relation to mean densities of Carabid beetles." Oecologia **41**: 25-46.
- Bachmann, K. (1998). "Species as units of diversity: an outdated concept." Theory In Biosciences **117**: 213-230.
- Baines, M., C. Hambler, et al. (1998). "The effects of arable field margin management on the abundance and species richness of Araneae (spiders)." Ecography **21**: 74-86.
- Barbier, E. B. (1993). Introduction: Economics and ecology - the next frontier. **In:** Economics and ecology. (E. B. Barbier). London, Chapman & Hall: 1-10.
- Barbier, E. B., J. C. Burgess, et al. (1994). Paradise lost? The ecological economics of biodiversity. London, Earthscan Publications Ltd.
- Basedow, T. (1990). Effects of insecticides on Carabidae and the significance of these effects for agriculture and species number. **In:** The role of ground beetles in ecological and environmental studies. N. E. Stork. Andover, Intercept: 115-125.
- Bauchhenss, E. (1990). "Mitteleuropäische Xerotherm-Standorte und ihre epigäische Spinnenfauna - eine autökologische Betrachtung." Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg **31/32**: 153-162.
- Bauchhenss, E. (1992). "Epigäische Spinnen an unterfränkischen Muschelkalkstandorten." Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg **33**: 51-73.
- Bauchhenss, E. (1995). "Überwinternde Spinnen aus Schneckenhäusern." Arachnologische Mitteilungen **9**: 57-60.
- Bauchhenss, J. (1989). "Vergleichende Untersuchungen der Collembolen- und Orbatidenbesiedelung von Weinbergen und naturnahen Flächen auf vier Weinbergslagen Unterfrankens." Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch **66**: 985-1010.

- Baum, S., W. Kast, et al. (1992). Untersuchungen zum Einsatz und zur Wirkungsweise einiger ausgewählter alternativer Präparate im Weinbau. 5. Internationaler Erfahrungsaustausch über Forschungsergebnisse zum Ökologischen Obstbau, Weinsberg.
- Bayer, K. and T. Hühn (1995). "Marktakzeptanz von Weinen aus ökologischem Anbau." Deutsches Weinbau-Jahrbuch **46**: 195-207.
- Bayley, M., E. Baatrup, et al. (1995). "Elevated copper levels during larval development cause altered locomotor behavior in the adult carabid beetle *Pterostichus cupreus* L. (Coleoptera: Carabidae)." Ecotoxicology and Environmental Safety **32**: 166-170.
- Beck, H. J. (1984). Faunistisch-ökologische Untersuchungen über die Folgen einer Flurbereinigung für die Bodenarthropodenfauna eines fränkischen Weinberges unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer und Spinnen. Diplomarbeit, Fakultät für Biologie. Julius-Maximilians-Universität, Würzburg.
- Becker, N. (1990). "Öko-Weinbau, Bio-Wein. Eine kritische Betrachtung." Rebe und Wein **5**: 183-188.
- Begon, M., J. L. Harper, et al. (1990). Ecology. Cambridge, Blackwell Scientific.
- Bellmann, H. (1993). Heuschrecken - beobachten, bestimmen. Augsburg, Naturbuch Verlag.
- Bellmann, H. (1997). Kosmos Atlas Spinnentiere Europas. Stuttgart, Kosmos Verlag.
- Bengtsson, G., S. Nordström, et al. (1983). "Population density and tissue metal concentration of lumbricids in forest soils near a brass mill." Environmental Pollution **30A**: 87-108.
- Bengtsson, G. and L. Tranvik (1989). "Critical metal concentrations for forest soil invertebrates: A review of the limitations." Water, Air, Soil Pollution **47**: 381-417.
- BfN (1997). Erhaltung der biologischen Vielfalt. Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge. Bonn, Bundesamt für Naturschutz.
- Biedermann, R. (2000). "Metapopulation dynamics of the froghopper *Neophilaenus albipennis* (F., 1798) (Homoptera, Cercopidae) – what is the minimum viable metapopulation size?" Journal of insect conservation **4**: 99-107.
- Bishop, R. C. (1978). "Endangered species and uncertainty: The economics of a safe minimum standard." American Journal of Agricultural Economics **61**: 10-18.
- Blab, J. (1993). Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Bonn - Bad Godesberg, Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie.
- Blab, J. and N. Eugeniusz (1989). Zehn Jahre Rote Listen. Bonn, Kilda Verlag.
- Blick, T., L. Pfiffner, et al. (2000). "Epigäische Spinnen auf Äckern der Nordwest-Schweiz im Mitteleuropäischen Vergleich (Arachnida: Araneae)." Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie **12**: 267-276.
- Blick, T. and M. Scheidler (2003). Rote Liste gefährdeter Spinnen (Arachnida: Araneae) Bayerns. Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Augsburg, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. **166**: 384.
- Bornholdt, G. (1991). "Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und Coleoptera der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern." Marburger Entomologische Publikationen **2**: 1-330.
- Borrvall, C., B. Ebenman, et al. (2000). "Biodiversity lessens the risk of cascading extinction in model food webs." Ecology Letters **3**: 131-136.

- Brandmayr, Z. T. (1990). Spermophagous (seed-eating) ground beetles: First comparison of the diet and ecology of the Harpaline genera Harpalus and Ophonus (Col., Carabidae). **In: The role of ground beetles in ecological and environmental studies**. N. E. Stork. Andover, Intercept: 307-316.
- Braun-Blanquet, J. (1964). Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Wien.
- Breuer, R. (1996). "Naturschutz, Eigentum und Entschädigung." Natur und Recht: 537-547.
- Brown, V. K., C. W. D. Gibson, et al. (1992). "Community organisation in leaf hoppers." Oikos **65**: 97-106.
- Burkholder, A. (1993). Die Wanzenfauna (Heteroptera) ausgewählter Weinberge Unterfrankens. Diplomarbeit, Fakultät für Biologie. Würzburg, Julius-Maximilians Universität: 116 pp.
- Burrows, L. and C. Edwards (2004). "The use of integrated soil microcosms to assess the impact of carbendazim on soil ecosystems." Ecotoxicology **13**: 143-161.
- Cardinale, B. J., K. Nelson, et al. (2000). "Linking species diversity to the functioning of ecosystems: On the importance of environmental context." Oikos **91**: 175-183.
- Caughley, G. and A. Gunn (1996). Conservation biology in theory and practice. Cambridge, Blackwell Science.
- Cherrill, A. J. and R. A. Sanderson (1994). "Comparison of sweep-net and pitfall trap samples of moorland Hemiptera: Evidence for vertical stratification within vegetation." Entomologist **113**: 70-81.
- Clark, C. W. (1973). "Profit maximization and the extinction of animal species." Journal of Political Economy **81**: 950-961.
- Colwell, R. K. and J. A. Coddington (1994). "Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation." Philosophical Transactions of the Royal Society of London B **345**: 101-118.
- Corvers, M. (1994). Auswirkungen von verschiedenen Systemen der Bewirtschaftung auf die Rebe und den Wein in Versuchen auf dem Standort Mariannenaue. Dissertation Fachbereich Agrarwissenschaften. Giessen, Justus-Liebig-Universität: 174 pp.
- Costanza, R., R. d'Arge, et al. (1997). "The value of the world's ecosystem services and natural capital." Nature **387**: 253-260.
- Costello, M. J. and K. M. Daane (1998). "Influence of ground cover on spider populations in a table grape vineyard." Ecological Entomology **23**: 33-40.
- Curry, J. P. (1994). Grassland Invertebrates. London, Chapman & Hall.
- De Vries, H. H. (1994). Size of habitat and presence of ground beetle species. **In: Carabid Beetles: Ecology and Evolution**. K. Desender, Kluwer Academic Publishers: 253-259.
- Delettre, Y. R., N. Morvan, et al. (1998). "Local biodiversity and multi-habitat use in empidoiid flies (Insecta: Diptera, Empidoidea)." Biodiversity and Conservation **7**: 9-25.
- Desender, K. and H. Turin (1989). "Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four West European countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, Cicindelidae)." Biological Conservation **48**: 277-294.
- Dielmann, M. (1984). "Zur Milbenfauna verschiedener Rheingauer Weinbergsböden." Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **14**: 103-110.
- Draney, M. L. and D. A. Crossley (1999). "Relationship of habitat age to phenology among ground-dwelling Linyphiidae (Araneae) in the southeastern United States." The Journal of Arachnology **27**: 211-216.
- Duffy, J. E., K. S. MacDonald, et al. (2001). "Grazer diversity, functional redundancy, and productivity in seagrass beds: An experimental test." Ecology **82**: 2147-2434.

