

Bodenfauna und Umwelt - Bodenökologische Inventur und Beurteilung von ausgewählten Standorten in Baden-Württemberg

L. Beck¹, J. Römbke², R. Paulus⁴, A. Ruf³, M. Scheurig¹,
J. Spelda¹, S. Woas¹

¹ Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe; ² ECT Oekotoxikologie GmbH, Flörsheim; ³
Universität Bremen; ⁴ Universität Mainz

Förderkennzeichen: PAÖ 9710.02 / Ö 97007

Die Arbeiten des Projektes Angewandte Ökologie wurden mit Mitteln des Landes Baden-
Württemberg gefördert.

Mai 2001

Danksagung:

Wir danken der LfU Baden-Württemberg (Karlsruhe) für die rückstandsanalytische Bearbeitung von Boden- und Streuproben vom Standort Bruchsal. Astrid Neßler, Franziska Meyer, Wolfgang Hohner und Stephan Regner wird für die Unterstützung bei den Probennahmen im Freiland und deren Weiterverarbeitung im Labor herzlich gedankt.

Inhaltsverzeichnis:

A.	Einleitung zum Gesamtvorhaben	
1.	Gesetzliche und inhaltliche Rahmenbedingungen	5
2.	Ziele und Struktur des Projekts	6
B.	Teil I: Fortführung der „LfU-Studie“	
3.	Grundlagen (BBSK, LfU-Studie)	7
4.	Literaturarbeit und Standortbewertung	10
4.1	Datenbank	10
4.2	LfU-Standorte (inkl. Neubeurteilung)	10
C.	Teil II: Freiland-Validierung	
5.	Standortcharakterisierung	21
5.1	Lage, Klima und Bodeneigenschaften	21
5.2	Chemische Analytik	26
5.3	Klassifikation nach dem BBSK-Konzept	28
6.	Biologische Methodik	30
6.1	Tiergruppen	30
6.2	Funktionale Verfahren	34
7.	Ergebnisse Crailsheim	37
7.1	Tiergruppen	37
7.2	Funktionale Verfahren	66
8.	Ergebnisse Bruchsal	75
8.1	Tiergruppen	75
8.2	Funktionale Verfahren	104
D.	Gesamtdiskussion	
9.	Auswirkungen des Belastungsdrucks an beiden Standorten	109
9.1	Crailsheim	109
9.2	Bruchsal	113
10.	Beurteilung der beiden Standorte nach dem BBSK-Konzept	116
10.1	Einleitung	116
10.2	Zusammenhang zwischen Bodentieren und Standortfaktoren	117
10.3	Messparameter und taxonomisches Niveau	119
10.4	Methodische Umsetzung	121
10.5	Verhältnis von Struktur- und Funktionsparametern	122
10.6	Empfehlungen	124
11.	Literatur	126

Bodenfauna und Umwelt - Bodenökologische Inventur und Beurteilung von ausgewählten Standorten in Baden-Württemberg (PAÖ 9710.02 Ö 97007)

L. Beck, J. Römbke, R. Paulus, A. Ruf, M. Scheurig, J. Spelda, S. Woas

Zusammenfassung

In einem hochindustrialisierten Land wie Baden-Württemberg ist der Boden vielfältigen Belastungen ausgesetzt. Zugleich ist über seine natürliche Besiedlung wenig bekannt. Basierend auf dem im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg erstellten Konzept der Bodenbiologischen Standortklassifikation (BBSK) wurden in diesem Projekt bodenbiologische Kenngrößen für eine repräsentative Auswahl von Flächen weitgehend naturnaher Wälder erarbeitet. Diese Ergebnisse wurden dann an zwei Standorten (Crailsheim, Bruchsal) mit vier bzw. drei Probenflächen, die sich nicht in ihren natürlichen Eigenschaften, wohl aber in bezug auf die Belastungssituation unterschieden, praktisch validiert. Die Besiedlung der dort lebenden Meso- und Makrofauna wurde auf der Grundlage von 5 Standortfaktoren prognostiziert. Anschließend wurden zwei Jahre lang mehrere Organismengruppen sowie zwei funktionale Parameter (Streuabbau, Fraßrate) erfasst und die reale mit der theoretisch erwarteten Besiedlung verglichen. Dabei standen zwei Fragen im Mittelpunkt des Interesses:

1. Wie wirkte sich die unterschiedlich starke Belastung (Nutzungsform bzw. Autobahnnähe) der einzelnen Probenflächen auf die Struktur und Funktion der Bodenbiozönose aus?
2. Lässt sich die Qualität des Bodens beider Standorte als Lebensraum für Bodenorganismen ausgehend vom BBSK-Konzept beurteilen?

In Crailsheim wurde die Erwartung, nach der eine Nutzungsänderung von Wald zu Wiese die Bodenbiozönose stark verändert, klar bestätigt. Dagegen unterscheiden sich die autobahnnäheren Teilflächen in Bruchsal nicht eindeutig von den autobahnferneren Teilflächen. Dafür können sowohl Randeffekte in Autobahnnähe (vor allem bei den Arthropoden) als auch ein auf allen vier Teilflächen zu beobachtender anthropogener Stress (mechanische Beeinträchtigung oder Schadstoffe), z.B. bei den Regenwürmern, verantwortlich sein. Damit ist der Standort Bruchsal als auffällig zu bezeichnen. Dagegen gibt es auf allen Teilflächen in Crailsheim keine Unterschiede zwischen der nach dem BBSK-Konzept zu erwartenden und der realen Besiedlung. Ausgehend von diesen Erfahrungen werden Empfehlungen zur Weiterentwicklung des BBSK-Konzepts, insbesondere zum Verhältnis von Struktur- und Funktionsparametern sowie der statistischen Auswertung, gemacht. Konkret wird ein dreistufiges Verfahren, beginnend mit einer Differenzierung des zu beurteilenden Standorts nach seiner Nutzung und gefolgt von einer Erfassung verschiedener Tiergruppen, zur bodenbiologischen Klassifikation vorgeschlagen.

Practical performance of the literature study „Soil fauna and Environment“: Soil ecological inventory and evaluation of selected sites in Baden-Württemberg (20 9710 02)

L. Beck, J. Römbke, R. Paulus, A. Ruf, M. Scheurig, J. Spelda, S. Woas

Summary

In an industrialised region like Baden-Württemberg soils can be highly disturbed. At the same time the natural biocenosis of many soil ecosystems is poorly known. Based on a literature study "Soil fauna and the environment", which was sponsored by the Ministry for the Environment of Baden-Württemberg, soil biological factors for a representative number of more or less undisturbed forest sites were determined. The results were validated at two sites (Crailsheim, Bruchsal) with 3 and 4 sampling plots, which did not differ concerning natural site factors but with regard to the contamination situation. Based on five site factors (= ecological determinants) the species composition of meso- and macrofauna groups was determined. Afterwards, the actual populations of these organisms as well as two functional parameter (litter decomposition, feeding rates) were investigated for a period of two years. Especially two questions have been studied:

1. How did anthropogenic factors like the anthropogenic usage of a site or emissions of potential toxic substances from a highway influence structure and function of the soil biocoenosis?
2. Is it possible to assess the soil quality of these two sites as a habitat for soil organisms by using the soil biological classification concept (abbreviated as BBSK)?

At the Crailsheim site, the expected changes of the soil biocoenosis when comparing different anthropogenic uses (forest or meadow) were found. On the contrary, in Bruchsal two plots near to the highway did not differ from two sites in the inner forest concerning their biocoenosis. Border effects close to the highway (especially in arthropod groups) or anthropogenic stress on all four sampling plots (either mechanically or by toxic chemicals; e.g. for earthworms) might be responsible for this observation. Therefore, all four plots of the Bruchsal site can be assessed as being conspicuous. On the contrary, according to the BBSK concept there are no differences between the expected and the real soil biological coenosis in Crailsheim.

Based on these experiences recommendations for the further development of the BBSK concept are made, especially concerning the relation between structural and functional parameter as well as statistical assessment methods. In detail a tiered approach is presented, starting with a differentiation of the use form of the site to be assessed. Later on the determination of various animal groups will be used for the soil biological classification of a given site.

A. Einleitung zum Gesamtvorhaben

1. Gesetzliche und inhaltliche Rahmenbedingungen

Dem Bundesbodenschutzgesetz 1998 zufolge ist die Funktion des Bodens als Lebensraum für Organismen zu erhalten und insbesondere vor Gefahren zu schützen, nicht zuletzt in Hinblick auf die Umsetzung des Vorsorgegedankens (BBodSchG 1998). Damit wurde eine adäquate Berücksichtigung bodenbiologischer Aspekte unabdingbar. Obwohl eine Vielzahl bodenbiologischer Untersuchungsmethoden beschrieben sind und neben chemischen und physikalischen Untersuchungen u.a. für die Anwendung auf Bodendauerbeobachtungsflächen empfohlen werden, befindet sich die Bewertung von bodenbiologischen Parametern noch in der Anfangsphase; d.h. es besteht kein Konsens darüber, welches Bewertungskonzept zur Erlangung von belastbaren Aussagen zur Beurteilung der Lebensraumqualität von Böden am besten geeignet ist. Dies betrifft insbesondere die Zustandsbewertung von Flächen mit unterschiedlicher Nutzung (Wald, Grünland, Äcker).

Kernbegriff der biologischen Bodenzustandsbeurteilung ist wegen des Bezugs zum Bundesbodenschutzgesetzes der Begriff des Lebensraums (englisch: habitat), der wie folgt definiert werden kann: Ort, an dem sich die natürliche Struktur und Funktion der Bodenbiozönose, d.h. der Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere und alle Interaktionen zwischen ihnen (z.B. Streuabbau) entfalten können. Damit wird auch deutlich, dass Aussagen über den biologischen Zustand des lebenden Systems "Boden" nur durch biologische Methoden möglich sind; d.h. die Lebensraumfunktion ist nicht allein durch bodenkundliche Parameter zu beurteilen. Schließlich sei daran erinnert, dass beim Schutz der Struktur der Bodenbiozönose (d.h. der Artenzusammensetzung) der Schutz der Bodenfunktionen (z.B. des Streuabbaus) gewährleistet ist, während der umgekehrte Bezug keineswegs immer gilt (z.B. kann der Streuabbau (noch) unbeeinträchtigt erscheinen, während gleichzeitig Populationen schon geschädigt sind).

Hinsichtlich der zu verwendenden Endpunkte ist grundsätzlich darauf hinzuweisen, dass qualitative und semi-quantitative (z.B. Dominanz) Parameter am besten geeignet sind, da rein quantitative (z.B. Abundanz) Parameter räumlich wie zeitlich zu variabel sind (z.B. durch klimatische Einflüsse) und nur bei umfangreicheren Probennahmen hinreichend zuverlässige Daten liefern. Da bei Verwendung der Dominanz das Vorkommen einer Art auf die gesamte Siedlungsdichte bezogen wird, können Schwankungen nivelliert werden, und man kommt der Bedeutung der Art in der Gemeinschaft näher. Konkret heißt dies, dass die Struktur der Bodenbiozönose und damit der Beurteilungsendpunkt Biodiversität bzw. der Messendpunkt Artenzusammensetzung gegenüber quantitativen Parametern vorzuziehen sind.

2. Ziele und Struktur des Projekts

In einem hochindustrialisierten Land wie Baden-Württemberg ist der Boden vielfältigen Belastungen (z.B. Luftschadstoffe, Bodenbearbeitung, Chemikalien) ausgesetzt. Zugleich ist über die natürliche Besiedlung vieler Boden-Ökosysteme noch wenig bekannt. Ein Ansatz für den Schutz dieser wichtigen natürlichen Ressource muß daher zwei Komponenten enthalten:

- eine bodenbiologische Inventur bezugnehmend auf die natürlichen Standorteigenschaften;
- die Einschätzung des Einflusses anthropogener Faktoren auf die Struktur und Funktion von Bodenbiozöosen, jeweils bezogen auf reale Standorte Baden-Württembergs.

Zur Umsetzung dieser beiden Komponenten werden

1. Bodenbiologische Kenngrößen für eine repräsentative Auswahl von Flächen weitgehend naturnaher Wälder Baden-Württembergs erarbeitet (Fortführung der LfU-Studie „Bodenfauna und Umwelt“) und
2. die Ergebnisse und Prognosen an 2 Standorten mit 4 bzw. 3 Probenflächen, die sich nicht in ihren natürlichen Eigenschaften, wohl aber in bezug auf die Belastungssituation bzw. die jeweilige Nutzung unterscheiden, validiert (Praktische Überprüfung).

Thema des Vorhabens war also neben der Weiterführung der LfU-Studie „Bodenfauna und Umwelt“ die Überprüfung der dort formulierten Ergebnisse zur Bodenbiologischen Standort-Klassifikation (BBSK; RÖMBKE et al. 1997). Die zentrale Idee dieses BBSK-Konzepts ist die Beurteilung eines Standorts anhand eines – primär qualitativen – Vergleichs zwischen einer aus den Standorteigenschaften abgeleiteten erwarteten Organismenbesiedlung und der real dort vorkommenden Bodenbiozönose. Im folgenden werden als Beitrag zur Validierung des BBSK-Konzepts Untersuchungsergebnisse von zwei Standorten (Bruchsal und Crailsheim) mit 4 bzw. 3 Probenflächen präsentiert. Diese Flächen auf den jeweiligen Standorten wurden so ausgewählt, dass sie sich in ihren natürlichen Eigenschaften (Klima, Boden) möglichst wenig unterscheiden, wohl aber in bezug auf den anthropogenen Einfluss: in Bruchsal die potentielle toxische Belastung (Autobahnnähe) bzw. in Crailsheim die Nutzung (2 Wälder, 1 Wiese). Dabei stehen zwei Fragen im Mittelpunkt des Interesses, die jeweils am Beispiel verschiedener Tiergruppen sowie der funktionalen Parameter diskutiert werden

1. Lässt sich die Qualität des Bodens beider Standorte als Lebensraum für Bodenorganismen ausgehend vom BBSK-Konzept zu beurteilen?
2. Wie wirkt sich der auf den Probenflächen unterschiedlich starke Belastungsdruck (Nutzungsform bzw. Autobahnnähe) auf Struktur und Funktion der Bodenbiozönose aus?

B. Teil I: Fortführung der LfU-Studie

3. Grundlagen (BBSK, LfU-Studie)

Seit der Verabschiedung des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998) bzw. der zugehörigen Verordnung (BBodSchV 1999) wird bemängelt, dass es bisher keine Methoden gibt, um die Funktion des Bodens als Lebensraum für Tiere, Mikroorganismen und Pflanzen (Wurzelraum) zu beurteilen. Daher wurde die regional differenzierte **Bodenbiologische Standort-Klassifikation** (das **BBSK-Konzept**) als eine Möglichkeit der Erfassung und Beurteilung von Beeinträchtigungen des Schutzziels „Lebensraum für Bodenorganismen“, d.h. der natürlichen Struktur und Funktion von Bodenbiozöosen, im Rahmen der Studie "Bodenfauna und Umwelt" (RÖMBKE et al. 1997) im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg entwickelt (**LfU-Studie**, Koordination: Dr. Schweikle). Dieses Konzept basiert auf Analogieschlüssen zu Ansätzen aus der vegetationskundlichen Standortansprache, Erfahrungen aus anderen Umweltkompartimenten (z.B. dem Sediment von Gewässern) und verschiedenen bodenökologischen Arbeiten aus Deutschland, England, Holland und der Schweiz (vgl. VOLZ 1962, GRAEFE 1993, SINNIGE et al. 1992, HEEB & VETTER 1995, SPURGEON et al. 1996). Eine Übersicht über die jeweiligen Vor- und Nachteile der verschiedenen Ansätze ist RÖMBKE & KALSCH (2000) zu entnehmen.

Der Ausgangspunkt bei der Erarbeitung des BBSK Konzeptes war die Beobachtung, dass es Spezialisten für einzelne Tiergruppen ohne viel Mühe möglich zu sein scheint, die Besiedlung bestimmter Lebensräume mit diesen Tieren vorherzusagen. Jemand, der sich gut mit Laufkäfern auskennt, weiß ziemlich genau, in welchem Wald (z.B. Klimagebiet, Höhenlage, Bodenbelichtung) er nach einer bestimmten Laufkäferart suchen muss, um erfolgreich zu sein. So stellte sich die Frage, ob dieses Wissen objektivierbar ist; d.h. die zentrale Fragestellung der LfU-Studie war, ob es objektiv zu ermittelnde standortspezifische Erwartungswerte für einzelne Bodentiergruppen gibt. Nach eigenen Untersuchungen und der Auswertung von Literaturdaten konnte diese Frage eindeutig mit „ja“ beantwortet werden.

Die nächste Frage war, welche Standortfaktoren die Ausprägung der Bodentiergemeinschaft hauptsächlich bestimmen. Die Auswertung ließ sich taxaspezifisch durchführen, wobei deutliche Unterschiede ja nach Lebensraum der Tiere gefunden wurden. Für die gesamte Zönose schien eine erste Einteilung nach pH-Wert, Bodenfeuchte, C/N Verhältnis, Kohlenstoffgehalt im Oberboden und Bodenart am vielversprechendsten. Die fünf Faktoren wurden auch aus pragmatischen Überlegungen gewählt, da alle entsprechenden Messwerte flächendeckend vorhanden sind bzw. aus flächendeckenden Daten abzuleiten sind. Es war klar, dass keine

komplizierten Standortparameter wie z.B. die vertikale Vegetationszonierung, die Analyse der Huminstoffe oder der Lichteinfall am Boden neu erhoben werden konnten. Zudem war die Überlegung, dass viele der komplexeren Faktoren, die die Streuauflage bzw. den Boden betreffen, miteinander korreliert sind und auch in einem funktionalen Zusammenhang mit den Eigenschaften des Mineralbodens stehen. Aus diesen Überlegungen heraus und in Anlehnung an Beurteilungsverfahren der Ökotoxikologie wurde das Konzept der BBSK entwickelt. Die Faktoren und deren Einteilung sind als erster Schritt in einer empirisch zu überprüfenden Iterationsreihe zu sehen. In einem ersten Ansatz wurden zunächst mit fünf Faktoren in jeweils vier bis fünf Klassen pro Faktor viele potentielle Standorttypen erlangt. Danach erschien es einfacher, nach empirischen Untersuchungen auf Grund der Besiedlung durch Bodentiere ähnliche Standorttypen zusammenzufassen, um zu einer handhabbaren Zahl zu gelangen. Die einzelnen Schritte des BBSK-Konzepts sehen danach wie folgt aus (Abb. 1):

Vorarbeiten:

0. Definition von „Standards“

- Beschreibung regional differenzierter und repräsentativer Standorttypen
- Vorhandensein von Bestimmungsschlüsseln für die wichtigsten Organismengruppen
- Identifizierung der „normalen“ Bodenbiozönose an unbelasteten Standorten; basierend auf eigenen Untersuchungen und Literaturdaten (= Definition von Erwartungswerten)
- Harmonisierung und Standardisierung von Beprobungsmethoden

Anwendung an einem bestimmten Standort:

I. Standortcharakterisierung

- Bestimmung der Standortfaktoren: Natürliche (z.B. Lage, Klima, Bodentyp, Humusform, Boden-pH, Vegetation); daneben Erfassung weiterer potentiell für die Bodenbiozönose wichtiger Faktoren (z.B. Schwermetalle, Pestizide, Bodenverdichtung)
- Zuordnung des Standorts zu einem geeigneten Standorttyp

IIa. Vorhersage der Biozönose (Erwartungswert):

- Auswahl geeigneter Organismengruppen, z.B. Enchytraeidae, Lumbricidae, Oribatida, Gamasina, Chilopoda, Diplopoda, Isopoda, Carabidae, Collembola (schwierig zu verwendende Gruppen: Mikroorganismen, Formicidae, Diptera etc).
- Eventuell: Verwendung funktioneller Parameter, z. B. Fraßaktivität, Streuabbau

4. Literaturarbeit und Standortbewertung

4.1 Datenbank

Die für die Themenstellung „Biologische Standort-Klassifikation, Bioindikation, Biomonitoring“ relevante Literatur wurde, aufbauend auf älteren Literatursammlungen, für das vorliegende Projekt in einer Datenbank zusammengefaßt. Jedes Zitat ist nach „Fach“ (z.B. Taxonomie, Autökologie, Ökosystem, Physiologie) und „Organismen“ (z.B. Mikroflora, Bodenfauna nach Ordnungen bzw. Familien) aufgeschlüsselt. Ein Großteil der ökologischen Arbeiten ist detailliert mit Stichworten erschlossen, gruppiert nach „Standort“, „Makrohabitat“, „natürliche Faktoren“, „anthropogene Faktoren“ (differenziert nach Chemikalien sowie primär physikalischen Einflüssen) und „Messparameter“. Die Datenbank wird laufend ergänzt und umfasst derzeit über 13.000 Zitate, davon 7.200 über Mesarthropoden, vor allem Oribatiden und Collembolen und 1.800 über Oligochaeten.

Für Enchytraeen und Oribatiden wurde zudem eine detaillierte Speziesdatei erarbeitet, die artbezogen über die ökologischen Bedingungen des jeweiligen Fundortes Auskunft gibt, z.B. Bodenart, Humusform, pH, Klima, Vegetation. Der geografische Schwerpunkt ist Mitteleuropa, ergänzt durch Arbeiten aus dem gesamten europäischen Raum. Die entsprechende Oribatiden-Datei umfaßt derzeit 200 Literaturzitate, aus denen rund 550 Arten in 12.000 Datensätzen (= Einzelfunde) erfaßt wurden. Diese Datei wird ergänzt durch eine weltweit angelegte taxonomisch-geografisch orientierte Datei, die über Mitteleuropa hinaus das Vorkommen einer Art weltweit abzuschätzen erlaubt. Diese Datei enthält derzeit rund 700 Literaturzitate mit 33.000 Einzelfunden von weit über 1.000 Arten mit Schwerpunkten Holarktis und Neotropen. Eine analoge Zusammenführung taxonomischer und ökologischer Informationen in einer Datenbank wird gegenwärtig auch für Enchytraeen erstellt (JÄNSCH 2001). Diese Artendateien bilden die Basis für die Formulierung von Erwartungswerten für den Artenbestand einzelner Standorte.

4.2 LfU-Standorte (inkl. Neubeurteilung)

Im Rahmen der LfU-Studie wurde das BBSK-Konzept an 14 Waldstandorten (11 aus dem ehemaligen Ökologischen Wirkungskataster Baden-Württembergs sowie 3 weiteren aus Baden bzw. Hessen) überprüft. Die zugehörigen abiotischen Daten stammten von der LfU Karlsruhe (z.B. LfU 1990) und aus eigenen Erhebungen (z.B. BECK et al. 1988). Als Standortfaktoren wurden sowohl natürliche (z.B. Klima, Bodenart, Bodenfeuchte; pH-Wert, Vegetation) wie anthropogene Faktoren (z.B. Schwermetalle) erfasst. Die Angaben zu den einzelnen Faktoren

wurden jeweils in eine von vier bis fünf Klassen eingeordnet. Aus der Vielzahl der Bodenorganismen wurden die eigentlichen Bodenbewohner (mit Ausnahme der Regenwürmer alle zur Mesofauna zugehörig) Enchytraeidae, Lumbricidae, Oribatida, Gamasina sowie die primär in der Streuschicht vorkommenden Gruppen der Makrofauna der Chilopoda, Diplopoda, Isopoda und Carabidae verwendet. Für die Mikroflora, Formicidae und Collembola waren dagegen nicht genügend Daten für eine Erwartungswertableitung vorhanden, so dass ihre Beprobung unterblieb. Alle Flächen wurden mindestens zweijährig 2-mal jährlich mit etablierten bodenbiologischen Methoden beprobt (DUNGER & FIEDLER 1997).

4.2.1 Oligochaeten

Konkret wurde z.B. für die häufigsten Oligochaetenarten eine Matrix erarbeitet, in der jeder Spezies ihre speziellen ökologischen Standortansprüche (z.B. pH-Wert, Feuchte usw.) in Form eines Kodes zugeordnet waren. Anschließend wurden die Regenwürmer durch Elektrofang und die Enchytraeen mittels Nassextraktion erfasst und jeweils bis zur Art bestimmt. Die Beurteilung der Standorte erfolgte durch den Vergleich derjenigen Arten, die an den einzelnen Standorten zu erwarten waren, mit den Arten, die real gefunden wurden (Erwartungswert-Istwert-Vergleich).

In Tabelle 1 ist das Ergebnis der Standortklassifizierung anhand der Oligochaeten in der LfU-Studie aufgeführt. Angegeben ist jeweils die Abweichung des Istwerts vom Erwartungswert in Prozent der Gesamtzahl aller erwarteten plus gefangenen Arten sowie die daraus abgeleitete Beurteilung (+ bedeutet Abweichung < 30 %; - > 30 %; +/- = unklare Fälle). Der Wert von 30 % wurde in Analogie zur Beurteilung der Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nutzarthropoden ausgewählt (HASSAN 1992). Bei den in Tab. 1 aufgelisteten Standorte wurde in einem ersten Schritt dieses Kriterium ohne weitere Verwendung möglicher standortspezifischer Besonderheiten durchgeführt. Allerdings führte dieses Vorgehen dazu, dass in mehreren Fällen keine offensichtliche Ursache für die beobachtete Differenz zwischen Erwartungs- und Istwert gefunden werden konnte. Daher wurden diese Standorte teils aufgrund qualitativer Kriterien neu klassifiziert (Erstbeurteilung in runden Klammern), teils nachbeprobte (Erstbeurteilung in eckigen Klammern). Die Neubeurteilung betraf drei Standorte für Enchytraeen (Nr. 380, 400 und 450) und zwei für Regenwürmer (Nr. 410 und 450), die zuerst als auffällig charakterisiert wurden. Diese Beurteilung konnte in „unklar“ oder „nicht auffällig“ geändert werden, da besondere Umstände vorlagen (Gipfellage des Standorts Schönau (Nr. 410)) bzw. die Artenzahl absolut gesehen so klein war, dass schon eine Art mehr oder weniger zu Abweichungen von bis zu 50 % führte (z.B. am Standort Breisach (Nr. 450)).