- Edwards, P. J. and C. Abivardi (1998). "The value of biodiversity: Where ecology and economy blend." Biological Conservation **83**: 239-246.
- Ehrenfeld, D. (1992). Warum sollte man der biologischen Vielfalt einen Wert beimessen? **In: Ende der biologischen Vielfalt?** E. O. Wilson (Ed.). Heidelberg, Spektrum Verlag.
- Ehrlich, P. R. (1995). Context: biodiversity and ecosystem services. **In: Global biodiversity assessment.** V. H. Heywood and R. T. Watson (Eds.). Cambridge, Cambridge University Press: 282-285.
- Erwin, T. L. (1988). The tropical forest canopy: the heart of diversity. **In: Biodiversity.** E. O. Wilson (Ed.) Washington D. C., National Academic Press.
- Eyre, M. D., M. L. Luff, et al. (1990). "The ground beetle (Coleoptera, Carabidae) fauna of intensively managed agricultural grasslands in northern England and southern Scotland." Pedobiologia **34**: 11-18.
- Eyre, M. D. and J. Woodward (1996). Spiders in environmental surveillance and site assessment. **In: Environmental monitoring, surveillance and conservation using invertebrates.** M. D. Eyre (Ed.). Newcastle, EMS Publications: 101 pp.
- FAO (1999). Sustaining agricultural biodiversity and agro-ecosystem functions. **In: Sustaining agricultural biodiversity and agro-ecosystem functions.**, Rom, FAO.
- Firle, S., R. Bommarco, et al. (1998). "The influence of movement and resting behaviour on the range of three carabid beetles." Ecology **79**: 2113-2122.
- Fischer, B. (1996). Beiträge zur Entwicklung umweltschonender Pflanzenschutzsysteme im Weinbau. Dissertation, Landwirtschaftliche Fakultät. Bonn, Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität: 166 pp.
- Folgarait, P.-J. (1998). "Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review." Biodiversity And Conservation **7**: 1221-1244.
- Fonseca, C. R. and G. Ganade (2001). "Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems." Journal of Ecology **89**: 118-125.
- Frampton, G. K. and T. Cilgi (1994). Long-term effects of pesticides on Carabidae in U.K. farmland: some initial results from the "SCARAB" Project. **In: Carabid Beetles: Ecology and Evolution.** K. Desender (Ed.), Kluwer Academic Publishers: 433-438.
- Freude, H., K. Harde, et al. (1976). Die Käfer Mitteleuropas. Krefeld, Goecke & Evers Verlag.
- Friebe, B. and U. Köpke (1994). Bedeutung des organischen Landbaus für den Arten- und Biotopschutz in der Agrarlandschaft. Integrative Extensivierungs- und Naturschutzstrategien, Bonn, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- Gatto, M. D. and G. A. De Leo (2000). "Pricing biodiversity and ecosystem services: The neverending story." BioScience **50**: 347-355.
- Ghilarov, A. M. (1996). "What does "biodiversity" mean - scientific problem or convenient myth?" Trends in Ecology and Evolution **11**: 304-306.
- Ghilarov, A. M. (2000). "Ecosystem functioning and intrinsic value of biodiversity." Oikos **90**: 408-412.
- Gilpin, M., G. Gall, et al. (1992). "Ecological dynamics and agricultural landscapes." Agriculture, Ecosystems and Environment **42**: 27-52.
- Gotelli, N. J. and G. R. Graves (1996). Null models in ecology. Washington London, Smithsonian Institution Press.

- Götmark, F., H. Söderlundh, et al. (2000). "Buffer zones for forest reserves: opinions of land owners and conservation value of their forest around nature reserves in southern Sweden." Biodiversity and Conservation **9**: 1377-1390.
- Green, J. (1999). "Sampling method and time determines composition of spider collections." The Journal of Arachnology **27**: 176-182.
- Greenslade, P. J. M. (1964). "Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera)." Journal of Animal Ecology **33**: 301-310.
- Greenstone, M. H. (1984). "Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability." Oecologia **62**: 299-304.
- Greenstone, M. H., C. E. Morgan, et al. (1987). "Ballooning spiders in Missouri, USA, and New South Wales, Australia: family and mass distributions." Journal of Arachnology **15**: 163-167.
- Griebeler, E.-M. and E. Gottschalk (2000). "An individual based model of the impact of suboptimal habitat on survival of the grey bush cricket, *Platycleis albopunctata* (Orthoptera: Tettigoniidae)." Journal of Insect Conservation **4**: 225-237.
- Grime, J. P. (1997). "Biodiversity and ecosystem function: The debate deepens." Science **277**: 1260-1261.
- Grimm, U. (1985). Die Gnaphosidae Mitteleuropas (Arachnida, Araneae). Hamburg, Berlin, Verlag Paul Parey.
- Grimm, V. and C. Wissel (1997). "Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion." Oecologia **109**: 323-334.
- Guillemain, M., M. Loreau, et al. (1997). "Relationships between the regional distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) and the abundance of their potential prey." Acta Oecologia **18**: 465-483.
- Gut, D. (1998). "Rebbergflora: Von der Unkrautbekämpfung zur Förderung der botanischen Vielfalt - eine Übersicht." Deutsches Weinbau-Jahrbuch **49**: 115-123.
- Haarlof, N. V. (1950). "Microarthropods from Danish soils." Oikos **3**: 7-176.
- Haarmann, K. and P. Pretscher (1993). Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland. Bonn - Bad Godesberg, Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftspflege.
- Häberli, R., C. Lüscher, et al. (1991). Kultur Boden - Boden Kultur. Vorschläge für eine häusliche Nutzung des Bodens in der Schweiz. Zürich, Verlag der Fachvereine.
- Haddad, N. M., J. Haarstad, et al. (2000). "The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities." Oecologia **124**: 73-84.
- Halsall, N. B. and S. D. Wratten (1988). "The efficiency of pitfall trapping for polyphagous predatory Carabidae." Ecological Entomology **13**: 293-299.
- Hampicke, U. (1991). Naturschutz-Ökonomie. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.
- Hampicke, U. (1994). "Ethics and economics of conservation." Biological Conservation **67**: 219-231.
- Hanski, I. (1999). "Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes." Oikos **87**: 209-219.
- Hanski, I. (1999a). Metapopulation Ecology. Oxford New York, Oxford University Press.
- Hanski, I., A. Moilanen, et al. (1996). "Minimum viable metapopulation size." American Naturalist **147**: 527-541.
- Hardes, H. D. and F. Schmitz (2000). Grundzüge der Volkswirtschaftslehre. München, Oldenbourg Wissenschaftsverlag.

- Harrison, S. and L. Fahrig (1995). Landscape pattern and population conservation. In: Mosaic landscapes and ecological processes. L. Hansson, L. Fahrig and G. Merriam (Eds.). London, Chapman & Hall: 293-308.
- Häseli, A. and B. Graf (1992). Nebenwirkungen einiger Apfelschorf-Fungizide im Obstbau. 5. Internationaler Erfahrungsaustausch über Forschungsergebnisse zum Ökologischen Obstbau, Weinsberg.
- Hatley, C. L. and J. A. MacMahon (1980). "Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetational architecture." Environmental Entomology **9**: 632-639.
- Van der Heijden, M. G. K., J. N. Klironomos, et al. (1998). "Mycorrhizal fungi diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity." Nature **369**: 69-72.
- Heimer, S. and W. Nentwig (1991). Spinnen Mitteleuropas. Berlin, Hamburg, Verlag Paul Parey.
- Hemmann, K., I. Hopp, et al. (1987). "Zum Einfluß der Mahd durch Messerbalken, Mulcher und Saugmäher auf Insekten am Straßenrand." Natur und Landschaft **62**: 103-106.
- Henschel, J., D. Mahsberg, et al. (1996). "Mass-length relationships of spiders and harvestmen (Araneae and Opiliones)." Revue Suisse de Zoologie: 265-268.
- Hess, C.-R. and V. Reichard (1988). "Zur ornithologischen Bedeutung von Biotoptypen in Weinbaugebieten." Natur und Landschaft **63**: 11-14.
- Heublein, D. (1980). "Die Frage der kleinräumigen Kongruenz von Zootaxozöosen und Vegetationszonierungen." Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft **22**: 154-167.
- Heusinger, G. (2003). Rote Liste gefährdeter Springschrecken (Saltatoria) Bayerns. Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Augsburg, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. **166**: 384 pp.
- Heydemann, B. (1964). "Die Carabiden der Kulturbiotop von Binnenland und Nordseeküste, ein ökologischer Vergleich (Coleoptera, Carabidae)." Zoologischer Anzeiger **172**: 49-85.
- Heydemann, B. and H. Meyer (1983). "Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in den Agrarbiotopen." Schriftenreihe Deutscher Rat für Landespflege **42**: 174-191.
- Hofmann, U. (1991). Untersuchungen zur Umstellungsphase auf ökologische Bewirtschaftungssysteme im Weinbau im Vergleich zur konventionellen Wirtschaftsweise am Beispiel Mariannaue-Erbach. Dissertation Institut für Weinbau und Rebenzüchtung. Geisenheim, Forschungsanstalt Geisenheim: 173 pp.
- Hofmann, U., W. Kiefer, et al. (1992). "Untersuchungsergebnisse über die Umstellungsphase auf ökologische Bewirtschaftungssysteme im Weinbau im Vergleich zur konventionellen Wirtschaftsweise. I. Mitteilung: Versuchsanstellung und Auswirkungen der Bewirtschaftungssysteme auf Befall durch Schaderreger." Viticultural and Enological Sciences **47**: 186-196.
- Hofmann, U., W. Kiefer, et al. (1993). "Untersuchungsergebnisse über die Umstellungsphase auf ökologische Bewirtschaftungssysteme im Weinbau im Vergleich zur konventionellen Wirtschaftsweise. II. Mitteilung: Vegetative und generative Leistung." Viticultural and Enological Sciences. **48**: 45-50.
- Hofmann, U., P. Köpfer, et al. (1995). Ökologischer Weinbau. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.
- Holtermann, D. (1995). "Die Gehäuseschneckenfauna (Gastropoda) der Technozönose Weinberg und deren Beziehung zu angrenzenden naturnahen Biotopen im Raum Würzburg." Abhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg **35/36**: 3-243.
- Honek, A. (1988). "The effect of crop density and microclimate on pitfall trap catches of Carabidae, Staphylinidae (Coleoptera), and Lycosidae (Araneae) in cereal fields." Pedobiologia **32**: 233-242.
- Hooper, D. U. and P. M. Vitousek (1998). "Effects of plant composition and diversity on ecosystem processes." Ecological Monographs **68**: 121-149.

- Hoopes, M. F. and S. Harrison (1998). Metapopulation, source-sink and disturbance dynamics. **In:** Conservation science and action. W. J. Sutherland (Ed.). Oxford, Blackwell Science: 135-151.
- Horstmann, B. (1995). "On the concept of "minimum viable population" (MVP): area risk statistics and minimal habitat size for *Carabus auronitens* F. (Coleoptera, Carabidae)." Verhandlungen Westdeutscher Entomologentag: 267-273.
- Hovestadt, T., J. Roeser, et al. (1991). Flächenbedarf von Tierpopulationen. Jülich, Forschungszentrum Jülich GmbH.
- Hughes, J., G. Daily, et al. (1997). "Population diversity: Its extent and extinction." Science **278**: 689-692.
- Hurlbert, S. H. (1971). "The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters." Ecology **52**: 577-585.
- Huston, M. A. (1997). "Hidden treatments in ecological experiments: Re-evaluating the ecosystem function of biodiversity." Oecologia **110**: 449-460.
- Huusela-Veistola, E. and A. Vasarainen (2000). "Plant succession in perennial grass strips and effects on the diversity of leafhoppers (Homoptera, Auchenorrhyncha)." Agriculture, Ecosystems and Environment **80**: 101-112.
- Ingrisch, S., E. Glück, et al. (1989). "Zur Wirkung des biologisch-dynamischen und konventionellen Landbaus auf die oberirdische Fauna des Ackers." Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **18**: 835-841.
- Ingrisch, S. and G. Köhler (1998). Die Heuschrecken Mitteleuropas. Magdeburg, Westarp Wissenschaften.
- Ingrisch, S. and G. Köhler (1998). Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s. l.). Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. M. Binot, R. Bless, P. Boye, H. Gruttke and P. Pretscher. Bonn (Eds.) Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz.
- IUCN (1984). Categories, objectives and criteria for protected areas. **In:** National parks, conservation, and development: The role of protected areas in sustaining society. J. A. McNeely and K. R. Miller (Eds.). Washington D.C., Smithsonian Institution Press: 47-53.
- Jacobs, W. and M. Renner (1988). Biologie und Ökologie der Insekten. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag.
- Jarosik, V. (1992). "Pitfall trapping and species-abundance relationships: a value for carabid beetles (Coleoptera: Carabidae)." Acta Entomologica Bohemoslovaca **89**: 1-12.
- Jedicke, E. (1997). Die Roten Listen. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.
- Johnson, K. H. (2000). "Trophic-dynamic considerations in relating species diversity to ecosystem resilience." Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society **75**: 347-376.
- Jonsson, M. and Malmqvist B. (2000). "Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects." Oikos **89**: 519-523.
- Jorgensen, H. B. and S. Toft (1997). "Role of granivory and insectivory in the life cycle of the carabid beetle *Amara similata*." Ecological Entomology **22**: 7-15.
- Jules, E. S. (1997). "Dangers in dividing conservation biology and agroecology." Conservation Biology **11**(6): 1272-1273.
- Kast, W. (1991). "Zum Einfluss der Stickstoffdüngung auf den Befall der Reben durch *Phomopsis viticola* SACC." Vitis **30**: 17-23.
- Kast, W. and W. Heller (1999). "5 Jahre Erfahrungen im Ökologischen Weinbau auf Burg Wildeck." Deutsches Weinbau Jahrbuch **50**: 159-163.