Drei der in Tab. 1 aufgrund ihrer Lumbricidenbesiedlung zuerst als auffällig eingeschätzten Standorte (Zwiefalten (Nr. 140), Ottenhöfen (Nr. 380) und Donaueschingen (Nr. 400)) wurden nachbeprob. Dabei ergab sich jeweils eine deutliche Verschiebung des Ist-Werts hin zum Erwartungswert (Erstbeurteilung in eckigen Klammern); eine Auffälligkeit dieser Standorte hatte sich damit nicht bestätigt. In allen drei Fällen konnte nachgewiesen werden, dass offenbar methodische Probleme bei der Erfassung der Tiere für diese schwer interpretierbare Erstbeurteilung verantwortlich waren: Der im Rahmen der Dauerbeobachtung der LfU verwendete Elektrofang ist zwar für Vergleiche verschiedener Flächen, nicht aber für eine auch nur annähernd umfassende Inventur des Artenspektrums eines Standorts geeignet. Handauslesen mit Formolaustreibung bzw. als Ergänzung zum Elektrofang sind hierfür deutlich vorzuziehen. Eine solche umfassende, weitere Beprobung aller, zumindest aber der als auffällig gekennzeichneten LfU-Standorte ist vorgesehen.

Tab. 1: Vergleich von vorhergesagter und gefundener Besiedlung mit Oligochaeten an 14 Waldstandorten Südwest-Deutschlands in % Abweichung und die sich daraus ergebende Beurteilung (Einzelheiten siehe Text)

Nummer	Standort	Enchytraeen		Regenwürmer	
		%	Beurteilung	%	Beurteilung
130	Bad Urach	13	+	14	+
140	Zwiefalten	4	+	[75] 25	[-] +/-
290	Eppingen	8	+	20	+
310	Crailsheim	13	+	14	+
350	Schriesheim	38	-	43	-
380	Ottenhöfen	40	(-) +/-	[50] 20	[-] +/-
400	Donaueschingen	33	(-) +	[50] 20	[-] +/-
410	Schönau	16	+	43	(-) +/-
450	Breisach	71	(-) +/-	50	(-) +
470	Offenburg	18	+	14	+
520	Mannheim	33	-	100	-
1000	Schluttenbach	20	+	14	+
1010	Auwald	37	-	18	+
1050	Bad Vilbel	14	+	7	+

4.2.2 Raubmilben

Die Raubmilbenfauna der 11 untersuchten Flächen in ganz Baden-Württemberg stellt sich als sehr vielfältig und divers dar. Die geografischen Hauptregionen lassen sich deutlich unterscheiden. Diese Unterschiede machen eine Beurteilung des Waldbodens anhand von bestimmten Indikator-Arten schwierig. Besser ist ein integrierender Parameter geeignet, der von den einzelnen Arten abstrahiert. Dies ist der Reife-Index, der Fortpflanzungsbiologie und die Lebensstrategie der Arten zur Grundlage hat (BONGERS 1990; RUF et al. 1999). Ein hoher Reife-Index bedeutet, dass die Zönose sehr viele Arten enthält, die „K“-Eigenschaften haben; d.h. eine geringe Reproduktionsrate, wenig Nachkommen, und eine lange Entwicklungszeit. Viele „K“-Arten sind häufig in Wäldern anzutreffen, so dass die Werte des Reife-Index für Waldzönosen meist deutlich grösser sind als 0,5. Aus publizierten Artenlisten für Wälder mit bestimmter Humusform können Erwartungswerte abgeleitet werden. Diese können dann zur Beurteilung der Störung der Gamasinen-Zönose herangezogen werden (Tab. 2). Diese differenzierten Ergebnisse belegen die Eignung dieses Parameters zur Beurteilung von Waldstandorten (zumindest in Baden-Württemberg; RUF 1997).

Tab. 2: Ergebnisse der Beurteilung von 11 Waldstandorten Baden-Württembergs anhand des Reife-Indexes ihrer Raubmilbenfauna (differenziert nach Humusform)

Nr.	Standort	Humusform	Reife-Index	Sollbereich	Beurteilung
130	Bad Urach	Mull	0,74	0,58 – 0,75	Übereinstimmung
140	Zwiefalten	Mull	0,69	0,58 – 0,75	Übereinstimmung
310	Crailsheim	Mull	0,70	0,58 – 0,75	Übereinstimmung
350	Schriesheim	Moder	0,59	0,73 – 0,88	Abweichung
380	Ottenhöfen	Rohhumus	0,79	0,81 – 0,82	Prüfung notwendig
400	Donaueschingen	Rohhumus	0,81	0,81 – 0,82	Übereinstimmung
410	Schönau	Mull	0,67	0,58 – 0,75	Übereinstimmung
450	Breisach	Mull	0,70	0,58 – 0,75	Übereinstimmung
470	Offenburg	Moder/Mull	0,66	0,69 – 0,81	Abweichung
520	Mannheim	Rohhumus	0,65	0,81 – 0,82	Abweichung
1040	Bruchsal	Mull-Mullmoder	0,67	0,58 – 0,75	Übereinstimmung

4.2.3 Oribatiden

Die Oribatiden-Daten der LfU-Studie wurden einer vertieften statistischen Auswertung unterzogen, um die Schlüssigkeit der fünf ausgewählten Hauptfaktoren Bodenart, Feuchte, Gehalt an organischer Substanz, C/N-Verhältnis und pH für die Vorhersage des Vorkommens der Oribatidenzönose am jeweiligen Standort zu prüfen. Die Dominanzen der Arten (bzw. Taxa) wurden ordiniert; anschließend wurde mittels Spearman-Rangkorrelation überprüft, wie weit die Standortfaktoren die Dimensionen der 3 Hauptachsen der Korrespondenzanalyse erklären können. Neben den genannten 5 Hauptfaktoren wurden die Höhenlage, Jahresmittel der Temperatur und des Niederschlags, die Humusform und die Vegetation (in Form einer Grobunterscheidung in Laub- und Nadelwälder) herangezogen.

Die Beurteilung der Oribatidenzönosen nach der BBSK erfolgte – wie in Kap. 6.1.2 nochmals erläutert wird – zum einen anhand des Artenspektrums (mit den dort geschilderten Einschränkungen betreffs einiger Familien bzw. Gattungen), zum anderen mittels der Summenparameter Individuenzahl, Artenzahl und Dominanz der Großgruppen. Für die Analyse des Artenspektrums wurden die Dominanzen der einzelnen Arten herangezogen, die gegenüber der einfachen „0/1-Entscheidung“ (vorhanden/fehlt) die wesentlich genauere Information liefern. Dabei wurden zusätzlich zu den 11 Flächen des Ökologischen Wirkungskatasters aus der LfU-Studie auch die 7 neuen Probenflächen des vorliegenden Projekts verwendet, zusammen mit einem weiteren Standort am Südwestrand des Kaiserstuhls, einem Winterlinden-Eichen-Hainbuchen-Hasel Mischwald, der den trockenwarmen Endpunkt der baden-württembergischen Standortklimaskala repräsentiert.

Die Korrespondenzanalyse auf der Basis der Artendominanz ergab in der 1. Dimension (Abb. 2) – nachgeprüft mittels der Spearman-Rangkorrelation – eine hoch signifikante Abhängigkeit der Zusammensetzung der Oribatidenzönose von der Höhenlage, der Temperatur und den Niederschlägen, die bei der vorliegenden Standortauswahl von der Rheinebene über die Schwäbische Alb bis zum Hochschwarzwald zwangskorreliert sind (Tab 3). Diese geht gleichzeitig und ebenfalls noch hoch signifikant einher mit einer Abhängigkeit von der Bodenart und dem C/N-Verhältnis. Im negativen Bereich dominieren die nährstoffarmen Sandböden der Rheinebene, im positiven Bereich die nährstoffreicheren Lehmböden der Alb und Urgesteingrusböden des Hochschwarzwaldes. Die 2. Dimension differenziert signifikant nach Waldtyp – eingegeben als Alternativwert Laub- oder Nadelwald –, ferner nach pH und Humusform. Auch diese Faktoren sind zu einem bestimmten Grad untereinander zwangskorreliert, was der Blick auf die Anordnung der Standorte zeigt (Abb. 2): Im negativen

Bereich sind die Nadel- und Nadelmischwälder mit niedrigem pH und Moder-Rohhumus versammelt, im positiven Bereich die Laubwälder mit höherem pH und Mull bis Mullmoder.

In der 1. Achse fällt die Fichtenwaldfläche Ottenhöfen auf, deren Oribatidenzönose sehr viel weiter links in Richtung „warm-trockener Standort“ liegt als ihrer Höhenlage nach zu erwarten wäre. Hier zeigt die Oribatidenzönose in der Tat eine charakteristische Abweichung der Korrelation von Höhe, Temperatur und Niederschlag an diesem Standort an: Wegen seiner Hangneigung von 25 - 30° in SW-exponierter Lage und lichtem Baumbestand ist die Sonneneinstrahlung stärker, der Boden erwärmt sich rascher und intensiver und die Niederschläge können sowohl oberflächlich als auch im Boden besser abfließen. Damit ist die Fläche im Vergleich mit den ebenen, feuchten und stärker beschatteten Flächen Urach, Münzdorf, Eisenbach und Belchen deutlich trockener und wärmer, als es ihrer Höhenlage generell entspricht.

Auf der 2. Achse markieren zwei „Warmstandorte“ die beiden Extreme, der Laubmischwald im Kaiserstuhl mit hohem pH und einem A-Mull, und der Kiefernwald an der Autobahn in Bruchsal mit niedrigem pH, Moderhumus und deutlichem Wärmeeinschlag von der Waldrandlage her. Der Fichtenforst Crailsheim liegt am oberen Ende der Nadel- und Nadelmischwaldstandorte Bruchsal B, Bruchsal K, Eisenbach, Mannheim, Ottenhöfen und Crailsheim F, nahe dem Bereich der allenfalls schwach sauren, lehmigen Mullböden, denen er in der Tat auch zuzurechnen ist; es ist ein auf einem optimalen Laubmischwaldboden gepflanzter, etwa 40 jähriger Fichtenforst, der eine relativ reiche Regenwurmfauna aufweist und eine Oribatidenzönose, die diese Bodenverhältnisse widerspiegelt.

Die Analyse der Oribatidenarten im einzelnen stützt sich zum einen auf den Vergleich mit den aus der Literatur gewonnen Kenntnissen über das Vorkommen jeder einzelnen Art in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet, zumindest aber in Mitteleuropa. Dies betrifft allein für die baden-württembergischen Waldstandorte über 200 Arten und mindestens ebenso viele Zitate, die derzeit im Rahmen des BIOLOG-Programms des BMBF am SMNK erschlossen und EDV-mäßig erfasst werden. Bis Ende 2001 wird ein erster Überblick erstellt sein, bis zum Ende des entsprechenden BIOLOG-Projekts 2003 soll die gesamte Information verfügbar sein.

Abb. 3 zeigt – analog zu den Standorten – die Verteilung der einzelnen Arten entlang der Achsen. Die Abbildungen zeigen deutlich die Häufung der Arten im zentralen Bereich; sie

bilden den Grundstock an euryöken mitteleuropäischen Waldarten. Nach den Rändern der Achsen zu liegen diejenigen Arten, die zunehmend stenök sind bezüglich der entsprechenden mit der Achse korrelierten Faktoren. Dies kann jedoch nur bei Arten, die an mehreren Standorten zu finden waren, als erwiesen angesehen werden, da Einzelfunde in der Analyse selbstverständlich nur die Faktorenausprägung ihres singulären Standorts repräsentieren. Bei der insgesamt noch sehr geringen Anzahl an Standorten trifft dies für die meisten dieser in den Diagrammen als stenök erscheinenden Arten zu, die deshalb vorerst nur als „mutmaßlich stenök“ geführt werden können. Die genaue Position jeder einzelnen Art wird nicht der unlesbaren Abbildung 3, die lediglich die Verteilung der Taxa zeigen soll, sondern der diesen zugrunde liegenden Matrixtabelle entnommen.

Aus der Verteilung der Arten im Faktorengefüge lassen sich zwei Indikationstypen ableiten: Charakterarten, die als sub- bis eudominante Arten Lebensgemeinschaften prägen (im Diagramm meist im Zentralbereich zu finden) und Differentialarten, die als meist rezedent bis subrezedent auftretende stenöke Arten Lebensgemeinschaften von einander abgrenzen.

Die Charakterarten sind überwiegend euryök. Von besonderem Interesse sind aber solche Charakterarten, die, obwohl sie stellenweise dominant und häufig, auch eurytop auftreten können, dennoch eine deutlich eingegrenzte ökologische Valenz bis hin zur Stenökie aufweisen. Aus dem vorliegenden Material lassen sich beispielsweise anführen:

- *Oppiella fallax* (Opp_fal) beim Wert 1,57 auf der 1. Achse, kommt in 15 der insgesamt 19 Waldstandorte vor, kennzeichnet in ihrer Dominanz aber eindeutig kühl-feuchte Standorte; in unserer Standortauswahl tritt sie deshalb vorwiegend in den submontanen und montanen Bereichen auf.
- *Oppiella minutissima* (Opp_min) bei 1,36 auf der 2. Achse, wurde ebenfalls an 15 Standorten – also vielfach gemeinsam mit *O. fallax* – gefunden, dominant aber nur im eher warmen Bereich und in tiefergründigen Böden.

Der Übergang zu Differentialarten ist fließend. Es sind in jedem Falle stenöke Arten, die meist auch stenotop sind und nur selten in höheren Dominanzstufen auftreten; hierzu kann man beispielsweise rechnen:

- *Neoliodes (Poroliodes) farinosus* (Neo_far) bei –1,39 auf der 1. Achse, kommt an 5 Standorten ausschließlich im warm-trockenen Bereich der Rheinebene vor.

Generell ist aber unser Datenmaterial noch nicht umfassend genug, um die ökologischen Ansprüche jeder einzelnen Art hinreichend exakt umschreiben zu können.

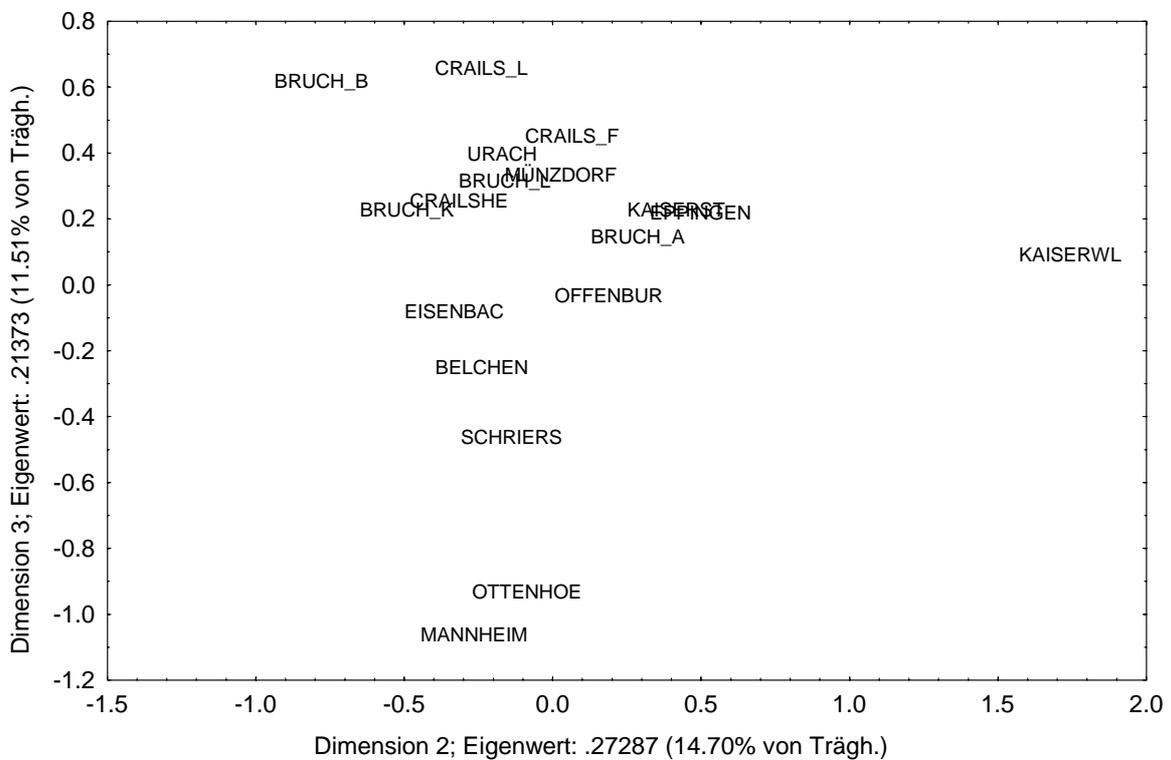
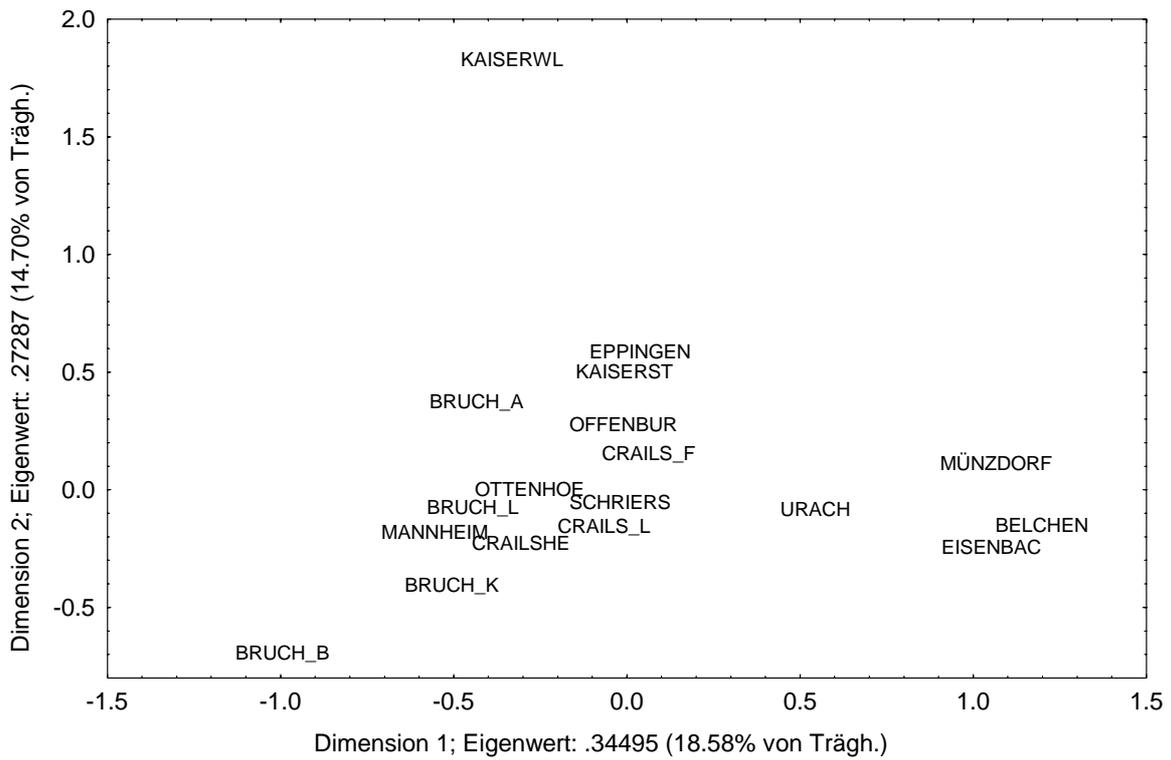


Abb. 2: Korrespondenzanalyse der LfU-Waldstandorte anhand der Verteilung der Oribatiden (oben: 1. und 2. Dimension; unten: 2. und 3. Dimension)

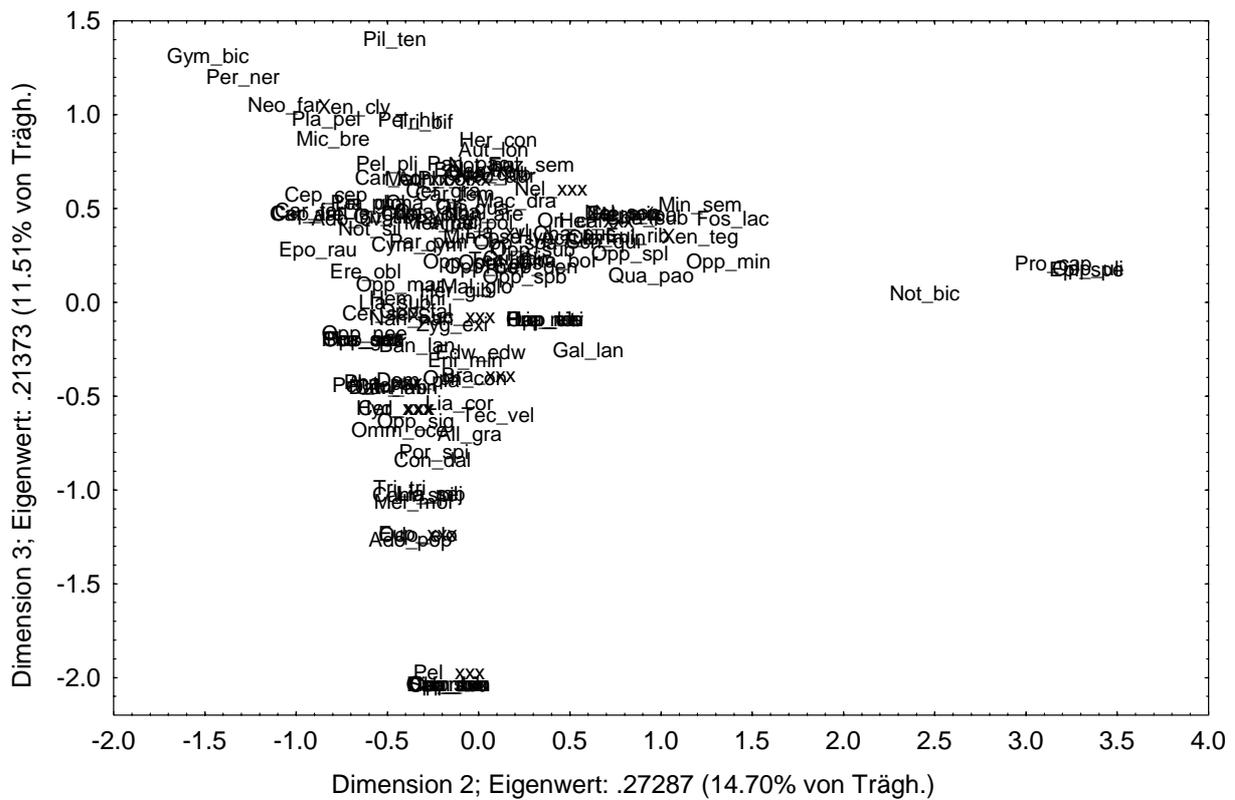
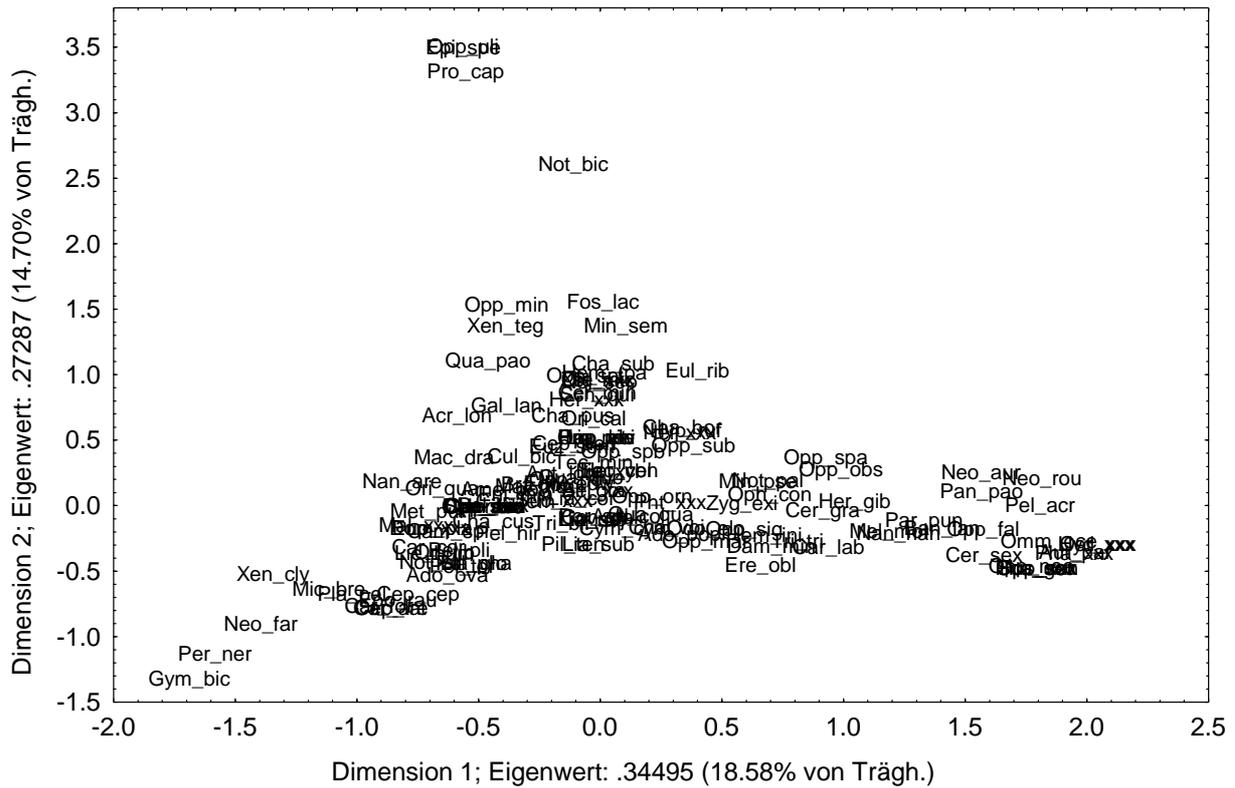