- Kauer, R. and W. Kiefer (1995). Umweltschonender und ökologischer Weinbau. Darmstadt, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. Ausschuss für Technik im Weinbau.
- Kaule, G. (1991). Arten- und Biotopschutz. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.
- Kegel, B. (1990). Diurnal activity of carabid beetles living on arable land. **In: The role of ground beetles in ecological and environmental studies**. N. E. Stork. Andover, Intercept: 65-76.
- Kessler, A., W. C. Vermeulen, et al. (1984). "Partitioning of the space in tussocks of the sedge, *Carex distans*, during winter, by a spider community." Journal of Zoology, London **204**: 259-269.
- Kjellsson, G. (1985). "Seed fate in a population of *Carex pilulifera* L. 2. Seed predation and its consequences for dispersal and seed bank." Oecologia **67**: 424-429.
- Knauer, N. (1993). Ökologie und Landwirtschaft. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.
- Kneitz, S. (1991). Vergleich der Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) in unterschiedlich bewirtschafteten Weinbergen in Mainstockheim beim Kitzingen. Diplomarbeit Universität Bayreuth: 144 pp.
- Kobel-Lamparski, A., C. Gack, et al. (1993). "Einfluss des Grünmulchens auf die epigäische Spinnen in Rebflächen des Kaiserstuhls." Arachnologische Mitteilungen **5**: 15-32.
- Koch, K. (1989). Ökologie. Krefeld, Goecke & Evers Verlag.
- Kosz, M. (1997). "Probleme der monetären Bewertung von Biodiversität." Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht **4**: 531-550.
- Kotka, C. (1988). "Beziehungen zwischen der Verunkrautung und phytophagen Laufkäfern der Gattung *Amara*." Mitteilungen aus der biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft **247**: 139-145.
- Krebs, C. J. (1999). Ecological methodology. Menlo Park, California, Addison-Wesley Educational Publishers.
- Kremen, C., R. K. Colwell, et al. (1993). "Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning." Conservation Biology **7**(4): 796-808.
- Kromp, B. and P. Meindl (1997). Entomological research in organic agriculture: Summary and recommendations. **In: Entomological research in organic agriculture**, Academic Publishers: 373-382.
- Kubach, G., J. Trautner, et al. (1999). "Veränderungen der Laufkäferfauna in einer offenen Kulturlandschaft der Ostalb." Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde **155**: 135-191.
- Kunisch, M. and K. Hurle (1986). "Kupfergehalte in Weinbergböden: Konsequenzen für das Pflanzenwachstum." Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **14**: 97-102.
- Lang, A., S. Kroß, et al. (1997). "Mass-length relationships of epigeal arthropod predators in arable land (Araneae, Chilopoda, Coleoptera)." Pedobiologia **41**: 327-333.
- LaSalle, J. (1993). Parasitic Hymenoptera, biological control and biodiversity. **In: Hymenoptera and biodiversity**. J. LaSalle and I. D. Gauld (Eds.). Wallingford, CAB International: 197-215.
- Lawton, J. and V. Brown (1993). Redundancy in ecosystems. **In: Biodiversity and ecosystem function**. E. D. Schulze and H. Mooney (Eds.). Berlin, Springer Verlag.
- Legendre, P. and Legendre (1998). Numerical ecology. Amsterdam, Elsevier.
- Li, W., Z. Wang, et al. (1999). "Designing the buffer zone of a nature reserve: a case study in Yancheng Biosphere Reserve, China." Biological Conservation **90**: 159-165.
- Lindroth, C. H. (1986). The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Leiden Copenhagen, Scandinavian Science Press Ltd.
- Linsenmair, K. E. (2002). Die ökosystemare Bedeutung der Biodiversität. Das Ende der Biodiversität?, Laufen, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.

- Löbber, M., K. Kromer, et al. (1994). Einfluß von Mäh- und Mulchgeräten auf die bodennahe Fauna. Integrative Extensivierungs- und Naturschutzstrategien, Bonn, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- Loosen, R. (1991). Überprüfung und Bewertung der Anbaumethoden des ökologischen Weinbaus unter besonderer Berücksichtigung des Rebschutzes und der Rebenernährung. Dissertation Institut für Phytopathologie und Angewandte Zoologie. Gießen, Justus-Liebig-Universität: 159 pp.
- Loreau, M. (2000). "Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances." Oikos **91**: 3-17.
- Lorenz, W. (2003). Rote Liste gefährdeter Lauf- und Sandlaufkäfer (Coleoptera Carabidae s. l.) Bayerns. Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Augsburg, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
- Lovejoy, T. E. (1996). Biodiversity: What is it? **In: Biodiversity II: Understanding and protecting our biological resources**. M.-L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson, E. O. Wilson (Eds.). Washington D.C., Joseph Henry Press: 7-14
- Luczak, J. (1979). "Spiders in agrocoenoses." Polish ecological Studies **5**: 151-200.
- Luff, M. L. (1975). "Some features influencing the efficiency of pitfall traps." Oecologia **19**: 345-357.
- Lys, J. A. and W. Nentwig (1991). "Surface activity of carabid beetles inhabiting cereal fields." Pedobiologia **35**: 129-138.
- Lys, J.-A. and W. Nentwig (1994). "Improvement of the overwintering sites for Carabidae, Staphylinidae and Araneae by strip-management in a cereal field." Pedobiologia **38**: 238-242.
- MacArthur, R. H. (1965). "Patterns of species diversity." Biological Reviews **40**: 510-533.
- Macharzina, K. (1993). Unternehmensführung. Wiesbaden, Gabler Verlag.
- Magurran, A. E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton, Princeton University Press.
- Majer, J. D. (1987). The conservation and study of invertebrates in remnants of native vegetation. **In: Nature conservation: The role of remnants of native vegetation**. D. A. Saunders, G. W. Arnold, A. A. Burbidge and A. J. M. Hopkins (Eds.). Sydney, Surrey Beatty & Sons: 333-335.
- Marggraf, R. B. R. (1998). "The conservation of biological diversity from an economic point of view." Theory In Biosciences **117**: 289-306.
- Maul, D. (1985). "Arbeitsbedarf und Kostenvergleich verschiedener Bodenpflegesysteme in Direktzuglagen." Der Deutsche Weinbau **14**: 646-650.
- McCann, K. S. (2000). "The diversity-stability debate." Nature **405**: 228-233.
- McGrady-Steed, J., P.-M. Harris, et al. (1997). "Biodiversity regulates ecosystem predictability." Nature **390**: 162-165.
- Meffe, G. K. and C. R. Carroll (1994). Principles of conservation biology. Sunderland, Massachusetts, Sinauer Associates, Inc.
- Meißner, A. (1998). Die Bedeutung der Raumstruktur für die Habitatwahl von Lauf- und Kurzflügelkäfern. Dissertation, Institut für Ökologie und Biologie. Berlin, Technische Universität Berlin: 184 pp.
- Michaud, J. P. and A. K. Grant (2003). "Sub-lethal effects of a copper sulfate fungicide on development and reproduction in three coccinellid species." Journal of Insect Science **3**: 1-6.
- Mooney, H. A. (1996). The SCOPE initiatives: the background and plans for a global strategy on invasive species. **In: Sandlund, O. T., P. J. Schei, A. Viken (Eds.). Proceedings of the Norway/UN Conference on Alien Species**, Trondheim
- Morrill, W. L., D. G. Lester, et al. (1990). "Factors affecting efficacy of pitfall traps for beetles (Coleoptera: Carabidae and Tenebrionidae)." Journal of Entomological Science **25**: 284-293.