Abb. 3: Korrespondenzanalyse der Verteilung der an den LfU-Waldstandorten gefundenen Oribatidenarten (oben: 1. und 2. Dimension; unten: 2. und 3. Dimension)

Tab. 3: Signifikanzwerte zu den in Abb. 2 und 3 dargestellten Korrespondenzanalysen (signifikante Unterschiede in fett gedruckt)

	1. Dimension		2. Dimension		3. Dimension	
	r_s	P	r_s	P	r_s	P
Höhe	0.83	< 0.001	-0.03	0.918	0.01	0.961
Temperatur	-0.81	< 0.001	0.18	0.473	0.02	0.925
Niederschlag	0.72	< 0.001	-0.01	0.957	-0.29	0.240
Waldtyp	0.30	0.234	0.50	0.035	0.11	0.654
Feuchte	0.50	0.036	0.17	0.489	-0.34	0.170
PH	0.36	0.146	0.52	0.028	0.34	0.165
A	0.62	0.006	0.36	0.146	0.21	0.405
CN	-0.63	0.005	-0.14	0.568	-0.34	0.166
O	-0.26	0.299	-0.11	0.669	0.63	0.005
Humus	0.53	0.024	0.53	0.025	0.43	0.074

4.2.4 Gesamtdarstellung

In vergleichbarer Weise wurden die oben genannten Standorte auch anhand ihrer Besiedlung mit Carabiden, Chilopoden, Diplopoden und Isopoden beurteilt. Insgesamt ergab sich damit die folgende Übersicht (Tab. 4) über die Ergebnisse der Standortklassifizierung für die 11 Standorte des ehemaligen Ökologischen Wirkungskatasters. An den meisten Standorten war die Abweichung vom Erwartungswert gering. Klare Differenzen gibt es vor allem am Standort Nr. 520 (einer Fläche am Stadtrand von Mannheim) sowie Nr. 350 (ein Wald auf der windseitigen Lage des Industriegebiets Ludwigshafen/Mannheim). Schwer einschätzbar ist der Standort Nr. 470 (Offenburg), bei dem es keine eindeutigen Hinweise auf Belastungen gibt, so dass weitere Probennahmen durchgeführt werden sollten. Die Abweichungen am Standort 380, bei dem die Ergebnisse für alle vier Gruppen der eigentlichen Bodenbewohner als unklar einzuschätzen sind, ist teilweise auf den unzureichenden Datenbestand zurückzuführen. Die Klimadaten aus dem LfU-Datensatz geben für diesen Standort die Werte der räumlich benachbarten Station Hornisgrinde an. Diese liegt aber nicht nur 400m höher, sondern auch in windexponierter Gipfellage, während das Lokalklima am Standort 380 (Ottenhöfen) von der SW-Exposition bei einer Hangneigung von 25 - 30° und gleichzeitig einem sehr lichten Kronendach bestimmt wird. Bei Berücksichtigung dieser Faktoren durch Heranziehen des „expert knowledge“ entspricht die Besiedlung durch die beiden Mesarthropodengruppen (Gamasinen und Oribatiden) dieses Standorts weitgehend der Erwartung. Nur bedingt gilt diese Erklärung aber für die beiden euedaphischen Oligochaetengruppen, denn diese werden durch klimatische Faktoren in einem weit geringeren Masse beeinflusst.

Tab. 4: Vergleich von vorhergesagter und gefundener Besiedlung mit verschiedenen Boden-Invertebratengruppen an 11 Waldstandorten Baden-Württembergs (Einzelheiten siehe Text)

Tiergruppe	130	140	292	310	350	380	400	410	450	470	520
Enchytraeen	+	+	+	+	-	+/-	+	+	+/-	+	-
Lumbricidae	+	+/-	+	+	-	+/-	+/-	+/-	+	+	-
Oribatida	+	+	+	+	-	+/-	+	+	+	+	-
Gamasina	+	+	+	+	-	+/-	+	+	+	-	-
Chilopoda		+		+	+	+	+	+	+	-	-
Diplopoda		+		+	+	+	-	+	+	+/-	-
Isopoda		+		+	+	+	+	+	+	+/-	-
Carabidae	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-

+ = Entspricht der Erwartung; +/- = Unklar; - = Entspricht nicht der Erwartung

Aus diesen Ergebnissen ist der Schluß zu ziehen, dass eine differenzierte Beurteilung von Standorten mittels des BBSK-Konzepts möglich ist. „Expert knowledge“ muss dabei zumindest bis zum Erreichen eines größeren Datenmaterials aus mehr Standorten einfließen.

Die Literaturlauswertung wurde zur Verbesserung der Datenbasis für die Ableitung der Erwartungswerte abgerundet. Die fortdauernde Auswertung vorhandener Proben wird darüber hinaus die Datenbasis auf etwa 50 mitteleuropäische Standorte erheblich erweitern und damit die Erarbeitung von genaueren biozönotischen Erwartungswerten zum Artenspektrum erlauben (Anzahl, Dominanz und systematisch-ökologische Gruppierung der Arten der verschiedenen Bodentiergruppen). Nachfolgend lassen sich Informationsgehalt und Arbeitsaufwand durch schrittweise Datenreduktion umfangreicher Probenserien optimieren und Mindestanforderungen an Probenumfang und -häufigkeit formulieren. Bei der Organismenauswahl werden dabei taxonomische Gruppen berücksichtigt, die die wichtigsten trophischen Ebenen (Primär- und Sekundärzersetzer, Zoophage) und Lebensformtypen (eu-, hemi- und epedaphisch) repräsentieren.

C. Teil II: Freiland-Validierung

5. Standortcharakterisierung

5.1 Lage, Klima und Bodeneigenschaften

Für die praktische Validierung des Konzepts wurden in Absprache mit der LfU Karlsruhe zwei Standorte im nördlichen Baden-Württemberg ausgewählt, von denen der eine (Crailsheim) den Einfluß der Nutzung durch eine Vegetationsabfolge und der andere (Bruchsal) den Einfluß eines Schadstoffgradienten, jeweils bei vergleichbaren bodenkundlichen und klimatischen Bedingungen, abdecken sollte. In Crailsheim wurde jeweils eine ca. 200 m² große Probenfläche mit naturnahen Laubwald (CHL; Abb. 4), Nadelwald (CHF; Abb. 5) bzw. Wiese (CHW; Abb. 6) in 200 – 300 m Entfernung voneinander abgegrenzt. In Bruchsal handelte es sich um vier ca. 100 m² große Flächen, von denen jeweils zwei östlich unmittelbar neben der vielbefahrenen Autobahn A5 (BRA, BRB; Abb. 7 und 9) und die beiden anderen ca. 140 m davon entfernt in einem Buchen- bzw. Kiefern-mischwald (BRL, BRK; Abb. 8 und 9) lagen. Kenndaten dieser Standorte sind Tab. 5 zu entnehmen.

Tab. 5: Kennwerte der Versuchsstandorte Crailsheim und Bruchsal

Parameter	Bruchsal	Crailsheim
LfU - Nummer	1040	310
Vegetation	BRA/L: Hainbuche, Stieleiche, Buche BRB/K: Kiefer	CHL: Buche, Eiche u.a. CHF: Fichte CHW: 3-4 schürrig, gedüngt
Mittl. Jahrestemp.	10,2 °C	7,9 °C
Mittl. Niederschlag	640 mm	800 mm
Höhe ü.N.N.	100 m	420 m
Bodenart:	Lehmiger Sand (Sl)	Sandig-toniger Lehm (Lts)
Humusform	Mullmoder	Mull - Mullmoder
Pflanzengesell- schaft	Stellario-Carpinetum mit dominierender Rotbuche	Lathyro-Fagetum mit Esche, Rotbuche, Eiche
Streu pH-Wert	4,3	5,3
Oberboden pH-Wert	3,2 – 4,8	5,4 - 6,9
Organischer Gehalt	12,8 – 19,3 %	12,5 – 22,0 %
C/N-Verhältnis	16,4 – 23,2	11,6 – 16,9
Pflanzenzeigerwerte	?	mF 5,3; mR 6,0; mN 5,2
Schwermetallbelastung	Teils hoch belastet	Nicht / gering belastet

Durch Dr. Belotti (IFAB GmbH) wurden die Humusform bzw. die Zersetzungsbedingungen an den einzelnen Teilflächen einmalig im Herbst 1999 bestimmt (Tab. 6).

Tab. 6: Humusform und Kurzcharakteristik der Zersetzungsbedingungen an den 4 bzw. 3 Teilflächen der beiden Standorte (Aufnahme durch Dr. Belotti)

Teilfläche	pH-Wert	Humusform	Bemerkung	Heterogenität
CHL	5,5 – 5,6	L-Mull	Rasche Zersetzung; mehr als 1 Jahrgang; häufig Weissfäule	Gering - Mittel
CHF	5,4 – 6,2	L-Mull	Rasche Zersetzung; mehr als 1 Jahrgang; selten Weissfäule	Mittel
CHW	6,8 – 6,9	A-Mull	Keine Streuauflage	Gering
BRA	4,0 – 4,8	F-Mull	Gehemmte Zersetzung	Hoch
BRL	3,4 – 4,1	Moder	Gehemmte Zersetzung	Unklar
BRB	3,4 – 3,8	Moder/Rohh.	Gehemmte Zersetzung	Unklar
BRK	3,2 – 3,7	Rohh./Moder	Starke Hemmung der Zersetzung, wenig Einmischung in den Mineralboden	Gering

Ein wesentlicher Gesichtspunkt der Flächenauswahl war die Übereinstimmung der drei bzw. vier Teilflächen an den beiden Standorten hinsichtlich ihrer ökologischen Standortfaktoren. Am Beispiel des pH-Wertes läßt sich zeigen, daß dieses Ziel soweit möglich erreicht wurde: So variiert der pH auf den Bruchsaler Flächen (Laubwald und Nadelmischwald) zwischen 3,2 und 4,8 im Oberboden. Dadurch konnten drei der vier Flächen in die gleiche pH-Klasse eingeteilt werden (Tab. 9). Für die beiden Waldflächen in Crailsheim schwanken die Werte im Oberboden zwischen 5,4 und 6,2. Nur auf der Wiese lagen sie in Übereinstimmung mit der Nutzungsform höher: zwischen 6,8 und 6,9.

Unabhängig von den von der Autobahn ausgehenden Emissionen fällt am Standort Bruchsal auf, dass alle Teilflächen (insbesondere BRL) mechanisch stark belastet sind: Neben Fahrspuren, entstanden bei der Holznutzung durch Forstbehörden, waren weiträumige Durchwühlungen der Streuschicht, bewirkt durch Wildschweine, erkennbar.



Abb. 4: Standort Laubwald Crailsheim (CHL) im Dezember 1999



Abb. 5: Standort Nadelwald Crailsheim (CHF) im Dezember 1999



Abb. 6: Standort Wiese Crailsheim (CHW) im Dezember 1999



Abb. 7: Standort Autobahn Laubwald Bruchsal (BRA) im Dezember 1999



Abb. 8: Standort Laubwald Bruchsal (BRL) im Dezember 1999



Abb. 9: Standort Bruchsal (Dezember 1999); links: Autobahnnaher Nadelwald (BRB); rechts: Autobahnferner Nadelwald (BRK)

5.2 Chemische Analytik

Zur Überprüfung der Annahme, daß sich die Flächen in Bruchsal aufgrund ihrer Entfernung zur Autobahn hinsichtlich ihrer Belastung unterscheiden, wurden von der LfU Karlsruhe Proben auf Schwermetalle (Blei, Cadmium, Kupfer, Platin, Zink) und ausgewählte organische Schadstoffe (Minerale, PAK gesamt, Benz[a]pyren) hin analysiert. Mittelwerte von jeweils drei Parallelproben aus der Streuschicht bzw. dem Oberboden aller vier Bruchsaler Flächen sind Tab. 7 zu entnehmen. Platin wird nicht aufgeführt, da die Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze lagen. Zusätzlich wurde Mangan analysiert, da es in Voruntersuchungen als mögliche Ursache einer sehr heterogenen Regenwurmverteilung auf einer Teilfläche vermutet wurde. Insgesamt wurden sehr hohe Konzentrationen dieses Stoffes gefunden (Streu: 2500 - 4800 mg/kg (Maximum BRL: 10300 mg/kg Trockengewicht (TG)); Oberboden: 73 - 603 mg/kg TG), doch fehlen Informationen darüber, ob diese Mengen toxisch für Bodenorganismen sein können. Auf einer Nachbarfläche ließ sich kein Zusammenhang zwischen den teils sehr hohen Mangankonzentrationen im Boden und der Zahl der Regenwürmer finden (JÜLG 1998). Mit Ausnahme von Cadmium lagen die Konzentrationen der untersuchten Stoffe an den autobahnnahen Standorten deutlich höher als an den eigentlichen Waldstandorten (Tab. 7). Aufgrund des Haupteintragspfads über die Luft sind die Stoffkonzentrationen in der Streu erheblich höher als im Oberboden. Eine Ausnahme stellen die PAK dar, die ungefähr gleich in den beiden Schichten verteilt sind.

Tab. 7: Mittelwerte jeweils dreier im November 1997 genommenen Proben ausgewählter Schadstoffe an vier Flächen am Standort Bruchsal (BRA und BRB jeweils autobahnnah (12 - 14 m); BRL und BRK autobahnfern (ca. 140 m)); alle Angaben gerundet in mg/kg TG

Chemikalie	BRA		BRL		BRB		BRK	
	Streu	Boden	Streu	Boden	Streu	Boden	Streu	Bod.
Blei	258	119	186	56	667	79	217	25
Cadmium	1,7	0,6	4,1	0,6	5,3	0,5	4,6	<0,3
Kupfer	109	16	43	6,0	145	6,6	49	4,5
Zink	395	71	163	27	413	23	132	25
Mineralöl	133	77	117	55	212	58	123	<50
PAK gesamt	1,3	4,5	1,4	1,3	1,5	2,0	1,1	0,8
Benz[a]pyren	0,1	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

Bodenqualitätsziele, wie sie z.B. in Holland oder Dänemark für einige dieser Stoffe erarbeitet wurden, werden für die oben aufgeführten Stoffe auf den autobahnnahen Flächen überschritten. Unter den Organika gilt dies primär für die Summe aller PAK, bei denen im allgemeinen ab einer Konzentration von 0,5 mg/kg TG das Auftreten negativer Effekte für Bodenorganismen nicht auszuschließen ist (JENSEN & FOLKER-HANSEN 1995). In der Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchV 1999) wird als Vorsorgewert in Abhängigkeit vom Humusgehalt (> bzw. < als 8 %) eine Konzentration von 10 bzw. 3 mg/kg TG für ausreichend gehalten. Sowohl in der Streu als auch im Oberboden wird der dänische Wert an allen untersuchten Teilflächen, der höhere deutsche Wert dagegen nirgendwo überschritten.

Unter den anderen gemessenen organischen Schadstoffen wurde nur Benz[a]pyren genauer boden-ökotoxikologisch untersucht. JENSEN & FOLKER-HANSEN (1995) schlagen als Bodenqualitätsziel eine Konzentration von 0,05 mg/kg TG vor, während in Deutschland 1,0 bzw. 0,3 mg/kg TG für ausreichend gehalten werden. Dagegen leiten KRATZ et al. (1997, 1998) aufgrund eigener Untersuchungen mit belasteten Berliner Rieselfeldböden sowie einer anderen Form der Ableitung 0,01 mg/kg TG als Vorsorgewert ab. Die in Bruchsal gemessenen Werte liegen, weitgehend unabhängig von Horizont und Teilfläche, im Durchschnitt bei 0,1 (BRA: 0,4) mg/kg TG. Nach einem Vorschlag des „Bundesverbands Boden“ (WILKE et al. 2001) sollte der Prüfwert für Benz[a]pyren in Böden mit einem Humusgehalt von > 8% (wie im Bruchsaler Oberboden) bei 1,0 mg/kg liegen. Nach dieser Klassifikation wäre auf den Bruchsaler Flächen eine negative Wirkung dieses Stoffes auf Bodenorganismen nicht zu erwarten.

Da die Datenlage bei den Schwermetallen im allgemeinen besser ist und demnach eine ökotoxikologische Beurteilung eher möglich wird, sollen die in Bruchsal gemessenen Konzentrationen im folgenden näher betrachtet werden. In Tabelle 8 sind die durchschnittlichen Schwermetallkonzentrationen an den vier Bruchsaler Teilflächen im Vergleich zu dänischen Bodenqualitätszielen (SCOTT-FORDSMAND & BRUUS PEDERSEN 1995), niederländischen Umweltqualitätszielen (CROMMENTUIJN et al. 2000) und deutschen Vorsorgewerten der Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchV 1999) angegeben (alle Daten in mg/kg TG unter Einrechnung der jeweiligen Hintergrundwerte).

Tab. 8: Durchschnittliche Schwermetallkonzentrationen im Oberboden an den vier Bruchsaler Teilflächen im Vergleich zu dänischen und holländischen Bodenqualitätszielen und deutschen Vorsorgewerten (alle Angaben gerundet in mg/kg Trockengewicht)

Schwermetall	BRA	BRL	BRB	BRK	Dänemark	BRD	Holland
Blei	119	56	79	25	50	40	140
Cadmium	0,6	0,6	0,5	<0,3	0,3	0,4	1,6
Kupfer	16	6,0	6,6	4,5	30	20	40
Zink	71	27	23	25	100	60	160

Der Vergleich erfolgt dabei mit den Werten des Oberbodens, weil normative Angaben für die Streuschicht nicht verfügbar sind. Da in Deutschland die Vorsorgewerte nach Bodenart (teils auch nach pH-Wert) differenziert werden, sind in Tab. 8 für den Standort Bruchsal nur die Werte für Sandböden angegeben. Demnach sind, trotz Differenzen im Detail, alle Teilflächen mit Ausnahme des autobahnfernen Kiefernwalds (BRK) als durch Blei und Cadmium belastet anzusehen. Bei der autobahnnahen Laubwaldfläche BRA bestehen zudem Hinweise auf eine Belastung durch Zink. Die rückstandsanalytischen Ergebnisse deuten also darauf hin, daß zumindest auf BRA, eventuell auch auf BRL und BRB, Auswirkungen toxischer Substanzen auf die Bodenbiozönose nicht auszuschliessen sind – vor allem, da in der Streuschicht die Konzentrationen deutlich höher als im Oberboden liegen.

5.3 Klassifikation nach dem BBSK-Konzept

Die wichtigsten Daten zur Charakterisierung der beiden für die praktische Validierung des BBSK-Konzepts ausgewählten Standorte werden in Tab. 9 so zusammengefasst, dass eine Zuordnung der 7 Probeflächen zu Standorttypen möglich wird. Demnach kommen sowohl in Crailsheim (CHF, CHL bzw. CHW) als auch Bruchsal (BRL, BRK, BRB bzw. BRA) zwei, allerdings nah verwandte, Standorttypen vor, deren Bodenbiozönosen sich jeweils ähneln sollten.

In Crailsheim trifft die Grundannahme, dass die pedologischen Parameter der Probeflächen übereinstimmen, auf die beiden Waldflächen weitgehend zu. Nutzungsbedingt sind auf der mehrmals jährlich güllegedüngten Mähwiese der pH-Wert und der N-Gehalt höher, das C/N-Verhältnis damit enger, und der Humuszustand ist ein A-Mull (ohne jede Streuauflage). Dies entspricht in jeder Hinsicht den Erwartungen bei einer solchen Nutzungsform. In Bruchsal stimmen die vier Probeflächen ebenfalls weitgehend überein; zu Abweichungen kommt es in der

Laubwaldfläche BRA (Boden-Fremdmaterial vom Autobahnbau im Untergrund ?), die einen signifikant höheren pH-Wert und (damit erwartungsgemäß korreliert) eine deutlich zu Mull tendierende Humusform aufweist; der leicht niedrigere pH-Wert auf der Kiefernfläche BRK korreliert mit einem zum Rohhumus tendierenden Moderhumus. Die Konzentrationen der in Bruchsal gemessenen Schadstoffe (z.B. PAK, Schwermetalle) sind im Oberboden teils, in der Streuschicht meist hoch genug, um Bodenorganismen negativ beeinflussen zu können (KRATZ et al. 1998; BBodSchV 1999).

Tab. 9: Standortfaktoren und -typen der 7 Probeflächen (Crailsheim, Bruchsal); Standorttypenkodierung: A = Bodenart, P = Azidität, F = Bodenfeuchte, N = C/N-Verhältnis, O = Organischer Gehalt

Code	Boden- art	pH- Wert	Niedersch. [mm]	C/N- Verh. [%]	Org. Geh.	Standorttyp				
						A	P	F	N	O
CHF	Lts	6,2	800	16,9	22,0	3	4	3*	3	4
CHL	Lts	5,6-5,9	800	13,6	12,5	3	4	3	2	4
CHW	Lts	6,8	800	11,6	20,6	3	5	3*	2	4
BRL	Sl	3,4	640	18,7	14,1	1	1	2*	3	4
BRA	Sl	4,0	640	16,4	13,1	1	2	2*	3	4
BRK	Sl	3,2	640	21,9	19,3	1	1	2*	4	4
BRB	Sl	3,4	640	23,2	12,8	1	1	2*	4	4

* - geschätzt

6. Biologische Methodik

6.1 Tiergruppen

6.1.1 Erfassung

Die Erfassung der Tiere (Regenwürmer, Enchytraeen, Mesoarthropoden, speziell Milben und Collembolen) sowie verschiedene Gruppen der Makrofauna) erfolgte viermal: im Herbst 1997 und 1998 bzw. im Frühjahr 1998 und 1999. Dabei wurden die in mehreren Vorläuferprojekten erprobten Standardmethoden (Handauslese, Stechbohrer, Naß- bzw. Trockenextraktion, Elektrofang, Barberfallen; LfU 1994, DUNGER & FIEDLER 1997) angewandt. Daher wird die Fangmethodik an dieser Stelle nur sehr kurz dargestellt:

- Regenwürmer:
Handauslese vor Ort von 50 * 50 cm Proben (Tiefe: ca. 25 cm; standortabhängig) mit anschließender Formolaustreibung (0,2 %; 5 L pro Probenstelle); teilweise wurden Streulage und Oberboden ins Labor verbracht und erst dort ausgelesen, da es im Freiland zu kalt und/oder zu dunkel war; Fixierung der Tiere zuerst in 70 % Alkohol, dann in 4 % Formol und schließlich zur Dauerlagerung wieder in 70 % Alkohol.
- Enchytraeen:
Stechbohrerproben (Durchmesser: 5,3 cm) in zwei Schichten (Streulage und Oberboden (0 – 5 cm) mit anschließender Nassextraktion nach GRAEFE und Lebendbestimmung; mit Ausnahme einiger Belegexemplare keine Dauerlagerung.
- Moosmilben und Raubmilben:
Stechbohrerproben (Durchmesser: 5,3 cm) in zwei Schichten (Streulage und Oberboden (0 – 5 cm) mit anschließender Trockenextraktion (Berlese) und Lagerung in 70 % Alkohol (alles in Karlsruhe bzw. Bremen); alle übrigen Tiergruppen in diesen Proben werden ohne weitere Bearbeitung aufbewahrt
- Asseln, Doppelfüßer, Hundertfüßer:
Handauslese vor Ort von 50 * 50 cm Proben (Tiefe: ca. 25 cm; standortabhängig); zusätzlich qualitativ auszuwählende "Sonderstandorte" (z.B. Moospolster, vorrottendes Holz etc.); Fixierung der Tiere zuerst in 70 % Alkohol.
Zusätzlich wurden Barberfallen verwendet, wobei die Fänge nicht kontinuierlich über zwei Jahre durchgeführt wurden, sondern jeweils im Frühjahr und Herbst etwa 10 Wochen lang ausgebracht wurden.

Die Laufkäfer-Fauna der sieben Untersuchungsflächen wurde mittels Bodenfallen erfasst. Der Probenahmezeitraum war vom 17.09.1997 bis 25.03.1998 und die Fallen wurden im 14-

tägigen Zyklus geleert. Bei den vier Teilflächen an der Autobahn bei Bruchsal kam es infolge mechanischer Beschädigungen (Wildschweine) zu Ausfällen in der Fangperiode (Ausfallzeit Mitte September bis Ende Oktober). Nach einem Probetermin Mitte September und anschließenden Schutzeinrichtungen der Bodenfallen (Gatterbau), wurden diese Standorte ab Ende Oktober/Anfang November bis Anfang Dezember im 14-tägigen Leerungsrhythmus beprobt, mit einem ergänzenden Frühjahrstermin im März.

Die biotischen Messungen wurden durch die Erfassung abiotischer Parameter (Zusammensetzung, Mächtigkeit und Einordnung des Streuprofiles sowie Wassergehalt, Aschegehalt, Gehalt an organischer Substanz und pH-Wert der Streu und des Oberbodens) ergänzt, wobei im Allgemeinen analog zu Richtlinien der ISO vorgegangen wurde.

6.1.2 Auswertung

Für alle statistischen Auswertungen im vorliegenden Bericht bedeutet ein schwach signifikantes Resultat eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5%, ein signifikantes Resultat eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 1% und ein hoch signifikantes Resultat eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,1%.