- Morris, M. G. (1992). "Responses of Auchenorrhyncha (Homoptera) to fertiliser and liming treatments at Park Grass, Rothamsted." Agriculture, Ecosystems and Environment **41**: 263-283.
- Morris, M. G., N. M. Collins, et al. (1991). The utilization and value of non-domesticated insects. **In**: The conservation of insects and their habitats. N. M. Collins and J. A. Thomas (Eds.). London, Academic Press
- Müller, E., G. Schulze, et al. (1996). Möglichkeiten zur Extensivierung in bestehenden Rebanlagen unter besonderer Berücksichtigung der Vorschriften zum kontrolliert umweltschonenden Weinbau. Darmstadt, Ausschuss für Technik im Weinbau (ATW), Deutscher Weinbauverband, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft.
- Muradian, R. (2001). "Ecological thresholds: a survey." Ecological Economics **38**: 7-24.
- Naeem, S. (1998). "Species redundancy and ecosystem reliability." Conservation Biology **12**: 39-45.
- Naeem, S. and S. Li (1997). "Biodiversity enhances ecosystem reliability." Nature **390**: 507-509
- Naeem, S., L. J. Thomson, et al. (1995). "Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems." Philosophical Transactions of the Royal Society of London B **347**: 249-262.
- Nentwig, W., T. Frank, et al. (1998). Sown weed strips: Artificial ecological compensation areas as an important tool in conservation and biological control. **In**: Ecology and integrated farming systems. D. M. Glen, M. P. Greaves and H. M. Anderson (Eds.). Chichester, Wiley: 133-153.
- Newton, I. (1998). Pollutants and pesticides. **In**: Conservation science and action. W. J. Sutherland (Ed.). Oxford, Blackwell Science Ltd.
- Nickel, H. (1994). "Wärmeliebende Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha) im südlichen Niedersachsen." Braunschweiger Naturkundliche Schriften **4**: 533-551.
- Nickel, H. (2003). Rote Liste gefährdeter Zikaden (Hemiptera, Auchenorrhyncha) Bayerns. Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Augsburg, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Nickel, H. and J. Hildebrandt (2003). "Auchenorrhyncha communities as indicators of disturbance in grasslands (Insecta, Hemiptera) — a case study from the Elbe flood plains (northern Germany)." Agriculture, Ecosystems and Environment **98**: 183-199.
- Nickel, H. and R. Remane (2002). "Artenliste der Zikaden Deutschlands, mit Angabe von Nährpflanzen, Nahrungsbreite, Lebenszyklus, Areal und Gefährdung." Beiträge zur Zikadenkunde **5**: 27-64.
- Nickel, H., W. Witsack, et al. (1999). "Rote Liste der Zikaden Deutschlands (Hemiptera, Auchenorrhyncha) - Habitate, Gefährdungsfaktoren und Anmerkungen zum Areal." Beiträge zur Zikadenkunde **3**: 13-32.
- Oberdorfer, E. (1993). Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Jena Stuttgart New York, Gustav Fischer Verlag.
- Oberhofer, J. (1989). Betriebswirtschaftlicher Vergleich konventionell und ökologisch wirtschaftender Weinbaubetriebe in den Anbaugebieten Rheinhessen, Rheinpfalz und Baden unter besonderer Berücksichtigung der Hektarhöchstertrag-Regelung. Dissertation Universität Hohenheim.
- Oppermann, R. and A. Claßen (1998). Naturverträgliche Mähtechnik, NABU Baden-Württemberg e.V.
- Ossiannilsson, F. (1981). The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark. Klampenbog, Scandinavian Science Press.
- Parker, I. M., D. Simberloff, et al. (1999). "Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders." Biological Invasions **1**: 3-19

- Patrick, R. (1996). Biodiversity: Why is it important? **In:** Biodiversity II: Understanding and protecting our biological resources. M. L. W. Reaka-Kudla, D. E. Wilson, E. O. Wilson (Eds.). Washington, Joseph Henry Press.
- Payne, K. (1981). "A comparison of the catches of Auchenorrhyncha Homoptera obtained from sweep netting and pitfall trapping." Entomologists Monthly Magazine **117**: 215-2223.
- Pfeiffer, C. and D. Rupp (1993). "Eintrag und Verteilung von Kupfer und Zink in eine traditionell bewirtschaftete Rebfläche des Remstals im Mittleren Keuper (Baden Württemberg)." Viticultural and Enological Sciences **48**: 69-74.
- Pfiffner, L. (2000). Significance of organic farming for invertebrate diversity - enhancing beneficial organisms with field margins in combination with organic farming. **In:** The relationship between nature conservation, biodiversity and organic agriculture. S. Stolton, B. Geier and J. McNeely (Eds.). Tholey-Theley, IFOAM.
- Pimentel, D., U. Stachow, et al. (1992). "Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. Most biological diversity exists in human-managed ecosystems." Bioscience **42**: 354-362.
- Pimm, S. L. (1984). "The complexity and stability of ecosystems." Nature **307**: 321-326.
- Plachter, H. (1991). Naturschutz. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.
- Platen, R., T. Blick, et al. (1998). Rote Liste der Webspinnen (Arachnida: Araneae). Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. M. Binot, R. Bless, P. Boye, H. Gruttke and P. Pretscher (Eds.). Bonn - Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz.
- Plinke, W. (1993). Industrielle Kostenrechnung. Berlin Heidelberg, Springer Verlag.
- Poethke, J. H., E. Gottschalk, et al. (1996). "Gefährdungsanalyse einer räumlich strukturierten Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Artenschutz." Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **5**: 229-242.
- Pozzebon, A., C. Duso, et al. (2002). "Side effects of some fungicides on phytoseiid mites (Acari, Phytoseiidae) in North-Italian vineyards." Anzeiger für Schädlingskunde **75**: 132-136.
- Prestidge, R. A. and S. McNeill (1983). "Auchenorrhyncha - host plant interactions: leafhoppers and grasses." Ecological Entomology **8**: 331-339.
- Preuschen, G. (1994). Der ökologische Weinbau. Karlsruhe, Verlag C. F. Müller.
- Primack, R. B. (1993). Essentials of conservation biology. Sunderland, Massachusetts, Sinauer Associates Inc.
- Randall, A. (1992). Was sagen Wirtschaftswissenschaftler über den Wert der biologischen Vielfalt? **In:** Ende der biologischen Vielfalt? E. O. Wilson. Heidelberg, Spektrum Verlag.
- Raths, U. and U. Riecken (1999). "Ground beetles (Col.: Carabidae) in Drachenfelder Landchen. Habitat cover and protection as an aspect of optimising methods and developing the landscape. Animals in the cultured landscape - part 3." Schriftenreihe Fuer Landschaftspflege Und Naturschutz **59**: 1-156.
- Ratschker, U. M. and M. Roth (1997). "Die Spinnenfauna von Agrarökosystemen - Auswirkungen verschiedener Nutzungsformen und -intensitäten auf strukturfauunistische Parameter." Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie. **11**: 125-130.
- Reaka-Kudla, M. L., D. E. Wilson, and E. O. Wilson (Eds.) (1996). Biodiversity II: Understanding and protecting our biological resources. Washington, Joseph Henry Press.
- Redl, W. Ruckenbauer, et al. (1996). Weinbau Heute. Graz, Stuttgart, Leopold Stocker Verlag.

- Reinecke, S., B. Helling, et al. (2002). "Lysosomal response of earthworm (*Eisenia fetida*) coelomocytes to the fungicide copper oxchloride and relation to life-cycle parameters." Environmental toxicology and chemistry **21**: 1026-1031.
- Reinke, H. D. and U. Irmeler (1994). "Die Spinnenfauna (Araneae) Schleswig-Holsteins am Boden und in der bodennahen Vegetation." Faunistisch-ökologische Mitteilungen (Suppl.) **17**: 1-148.
- Remane, R. and E. Wachmann (1993). Zikaden kennenlernen, beobachten. Augsburg, Naturbuch Verlag.
- Remund, U., U. Niggli, et al. (1989). "Faunistische und botanische Erhebungen in einem Rebberg der Ostschweiz." Landwirtschaft Schweiz **2**: 393-408.
- Ribaut, H. (1936). Homopteres Auchenorhynques. I (Typhlocybidae). Paris, Librairie de la Faculte des Sciences.
- Ribaut, H. (1952). Homopteres Auchenorhynques. II (Jassidae). Paris, Librairie de la Faculte des Sciences.
- Riecken, U. (1999). "Effects of short-term sampling on ecological characterization and evaluation of epigeic spider communities and their habitats for site assessment studies." Journal of Arachnology **27**: 189-195.
- Roth, D. (1994). "Zum Konflikt zwischen Landwirtschaft und Naturschutz sowie Lösungen für seine Überwindung." Natur und Landschaft **69**: 407-411.
- Roth, D. and W. Berger (1996). "Vergütung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft - weshalb und wie?" Naturschutz und Landschaftsplanung **28**: 107-112.
- Rothmaler, W. (2002). Exkursionsflora von Deutschland. Heidelberg Berlin, Spektrum Akademischer Verlag.
- Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (1985). Umweltprobleme der Landwirtschaft (Sondergutachten). Bonn, Bundestags-Drucksache.
- Ruckenbauer, W., A. Schäfer, et al. (1993). "Der Einfluss konventioneller und alternativer Weinbaumethoden auf Qualität, Ertrag, bodenchemische und physikalische Parameter." Viticulture and Enology Science **47**: 177-185.
- Rushton, S. P., M. L. Luff, et al. (1989). "The effects of pasture improvement on the ground beetle and spider communities of upland grasslands." Journal of Applied Ecology **26**: 489-503.
- Rypstra, A.-L. C., Paul-E. Balfour, Robert-A. Marshall, Samuel-D. (1999). "Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants." Journal of Arachnology **27**: 371-377.
- Sachs, L. (1992). Angewandte Statistik. Berlin Heidelberg New York, Springer Verlag.
- Sachteleben, J. R. W. (1997). "Developing size criteria for nature conservation - a method regarding inbreeding." Naturschutz Und Landschaftsplanung **29**: 336-344.
- Sachteleben, J. R. W. (1997a). "Developing size criteria for nature conservation - a method regarding inbreeding effects. Part 2: Bavaria as an example." Naturschutz Und Landschaftsplanung **29**: 373-377.
- Samu, F. and C. Szinetar (2002). "On the nature of agrobiont spiders." Journal of Arachnology **30**: 389-402.
- SARA (1996). Liste der autökologischen Einstufung der Spinnen Bayerns. Bayreuth, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Sarkar, S. (1999). "Wilderness preservation and biodiversity conservation - keep divergent goals distinct." BioScience **49**: 405-412.
- Saska, P. and V. Jarosik (2001). "Laboratory study of larval food requirements in nine species of *Amara* (Coleoptera: Carabidae)." Plant Protection Science **37**: 103-110.
- Schade, M. and C. Sengonca (1998). "Förderung des Traubenwickler-Eiparasitoiden *Trichogramma semblidis* (Auriv.) (Hym., Trichogrammatidae) durch Bereitstellung von Ersatzwirten an Brennesseln im Weinbaugebiet Ahrtal." Viticultural and Enological Sciences **53**: 157-161.

- Schäfer, M. (1970). "Einfluss der Raumstruktur in Landschaften der Meeresküste auf das Verteilungsmuster der Tierwelt." Zoologisches Jahrbuch für Systematik **97**: 55-124.
- Schaller, K. (1986). "Bodenschutz und Bodenpflege aus der Sicht der Rebenernährung und Düngung." Der Deutsche Weinbau.
- Schelske, O. and I. Seidl (2000). "Kompensation als Instrument zum Erhalt von Arten- und Landschaftsvielfalt: Ökonomische Grundlagen und Fallbeispiele." Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht **1**: 23-48.
- Scherner, E. R. (1995). Realität oder Realsatire der "Bewertung" von Organismen und Flächen. In: Biologische Daten für die Planung. U. Riecken and E. Schröder. Bonn-Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz.
- Schiemenz, H. (1987). "Contributions to the insect fauna of East Germany (Homoptera Auchenorrhyncha Cicadina Insecta). Part I. Introduction, List of Species, Superfamily Fulgoroidea." Faunistische Abhandlungen (Dresden) **15**: 41-105.
- Schiemenz, H. (1988). "Contributions to the insect fauna of East Germany (Homoptera Auchenorrhyncha Insecta). Part II. Superfamily Cicadoidea excluding Typhlocybinæ and Deltocephalinae." Faunistische Abhandlungen (Dresden) **16**: 37-93.
- Schiemenz, H. (1990). "Contributions to the insect fauna of East Germany (Homoptera Auchenorrhyncha Cicadina Insecta). Part III. Subfamily Typhlocybinæ." Faunistische Abhandlungen (Dresden) **17**: 141-188.
- Schiemenz, H., R. Emmrich, et al. (1996). "Contributions to the insect fauna of East Germany: Homoptera-Auchenorrhyncha (Cicadina) (Insecta). Part IV. Subfamily Deltocephalinae." Faunistische Abhandlungen (Dresden) **20**: 153-258.
- Schlumprecht, H. und G. Waeber (2003). Heuschrecken in Bayern. Stuttgart, Ulmer Verlag.
- Schmid, O. and S. Henggeler (1989). Biologischer Pflanzenschutz im Garten. Stuttgart, Ulmer.
- Schmid-Egger, C. (1994). "Die faunistische Bedeutung alter Weinberge am Beispiel der Stechimmen (Hymenoptera, Aculeata) des Höllenberges bei Grünstadt." Fauna Flora Rheinland-Pfalz **7**: 673-707.
- Schmidt, H. (1988). "Überlegungen zur Bedeutung extensiv bewirtschafteter Rebflächen für den Naturschutz." Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz **84**: 101-114.
- Schmidt, H., H. Leicht, et al. (1985). "Kartierung unbereinigter Weinberge in Franken." Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. **62**: 91-121.
- Schnabel, G. (1997). Möglichkeiten zur Reduzierung pilzlichen Pathogenbefalls im Obst-, Gemüse- und Weinbau durch frühe Diagnose von Wirt-Parasit-Interaktionen und durch den Einsatz spezifischer und unspezifischer Fungizide. Dissertation Institut für Obst-, Gemüse- und Weinbau. Hohenheim, Universität Hohenheim: 107 pp.
- Schröter, L. and U. Irmeler (1999). "Einfluss von Bodenart, Kulturfrucht und Feldgröße auf Carabiden-Synusien der Äcker des konventionell-intensiven und des ökologischen Anbaus." Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement **27**: 5-61.
- Schwab, A. (2003). Rebsorten in Franken, LWG Veitshöchheim.
- Schwab, A., K. Wahl, et al. (2004). Die Begrünungsfrage in Franken: Welche Formen haben sich bewährt?, Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau.
- Schwartz, M. W., C. A. Brigham, et al. (2000). "Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology." Oecologia **122**: 297-305.
- Shafer, C. L. (1990). Nature reserves. Washington D.C., Smithsonian Institution Press.
- Shaffer, M. (1981). "Minimum population sizes for species conservation." BioScience **31**: 131-134.