Oligochaeta (Enchytraeen und Regenwürmer):

Bei beiden Tiergruppen wurde die Gesamtabundanz (Ind/m^2) festgestellt. Grundsätzlich wurden alle adulten Oligochaeten bis zur Art bestimmt, während Jungtiere aufgrund des grossen Aufwands im allgemeinen nur bis zur Gattungsebene determiniert wurden (Differenzierung bei *Dendrobaena/Dendrodrilus* nicht möglich). Für manche Fragen wurden zudem ökologische Gruppen definiert, die bei den Enchytraeen weitgehend mit der Gattungsebene zusammenfielen, während bei den Regenwürmern auch nach den drei Lebensformtypen (Bouche 1976) unterschieden wurde. Vorkommen und Dominanz der Arten jeweils zweier Flächen wurden auf Artenidentität (Soerensen-Index) und Dominanzidentität (Renkonen-Index) überprüft.

Wie in der „LfU-Studie“ wurde bei den Regenwürmern die Übereinstimmung zwischen Erwartungs- und Istwert nach dem BBSK-Konzept wie folgt bestimmt: Die Summe aller Arten, die an dem jeweiligen Standort trotz Erwartung fehlten bzw. entgegen der Erwartung vorkamen, wurden in Relation zur Gesamtzahl aller Arten gesetzt. Eine Abweichung von mehr als 30 % wurde dabei als Auffälligkeit beurteilt (vgl. RÖMBKE et al. 2000).

Oribatida (Moosmilben):

Die Reaktion der Hornmilben oder Oribatiden in bezug auf die beiden Fragestellungen wurde nach folgenden Parametern ausgewertet:

1. Summenparameter: Artenzahl, Abundanz (Indiv./m²) der Oribatiden insgesamt sowie Verteilung von Artenzahl und Abundanz auf 7 Großgruppen (im Sinne von Überfamilien);
2. Artenparameter: Artenspektrum mit Abundanz und Dominanz von Arten, Artengruppen, Gattungen und Familien.

Die Arten wurden bis auf die nur extrem zeitaufwändig zu bestimmenden Familien Brachychthoniidae, Phthiracaridae, Euphthiracaridae sowie die Gattung *Suctobelba*, die als jeweils 1 Taxon geführt werden, durchbestimmt. Das ergab für alle Standorte der LfU-Studie und des vorliegenden Projektes die Zahl von 157 Taxa (153 Arten plus die genannten 4 Taxa), die in die Analysen eingingen.

3. Indices: Vorkommen und Dominanz der Arten jeweils zweier Flächen wurden auf Artenidentität (Soerensen-Index) und Dominanzidentität (Renkonen-Index) überprüft. Darüber hinaus wurden die Arten der Waldstandorte (12 Standorte aus der LfU-Studie + die 6 Waldstandorte der vorliegenden Studie) einer Korrespondenzanalyse unterzogen. Die Verteilung der Arten und Standorte wurde getrennt dargestellt, wobei jeweils die 1. und 2. Achse und die 2. und 3. Achse als Koordinaten verwendet wurden. Die 3 Achsen bzw. Dimensionen wurde in einer Spearman-Rangkorrelation auf ihre bestimmenden Faktoren geprüft.

Raubmilben:

Zur Auswertung der Artenlisten wurden die Arten Gruppen zugeordnet, die nach ihrer Fortpflanzungsbiologie in Klassen eingeteilt wurden. Es gibt sechs Klassen: 4r, 2r, 1r, 1K, 2K und 3K. Die Herleitung und die Daten zur Fortpflanzungsbiologie sind in RUF (1996 und 1997) dargestellt. Bei dieser Einteilung wird grundsätzlich zwischen r- und K-selektierten Arten unterschieden. Demnach sind r-Strategen Arten mit hoher Eilegerate, rascher Entwicklung, großer Fruchtbarkeit und sie sind meist phoretisch. Im Gegensatz dazu sind K-Strategen Arten mit den gegenteiligen Eigenschaften. Um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass Arten nicht entweder r- oder K-Strategen sind, sondern dass diese Eigenschaften in einem Kontinuum graduell verschieden sind, wurden auf beiden Seiten Unterteilungen eingeführt.

Aus der Zahl der Arten in den jeweiligen Klassen kann ein „Reife-Index“ für jeden Standort ausgerechnet werden. Er gibt die (nach den Klassen gewichtete) Zahl der K-selektierten Arten an der gesamten Raubmilbengemeinschaft an. Im Offenland überwiegen meist die r-selektierten Arten, so dass der Index kleiner als 0,5 ist, in Wäldern scheint er von der Humusform abhängig zu sein (RUF 1998) und liegt zwischen 0,6 und 0,9.

In den Reife-Index geht lediglich die Anwesenheit von Arten ein, er berücksichtigt nicht die Dominanz. Das hat Vorteile, aber auch Nachteile. Um diese zu beseitigen, wurde ein abgewandeltes Verfahren eingeführt, das sich eng an DE GOEDE (1993) anlehnt: die Konstruktion eines r/K Dreiecks. Dabei werden die Dominanz-Summen für jede r bzw. K-Klasse berechnet. Dann werden alle r-Werte addiert und gegen den 3K Wert und den Rest (Differenz zu 100%) in Form eines Dreiecks aufgetragen. Für Wälder mit unterschiedlichen Humusformen können in diesem Dreieck Erwartungs-Bereiche festgelegt werden, die aus den Daten aus der LfU-Studie abgeleitet wurden.

Zu einzelnen Arten konnte mit Hilfe des umfangreichen Datenmaterials aus der LfU-Studie Korrelationen der Dominanzwerte mit den Standortfaktoren berechnet werden. Sie erlauben nach dem derzeitigen Stand der Auswertungen für 8 Arten Vorhersagen nach den Standortparametern Bodenart, pH-Wert und Gehalt an organischer Substanz im Oberboden (RUF & RÖMBKE 1999). Korrelationen wurden auch für die integrierenden Parameter, Artenzahl, Siedlungsdichte und Diversität (Shannon-Wiener-Index) mit den gleichen Standortparametern berechnet.

Chilopoda, Diplpoda, Isopoda:

Die zeitaufwändigere Beprobung mittels Bodenfallen ermöglicht es bei den hierzu gehörenden Gruppen, die statistische Signifikanz der ermittelten Unterschiede zu prüfen und somit reelle Dominanzverhältnisse von zufälligen Schwankungen zu unterscheiden. Wichtig ist dabei eine Vergleichbarkeit der Erhebungen in Bezug auf Erfassungsmethode, klimatische Verhältnisse und Erfassungszeitraum. Diese Bedingungen sind bei der vorliegenden Untersuchung in beispielhafter Weise erfüllt. Um in statistisch auswertbarem Bereich zu liegen, müssen die Individuenzahlen auf mindestens einer Untersuchungsfläche über 6 liegen (SPELDA 1996). Bei geringeren Fangzahlen erübrigt sich daher eine statistische Auswertung der Gesamtsummen nach dem χ^2 -Test.

Die Einordnung der Probenflächen nach dem BBSK-Konzept erfolgte nicht auf statistischer Ebene, sondern nach „Expert Knowledge“, da die bisherige Datenlage für die Ableitung von Erwartungswerten noch nicht ausreicht.

Carabiden:

Die in den Barberfallen gefangenen Carabiden wurden bis zur Art bestimmt. Eine statistische Auswertung erfolgte nicht. Statt dessen wurden die Arten zu bestimmten Gruppen klassifiziert, die aufgrund eigener Erfahrung in der Region Südwestdeutschland nach vegetationskundlichen bzw. klimatischen Kriterien definiert wurden (SCHEURIG et al. 1996).

6.2 Funktionale Tests

Der Streuabbau als funktioneller Parameter integriert Änderungen der gesamten Bodenbiozönose über einen längeren Zeitraum und erlaubt eine Einschätzung über langfristige Auswirkungen solcher Änderungen (Nachhaltigkeit). Dabei erfolgt jede Reaktion verzögert: die zeitliche Dimension sind Jahre – und in ihrem Ergebnis, d.h. der Humusform, Jahrzehnte. Aufgrund dieser hohen Wertigkeit der Nachhaltigkeit gerade für die Beurteilung anthropogener Veränderungen wurden in Kooperation mit der AG Prof. Dr. Eisenbeis (Universität Mainz) in einer Untersuchung, die ebenfalls im Bruchsaler Wald in der Nähe der jetzt ausgewählten Probenflächen durchgeführt wurde, erstmalig die drei derzeit gebräuchlichsten Verfahren (Netzbeutel, Minicontainer, Köderstreifen) zur Erfassung des Streuabbaus und der biologischen Aktivität verglichen (PAULUS et al. 1999). Aufgrund der bisher oft divergierenden Ergebnisse wurde ein solcher Vergleich exemplarisch am Standort Crailsheim standardisiert und abgestimmt durchgeführt, um zu einer besseren Einschätzung der Aussagekraft dieser Methoden und der Optimierung des Arbeitsaufwands zu gelangen.

Die Netzbeutel-Methode wurde dabei wie folgt durchgeführt: Beutel aus Kunststoff-Siebewebe wurden mit organischem Material (Laubstreu bzw. Grasschnitt) gefüllt auf den Boden gelegt (CROSSLEY & HOGLUND 1962). Meßparameter waren Trockengewicht, Aschegehalt, aschefreies Trockengewicht, N-Gehalt, C/N-Verhältnis und pH-Wert des Beutelinhalts (Streu). Im einzelnen wurden auf den drei Versuchsflächen Laubwald (Abb. 11), Nadelwald und Wiese 840 Netzbeutel dreier verschiedener Maschenweite, gefüllt jeweils mit standorttypischen Material (Buchenlaub, Nadelstreu oder Grasschnitt), ausgebracht. Sie wurden, beginnend Ende Februar, im zweimonatigen Abstand eingeholt. Die letzte Probennahme erfolgte

im Herbst 2000. Die verwendeten Maschenweiten waren: 20 µm zum Ausschluß der gesamten Bodenfauna, 250 µm die den Zugang der Mesofauna ermöglicht und 10mm, die der gesamten Bodenfauna Zutritt gewährt. Analog dazu wurden 1120 Netzbeutel auf den vier Teilflächen des Standorts Bruchsal, gefüllt mit Buchenlaub bzw. Fichtennadeln (letztere umhüllt mit einer dünnen Lage Zellstoff), zum gleichen Zeitpunkt ausgebracht und nach dem gleichen Schema wie in Crailsheim beprobt. Die Abbauraten (normiert auf eine Woche bzw. ein Jahr sowie als DT50-Werte (= degradation time of 50 %) wie auch der Verlauf der Abbaukurven wurden mit verschiedenen Methoden statistisch verglichen.

Eine Methode zur Messung der biologischen Aktivität in Böden stellt das Minicontainer-Testsystem dar (Abb. 10), das die Vorzüge von Netzbeutel- und Köderstreifen-Verfahren kombinieren soll (EISENBEIS 1994). Das Grundelement des Testsystems sind miniaturisierte "Netzbeutel", die, stabförmig angeordnet, sowohl im als auch auf dem Boden exponiert werden können. Die Abbaukinetik von natürlichen wie künstlichen Substraten (mit bzw. ohne Belastung) kann so einfach und in statistisch auswertbarer Anzahl bestimmt werden. In Crailsheim wurde parallel zu den Streubeuteltests im Dezember 1997 ein Versuch mit Minicontainern begonnen (gefüllt mit dem jeweils gleichen Material; allerdings in Hinsicht auf die geringe Größe der Container zerkleinert). Insgesamt kamen 60 Stäbe mit 720 Minicontainern zum Einsatz. Es wurden 3 Maschenweiten verwendet; 20 µm und 250 µm analog zu den Netzbeuteln und, im Unterschied zu den Netzbeutelversuchen, 2 mm Gaze, die der Meso- und einem Teil der Makrofauna den Zutritt erlaubt (die Größe der Minicontainer mit Öffnungen von 23 mm und die Zerkleinerung des Füllmaterials lässt keine größeren Maschenweiten zu). Die Beprobungsintervalle lagen zeitgleich wie die der Netzbeutel.

Ausserdem wurden in der Zeit von Dezember 1997 bis November 1998 auf den drei Teilflächen des Standorts Crailsheim 12 Köderstreifentests durchgeführt (VON TÖRNE 1990 a,b). Diese Tests wurden wie folgt durchgeführt: Mit Hilfe von perforierten Trägerplatten werden dünnschichtige Köderlamellen (bestehend aus einem Cellulose/Agar-Agar-Gemisch) im Boden exponiert. Die Fraßaktivität von Mikroorganismen und Bodentieren kann mit Hilfe einer Lupe und schon nach kurzer Zeit festgestellt werden. Obwohl die jeweiligen Absolutwerte stark von den äußeren Bedingungen wie dem Wetter abhängen, sind vergleichende Aussagen, z.B. zwischen verschieden belasteten Standorten, möglich. Die Verweildauer betrug zwischen 10 und 14 Tagen. Die Ergebnisse wurden dann auf 10 Tage Verweildauer normiert.

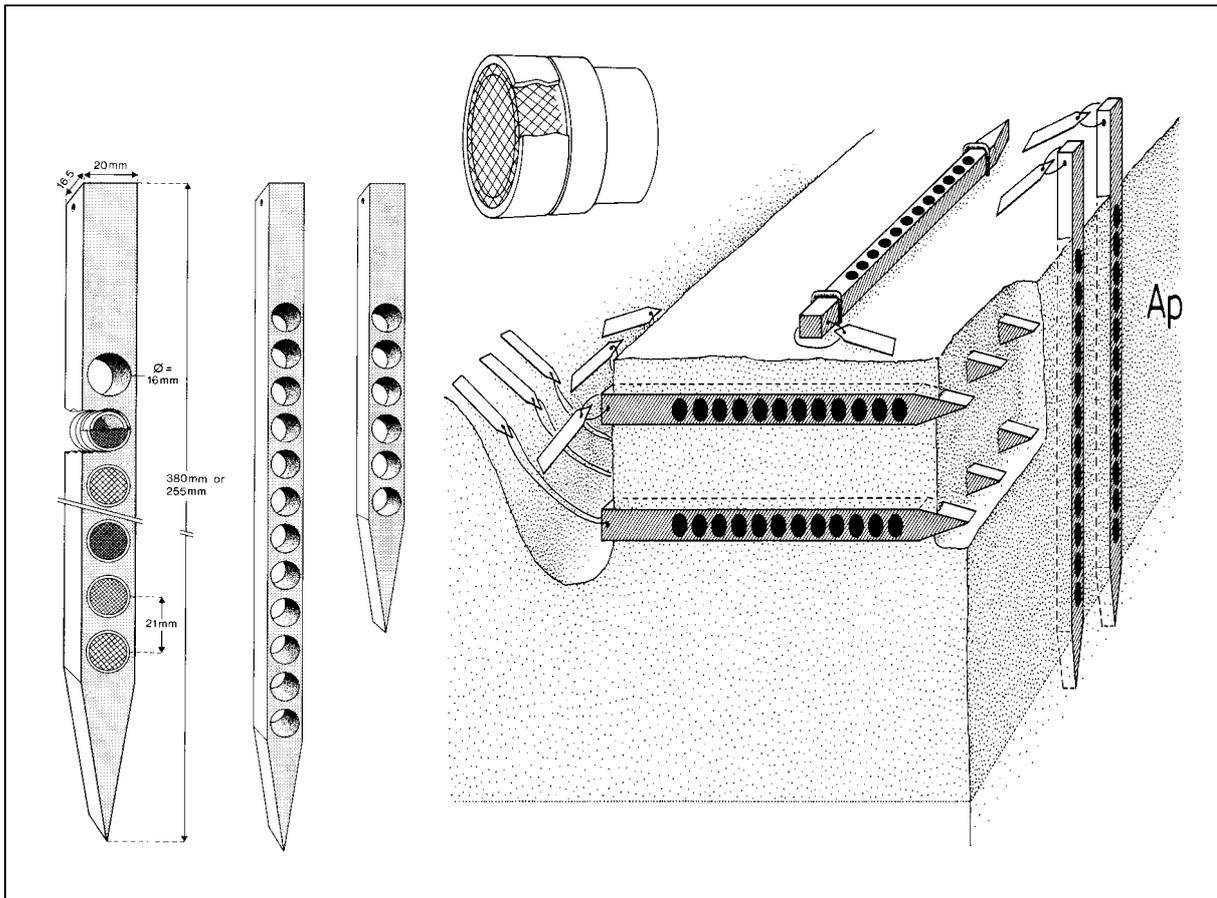


Abb. 10: Konstruktion und Anwendungsmöglichkeiten der Minicontainermethode



Abb. 11: Netzbeutel in der Streuschicht des Laubwald-Standorts in Crailsheim (CHL)

7. Ergebnisse Crailsheim

7.1 Tiergruppen

7.1.1 Enchytraeen

Die Abundanz der Enchytraeen auf den drei Teilflächen ähnelt sich sehr, auch wenn sich die (statistisch nicht sicherbare) Tendenz andeutet, nach der die Wiese etwas besser als die beiden Wälder besiedelt ist (Tab. 10). Eine Korrelation mit der Jahreszeit besteht wie erwartet nicht, denn der Probennahmezeitpunkt war so gelegt worden, dass dieser Effekt möglichst ausgeschlossen wird. Die Gesamtzahl der Tiere war allerdings auf allen Flächen bei der ersten Probennahme, wahrscheinlich aufgrund der für diesen Zeitraum ungewöhnlichen Kälte, zu niedrig. Bei einer im November 1998 im Rahmen anderer Untersuchungen durchgeführten Probenahme auf der Laubwald-Teilfläche mit 9 Replikaten wurden, bei weitgehend gleichem Artenspektrum, 24.900 Ind/m² festgestellt. Insgesamt liegt die durchschnittliche Zahl der Kleinringelwürmer auf allen drei Teilflächen in der von solchen Böden bzw. diesen Nutzungstypen bekannten bekannten Größenordnung (RÖMBKE et al. 1997).

Tab. 10: Abundanz der Enchytraeidae auf den drei Teilflächen des Standorts Crailsheim (alle Angaben in Ind/m²)

Probenahme	CHL	CHF	CHW
Oktober 1997	8.700	4.600	14.600
April 1998	23.200	14.800	43.100
Oktober 1998	17.000	21.000	24.600
April 1999	28.500	18.500	14.400
Durchschnitt	19.400 ± 8.500	14.700 ± 7.200	24.200 ± 13.500

Artenzusammensetzung und Artenzahl auf den drei Teilflächen unterscheiden sich voneinander (Tab. 11). So nimmt die Artenzahl (Gattungszahl jeweils in Klammern) von 28 (12) im Laubwald über 25 (11) im Nadelwald bis zu 23 (8) auf der Wiese ab. Mindestens vier Arten aus der Gattung *Fridericia* und jeweils eine aus *Enchytraeus* bzw. *Achaeta* können keiner beschriebenen Spezies zugeordnet werden. Rund zehn Prozent aller gefangenen Tiere wurden aufgrund schlechter Erhaltung als „Rest“ klassifiziert. Regelmässig im Laubwald, aber nur jeweils einmal im Fichtenwald bzw. der Wiese und jedes Mal in sehr geringer Zahl wurden Individuen einer nicht näher bestimmten Tubificidenart gefunden (*Rhyacodrilus falciformis*?). Alle Teilflächen liegen nach ihrer Artenzahl am oberen Rand des von mitteleuropäischen Standorten her bekannten Bereichs (RÖMBKE et al. 1997).

Tab. 11: Dominanzanteil der Enchytraeen-Arten am Standort Crailsheim

Spezies	CHL	CHF	CHW
<i>Achaeta sp.</i>	5,7	14,0	1,0
<i>A. cf. aberrans</i>	0,0	0,0	0,0
<i>A. affinis</i>	0,0	0,3	0,0
<i>A. cf. affinoides</i>	1,8	2,2	0,6
<i>A. bohémica</i>	0,7	3,2	0,0
<i>A. camerani</i>	0,0	0,2	0,0
<i>A. microcosmi</i>	0,1	0,0	0,0
<i>A. cf. parva/KLEIN</i>	0,0	0,0	0,0
<i>B. ehlersi</i>	0,4	0,5	0,0
<i>B. appendiculata</i>	3,2	1,9	4,2
<i>Cernosvitoviella sp.</i>	0,4	0,4	0,6
<i>C. cf. atrata</i>	0,7	0,5	0,0
<i>C. cf. carpathica</i>	0,7	0,0	0,0
<i>C. sphagnetorum</i>	5,6	7,2	0,0
<i>Enchytraeus sp.</i>	3,1	5,8	9,8
<i>E. buchholzi</i>	0,4	0,1	3,1
<i>E. lacteus</i>	0,0	0,0	2,6
<i>E. minutus</i>	0,0	0,0	0,9
<i>E. norvegicus</i>	4,9	1,9	15,3
<i>E. OhSP</i>	0,0	0,0	0,2
<i>E. parva</i>	0,7	0,1	0,0
<i>Fridericia sp.</i>	24,5	26,9	26,8
<i>F. bisetosa</i>	2,0	3,3	1,8
<i>F. bulboides</i>	0,0	0,6	0,1
<i>F. callosa</i>	0,3	0,2	0,0
<i>F. caprensis</i>	1,9	0,0	1,6
<i>F. connata</i>	0,1	1,0	0,6
<i>F. galba</i>	16,0	6,2	3,0
<i>F. maculata</i>	0,5	0,0	0,4
<i>F. paroniana</i>	0,9	1,0	3,2
<i>F. perrieri</i>	0,0	0,1	0,2
<i>F. ratzeli</i>	0,4	0,1	0,6
<i>F. striata</i>	3,7	2,1	0,1
<i>F. sp. A</i>	0,0	0,3	0,9
<i>F. sp. B</i>	0,3	0,5	2,5
<i>F. sp. GR</i>	0,6	3,6	1,1
<i>F. KLEIN</i>	0,0	0,0	0,4
<i>F. NEU2</i>	0,1	0,0	0,0
<i>Henlea sp.</i>	0,0	0,8	3,1
<i>H. perpusilla</i>	0,3	0,0	0,2
<i>Marionina sp.</i>	3,7	1,1	2,2
<i>M. cf. vesiculata</i>	0,0	0,2	0,0
<i>Mesenchytraeus sp.</i>	0,4	0,0	0,0
<i>M. glandulosus</i>	0,3	0,0	0,0
<i>M. pelicensis</i>	0,1	0,0	0,0
<i>O. cambrensis</i>	0,7	0,0	0,0
<i>S. niveus</i>	2,1	0,3	0,2
REST	12,7	13,4	12,7
Summe	100	100	100

Qualitativ lässt sich das Dominanzspektrum der besseren Übersichtlichkeit auf Gattungsebene am besten vergleichen (Tab. 12). Demnach sind in Hinsicht auf die Nutzungsform mehrere Gruppen innerhalb der Enchytraeidae zu unterscheiden:

- ähnliche Anteile auf allen Flächen: *Buchholzia*, *Cernosvitoviella*, *Marionina*, *Fridericia*;
- Schwerpunkt im Wald: *Bryodrilus*, *Cognettia*;
- Schwerpunkt im Laubwald: *Mesenchytraeus*, *Enchytronia*, *Oconnoriella*, *Stercutus*;
- Schwerpunkt im Nadelwald: *Achaeta*;
- Schwerpunkt auf der Wiese: *Enchytraeus*, *Henlea*.

Tab. 12: Dominanzanteile der Enchytraeen-Gattungen am Standort Crailsheim

Gattung	Laubwald	Laubwald	Nadelwald	Wiese
	LfU Alt	CHL	CHF	CHW
<i>Achaeta</i>	5,5	8,3	19,9	1,6
<i>Bryodrilus</i>	0,0	0,4	0,5	0,0
<i>Buchholzia</i>	26,1	3,2	1,9	4,2
<i>Cernosvitoviella</i>	1,2	1,8	0,9	0,6
<i>Cognettia</i>	5,7	5,6	7,2	0,0
<i>Enchytraeus</i>	6,0	8,4	7,8	31,7
<i>Enchytronia</i>	0,0	0,7	0,1	0,0
<i>Fridericia</i>	32,9	51,3	45,9	43,5
<i>Henlea</i>	0,6	0,3	0,8	3,3
<i>Marionina</i>	2,0	3,7	1,3	2,2
<i>Mesenchytraeus</i>	0,0	0,8	0,0	0,0
<i>Oconnoriella</i>	0,2	0,7	0,0	0,0
<i>Stercutus</i>	9,0	2,1	0,3	0,2
Rest	10,8	12,7	13,4	12,7
Summe	100	100	100	100

Einige Gattungen wie *Enchytronia*, *Bryodrilus* oder *Cernosvitoviella* kommen allerdings so selten vor, dass eine ökologische Zuordnung schwierig ist. Alle Gattungen wurden im Laubwald nachgewiesen, während im Nadelwald eine und auf der Wiese immerhin vier fehlen. Sicherbar ist das Fehlen einiger, meist durch wenige Arten vertretene Gattungen auf der Wiesenfläche im Vergleich zu den Waldflächen wie z.B. von *Bryodrilus*, *Mesenchytraeus*, *Cognettia* oder *Stercutus* sowie der hohe Anteil der Gattung *Enchytraeus* (rund 25 % mehr als im Wald).