- Shaffer, M. (1987). Minimum viable populations: coping with uncertainty. **In:** Viable populations for conservation. M. Soulé (Ed.). Cambridge, Cambridge University Press: 69–89.
- Smith, F., R. May, et al. (1993). “Estimating extinction rates.” Nature **364**: 494-496.
- Sotherton, N. W. (1984). “The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland.” Annals of Applied Biology **105**: 423–429.
- Spence, J. R. and J. K. Niemelä (1994). “Sampling Carabid assemblages with pitfall traps: The madness and the method.” The Canadian Entomologist **126**: 881-894.
- Stary, P. and K. S. Pike (1999). Use of beneficial insect diversity in agroecosystem management. **In:** Biodiversity in agroecosystems. W. W. Collins and C. O. Qualset (Eds.). Boca Raton London New York, CRC Press: 49 - 67.
- Steinberg, B. (1997). Möglichkeiten der Minimierung der Bodenpflege im Weinbau. Abschlussbericht über das ATW-Vorhaben Nr. 77. Darmstadt, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. **77**.
- Steinborn, H. A. and H. Meyer (1994). “Einfluss alternativer und konventioneller Landwirtschaft auf die Prädatorenfauna in Agrarökosystemen Schleswig-Holsteins (Araneida, Coleoptera: Carabidae, Diptera: Dolichopodidae, Empididae, Hybotidae, Microphoridae).” Faunistisch - Ökologische Mitteilungen **6**: 409-438.
- Stinson, C. S. A. and V. K. Brown (1983). “Seasonal changes in the architecture of natural plant communities and its relevance to insect herbivores.” Oecologia **56**: 67-69.
- Stoll-Kleemann, S. (2001). “Barriers to nature conservation in Germany: A model explaining opposition to protected areas.” Journal of Environmental Psychology **21**: 369-385.
- Stolton, S., B. Geier, et al. (2000). Introduction: The relationship between nature conservation, biodiversity and organic agriculture. **In:** The relationship between nature conservation, biodiversity and organic agriculture. S. Stolton, B. Geier and J. McNeely (Eds.). Tholey-Theley, IFOAM.
- Sunderland, K. S. F. (2000). “Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: A review.” Entomologia Experimentalis et Applicata **95**: 1-13.
- Suter, R. B. (1999). “An aerial lottery: The physics of ballooning in a chaotic atmosphere.” Journal of Arachnology **27**: 281-293.
- Suyama, K., H. Yamamoto, et al. (1993). “Effect of a fungicide, Chlorothalonil, on cellulose decomposing process in soil.” Journal of Pesticide Science **18**: 285-292.
- Symstad, A. J., F. S. Chapin III, et al. (2003). “Long-term and large-scale perspectives on the relationship between biodiversity and ecosystem functioning.” Bioscience **53**: 89-98.
- Tampe, K. (1995). “Kosten und Nutzen eines nachhaltigen Schutzes der Biodiversität.” Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftsforschung, Laufen/Salzach **19**: 89-94.
- Terborgh, J. and C. van Schaik (1997). Minimizing species loss: The imperative of protection. **In:** Last stand: Protected areas and the defense of tropical biodiversity. R. Kramer, C. van Schaik and J. Johnson (Eds.). New York Oxford, Oxford University Press.
- Thiele, H. U. (1977). Carabid beetles in their environments. Berlin, Springer Verlag.
- Thomas, C. F. G., L. Parkinson, et al. (1998). “Isolating the components of activity density for the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in farmland.” Oecologia **116**: 103-112.
- Thomas, M. B., S. D. Wratten, et al. (1991). “Creation of "island" habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: Predator densities and emigration.” Journal of Applied Ecology **28**: 906-917.

- Thomas, M. B., S. D. Wratten, et al. (1992). "Creation of "island" habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and species composition." Journal of Applied Ecology **29**: 524–531.
- Thompson, F. C. (1996). Names: The keys to biodiversity. In: Biodiversity II: Understanding and protecting our biological resources. M. L. W. Reaka-Kudla, D. E. Wilson, E. O. Wilson (Eds.) Washington, Joseph Henry Press.
- Tietze, F. (1985). "Changes in the ecofaunistic structure of carabid taxocoenoses in agricultural grassland ecosystems by intensified management." Zoologisches Jahrbuch für Systematik **112**: 367-382.
- Tilman, D. (2000). "Causes, consequences and ethics of biodiversity." Nature **405**: 208-211.
- Tilman, D., J. Knops, et al. (1997). "The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes." Science **277**: 1300-1302.
- Tisdell, C. A. (1990). "Economics and the debate about preservation of species, crop varieties and genetic diversity." Ecological Economics **2**: 77-90.
- Topp, W. (1982). "Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen (Col., Carabidae)." Drosera **82**: 109-116.
- Trautner, J., G. Müller-Motzfeld, et al. (1997). "Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae)." Naturschutz und Landschaftsplanung **29**: 261-273.
- Troumbis, A. Y. and Memtsas, D. (2000). "Observational evidence that diversity may increase productivity in Mediterranean shrublands." Oecologia **125**: 101-108.
- Troxler, C. and J. Zettel (1987). "Der Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsweisen auf die Mikroarthropodenfauna in Rebbergböden bei Twann." Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern **44**: 187-202.
- Tscharntke, T. (1992). "Fragmentation of Phragmites habitats, minimum viable population size, habitat suitability and local extinction of moths, midges, flies, aphids, and birds." Conservation Biology **6**: 530-536.
- Tyler, G., M. Balsberg-Pahlsson, et al. (1989). "Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates: A review." Water, Air, Soil Pollution **47**: 189-215.
- Vandermeer, J. and I. Perfecto (1997). "The agroecosystem: A need for the conservation biologist's lens." Conservation Biology **11**: 591-592.
- Voegel, R. (2000). Nature protection areas and agriculture in Brandenburg, Germany. The relationship between nature conservation, biodiversity and organic agriculture, IFOAM.
- Walker, B. (1992). "Biodiversity and ecosystem redundancy." Conservation Biology **6**: 18-23.
- Walker, B. (1995). "Conserving biological diversity through ecosystem resilience." Conservation Biology **9**: 747-752.
- Waloff, N. (1979). "Partitioning of resources by grassland leafhoppers (Auchenorrhyncha, Homoptera)." Ecological Entomology **4**: 379-385.
- Wardle, D. A. (1998). "A more reliable design for biodiversity study?" Nature **394**: 30.
- Wardle, D. A., O. Zackrisson, et al. (1997). "The influence of island area on ecosystem properties." Science **277**: 1296-1299.
- Warren, J.-T. (1998). "Conservation biology and agroecology in Europe." Conservation Biology **12**: 499-501.
- Weikard, H. P. (1998). "Der Wert der Artenvielfalt: Eine methodische Herausforderung an die Ökonomik." Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht **2**: 263-273.