Während es sich bei den vier erstgenannten Gattungen um „typische“ Waldbewohner handelt, ist *Enchytraeus* mehr ein Anzeiger für sich schnell ändernde Biotope (z.B. typisch an Sukzessionsstandorten). Trotz unterschiedlicher Datenbasis sind die Verhältnisse im Laubwald zwischen früheren und im Rahmen des jetzigen Projekts durchgeführten Probennahmen ähnlich. Auffällig ist nur die starke Abnahme der Art *B. appendiculata* (um mehr als 25 %), wobei zugleich der Anteil der artenreichen Gattung *Fridericia* um mehr als 20 % zunahm. Diese Unterschiede dürften auf die kleinräumige Heterogenität der Bodeneigenschaften auf dieser Teilfläche zurückzuführen sein, wo innerhalb weniger Meter z.B. die Feuchte stark schwanken kann. Ähnliche Unterschiede waren auch bei der Beprobung der Regenwürmer im Laubwald aufgefallen (vgl. auch Kap. 7.1.2).

In einem weiteren Schritt wurden die drei Teilflächen anhand des Renkonen- und Soerensen-Index verglichen (Tab. 13). Demnach zeigen sich, wie erwartet, nach der Artenzahl (d.h. Soerensen) auf hohem Niveau praktisch keine Unterschiede. Deutlich feiner differenziert die Dominanzidentität (d.h. Renkonen): Während sich die beiden Wälder stark ähneln, unterscheiden sie sich klar von der Wiese; d.h. hier manifestiert sich die Nutzungsänderung.

Tabelle 13: Ähnlichkeitsmaße für die Enchytraeenzönosen. Rechts oben: Artenidentität nach Soerensen; links unten: Dominanzidentität nach Renkonen

Soerensen	CHL	CHF	CHW
Renkonen			
Laubwald	***	71,7	62,7
Nadelwald	60,2	***	66,7
Wiese	37,4	27,2	***

Hinsichtlich einer Einordnung der drei Flächen nach dem BBSK-Konzept ist eine Beurteilung im Detail gegenwärtig schlecht möglich, da die in früheren Studien verwendeten Erwartungswerte gerade im Rahmen einer Diplomarbeit grundlegend überarbeitet werden (JAENSCH 2001). Eine qualitative Betrachtung der Enchytraeenzönose der drei Teilflächen im Vergleich zu Standorttypen entsprechender Nutzung ergibt keinen offensichtlichen Hinweis auf eine Auffälligkeit. So konnten mit einer Ausnahme (im Nadelwald fehlen Vertreter der Gattung *Mesenchytraeus*) die für Wälder bzw. Wiesen zu erwartenden Zeigerarten nachgewiesen werden. Zudem wurde die benachbarte Laubwaldfläche (LfU-Alt) schon in der Vorläuferstudie sowie im Rahmen eines UBA-Vorhabens als unauffällig beurteilt (RÖMBKE et al. 1997, 2000).

7.1.2 Regenwürmer

Aufgrund der früheren Probennahmen am gleichen Standort sollten auf der Laubwaldfläche 7 - 8 Regenwurmartarten vorkommen (RÖMBKE et al. 1997). Davon wurden bei der ersten Herbstbeprobung nur zwei Spezies gefangen (*A. caliginosa*, *A. rosea*), was auf die extremen klimatischen Bedingungen (Trockenheit, Kälte) vor der Beprobung zurückzuführen ist. Aufgrund dieser nicht-validen Probennahme beruhen alle weiteren Angaben auf den drei späteren Probennahmen, in denen sich die Flächen als deutlich besser mit Regenwürmern besiedelt erwiesen (Tab. 14). Zum Vergleich mit den im Rahmen dieses Vorhabens erhobenen Daten werden Ergebnisse einer 1999 einmalig beprobten Fläche (CRM) in der Nähe der Laubwald-Probefläche (CHL) aufgeführt (RÖMBKE et al. 2000). Hinsichtlich der Abundanz der Regenwürmer sind alle Probeflächen als normal bis gut einzuschätzen (100 – 400; FRÜND & GRAEFE 1992). Die geringen Unterschiede zwischen den beiden Waldflächen (speziell die für einen Nadelwald hohe Regenwurmbesiedlung sowie das Auftreten von Tiefgräbern) sind auf den ähnlich hohen pH-Wert zurückzuführen. Die klare Differenz zwischen CHL bzw. CHF auf der einen und der Wiese auf der anderen Seite entsprechen der Erwartung und dürften vor allem durch die gute Nahrungsversorgung und den hohen pH-Wert auf CHW verursacht worden sein. Auffällig viele Tiere konnten aufgrund schlechter Erhaltung keiner Art zugeordnet werden („Rest“).

Tab. 14: Besiedlung der 3 Probeflächen des Standorts Crailsheim durch Regenwürmer (Mittelwerte von 3 Probennahmen) und Vergleichswerte aus einem angrenzenden Laubwald, Aufteilung nach ökologischen Gruppen (in % der Gesamtzahl) sowie Unterschiede zwischen Erwartungs- und Istwert nach dem BBSK-Konzept

Parameter	CHL	CHF	CHW	CRM
Anzahl/m ²	136,0 ± 73,0	171,3 ± 61,3	480,7 ± 78,7	91,2
Artenzahl	8	8	8	9
Streubewohner	14,2	14,4	7,4	7,5
Mineralschichtbew.	59,7	59,5	69,8	80,7
Tiefgräber	0	0,4	1,1	0
Rest	26,2	25,7	21,7	11,8
Differenz bei der Artenzusammen- setzung (BBSK)	39 %	22 %	6 %	28 %

Als Auffälligkeit ist das Fehlen der tiefgrabenden Art *L. terrestris*, einer u.a. aufgrund ihrer hohen Fraßleistung als „ecosystem engineer“ eingestuften Spezies (LAVELLE et al. 1997), sowie das überraschende Auftreten acidophiler Streuschichtbewohner (*D. rubidus*, *D. octaedra*) auf der Teilfläche CHL anzusehen. Dieses Ergebnis (wie auch die auf CHL deutlich höhere Variabilität zwischen den vier Replikaten) deuten darauf hin, dass der homogen erscheinende Laubwald hinsichtlich seiner Bodeneigenschaften kleinräumig sehr unterschiedlich ist. So treten Vernässungsstellen auf, die unter der deckenden Streuschicht nur schwer zu erkennen sind. Das – allerdings seltene - Auftreten der an sehr feuchte bis limnische Standorte angepassten Art *Eiseniella tetraeda* auf CHL und CRM steht damit im Einklang (Tab. 15). Aufgrund der kleinen und zudem identischen Artenzahl wird auf eine Darstellung der Artidentität nach Soerensen verzichtet (sie liegt jeweils bei 62,5 %). Im Gegensatz zur Situation bei den Enchytraeen gibt es praktisch keine Unterschiede bei der Dominanzidentität: die entsprechenden Werte liegen zwischen 65,2 und 75,1 %.

Tab. 15: Dominanzverteilung der Regenwürmer auf den drei Teilflächen des Standorts Crailsheim (Basis: Mittelwerte von drei Probenahmen) sowie des Standorts CRM

Spezies	CHL	CHF	CHW	CRM
<i>Aporrectodea sp.</i>	35,0	39,3	39,0	38,2
<i>A. caliginosa</i>	15,5	9,3	22,9	27,2
<i>A. chlorotica</i>	0,0	0,0	0,6	0,0
<i>A. longa</i>	0,0	0,0	0,0	0,9
<i>A. rosea</i>	4,4	2,7	5,8	5,7
<i>Dendrobaena sp.</i>	1,0	0,8	0,0	0,0
<i>D. octaedra</i>	1,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. rubida</i>	0,0	0,8	0,0	0,9
<i>E. tetraeda</i>	1,0	0,0	0,0	2,2
<i>H. antipae</i>	0,0	0,0	1,1	0,0
<i>Lumbricus sp.</i>	5,3	10,9	7,1	0,0
<i>L. castaneus</i>	4,9	0,4	0,3	4,4
<i>L. eiseni</i>	1,0	0,0	0,0	0,0
<i>L. rubellus</i>	0,0	1,6	0,0	0,0
<i>L. terrestris</i>	0,0	0,4	1,1	0,0
<i>M. minuscula</i>	1,5	0,4	0,3	1,3
<i>Octolasion sp.</i>	1,0	5,8	0,0	5,7
<i>O. cyneum</i>	0,0	0,0	0,0	0,8
<i>O. tyrtaeum</i>	2,4	1,9	0,1	0,9
Rest	26,2	25,7	21,7	11,8
Summe	100	100	100	100

Aufgrund der niedrigen Artenzahl liessen sich für Regenwürmer Erwartungswerte nach dem BBSK-Konzept relativ einfach erarbeiten. Die errechnete prozentuale Abweichung zwischen Erwartungs- und Ist-Wert kann noch nicht endgültig beurteilt werden, doch sind vorläufig

Werte unter 30 % als unauffällig anzusehen. Demnach entsprechen die Fänge auf CHW und CHF (wie auch auf CRM) weitgehend der Erwartung, während im Laubwald auf CHL der Wert zu hoch liegt. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass dieses insgesamt positive Ergebnis deutlich schlechter aussehen würde, wenn der Vergleich nur auf einer Probennahme basieren würde. Daher werden in Tab. 16 die wichtigsten Kenndaten aus Tab. 14 wiederholt, wobei jeweils das Ergebnis der drei validen Probennahmen miteinander verglichen wird. Unabhängig davon, welche Probennahme betrachtet wird, würde sich das Ergebnis des Flächenvergleichs nicht ändern, solange der Parameter Abundanz betrachtet wird (CHL/CHF versus CHW). Bei einer qualitativen Auswertung könnte bei der letzten Probennahme die Artenzahl auf CHF unterschätzt werden, da zu diesem Zeitpunkt dort nur 2 Arten im Gegensatz zu 5 auf CHL und 6 auf CHW gefunden wurden. Ein Vergleich nach dem BBSK-Konzept auf der Grundlage einer Probennahme macht bei diesen absolut sehr kleinen Artenzahlen keinen Sinn. In Tab. 16 wurden daher zusätzlich die Ergebnisse zweier aufeinanderfolgender Probennahmen betrachtet. Dabei wird die bei drei Probennahmen gefundene Artenzahl weitgehend erreicht. In diesem Beispiel würde der Vergleich der drei Probenflächen sowie deren Beurteilung im Rahmen des BBSK-Konzepts sich bei zwei oder drei Probenahmen nicht deutlich voneinander unterscheiden. Auf der anderen Seite ist klar, dass eine Probennahme für eine belastbare Aussage zu wenig ist.

Tab. 16: Regenwurmbesiedlung der 3 Probeflächen des Standorts Crailsheim (getrennt nach den drei Probennahmen (II, III, IV) bzw. mit jeweils zwei aufeinanderfolgenden Probennahmen (II/III bzw. III/IV) zusammengefasst

Parameter	CHL			CHF			CHW		
	II	III	IV	II	III	IV	II	III	IV
Anzahl/m ²	88	100	220	114	236	164	390	532	520
Artenzahl	4	6	5	6	4	2	3	5	6
	II/III	III/IV		II/III	III/IV		II/III	III/IV	
Anzahl/m ²	94	160		175	200		461	526	
Artenzahl	7	8		8	5		7	8	

7.1.3 Raubmilben

An den drei Standorten in Crailsheim konnten 56 Arten bzw. Taxa von Raubmilben nachgewiesen werden (Tab. 19). An den einzelnen Standorten wurden zwischen 26 und 28 Arten gefunden, die Siedlungsdichten lagen zwischen ca. 3500 Individuen pro m² und ca. 6900 (Tab. 17). Die Wiese und der Laubwald waren in etwa gleich dünn besiedelt, der Nadelwald wies die höchsten Abundanzen auf. Das entspricht der Erwartung, nach der unter Laubwald eher ein Mullhumus mit niedrigen Siedlungsdichten ausgebildet ist, unter Nadelwald eher ein Moder- oder Rohhumus mit hohen Siedlungsdichten an Raubmilben. Die Humusform ist jedoch an beiden Standorten ein Mull, so daß die Siedlungsdichten im Nadelwald als etwas zu hoch anzusehen sind. Jedoch wurden bisher keine anderen Nadelwälder mit Mullhumus ausgewertet, so daß ein wirklicher Vergleichswert für diese Situation fehlt.

Der Diversitäts-Index war in der Wiese am höchsten und im Nadelwald am niedrigsten, die Arten waren also gleichmäßiger in der Wiese verteilt, im Nadelwald bestimmten nur wenige Arten die Gemeinschaft. Im Reife-Index werden die Unterschiede am deutlichsten, er lag in der Wiese erwartungsgemäß um 0,5, an den Waldstandorten höher. Der Laubwald hatte für einen Mullhumuswald einen angemessenen Wert, der Index im Nadelwald war bei gleicher Humusform viel höher und müßte schon als Abweichung eingestuft werden. Jedoch gilt hier auch wieder das oben gesagte, daß keine Nadelwälder mit Mullhumus zum Vergleich zur Verfügung stehen. Aber auch angesichts der hohen Streuabbaurate im Nadelwald, die ja einen wenig stabilen Lebensraum für die streubewohnenden Tiere zur Folge hat, ist der Wert des Reife-Index als zu hoch anzusehen.

Tab. 17: Kennzahlen der Raubmilbenzönose in Crailsheim

Parameter	CHL	CHF	CHW
Abundanz (Ind./m ²)	3525	6850	3750
Artenzahl	26	27	28
Diversität (Sh.-Wiener)	2,53	2,26	2,78
Reife-Index	0,72	0,89	0,54

Betrachtet man die Artenliste in Tabelle 19, ist der Unterschied zwischen den beiden Waldstandorten zu der Wiese deutlich. Auch die Ähnlichkeitsmaße weisen die Wiese als sehr unähnlich aus, während sich die Waldstandorte nicht so stark unterscheiden (Tab. 18).

Tab.18: Ähnlichkeitsmaße für die Raubmilbenzönosen, rechts oben die Artenidentität nach Soerensen, links unten die Dominanzidentität nach Renkonen

Soerensen Renkonen	Laubwald	Nadelwald	Wiese
Laubwald	***	60,4	14,8
Nadelwald	56,0	***	18,2
Wiese	13,8	9,64	***

Das Ziel der Untersuchung war nicht nur eine Beschreibung der Raubmilbenzönose, sondern auch eine Beurteilung der Standorte als Lebensraum für Bodentiere. Für die Raubmilben stehen im Rahmen der BBSK vier Kriterien zur Beurteilung zur Verfügung: Der Reife-Index, die Lage im r/K Dreieck, die Dominanz von Zeigerarten und die Ausprägung der Kennzahlen für die Zönose. Für Nicht-Wald-Standorte greifen diese Kriterien nicht, es liegen noch keine standorttypischen Erwartungswerte vor.

Reife-Index:

Der Nadelwald hatte einen Wert, der zu hoch lag, selbst in einem Moder- oder sogar Rohhumus sollten mehr r-selektierte Arten vorkommen, als hier gefunden werden konnten. Das könnte ein Anzeichen für die nicht standortgerechte Baumart sein, eine typische Raubmilbenzönose hatte sich hier nicht eingestellt. Es fehlten die r-selektierten Arten. Obwohl der Streuabbau im Nadelwald schneller erfolgt als im Laubwald, beherbergt der Laubwald mehr r-selektierte Arten. Im Nadelwald erreichen diese noch nicht einmal 1,5% aller Individuen und sind nur durch 2 Arten vertreten.

r/K Dreieck:

Die Lage der Zönose im r/K Dreieck entsprach nur bedingt der Erwartung (Abb. 12). Im Laubwald hätte die Dominanz der r-selektierten Arten etwas höher sein *können*, während der Nadelwald durch die hohe Dominanz der Zerconiden (3K-Arten) auffiel. Beides kann jedoch auch in anderen Wäldern auftreten, so daß die Abweichung von der Erwartung eher gering war und nicht interpretiert werden sollte. In Sonderproben aus Moospolstern konnten noch zwei weitere r-selektierte Arten im Laubwald nachgewiesen werden. Diese gehen nicht in die Berechnung der Dominanzen ein, sind jedoch als Bestandteil der Zönose zu werten. Daher könnte die Lage des Laubwaldes noch etwas verschoben werden, wenn diese beiden Arten auch in Bodenproben gefunden werden.

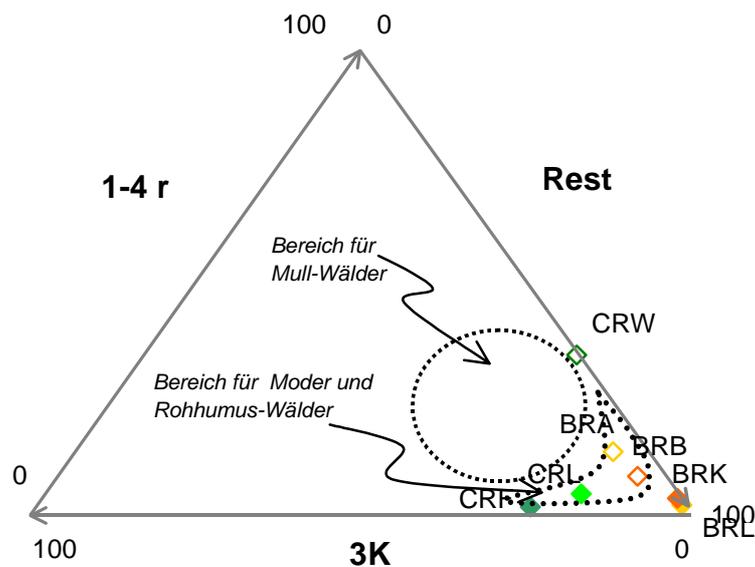


Abb. 12: Lage aller untersuchter Standorte im r/K Dreieck. Das Dreieck ist nach der Dominanz der Arten in den jeweiligen r- bzw. K-Gruppen gezeichnet. Die erwarteten Bereiche sind aus den Standorten der LfU-Studie abgeleitet.

Zeigerarten und Kennwerte

Da sich die beiden Standorte nicht in ihren Standorteigenschaften unterscheiden, sollten auch keine gravierenden Unterschiede in der Dominanz der 8 Zeigerarten vorkommen. Das war auch tatsächlich nicht der Fall. Die Abundanzen können auf tonigen Böden recht niedrig sein. Das traf für den Laubwald zu, der Nadelwald lag jedoch ziemlich hoch. Die Art *Leitneria granulata* sollte bei höheren pH-Werten vorkommen, wurde aber nur im Laubwald nachgewiesen, im Nadelwald nicht. *Leioseius bicolor* sollte bei den hohen pH-Werten der Crailsheimer Standorte nicht lediglich rezident vorkommen, sondern deutlich häufiger sein. Sie wurde jedoch nur auf der Wiese in den Bodenproben gefunden, in Moospolstern auch im Laubwald. Hier könnte sich ein klimatischer Effekt andeuten, nämlich der, daß es der Art im geschlossenen Wald zu kalt ist. Ihr Fehlen alleine sollte zunächst nicht als Beeinträchtigung der beiden Waldstandorte interpretiert werden, sondern es sollten eher die Erwartungswerte hinterfragt werden, da solche Standorte bisher wenig untersucht sind. Für zwei Arten und die Abundanz liegen jedoch für den Nadelwald Hinweise auf eine Abweichung von Erwartungswerten vor.

Zusammenfassung

Die beiden Waldstandorte waren hinsichtlich ihrer Raubmilbenzönose recht ähnlich, deutlich davon abgesetzt war die Wiese. Während der Unterschied zwischen Laubwald und Nadelwald eher in den Häufigkeiten der dominanteren Arten lag, war der Unterschied zur Wiese durch eine Verschiebung des Artenspektrums charakterisiert (Abb. 13). Raubmilben differenzieren sehr stark zwischen der Nutzungsform Wald und Wiese. Grünland wird nicht einfach von einer reduzierten Anzahl der Waldarten bewohnt, sondern ein ganz neues Spektrum an Offenlandarten kommt hinzu. Die Wiese wies eine arten- und individuenreiche Raubmilbengemeinschaft auf, in der mit *Hypoaspis similisetae* und vor allem *H. nollii* auch Zeiger für nasse bis feuchte Bedingungen vertreten waren. Hier konnten keine Anzeichen einer Beeinträchtigung erkannt werden.

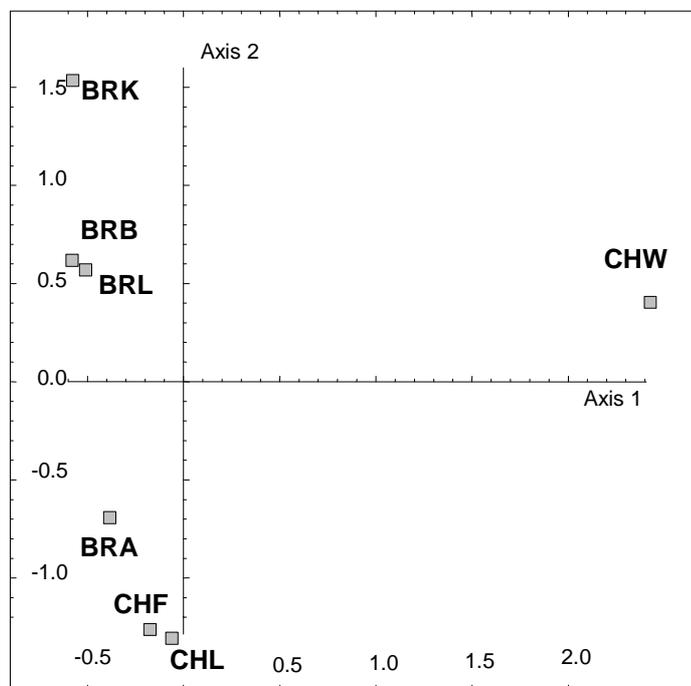


Abb. 13: Ergebnis einer Korrespondenz-Analyse aller untersuchten Standorte nach der Raubmilbengemeinschaft (Dominanzen pro Standort, nicht transformiert). Deutlich wird die Ähnlichkeit der Waldstandorte und die Sonderstellung der Wiese.

Wegen der ähnlichen Standortbedingungen an den beiden Waldflächen, ist die große Übereinstimmung in der Besiedlung durch Raubmilben nicht erstaunlich. Jedoch gab es Unterschiede im Detail, die die Korrespondenz-Analyse nicht aufdeckt. Auffallend im Nadelwald war die geringe Zahl bzw. Abundanz von r-selektierten Arten, die sich im sehr hohen Reife-Index und in der Lage im r/K Dreieck ausdrückt. Ebenfalls ungewöhnlich war die

hohe Dominanz der Zerconiden (v.a. *Prozercon fimbriatus*), die geringe Dominanz der großen *Pergamasus*-Art (*Pergamasus lapponicus*) und die hohe Dominanz der euryöken Art *Veigaia nemorensis* und der sehr kleinen *Pergamasus*-Art *Pergamasus suecicus* (Tab. 19). All dies sind Hinweise auf eine Zönose, die nicht standortgerecht ist. Die Bedeutung ist jedoch unklar. Die hohen Abbauraten und starke Besiedlung durch Regenwürmer würden Abweichungen eher in die andere Richtung erwarten lassen. Es könnte sein, dass sich der Standort noch in einer Umstellungsphase befindet, da der Fichtenbestand noch nicht sehr alt ist.

Tab. 19: Artenliste der Raubmilben an den drei Standorten in Crailsheim. Angegeben sind die Dominanzen pro Art und Ort und die Einteilung in r / K Klassen

Art	CRL	CRF	CRW	K	R
<i>Pergamasus lapponicus</i>	23,4	9,9		2	
<i>Veigaia nemorensis</i>	17,7	33,9	5,3	2	
<i>Zercon vagabundus</i>	9,2	7,7		3	
<i>Rhodacarellus epigynialis</i>	8,5			2	
<i>Pergamasus truncellus</i>	6,4	1,5	20,0	2	
<i>Prozercon fimbriatus</i>	5,0	15,7		3	
<i>Pergamasus suecicus</i>	5,0	10,9		2	
<i>Geholaspis mandibularis</i>	4,3	1,1			
<i>Pachyseius humeralis</i>	3,5	3,3		1	
<i>Parasitus juv, klein</i>	2,8	1,1			4
<i>Veigaia exigua</i>	2,1	0,4		2	
<i>Holoparasitus stramenti</i>	2,1			2	
<i>Pergamasus crassipes</i>	1,4	1,8	2,7	2	
<i>Pachylaelaps fusciculiger</i>	1,4	0,4		1	
<i>Geholaspis longispinosus</i>	1,4				
<i>Epicrius canestrini</i>	0,7	2,6			
<i>Veigaia cerva</i>	0,7	1,8	0,7	2	
<i>Epicriopsis horridus</i>	0,7	1,1			
<i>Macrholaspis opacus</i>	0,7	0,4			
<i>Macrocheles montanus</i>	0,7				
<i>Leitneria granulata</i>	0,7				1
<i>Eugamasus cavernicola</i>	0,7				4
<i>Rhodacarus coronatus</i>	0,7			2	
<i>Pergamasus solitarius</i>		2,2		2	
<i>Epicriopsis suecicus</i>		0,7			
<i>Macrocheles carinatus</i>		0,7			
<i>Eviphis ostrinus</i>		0,7			
<i>Rhodacarus aequalis</i>		0,4	1,3	2	
<i>Pergamasus cf. celticus</i>		0,4		2	
<i>Pergamasus sp. ?</i>		0,4			
<i>Holoparasitus excipuliger</i>		0,4		2	
<i>Asca aphidioides</i>		0,4			1
<i>Pergamasus homopodoides</i>		0,4		2	
<i>Hypoaspis nolli</i>			10,7		1

Tab. 19 (Forts.): Artenliste der Raubmilben an den drei Standorten in Crailsheim. Angegeben sind die Dominanzen pro Art und Ort und die Einteilung in r / K Klassen

Art	CRL	CRF	CRW	K	R
<i>Pergamasus quisquiliarum</i>			9,3	2	
<i>Parasitus beta</i>			8,0		4
<i>Rhodacarellus silesiacus</i>			8,0	2	
<i>Pachylaelaps pectinifer</i>			6,0	1	
<i>Pergamasus runcatellus</i>			5,3	2	
<i>Arctoseius minutus</i>			4,0		1
<i>Pergamasus vagabundus</i>			3,3	2	
<i>Parasitus juv.</i>			2,0		4
<i>Dendrolaelaps juv.</i>			2,0		2
<i>Cheiroseius borealis</i>			1,3		1
<i>Arctoseius venustus</i>			1,3		1
<i>Arctoseius cetratus</i>			1,3		1
<i>Pergamasus mirabilis</i>			1,3	2	
<i>Leioseius bicolor</i>			0,7		1
<i>Arctoseius magnanalis</i>			0,7		1
<i>Rhodacarus agrestis</i>			0,7	2	
<i>Amblyseius messor</i>			0,7		2
<i>Amblyseius sororculus</i>			0,7		2
<i>Pachylaelaps jurassicus</i>			0,7	1	
<i>Pergamasus cornutus</i>			0,7	2	
<i>Macrocheles juv.</i>			0,7		
<i>Hypoaspis similisetae</i>			0,7		1

7.1.4 Oribatiden

Beurteilung nach dem BBSK-Konzept

Die beiden Crailsheimer Waldflächen liegen – zusammen mit der Laubwaldfläche aus der LfU-Studie 1992/93 (gleicher Standort wie die jetzige Laubwaldfläche) – bei der Korrespondenzanalyse erwartungsgemäß „intermediär“ zwischen den Alb- und Hochschwarzwaldorten auf der einen, und den Standorten in der Oberrheinebene auf der anderen Seite (Abb. 2, S. 17). Diese intermediäre Lage der Oribatidenzönose im Faktorengefüge spiegelt sich auch im Soerensen-Quotienten (= QS) wider (Tab. 20): Lediglich zu den Mittleren und Hochschwarzwaldflächen (380, 400, 410) auf der einen und den Kaiserstuhlflächen (450, 1020) auf der anderen Seite scheinen keine engeren Beziehungen im Artenspektrum zu bestehen, sieht man von dem QS-Wert von 60 für die das Standortpaar CHF und 400 (Eisenbach) ab, der die Gemeinsamkeiten der Arten von feuchten Fichtenstandorten widerspiegeln dürfte. Ansonsten sind mittlere (QS = 60 - 65) bis hohe (QS > 65) Artenähnlichkeiten entweder für die Fichten- oder für die Laubwaldfläche oder für beide mit allen anderen Standorten zu verzeichnen. Für die Wiesenfläche ergibt sich lediglich zum benachbarten Fichtenforst eine mittlere Ähnlichkeitsstufe, ansonsten fällt sie erwartungsgemäß völlig aus dem durch die Waldflächen bestimmten Rahmen.