- Wellnitz, T. and P. N. LeRoy (2001). "Functional redundancy in heterogeneous environments: implications for conservation." Ecology Letters **4**: 177-179.
- Werner, W. and G. Kneitz (1978). "Die Fauna der mitteleuropäischen Weinbaugebiete und Hinweise auf die Veränderungen durch Flurbereinigungsmaßnahmen und technisierte Bewirtschaftungsweisen - Ein Literaturbericht." Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch **5**: 582-633.
- Wetzel, C. and E. Dickler (1992). The effects of NAB and Spruzit on Trichogramma dendrolimi (Hym., Trichogrammatidae) tested in field trials. 5. Internationaler Erfahrungsaustausch über Forschungsergebnisse zum Ökologischen Obstbau, Weinsberg.
- Weyman, G. S. (1993). "A review of the possible causative factors and significance of ballooning in spiders." Ethology, Ecology and Evolution **5**: 279-291.
- Weyman, G. S., K. D. Sunderland, et al. (2002). "A review of the evolution and the mechanisms of ballooning by spiders inhabiting arable farmland." Ethology, Ecology and Evolution **14**: 307-326.
- Wilmanns, O. (1993). "Plant strategy types and vegetation development reflecting different forms of vineyard management." Journal of Vegetation Science **4**: 235-240.
- Wilmanns, O. B., A. (1991). Phytosociology in vineyards - results, problems, tasks. In: Modern ecology. Basic and applied Aspects. G. O. Esser and D. Overdieck (Eds.). Amsterdam -London-New York-Tokyo, Elsevier.
- Wilson, E. O. (1987). "The little things that run the world (the importance and conservation of invertebrates)." Conservation Biology **1**: 344-347.
- Wilson, E. O. (1992). Der gegenwärtige Stand der biologischen Vielfalt. In: Ende der biologischen Vielfalt? Heidelberg, Spektrum Verlag.
- Wilson, E. O. (2001). The diversity of life. London, Penguin Press.
- Winkler, R. and B. Stein (2003). "Zulassung von schwefelhaltigen Pflanzenschutzmitteln: Verbleib und Auswirkungen schwefelhaltiger Pflanzenschutzmittel in der Umwelt." Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt **123**: 5-12.
- Witsack, W. (1999). "Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Zikaden an ausgewählten Trockenstandorten in Sachsen-Anhalt Teil 1: Trockenstandorte im "Unstrut-Triasland" (Hemiptera: Auchenorrhyncha)." Reichenbachia **33**: 197-206.
- Wohlfarth, P. and T. Schorr (1999). Technische Massnahmen zum Wassersparen bei einer Dauerbegrünung in Trockenjahren. Darmstadt, ATW Ausschuss für Technik im Weinbau, Deutscher Weinbauverband, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft.
- Wolda, H. (1981). "Similarity indices, sample size and diversity." Oecologia **50**: 296-302.
- Wolda, H. (1983). "Diversity, diversity indices, and tropical cockroaches." Oecologia **58**: 290-298.
- Woll, A. (1996). Allgemeine Volkswirtschaftslehre. München, Verlag Franz Vahlen.

## Danksagung

Eine solche Arbeit ist ohne die Beiträge Dritter nicht vorstellbar. Ich danke Prof. K. Eduard Linsenmair für die Möglichkeit, diese Untersuchung an seinem Lehrstuhl zu realisieren, auch wenn ich mich damit weit ausserhalb des Fokusses des Instituts bewegte. Herrn Prof. Jürgen Tautz danke ich für die unkomplizierte Bereitschaft, den Part des Zweitgutachters zu übernehmen. Am Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie bin ich vielen Menschen zu Dank verpflichtet; stellvertretend möchte ich Prof. Horstmann für seine beratende Hilfestellung danken, sowie Norbert Schneider, Thomas Igerst und Gerhard Vonend für die immer offene, humorvolle und vor allem kompetente Art, mit der sie meine fachlichen Probleme lösten. Ich danke den Mitarbeitern der Bayerischen Landesanstalt für Wein- und Gartenbau, Veitshöchheim, persönlich aber Herrn Oberregierungsrat Herrmann für die Begleitung der Arbeit in vielen fachlichen Fragen. Den Winzerbetrieben Helmut Baumann, Dettelbach, Helmut Christ, Nordheim, Erwin und Ludwig Christ, Nordheim, Alois Martin, Volkach und Roman Sauer, Nordheim, danke ich für das klaglose und kooperative Ertragen eines forschenden Ökologen auf ihren Ertragsreblächen. Prof. Reinhard Remane, Marburg, Wolfgang Lorenz, Tutzing, Dipl. biol. Helmut Stumpf, Würzburg, und Dr. Markus Voitke, München, bin ich für die beratende und teilweise „bestimmende“ Begleitung der Arbeit in allen taxonomischen Fragen zu Dank verpflichtet. Die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) ermöglichte die Durchführung der Arbeit durch die Gewährung eines Promotionsstipendiums; auch hierfür möchte ich meinen Dank aussprechen.

Ich danke meiner Familie, und insbesondere meinem Bruder, für all die Unterstützung, die sie mir in der nicht einfachen Zeit zukommen ließ. Es ist vor allem diese Hilfe gewesen, ohne die es diese Arbeit niemals gegeben hätte. Meinen Kindern Hannah und Leon danke ich für das Verständnis, das sie dem „Papa am Computer“ entgegenbrachten - auch wenn es uns oft schwer fiel, auf gemeinsam verbrachte Stunden zu verzichten. In Erinnerung an diese Zeit widme ich Euch beiden diese Arbeit.

## Liste der Publikationen

- (1) Götzke A., Linsenmair K.E. (1996): Does  $\beta$ -diversity allow reliable discrimination between deterministically and stochastically assembled communities? *Ecotropica* 2(1), 79-82.
- (2) Kuch U., Götzke A. (2000): Eine Freilandbeobachtung des Kinabalu-Kraits, *Bungarus flaviceps baluensis* LOVERIDGE, 1938 (Serpentes: Elapidae). *Sauria* 22 (2): 19-22.

## Ehrenwörtliche Erklärung

gemäß §4 Abs. 3 Ziff. 3, 5 und 8  
der Promotionsordnung der Fakultät Biologie der  
Bayerischen Julius-Maximilians-Universität Würzburg

- (1) Hiermit erkläre ich ehrenwörtlich, dass ich die vorliegende Dissertation selbstständig angefertigt habe und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe.
- (2) Die Dissertation wurde bisher weder vollständig noch teilweise an einer anderen Hochschule mit dem Ziel, einen akademischen Grad zu erwerben, vorgelegt.
- (3) Mir wurde von der Universität Würzburg der akademische Grad „Diplom-Biologe Univ.“ verliehen. Weitere akademische Grade habe ich weder erworben noch versucht zu erwerben.

Würzburg, 06. November 2006

---

Armin Götzke

# Lebenslauf

**Armin Götzke**

geb. am 11. Juni 1965  
in Köln-Weidenpesch

## Schulausbildung

1971 - 1975 Grundschule Wiesens (Kreis Aurich, Ostfriesland)

1976 - 1985 Dossenberger Gymnasium, Günzburg

**Abschluss:** Allgemeine Hochschulreife

## Wehrdienst

10/85 - 10/86 Grundausbildung beim Fallschirmjägerbtl. 251 in Calw, danach Luftlande Lehr- und Versuchskompanie 909 der Luftlande und Lufttransportschule in Altenstadt bei Schongau, Bayern

## Hochschulausbildung

11/86 - 10/93 Studium der Biologie an der Julius-Maximilians-Universität in Würzburg Schwerpunkt: Tierökologie und Tropenbiologie

**Abschluss:** Diplom Biologe (Univ.)

Gesamtnote: sehr gut

Diplomarbeit bei Prof. Dr. K. Eduard Linsenmair (Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie):

*„Ameisenzönosen ausgewählter tropischer Baumkronen: Struktur, Diversität und Ressourcennutzung der Gemeinschaft“*

1994 -1997 Studium der Volkswirtschaftslehre an der Julius-Maximilians-Universität in Würzburg

**Abschluss:** bestandene Vordiplomprüfungen in Rechtswissenschaft, Statistik und Allgemeiner Volkswirtschaftslehre

06/88 - 06/93 Studienstipendiat der Friedrich-Ebert-Stiftung

## Promotion

1994 - 2006 Promotionsarbeit bei Prof. Dr. K. Eduard Linsenmair (Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie):  
*„Entwicklung einer Naturschutzkonzeption in Weinbau-  
gebieten auf der Grundlage einer vergleichenden Untersuchung  
faunistischer und betriebswirtschaftlicher Parameter praxis-  
üblich und ökologisch erzeugender Weinbaubetriebe“*

11/96 - 10/99 Promotionsstipendiat der Dt. Bundesstiftung  
Umwelt (DBU)