Für den trennschärferen Renkonen-Index, der über die Artenidentität hinaus auch deren Dominanzen wiedergibt, haben wir die Ähnlichkeitsgrenzen um 10 % niedriger angesetzt. Er zeigt die gleiche Tendenz: Hohe Ähnlichkeit (Re > 55 %) erreichen aber nur noch die beiden Waldflächen untereinander, der Laubwald erwartungsgemäß auch zur Fläche der 5 Jahre früheren Beprobung und der Fichtenforst zum Buchenwald in Bad Urach, was die große Ähnlichkeit der beiden Flächen im Faktorenkomplex Humusform, organischer Gehalt und pH (siehe auch Abb. 2 unten) wiedergibt.

Beurteilung der Crailsheimer Flächen bezüglich des Einflusses der unterschiedlichen Nutzung

Die Wiesenfläche Crailsheim wurde nicht in die Ordination einbezogen, da sie die Achsen völlig verzerrt hätte und die innerhalb der Waldstandorte erkennbaren Korrelationen überlagert hätte. Die Oribatidenfauna von Freiflächen unterscheidet sich grundsätzlich von derjenigen von Waldflächen. Dies kommt bereits im Soerensen-Quotienten zum Ausdruck, der im Vergleich mit allen 18 Waldflächen keinen Wert über 60 aufweist, noch stärker aber in der Renkonenzahl, die maximal den Wert von 42% erreicht (Tab. 20).

Tab. 20: Ähnlichkeitsmaße der Oribatidenzöosen südwestdeutscher Waldstandorte und der Crailsheimer Wiese; rechts oben Artenidentität nach Soerensen, links unten Dominanzidentität nach Renkonen. Hervorgehoben bei der Artenidentität Werte > 65 (= hohe Ähnlichkeit), bei der Dominanzidentität Werte > 55. Standorte: 130 Bad Urach, Schwäbische Alb, Buchenwald; 140 Münzdorf, Schwäbische Alb, Buchenwald; 292 Eppingen, Kraichgau, Buchenwald; 310 Crailsheim, Hohenlohe, Buchenmischwald; 350 Schriesheim, Odenwald, Buchenwald; 450 Kaiserstuhl, Buchenwald; 470 Offenburg, Buchenwald; 410 Belchengifel, Südschwarzwald, Buchenwald; 1020 Kaiserstuhl, Winterlinde-Eiche-Hasel-Mischwald; 380 Ottenhöfen, Schwarzwald, Fichte-Tannen-Wald; 400 Eisenbach, Schwarzwald, Tannen-Fichten-Wald; 520 Mannheim, Kiefern-Buchen-Mischwald. Übrige Benennungen: Tab. 5.

Soerensen																			
	130	140	292	310	350	450	470	410	1020	BRA	BRL	CHL	380	400	520	BRB	BRK	CHF	CHW
130		65	69	58	57	67	56	52	49	53	55	51	57	60	60	57	52	60	46
140	53		63	61	67	57	61	51	50	61	63	57	56	60	62	63	56	64	52
292	38	46		72	65	75	63	44	49	67	68	65	58	54	67	65	59	63	52
310	45	32	48		61	65	60	43	44	63	63	62	60	62	75	61	61	64	57
350	46	35	49	57		62	66	47	46	63	61	57	56	56	62	60	60	64	44
450	47	49	67	47	52		67	40	51	64	57	52	57	49	60	60	58	58	50
470	38	41	55	51	53	56		46	45	58	60	53	62	54	59	56	59	59	47
410	47	58	43	34	44	41	42		44	38	46	42	43	54	44	41	44	51	37
1020	34	34	50	32	34	51	47	38		51	50	34	38	42	42	47	45	45	40
BRA	35	26	55	61	53	47	63	31	47		70	62	59	53	63	72	73	60	57
BRL	37	25	38	53	38	42	54	27	35	54		60	57	48	67	66	67	58	59
CHL	53	42	49	61	45	54	50	37	34	45	42		50	55	66	52	57	57	53
380	40	28	39	43	59	45	52	38	41	49	44	36		64	67	53	58	60	42
400	51	51	42	48	46	42	45	63	32	39	35	48	43		57	52	52	61	45
520	27	20	37	45	56	34	42	26	26	46	29	31	58	29		64	68	66	56
BRB	29	23	37	54	44	35	34	24	26	48	53	43	39	30	38		73	56	58
BRK	42	32	47	59	57	48	45	36	35	53	54	51	49	43	42	54		64	56
CHF	65	38	48	53	45	51	53	40	45	52	51	59	49	48	32	34	46		60
CHW	29	22	25	42	28	25	38	23	23	35	42	28	31	28	25	32	31	34	
Renkonen																			

Die Oribatidenzönose der Crailsheimer Waldflächen ordnet sich auf der 1. Achse der Korrespondenzanalyse zwischen den kalt-feuchten montanen und den trocken-warmen planar-kollinen Standorten ein, was genau den Erwartungen entspricht. Im Vergleich des Artenspektrums im einzelnen zeigt auch die Wiese mit einem QS von 53 bzw. 60 eine mittlere, aber damit unerwartet hohe Ähnlichkeit mit den beiden direkt benachbarten Waldflächen, repräsentiert also eher die Lage des Standorts als die typische Wiesenfauna (Tab. 21). Aber schon der Renkonen-Index offenbart mit maximal 34%, dass zwischen den Wald- und der

Wiesenfläche beträchtliche Unterschiede bestehen (Tab. 21). Die relativ hohe Artenidentität ist vor allem auf die letzte der vier Probennahmen im Frühjahr 1999 zurückzuführen, die die Artenzahl um 16 Arten mit jeweils 1 oder 2 Individuen, vorwiegend „Waldarten“, drastisch erhöht hat. Aus pedologischen Gründen mussten wir die Probenstelle der mehrere ha großen Wiesenfläche in der hügeligen Landschaft nur 40 m vom Waldrand entfernt wählen und wir vermuten, dass einer der Winterstürme oder der intensive „Mäuseverkehr“ im zeitigen Frühjahr diesen Eintrag untypischer Arten bewirkt hat. Phoretischer Transport von Oribatiden und anderen Milben ist ein weitverbreitetes Phänomen (MIKO & STANKO 1991).

Tab. 21: Ähnlichkeitsmaße der Oribatidenzönosen der 3 Crailsheimer Untersuchungsflächen; rechts oben Artenidentität nach Soerensen, links unten Dominanzidentität nach Renkonen. CHL = Laubwald, CHF = Fichtenforst, CHW = Mähwiese

Soerensen-Index			
	CHL	CHF	CHW
CHL		57	53
CHF	59		60
CHW	28	34	

Renkonen-Index			
-----------------------	--	--	--

Dennoch lässt die Renkonenzahl schon erkennen, was die Detailanalyse des Artenbestandes mittels „expert knowledge“ offenbart. Auf dem Niveau der Großgruppen (Tab. 22) zeigen sich bereits deutliche Unterschiede in der Dominanz der Arten; zumindest anhand dreier dieser Großgruppen lassen sich generell Offenlandflächen und Waldflächen trennen: Wiesenflächen haben in der Regel einen hohen Anteil an Peripheren Pterogasterinen – im vorliegenden Fall vor allem der Familien Oribatulidae und Ceratozetidae, weniger der Galumnidae – und einen niedrigeren Anteil an Peripheren Niederen Oribatiden, die in den beiden Wäldern stark vertreten sind – angesichts des relativ hohen pH und des Mullcharakters der Streuauflage typischerweise aus der Familie der Phthiracaridae, im Fichtenwald sogar fast ausschließlich. Das herausragende Vorkommen im Fichtenwald wird wahrscheinlich auch dadurch gefördert, dass die Jugendstadien von Phthiracariden vorzugsweise in den abgestorbenen Nadeln der Bodenstreu minierend leben. Der dritte generelle Unterschied betrifft das Zurücktreten der Oppiiden – vor allem der Suctobelben – in Wiesenflächen; der niedrigste Dominanzwert der Oppiiden in allen untersuchten südwestdeutschen Wäldern beträgt 38 % und liegt damit immer noch deutlich über den 22 % in der Crailsheimer Wiese. In mitteleuropäischen Wäldern nehmen die Oppiiden

immer eine dominierende Stellung ein, die nach unserem Datenmaterial von 38 % bis 76 % aller Oribatiden reicht. Niedriger Anteil an Oppiiden in Wäldern ist bei hohem pH in der Regel korreliert mit hohem Anteil an Phthiracariden, bei niedrigem pH an Euphthiracariden; in Wiesen gibt es eine entsprechende Korrelation zwischen Oppiiden und Pterogasterinen, wo der niedrige Oppiidenanteil durch einen hohen Pterogasterinenanteil kompensiert wird.

Tab. 22: Individuendominanz der 7 Großgruppen der Oribatiden an der Oribatidenzönose der drei Crailsheimer Untersuchungsflächen. NB = Basale Niedere Oribatiden, NP = Periphere Niedere O., BA = Basale Höhere O., EU = Eupheredermata, OP = Oppioidea, PB = Basale Pterogasterina, PP = Periphere Pterogasterina

	NB	NP	BA	EU	OP	BP	PP
CHL	3,7	20,3	1,5	11,3	41,3	6,8	15,2
CHF	7,3	16,9	0,3	4,1	48,0	15,9	7,5
CHW	7,7	7,8	1,4	1,4	22,1	13,6	46,0

Die Ähnlichkeit der Zusammensetzung der Oribatidenzönose in den beiden Waldflächen ist relativ hoch, was vor allem in der Dominanzstruktur zum Ausdruck kommt ($Re = 59\%$). Dies weist auf eine Dominanz der einheitlichen klimatischen und edaphischen Faktoren gegenüber der Nutzungsart innerhalb von Wäldern hin. Dennoch zeigt schon der nur im Bereich einer mittleren Ähnlichkeit liegende Soerensen-Quotient von 57, dass jenseits der guten Übereinstimmung innerhalb der dominanten Arten deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung bestehen müssen. In der Tat kommen 45 % der Arten des Fichtenforstes nicht im Laubwald vor, umgekehrt sind es 34 %. Sämtliche dieser Arten wurden nur in den beiden niedrigsten Dominanzstufen rezedent-subrezedent ($< 2\%$) und überwiegend jeweils nur an einem von 4 Probestermen gefunden (Tab. 24). Diese Tatsache lässt die Unterschiede derzeit eher als subtil und zufällig erscheinen.

Zusammenfassung

Insgesamt lässt sich feststellen, dass sich der Wechsel der Nutzungsform von Wald zu Wiese in erwarteter Weise in der Oribatidenzönose klar widerspiegelt. Innerhalb der Nutzungsform Wald bleibt der Grundbestand an Charakterarten mitteleuropäischer Wälder mit entsprechenden Standorteigenschaften auch beim Übergang vom naturnahen Laubmischwald zum Fichtenforst erhalten; die feststellbare Änderung der Oribatidenzönose trägt keinerlei negative Kennzeichen etwa einer Verarmung oder eines Diversitätsverlustes, sondern

erscheint eher als überoptimal. Dies wird auch durch den groben Summenparameter Siedlungsdichte oder Abundanz bestätigt (Tab. 23), der im Fichtenforst deutlich erhöht ist und auch auf der Wiese eine für diese Nutzungsform beachtliche Dichte aufweist. Wie weit die Unterschiede in der Oribatidenzönose von Laubmischwald und Fichtenforst als generelle Unterschiede zwischen Laub- und Nadelwald zu interpretieren sind, lässt sich mit dem derzeitigen Datenmaterial noch nicht schlüssig beurteilen.

Tab. 23: Abundanz und Anzahl der Arten bzw. Taxa der drei Crailsheimer Untersuchungsflächen

	CHL	CHF	CHW
Ind./m ²	15.500	40.000	11.400
Anzahl der Taxa	44	49	48

Tab. 24: Oribatidentaxa der Versuchsflächen Crailsheim. Angegeben ist jeweils die Abundanz (Ind./qm) und die Dominanz der Taxa. Die Dominanz ist bezogen auf die Summe der adulten Tiere, da nur diese zuverlässig einem Taxon zugeordnet werden können.

	CHL		CHF		CHW	
	Ind./qm	Domin.	Ind./qm	Domin.	Ind./qm	Domin.
Nymphen	5.316		9.939		3.163	
1 NB Brachychthoniidae	351	3,4	2.179	7,2	581	7,2
1 NB Hypochthonius rufulus	23	0,2	14	0,0	38	0,5
1 NB Eniochthonius minutissimus			14	0,0	19	0,2
2 NP Eulohmannia ribagai	19	0,2				
2 NP Malaconothrus globiger	19	0,2	29	0,1	220	2,7
2 NP Nothrus silvestris	78	0,8			19	0,2
2 NP Platynothrus peltifer	646	6,3	14	0,0	19	0,2
2 NP Nanhermannia areolata					19	0,2
2 NP Hermannia convexa			48	0,2		
2 NP Hermannia gibba			17	0,1	133	1,7
2 NP Phthiracaridae	1.307	12,8	4.975	16,5		
3 BA Hermannietta	23	0,2			91	1,1
3 BA Carabodes labyrinthicus			16	0,1		
3 BA Carabodes coriaceus	87	0,9	47	0,2		
3 BA Carabodes femoralis	23	0,2	16	0,1		
3 BA Banksinoma lanceolata	23	0,2				
3 BA Micreremus brevipes					25	0,3
4 EU Damaeobelba minutissima			14	0,0		
4 EU Belba/Damaeus	779	7,6	128	0,4		
4 EU Metabelba pulverulosa	125	1,2			19	0,2
4 EU Porobelba spinosa	46	0,5				
4 EU Cepheus cepheiformis	19	0,2	14	0,0		
4 EU Cepheus dentatus			16	0,1		
4 EU Tritageus bifidatus	19	0,2				
4 EU Adoristes ovatus	23	0,2	761	2,5	76	0,9

4 EU	Adoristes	poppei			33	0,1		
4 EU	Ceratoppia	sexpilosa			16	0,1		
4 EU	Cultroribula	bicultrata	49	0,5				
4 EU	Liacarus	subterraneus	19	0,2				
4 EU	Liacarus	coracinus			16	0,1		
4 EU	Liacarus	xylariae	45	0,4	201	0,7		
4 EU	Xenillus	tegeocranus			16	0,1	19	0,2
4 EU	Conchogneta	dalecarlica			14	0,0		
4 EU	Autogneta	longilamellata	27	0,3				
5 OP	Oppia	clavipectinata					19	0,2
5 OP	Oppiella	nova	737	7,2	3.819	12,7	1.104	13,8
5 OP	Oppiella	falcata	19	0,2	233	0,8	19	0,2
5 OP	Oppiella	ornata	488	4,8	147	0,5	76	0,9
5 OP	Oppiella	subpectinata	1.400	13,7	2.564	8,5	19	0,2
5 OP	Oppiella	sigma	30	0,3				
5 OP	Oppiella	obsoleta			537	1,8		
5 OP	Oppiella	bicarinata					19	0,2
5 OP	Oppiella	minutissima	57	0,6	2.103	7,0	57	0,7
5 OP	Quadroppia	paolii	19	0,2	768	2,6	19	0,2
5 OP	Quadroppia	quadricarinata a			419	1,4	19	0,2
5 OP	Quadroppia	quadricarinata b	83	0,8			19	0,2
5 OP	Suctobelba		1.378	13,5	3.839	12,8	452	5,6
6 PB	Tectocephus	velatus			202	0,7	38	0,5
6 PB	Tectocephus	minor			46	0,2	44	0,5
6 PB	Pelops	hirtus	42	0,4	175	0,6	19	0,2
6 PB	Pelops	plicatus	186	1,8				
6 PB	Pelops	torulosus			16	0,1		
6 PB	Pelops	occultus ?					735	9,2
6 PB	Achipteria	coleoptrata	462	4,5	4.297	14,3	247	3,1
6 PB	Parachipteria	punctata			49	0,2	44	0,5
7 PP	Dometorina	plantivaga					29	0,4
7 PP	Hemileius	initialis	68	0,7	100	0,3	38	0,5
7 PP	Liebstadia (Prot.)	pannonica					38	0,5
7 PP	Oribatula	tibialis	264	2,6	14	0,0	712	8,9
7 PP	Protoribates	variabilis					190	2,4
7 PP	Scheloribates	latipes					19	0,2
7 PP	Scheloribates	laevigatus					1.199	14,9
7 PP	Zygoribatula	exilis			43	0,1	57	0,7
7 PP	Ceratozetes						578	7,2
7 PP	Ceratozetes	gracilis					399	5,0
7 PP	Chamobates	borealis			258	0,9		
7 PP	Chamobates	cuspidatus	237	2,3	34	0,1	38	0,5
7 PP	Chamobates	pusillus			16	0,1		
7 PP	Chamobates	voigtsi	828	8,1	1.745	5,8	19	0,2
7 PP	Edwardzetes	edwardsi			14	0,0		
7 PP	Euzetes	seminulum	68	0,7				
7 PP	Minunthozetes	pseudofusiger	19	0,2	14	0,0	25	0,3
7 PP	Punctoribates						131	1,6
7 PP	Punctoribates	punctum ?					304	3,8
7 PP	Oribatella	calcarata	19	0,2				
7 PP	Oribatella	quadricornuta			16	0,1	19	0,2
7 PP	Pilogalumna	tenuiclava	42	0,4				
	Summe insgesamt		15.513		40.003		11.185	
	Summe Adulti		10.197	100,0	30.064	100,0	8.022	100,0

7.1.5 Makrofauna

Erwartungswerte

Die potentielle natürliche Vegetation am Standort Crailsheim wäre ein Buchenwald auf mehr oder minder kalkhaltigem Untergrund in leicht kontinental-montaner Lage. Hieran orientiert sich die Formulierung der erwarteten Tiergesellschaft:

Chilopoda: Es ist eine *Lithobius mutabilis*-Gesellschaft zu erwarten. In vergleichbaren Wäldern nimmt diese Art nahezu $\frac{3}{4}$ der Chilopodengesellschaft ein (SPELDA 1999b). An Erdläufnern ist zudem die streubewohnende Art *Strigamia acuminata* zu erwarten.

Diplopoda: Zu erwarten ist eine *Tachypodoiulus niger-Glomeris undulata*-Gesellschaft.

Isopoda: Zu erwarten ist eine *Trachelipus ratzeburgii*-Gesellschaft. Auch *Porcellium conspersum* und die *Armadillidium*-Arten *A. pictum* und *A. pulchellum* können hinzu treten. In feuchten Lagen sollte *Trichoniscus pusillus* wesentlichen Anteil an der Zönose haben, in staunassen Lagen *Ligidium hypnorum*.

Opiliones: Zu erwarten ist eine *Lophopilio palpinalis-Oligolophus tridens*-Gesellschaft. Des weiteren wären *Nemastoma lugubre* und *Paranemastoma quadripunctatum* zu erwarten. Unter günstigen Verhältnissen könnten auch Troguliden (*Trogulus sp.*, *Anelasmacephalus cambridgei*) sowie die Phalangiiden *Mitopus morio* und *Rilaena triangularis* auftreten.

Bei Änderung der Nutzungsform wären die folgenden Verschiebungen zu erwarten:

Eine Umwandlung in einen Fichtenforst sollte, unabhängig davon, wie hoch der aktuelle pH ist, eine Verschiebung hin zu einer acidophil-hygrophileren Organismengesellschaft zur Folge haben. Im einzelnen bedeutet dies:

Chilopoda: Die Verschiebung der Dominanzverhältnisse sollte von *L. mutabilis* weg zu *L. macilentus*-*L. crassipes*-*L. curtipes* hin erfolgen.

Diplopoda: Die beiden Laubwald-Kennarten *T. niger* und *G. undulata* sollten zurücktreten, *T. niger* zugunsten von *Julus scandinavicus* und *G. undulata* unter Umständen zugunsten von *G. connexa*. Demgegenüber sollten mehr Chordeumatiden auftreten, vor allem *Mycogona germanica*.

Isopoda: Insgesamt sollten die feuchteliebenden Arten (*A. pictum*, *A. pulchellum*, *P. conspersum*) tendenziell zunehmen. Die spezifische Struktur, bedingt durch Fichtenwurzeln, sollte jedoch keine ausgesprochene Staunässe aufkommen lassen (Abnahme von *L. hypnorum*).

Opiliones: Da die Bodenchemie nur einen geringen Einfluss auf die Weberknechtfauna hat, sollte im wesentlichen dasselbe Artenspektrum wie im Laubwald zu finden sein. Die

Troguliden sollten zurücktreten. Das Verhältnis *L. palpinalis*/*O. tridens* sollte sich zugunsten der feuchteliebenderen Art (*L. palpinalis*) verschieben. Auch andere feuchteliebende Arten (z. B. *Mitopus morio*) sollten zunehmen bzw. tendenziell eher im Fichtenforst nachgewiesen werden.

Eine Umwandlung von Wald in eine Wiese sollte tiefgreifende Veränderungen der Zönosen zur Folge haben:

Chilopoda: Die epigäische Chilopoden sollten nahezu vollständig verschwinden. Ausnahmsweise können einzelne Individuen von *Lamyctes fulvicornis*, *Lithobus microps* oder *L. forficatus* auftreten.

Diplopoda: Die Diplopodengesellschaft wird fast nur noch durch *Cylindroiulus caeruleocinctus* vertreten.

Isopoda: Es ist eine *Trachelipus rathkii*-Gesellschaft zu erwarten. Die feuchteliebenden Arten (*L. hypnorum*, *T. pusillus*) sollten zurücktreten.

Opiliones: Die waldbodenbewohnenden Weberknechtarten sollten vollständig verschwinden. Demgegenüber sollte die charakteristische Offenlandart *Phalangium opilio* die Gesellschaft bestimmen. In Einzelfällen könnten auch die Arten höhere Straten auftreten wie *Opilio*- und *Leiobunum*-Arten.

Qualitative Beschreibung der vorgefundenen Verhältnisse (Tab. 25 – 28):

Laubwald (CHL)

Chilopoda: Die Chilopodengesellschaft wird erwartungsgemäß von *Lithobius mutabilis* dominiert, allerdings nicht in dem Ausmaß wie dies von anderen Wäldern bekannt ist (SPELDA 1999b, KENTER et al. 1998). Die Aktivitätsdichte und damit die Datenbasis ist mit 26 gefangenen Individuen relativ gering. Trotzdem wurden mit 8 Arten verhältnismäßig viele Arten nachgewiesen.

Diplopoda: Die Diplopodengemeinschaft wird erwartungsgemäß von den Arten *Glomeris undulata* und *Tachypodoiulus niger* bestimmt. An weiteren Arten treten ausschließlich im Laubwald noch *Glomeris hexasticha* und *Craspedosoma rawlinsii* auf. Die geringen Fangzahlen erlauben es bei diesen Arten jedoch nicht, von einem statistisch gesichertem Befund gegenüber dem Nadelwald zu sprechen.

Isopoda: Die Isopodengesellschaft wird zum überwiegenden Teil von *Ligidium hypnorum*, gefolgt von *Trichoniscus pusillus* bestimmt. Dies entspricht einer Fläche hoher Bodenfeuchte mit Staunässe. Hierdurch wird auch das erwartungsgemäße Auftreten von *Trachelipus*

ratzeburgii etwas überblendet. An weiteren Arten treten *Porcellium conspersum* und *Trachelipus rathkii* hinzu, letztere erwartungsgemäß deutlich seltener als auf der Wiese. Auch das Auftreten von *A. opacum* ist nicht ungewöhnlich und entspricht einem Waldboden höheren pH-Wertes. Insgesamt entspricht die Isopodengesellschaft der Erwartung, weist jedoch auf eine hohe Bodenfeuchte hin.

Opiliones: In der Weberknechtgesellschaft dominieren erwartungsgemäß die Arten *Lophopilio palpinalis* und *Oligolophus tridens*. Von den Begleitarten wurde *Nemastoma lugubre* sowie zwei Trogulidenarten (*Anelasmacephalus cambridgei*, *Trogulus closanicus*) nachgewiesen. *Paranemastoma quadripunctatum* wurde zwar nicht im Laubwald, wohl aber im benachbarten Fichtenforst nachgewiesen. Die Weberknechtgesellschaft entspricht somit der Erwartung, wenngleich die beiden Nemastomatidenarten *N. lugubre* und *P. quadripunctatum* häufiger sein könnten.

Fichtenforst (CHF)

Chilopoda: In der Chilopodengesellschaft nimmt der Anteil von *L. mutabilis* erwartungsgemäß ab. Allerdings nicht zugunsten von *L. macilentus*, sondern zugunsten der Untergattung *Monotarsobius* (*L. crassipes*, *L. curtipes*). Besonders das Auftreten von *L. curtipes* entspricht einer Zunahme der Feuchte. Aufgrund der geringen Fangzahlen sind die Verschiebungen in der Artengemeinschaft jedoch statistisch nicht gesichert. Insgesamt nimmt die Aktivitätsdichte im Fichtenforst gegenüber dem Laubwald ab.

Diplopoda: Im Fichtenforst ist die Dominanzstruktur gegenüber dem Laubwald erwartungsgemäß sehr stark zugunsten von *Julus scandinavicus* verschoben. Ebenso tritt *Mygogona germanica* hinzu. Die beiden im Laubwald dominierenden Arten (*T. niger*, *G. undulata*) nehmen stark ab, bei *G. undulata* erfolgt jedoch nicht die erwartete Verschiebung zugunsten von *G. connexa*. An weiteren Arten treten *Polydesmus denticulatus* und *Unciger foetidus* ausschließlich im Fichtenforst auf. Die geringen Fangzahlen erlauben es bei diesen Arten jedoch nicht, von einem statistisch gesicherten Befund gegenüber dem Laubwald zu sprechen. Insgesamt nimmt die Aktivitätsdichte im Fichtenforst gegenüber dem Laubwald erstaunlicherweise deutlich zu und entspricht eher einer (tatsächlich vorhandenen) reich strukturierten Mischwaldstruktur als einer reinen, großflächigen Fichtenmonokultur.

Isopoda: Die Verschiebung des Verhältnisses zwischen *L. hypnorum* und *T. pusillus* zu letztgenannter Art weist auf eine (sehr) hohe Bodenfeuchte, jedoch keine ausgesprochene Staunässe hin. Gleichermaßen werden diese Verhältnisse auch durch das erhöhte Auftreten von *P. conspersum* (Ansprüche: feucht aber nicht staunass) und den Nachweis von *A. pictum*

bestätigt. *T. ratzeburgii* tritt im Fichtenforst in etwa in gleichem Umfang wie im Laubwald auf.

Opiliones: Erwartungsgemäß gleicht die Weberknechtgesellschaft des Fichtenforstes derjenigen des Laubwaldes. Allerdings wirkt sich die erhöhte Luftfeuchte positiv auf das Vorkommen feuchteliebender Arten aus. So konnte im Fichtenforst sogar der Schneckenkanker (*Ischyropsalis hellwigi*) nachgewiesen werden. Bei *L. palpinalis* nahm die Aktivitätsdichte stark zu, wohingegen sie bei *O. tridens* fast gleich blieb. Im Gegensatz zum erwartungsgemäßen Auftreten von *Mitopus morio* und *Rilaena triangularis*, ist der Fang von *O. canestrinii*, einer Art der höheren Straten, eher dem Zufall zuzuschreiben bzw. Hinweis auf eine vorhandene Saumstruktur. Diese Art hätte ebenso auf der Wiese oder im Laubwald gefangen werden können.

Wiese (CHW)

Chilopoda: Auf der Wiese wurde nur ein einziges Exemplar von *Lamyctes fulvicornis* gefangen. Diese Art gehört zu Gruppe der erwarteten Arten Da Chilopoden verhältnismäßig selten in Bodenfallen gefangen werden (Lauerjäger), ist der Fang nur eines einzigen Tieres nicht ungewöhnlich.

Diplopoda: Die Diplopodengemeinschaft wird, abgesehen von einem einzigen Exemplar der Art *Polydesmus denticulatus*, ausschließlich von *Cylindroiulus caeruleocinctus* bestimmt. Dieser Befund entspricht exakt der Erwartung für ein Wiesenbiotop fernab von schützenden Saumstrukturen.

Isopoda: Die Isopodengemeinschaft wird erwartungsgemäß weitgehend durch *Trachelipus rathkii* bestimmt. Das Auftreten von *L. hypnorum* ist nicht ungewöhnlich, weist jedoch auf eine erhöhte Bodenfeuchte (bzw. Staunässe) hin. Demgegenüber muss das gefangene Exemplar von *T. ratzeburgii* als xenotoper Irrgast angesehen werden.

Opiliones: Die Weberknechte sind auf der Wiese einzig durch *Phalangium opilio* vertreten. Es kann davon ausgegangen werden, dass die vier gefangenen Jungtiere ebenfalls zu dieser Art gehören. Dieses Resultat entspricht absolut den Erwartungen für eine intensiver genutzte Wiese. Das Fehlen weiterer Arten der höheren Straten verwundert nicht, da diese zum einen in häufig gemähten Wiesen weitgehend fehlen, zum anderen nur in sehr geringem Maße mit Bodenfallen erfasst werden.

Statistischer Flächenvergleich

Bei den Chilopoden lagen die vorgefundenen Individuenzahlen bei den einzelnen Arten so niedrig, dass bezüglich der Verteilung der Arten auf die Teilflächen keine statistisch abgesicherte Aussage gemacht werden kann. Insgesamt lag die Aktivitätsdichte der Chilopoden im Laubwald höher als im Fichtenwald. Dieser Wert ist jedoch statistisch nicht gesichert. Demgegenüber sind die Unterschiede gegenüber der Wiese in beiden Fällen hoch signifikant.

Bei den Isopoden war die Aktivitätsdichte im Fichtenforst am höchsten. Im Buchenwald lag sie nur ein Viertel so hoch und auf der Wiese sogar nur ein Vierzehntel so hoch wie im Fichtenforst. Diese Unterschiede sind auf hoch signifikantem Niveau abgesichert. Die für die Isopoden insgesamt ermittelten Verhältnisse entsprechen exakt denjenigen der Arten *L. hypnorum* und *T. pusillus* („nur“ signifikant zwischen Wiese und Laubwald für *L. hypnorum*). Insgesamt verschiebt sich deren Häufigkeitsverhältnis jedoch dergestalt, dass *L. hypnorum* im Fichtenforst die deutlich häufigere Art war, im Laubwald hingegen die Aktivitätsdichte von *T. pusillus* dreimal höher lag als diejenige von *L. hypnorum*. Auch diese Häufigkeitsverschiebung ist auf hoch signifikantem Niveau gesichert. *T. ratzeburgii* wurde im Fichtenwald signifikant und im Laubwald hoch signifikant häufiger angetroffen als auf der Wiese. Demgegenüber sind die Unterschiede zwischen den beiden Waldflächen bei dieser Art nicht signifikant. Umgekehrt liegen die Verhältnisse bei *T. rathkii*. Hier liegt die Aktivitätsdichte auf der Wiese hoch signifikant höher als auf den Waldflächen.

Im Fichtenforst lag die Aktivitätsdichte der Diplopoden leicht signifikant höher als auf den anderen beiden Flächen. Die Aktivitätsdichte von *C. caeruleocinctus* lag auf der Wiesenfläche hoch signifikant höher als auf den Waldflächen. Unterschiede zwischen den beiden Waldflächen ließen sich für drei Arten statistisch belegen (*G. undulata*, *J. scandinavicus*, *T. niger*). Die jeweils höheren Fangzahlen sind für diese Arten auch gegenüber der Wiesenfläche hoch signifikant verschieden. Obgleich *M. germanica* ausschließlich und erwartungsgemäß im Fichtenforst auftrat, ließ sich dies nicht statistisch belegen.

Die Aktivitätsdichten der Weberknechte lagen im Fichtenforst deutlich und hoch signifikant höher als im Laubwald und auf der Wiese. Hingegen konnte zwischen dem Laubwald und der Wiese kein signifikanter Unterschied in der Aktivitätsdichte festgestellt werden. Die Unterschiede zwischen Wiese und den Wäldern sind für *P. opilio*, *L. palpinalis* und für *O.*

tridens hoch signifikant (signifikant für *O. tridens* zwischen Laubwald und Wiese). *L. palpinalis* ist im Fichtenforst hoch signifikant häufiger als im Laubwald. Für die übrigen Arten ließen sich keine signifikanten Unterschiede belegen.

Zusammenfassung

Die drei untersuchten Flächen des Standortes Crailsheim entsprechen vollkommen den Erwartungen – sowohl was den Einfluss der Nutzungsänderung wie den Vergleich zwischen Erwartungs- und Istwerten (BBSK-Konzept) betrifft. Unsicherheiten ergeben sich nur bei jenen Arten, deren Häufigkeiten sich im statistisch nicht abgesicherten Bereich befinden.

Tab. 25: Hundertfüßer (*Chilopoda*) am Standort Crailsheim; Bodenfallenfänge

Art	CHL	CHF	CHW
<i>Lamycetes fulvicornis</i>			1
<i>Lithobius crassipes</i>	1	3	
<i>Lithobius curtipes</i>		2	
<i>Lithobius forficatus</i>	1		
<i>Lithobius macilentus</i>	1	1	
<i>Lithobius mutabilis</i>	8	3	
<i>Lithobius pelidnus</i>		4	
<i>Lithobius piceus</i>	5	3	
<i>Lithobius tricuspis</i>	4		
<i>Schendyla nemorensis</i>	2		
<i>Strigamia acuminata</i>	2	1	
<i>Lithobius</i> sp. (Jungtiere)	2	1	
Arten	8	7	1
Summe	26	18	1

Tab. 26: Tausendfüßer (*Diplopoda*) am Standort Crailsheim; Bodenfallenfänge

Art	CHL	CHF	CHW
<i>Allajulus nitidus</i>	2	7	
<i>Craspedosoma rawlinsii</i> s. l.	1		
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>			42
<i>Glomeris undulata</i>	18	3	
<i>Glomeris connexa</i>	2	1	
<i>Glomeris hexasticha</i>	1		
<i>Julus scandinavicus</i>	4	31	
<i>Mycogona germanica</i>		5	
<i>Polydesmus denticulatus</i>		3	1
<i>Tachypodoiulus niger</i>	18	6	
<i>Unciger foetidus</i>		3	
Julida (Jungtiere)	1	10	
<i>Polydesmus</i> (Jungtiere)		1	
Arten	7	8	2
Summe	47	70	43

Tab. 27: Asseln (*Isopoda*) am Standort Crailsheim; Bodenfallenfänge

Art	CHL	CHF	CHW
<i>Armadillidium opacum</i>		1	
<i>Armadillidium pictum</i>	1		
<i>Ligidium hypnorum</i>	20	233	6
<i>Porcellium conspersum</i>	6	1	
<i>Trachelipus rathkii</i>		1	23
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>	18	14	1
<i>Trichoniscus pusillus</i>	61	171	
Isopoda-Jungtiere		2	
Arten	5	6	3
Summe	106	423	30

Tab. 28: Weberknechte (*Opiliones*) am Standort Crailsheim; Bodenfallenfänge

Art	CHL	CHF	CHW
<i>Anelasmoecephalus cambridgei</i>	2	1	
<i>Ischyropsalis hellwigi</i>		1	
<i>Lophopilio palpinalis</i>	17	71	
<i>Mitopus morio</i>		1	
<i>Nemastoma lugubre</i>	3		
<i>Oligolophus tridens</i>	11	14	
<i>Opilio canestrinii</i>		1	
<i>Paranemastoma quadripunctatum</i>		2	
<i>Phalangium opilio</i>			27
<i>Rilaena triangularis</i>		2	
<i>Trogulus closanicus</i>	4		
<i>Phalangiidae</i> undifferenziert (Jungtiere)		18	4
Arten	5	8	1
Summe	37	117	31

7.1.6 Carabidae

Laufkäfer sind als Bewohner der Bodenoberfläche nur wenig und indirekt von den Bodenfaktoren abhängig. Sie wurden dennoch zusätzlich ins Untersuchungsprogramm aufgenommen, um auch Übergänge und Unterschiede zwischen der eu- und hemiedaphischen Fauna zur epedaphischen bei der Standortcharakterisierung wenigstens an einem Beispiel deutlich zu machen. Die Beurteilung der Carabidenzönose der Standorte begründet sich hier nur auf einen eingeschränkten Probenahmezeitraum. Es sind insbesondere bisher nur Proben im Herbst, sowie marginal an einem Termin im Frühjahr ausgewertet worden. So haben die einzelnen Arten hinsichtlich ihrer Phänologie ein unterschiedliches Auftreten im Jahresverlauf (Frühjahrsaktivität, Herbstaktivität). Dennoch lassen sich mit der gegenwärtigen Datenlage schon durchaus charakteristische Merkmale der Carabidenzönosen erkennen. Die in den Vorstudien (SCHEURIG et al. 1996) erarbeiteten charakteristischen standortspezifischen Laufkäfergemeinschaften bzw. Artengruppen charakterisieren die Standorte z.T. schon nach wenigen Probenahmeterminen.

Tab. 29: Charakterisierende Artengruppen der Zönosen der Untersuchungsstandorte. Angegeben sind die Dominanzen [%]

	Taxon / Syntaxon	CHL	CHF	CHW
Arten mit breiter Toleranz von	<i>Carabus coriaceus</i>	20,7	12,5	
	<i>Abax parallelepipedus</i>	34,5		
Feuchtigkeit und Temperatur (typisches Waldklima)	<i>Carabus nemoralis</i>	3,5	35,0	
	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		1,3	
	<i>Carabus problematicus</i>		12,5	
Arten warmer, trockener Wälder	<i>Molops piceus</i>	17,3	21,3	
	<i>Abax parallelus</i>	6,9	15,0	
	<i>Abax carinatus</i>	3,5		
Arten des Freiflächen bzw. Waldrandklimas	<i>Pterostichus melanarius</i>	3,5	1,3	9,1
	<i>Loricera pilicornis</i>		1,3	
	<i>Nebria brevicollis</i>	6,9		
	<i>Poecilus cupreus</i>	3,5		83,0
	<i>Poecilus versicolor</i>			5,6
Freilandarten	<i>Pterostichus vernalis</i>			0,1
	<i>Carabus cancellatus</i>			0,1
	<i>Bembidion lampros</i>			0,1
	<i>Pterostichus ovoideus</i>			0,1
	<i>Bembidion properans</i>			0,4
	<i>Calathus fuscipes</i>			1,6

Die Fangergebnisse der Bodenfallen für die Untersuchungsstandorte sind als normierte Dominanzzahlen in Tabelle 29 angegeben, wobei sich schon gut erkennbare Unterschiede in den Artengemeinschaften der verschiedenen Standorte erkennen lassen. Es wurden bislang 19 Arten erfasst.

Laubwald (CHL):

Der Standort weist eine charakteristische und zu erwartende Laufkäfergemeinschaft der Wälder des kollinen Hügellandes und der Ebenen auf. Die in den Vorstudien erarbeiteten Grundlagen und Soll-Werte bestätigen sich bei dieser Beprobung. Speziell die zu erwartenden Arten *Molops piceus* und *Abax parallelus* treten in charakteristischen Dominanzanteilen auf, darüber hinaus die weit in Wäldern verbreiteten Arten *Carabus coriaceus*, *Abax parallelepipedus* und *Carabus nemoralis*.

Fichtenwald (CHF):

Der Fichtenwald in Crailsheim weist ebenfalls die als Erwartungs-Wert erarbeitete Laufkäferfauna dieses Waldtyps in charakteristischen Anteilen auf. Neben dem typischen Auftreten von *Molops piceus* und *Abax parallelus*, treten hier auch wieder weit verbreitete Waldarten wie *Carabus coriaceus*, *Carabus nemoralis*, *Pterostichus oblongopunctatus* und *Carabus problematicus* auf. Zwei Arten der Gruppe lichterere oder offener Standorte, wie *Pterostichus melanarius* und *Loricera pilicornis*, können als Hinweis auf die für vagile Arten nicht besonders weite Entfernung vom Waldrand sein (Waldwege in 10 - 50m, Wiese in etwa 100 m).

Wiese (CHW):

Die faunistische Zusammensetzung des Wiesenstandortes im Hinblick auf die Laufkäfer unterscheidet sich deutlich von der der Wälder. Er hat eine weitgehend eigene Laufkäfergemeinschaft. Die jeweiligen Zönosen sind sehr scharf voneinander getrennt, wodurch standörtliche Differenzierungen und Beurteilungen sehr gut möglich sind. Nur eine, bzw. zwei Arten sind im Überschneidungsbereich der beiden Biotoptypen zu finden und ihre Individuenzahlen/Dominanzen divergieren kennzeichnenderweise dabei in diesen sehr stark.

Ausblick:

Es ist zunächst zu erkennen, daß bei dem gegenwärtigen Beprobungsstand schon die in den Vorstudien erarbeiteten Charakteristiken einer standortspezifischen Laufkäferfauna gegeben

sind. Wichtige charakterisierende Artengruppen als einteilendes höheres Ordnungsniveau sind zu erkennen, so daß die Standorte in dieses Grundschema passen. Somit zeigt sich, daß zunächst anhand der Grundmuster der Zönosen eine grundlegende standortspezifische Einschätzung und Beurteilung von Flächen, nicht unbedingt aber ihrer Böden, mittels der Laufkäferfauna möglich ist.

Über dieses Grundmuster hinaus sind weitere feiner differenzierte Unterschiede in den Zönosen zu erkennen. Innerhalb eines Ordnungsniveaus einer Artengruppe unterscheiden sich die Arten z.T. sehr deutlich in ihren Individuenzahlen oder Dominanzen von einem Standort zu einem Vergleichsstandort. Oder aber sie treten an einem Vergleichsstandort gar nicht mehr auf, dafür aber andere Arten dieser Gruppe. Vergleichsstandorte desselben Grundmusters ihrer Zönosen zeigen also Unterschiede ihrer Artenspektren und der Dominanzen ihrer Arten. So kommt z.B. an den Vergleichsstandorten desselben Grundmusters Crailsheim Laubwald (CHL) und Crailsheim Fichtenwald (CHF), die sich letztendlich durch Unterschiede des anthropogenen Bewirtschaftungseinflusses unterscheiden, eine Art wie *Carabus nemoralis* in Unterschieden vom 10-fach höheren Dominanzanteil vor. Oder aber die Art *Abax parallelepipedus*, die in Crailsheim Laubwald in charakteristischem Dominanzanteil vorkommt, fehlt dagegen im benachbarten Fichtenwald. *Abax parallelepipedus* ist eine weit verbreitete Waldart und in Wäldern überaus gängig und stetig. Sie wäre als Leitart ihrer Artengruppe prinzipiell an beiden Standorten zu erwarten. Auch in anderen Untersuchungen ist diese Art hin und wieder an bestimmten Standorten nur in auffallend geringer Häufigkeit vorhanden. Im Fichtenwald treten weiter Arten dieser und anderer Artengruppen auf, die im benachbarten Laubwald entsprechend fehlen und umgekehrt und die die jeweiligen Zönosen differenzieren. Insbesondere in CRL treten weiterhin auch Arten wie *Pterostichus melanarius* und *Poecilus cupreus* in geringen Dominanzanteilen auf, die in einem Überschneidungsbereich mit dem Offenlandstandort CRW dort dann charakteristischere, wesentlich höhere Dominanzen aufweisen.

7.2 Funktionale Verfahren

7.2.1 Köderstreifentest

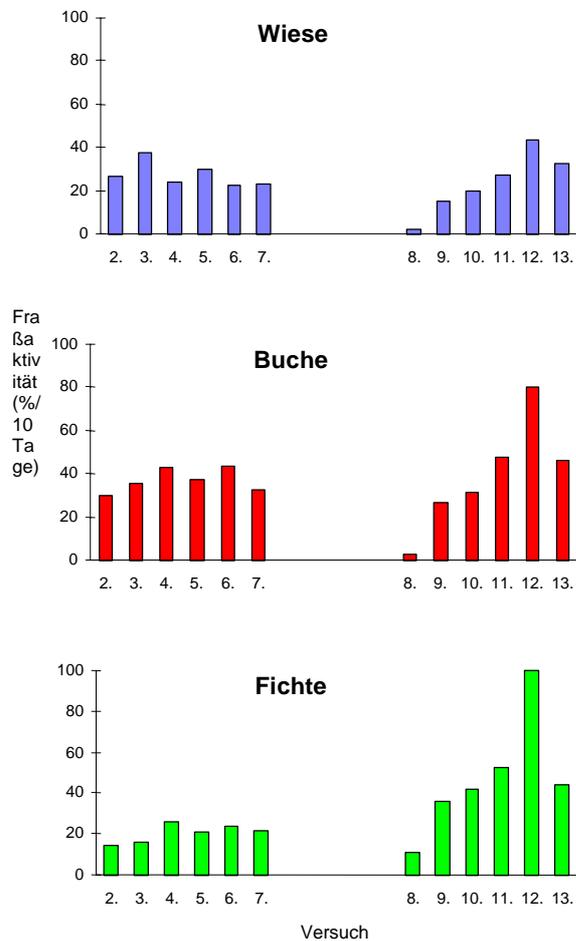
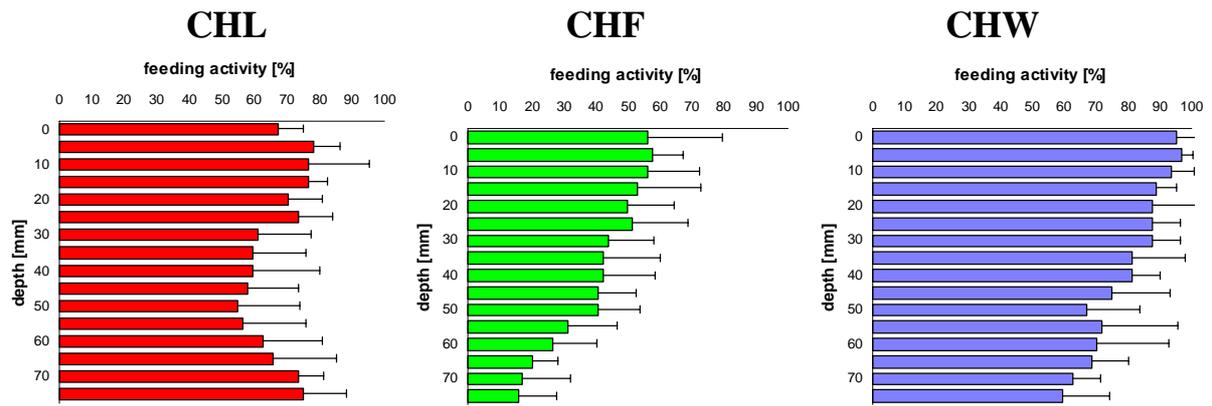


Abb. 14: Fraßaktivität in Prozent und normiert auf 10 Tage Expositionszeit auf den 3 Teilflächen in Crailsheim im Jahr 1998

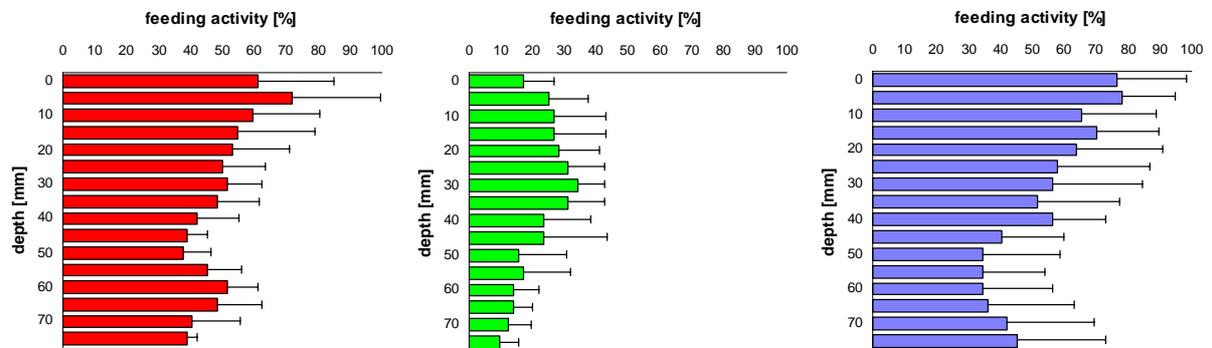
In Abb. 14 ist die Gesamtfraßaktivität auf allen drei Untersuchungsflächen wiedergegeben (die Einzeldaten sind in Abb. 17a,b,c aufgeführt). Das jeweilige Verteilungsmuster ist durch ein Minimum im Sommer und ein Maximum im Herbst gekennzeichnet und ähnelt damit dem auf ähnlichen Flächen in Ungarn gefundenen Muster (KISS et al. 1995). Die drei Flächen unterscheiden sich hochsignifikant von einander: im Frühjahr nimmt die Aktivität von CHL über CHW zu CHF hin ab. Dies ist ungewöhnlich, da die Fraßaktivität an einem Standort häufig mit der Zahl der Regenwürmer korreliert wird – was offensichtlich in Crailsheim nicht der Fall ist. Allerdings sind die Unterschiede nicht sehr gross, was evtl. als Hinweis auf die gute Besiedlung der Teilflächen durch Mesofaunagruppen (z.B. Enchytraeen) anzusehen ist (HOFFMANN et al. 1991; KOEHLER 1993; LARINK 1993).

Auffälliger ist, dass die Tiefenverteilung der Fraßaktivität auf den drei Teilflächen sich weitgehend konstant in allen 12 Versuchen unterscheidet (Abb. 15a,b,c): Eine nach unten stark abnehmende Aktivität ist vor allem auf CHW ausgeprägt, während auf CHL sich über das Profil hin kaum Unterschiede zeigen (CHF liegt meist in der Mitte zwischen CHL und CHW). Diese Ergebnisse sind schwer zu interpretieren und belegen vor allem, dass diese Methode vor allem für einen Vergleich, z.B. von Belastungs- und Kontrollflächen, geeignet ist. Eine „absolute“ Beurteilung von Standorten ist dagegen ohne definierte Bezugsflächen nicht möglich; d.h. es ist bisher nicht möglich, Erwartungswerte für die Fraßaktivität in Böden zu definieren.

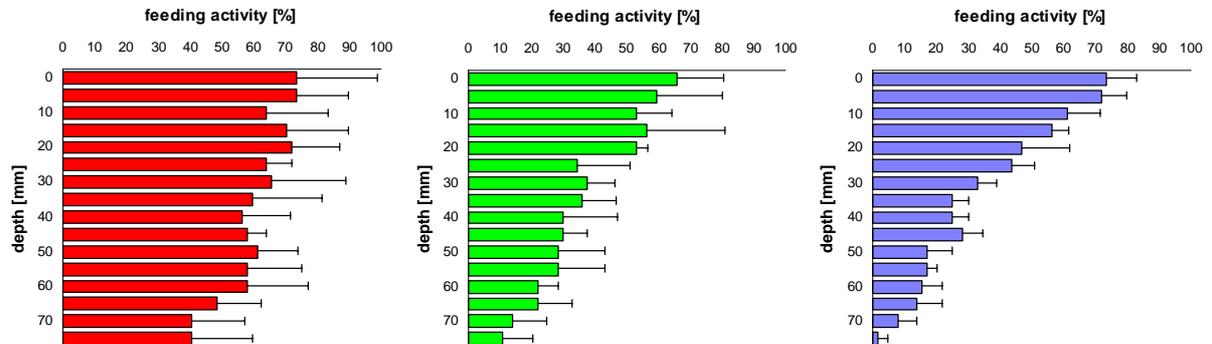
Abb. 15a: Köderstreifentest (Fraßprofile) am Standort Crailsheim (Versuch 2 – 5)



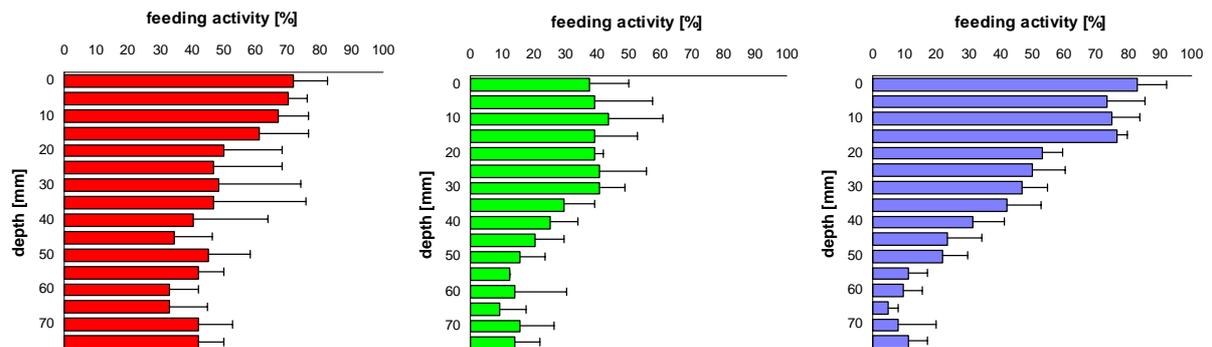
Versuch: 11.02.98 - 11.03.98; Verweildauer: 28 Tage



Versuch: 11.03.98 - 25.03.98; Verweildauer: 14 Tage

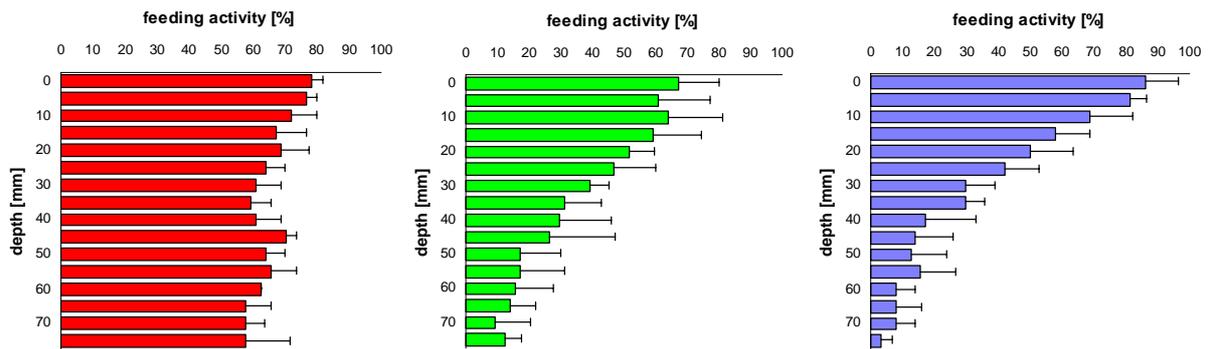


Versuch: 25.03.98 - 08.04.98; Verweildauer: 14 Tage

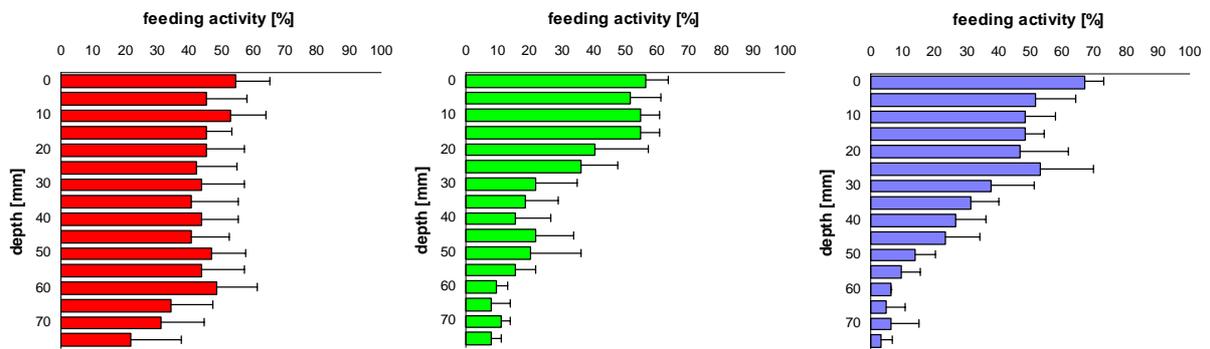


Versuch: 08.04.98 - 21.04.98; Verweildauer: 13 Tage

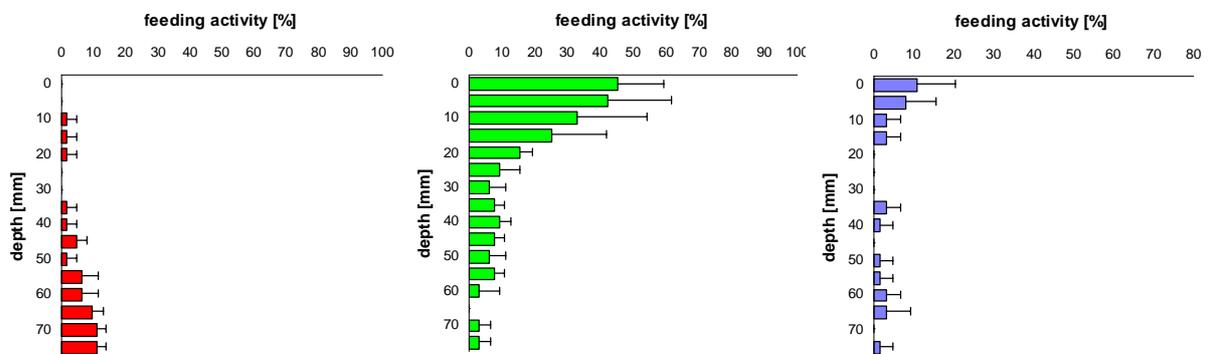
Abb. 15b: Köderstreifentest (Fraßprofile) am Standort Crailsheim (Versuch 6 – 9)



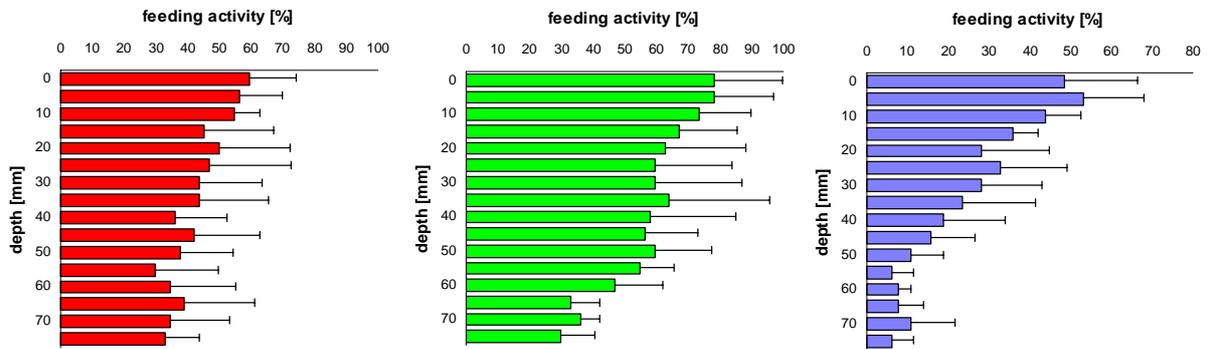
Versuch: 21.04.98 - 06.05.98; Verweildauer: 15 Tage



Versuch: 06.05.98 - 19.05.98; Verweildauer: 13 Tage

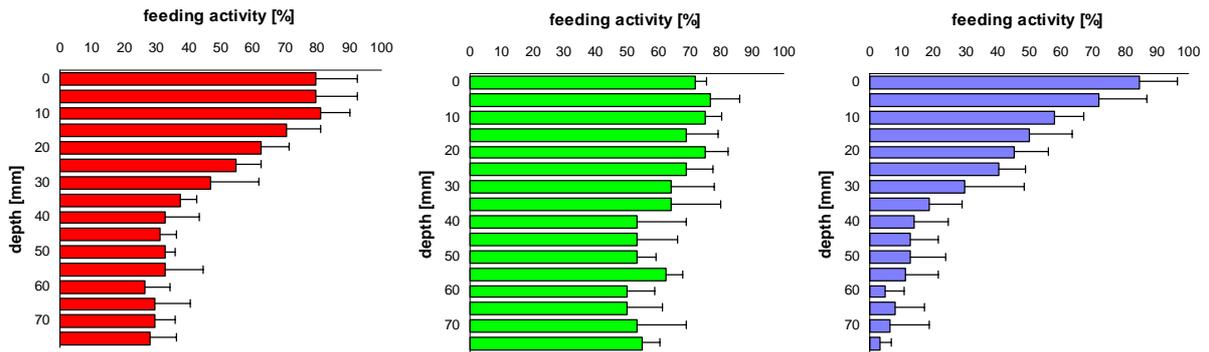


Versuch: 26.08.98 - 08.09.98; Verweildauer: 13 Tage

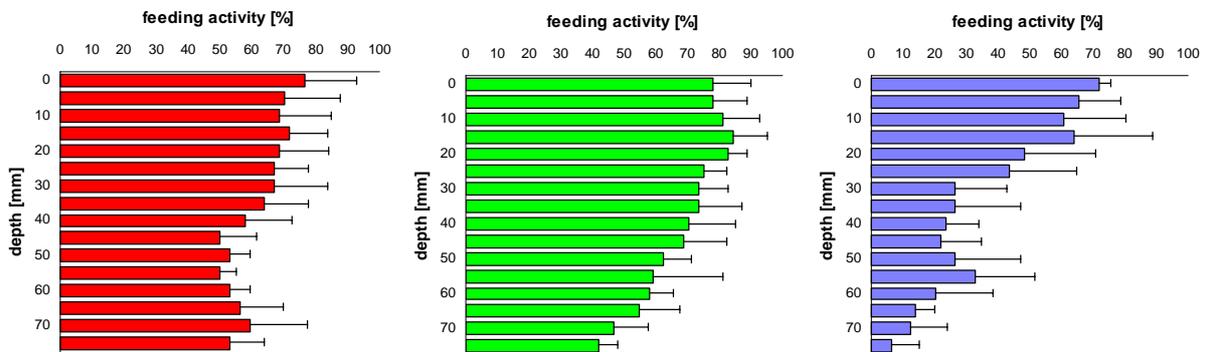


Versuch: 08.09.98 - 24.09.98; Verweildauer: 16 Tage

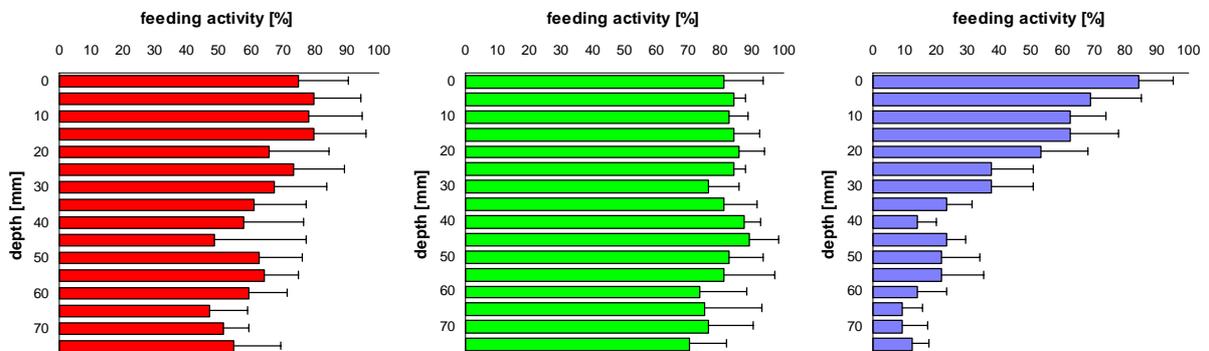
Abb. 15c: Köderstreifenfest (Fraßprofile) am Standort Crailsheim (Versuch 10 – 13)



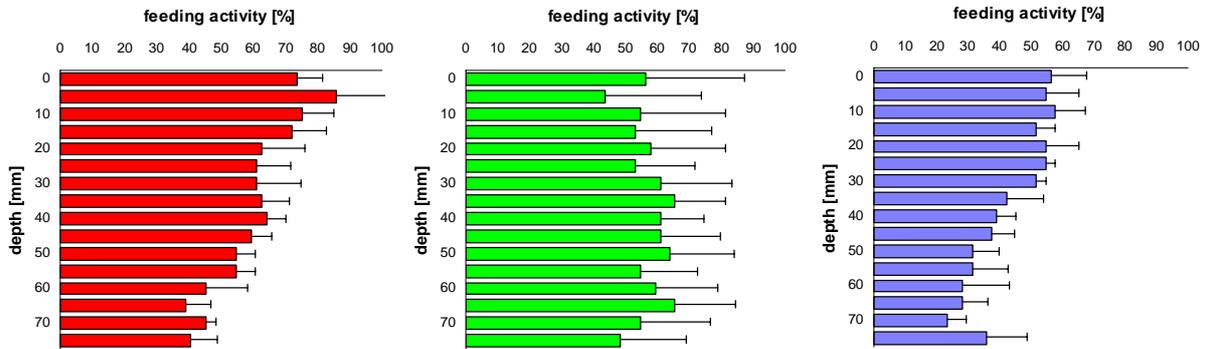
Versuch: 24.09.98 - 09.10.98; Verweildauer: 15 Tage



Versuch: 09.10.98 - 22.10.98; Verweildauer: 13 Tage



Versuch: 22.10.98 - 30.10.98; Verweildauer: 8 Tage



Versuch: 30.10.98 - 12.11.98; Verweildauer: 13 Tage

7.2.2 Minicontainerversuche

Bei den Dekompositionsversuchen mit der Minicontainermethode konnte auf der Wiesenfläche ein hoch signifikanter Einfluß der Maschenweite ermittelt werden (Tab. 30). So waren die Minicontainer mit der Maschenweite 2 mm schon beim 3. Probesternin so gut wie komplett leer, so daß dieser Teil des Versuchs beendet wurde. Mit den Maschenweiten 20 µm und 250 µm wurden noch 2 Probetermine durchgeführt und dann ebenfalls im März beendet. Auch auf den anderen beiden Versuchsflächen belegte ein durchgeführter Mann-Whitney-U-Test wie zu erwarten den Einfluß der Maschenweite auf das Abbaugeschehen, besonders im Vergleich der 2 mm Gaze mit den anderen beiden Maschenweiten. Beim Abbauverlauf auf der Buchenfläche erkennt man in den ersten 3 Monaten (bis März) eine steile Abnahme der Streu, die Raten stagnieren dann in den Sommermonaten, um im Herbst wieder zuzunehmen. Dies entspricht den aus der Literatur bekannten Hochs der Aktivität in Böden im Frühjahr und im Herbst (PAULUS et al. 1999). Dieser Effekt bestätigt sich auch auf der Fichtenfläche im Herbst des 2. Jahres.

Tab. 30: Berechnung der Abbauraten am Standort Crailsheim auf der Grundlage der Minicontainerversuche und im Vergleich zu den Netzbeutelversuchen (größte Maschenweite 10 mm statt 2 mm)

Standort	Maschenweite	Abbau (%/Woche)	Abbau (%/Woche) - Netzbeutel
CHL	20 µm	0,9	0,6
	250 µm	0,9	0,7
	2 mm / 10 mm	1,2	0,8
CHF	20 µm	0,6	0,6
	250 µm	0,7	0,6
	2 mm / 10 mm	1,1	1,1
CHW	20 µm	2,3	2,2
	250 µm	2,9	2,3
	2 mm / 10 mm	9,3	9,8

Im Vergleich von Minicontainern und Netzbeutelversuchen zeigt sich auf CHF und CHW eine fast vollständige Übereinstimmung bei den Abbauraten. Im Gegensatz dazu ist auf CHL bei der groben Maschenweite in den Minicontainern, nicht aber in den Netzbeuteln eine deutlich höhere Abbaurate zu erkennen – ein Anstieg, der wahrscheinlich auf die Zerkleinerung des Laubmaterials in Ersteren und damit auf einen erleichterten Zugang für Mesofauna und Mikroorganismen zurückzuführen sein dürfte.

7.2.3 Netzbeutelversuche

Die Abbaukurven über 3 Jahre zeigen, dass der strukturelle Abbau im Crailsheimer Laubwald etwa 3 - 4 Jahre dauert (Abb. 16, CHL-grob). Nach 3 Jahren liegt der letzte Messwert in den grobmaschigen Netzbeuteln, die ja den Abbau unter Zutritt der gesamten Bodenfauna und Mikroflora wiedergeben, bereits bei etwa 10 % des Ausgangssubstrats (die berechnete Abbaukurve bei 33 %). Abbauverlauf und Abbauraten in der mittleren und feinen Maschenweite sind gegenüber der groben Maschenweite nur unwesentlich reduziert, die Unterschiede sind nicht signifikant (Abb. 16, Tab. 31 und 32). Die Bodenfauna trägt hier generell relativ wenig zum Abbau bei, folglich macht sich der Ausschluss der Makrofauna in der mittleren und der Makro- und Mesofauna in der feinen Maschenweite nicht stark bemerkbar. Der Verlauf des Abbaus der Nadelstreu im Fichtenforst ist demjenigen im Laubwald sehr ähnlich (Abb. 16); dennoch unterscheidet er sich über die 3 Maschenweiten hinweg signifikant (Abb. 18). Dies liegt überwiegend an dem Abbauverlauf in der groben Maschenweite, die im Fichtenforst einen deutlich beschleunigten Abbau verzeichnet, was sich in der Halbwertszeit von 66 Wochen gegenüber 90 Wochen im Laubwald ausdrückt. In der mittleren und vor allem der feinen Maschenweite ist der Abbau gegenüber dem Laubwald verlangsamt. Der mikrobielle Abbau ist also keineswegs intensiver als im Laubwald, für die Beschleunigung des Abbaus sorgt die deutlich höhere Abundanz der Makrofauna, insbesondere der Regenwürmer.

Tab. 31: Wöchentliche Abbauraten in % der Ausgangsmenge der jeweiligen Streu der drei Crailsheimer Untersuchungsflächen in den Netzbeuteln der drei Maschenweiten. CHL = Laubwald, CHF = Fichtenforst, CHW = Mähwiese

Maschenweite	Abbauraten in %/Woche		
	CHL	CHF	CHW
Grob	0,8	1,1	9,8
mittel	0,7	0,6	2,3
Fein	0,6	0,6	2,2

Tab. 32: Halbwertszeiten des Abbaus der Streu der drei Crailsheimer Untersuchungsflächen in den Netzbeutel in Wochen. Weitere Erklärungen siehe Tab. 29

Maschenweite	DT ₅₀ (Wochen)		
	CHL	CHF	CHW
grob	90	66	7
mittel	99	124	30
fein	110	124	31

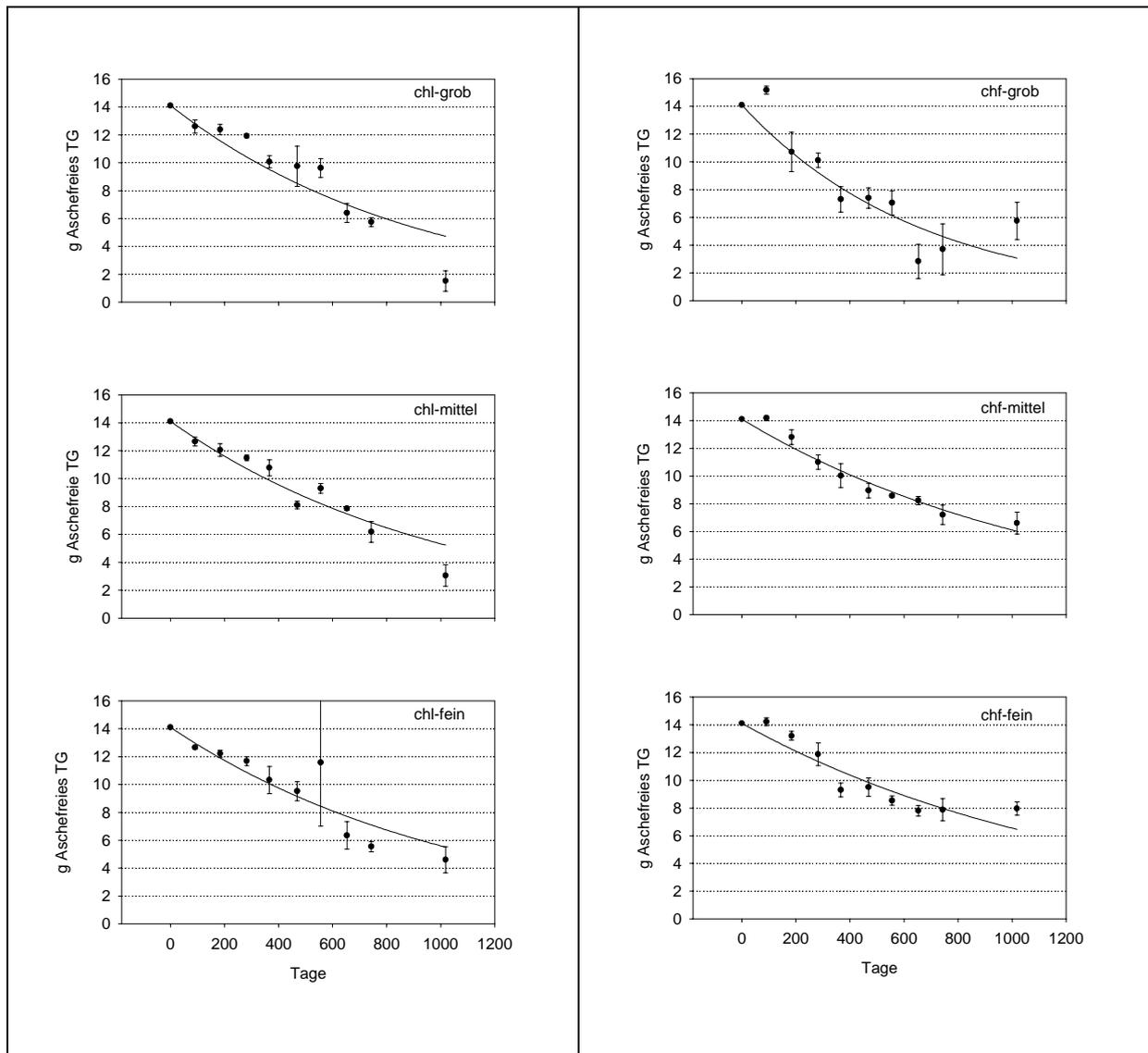


Abb. 16: Verlauf des Abbaus der Laub- (links) bzw. Nadelstreu (rechts) in den beiden Crailsheimer Waldflächen. Angegeben sind die Mittelwerte mit ihrer Standardabweichung, die Regressionskurven wurden berechnet nach der Formel $M_t = M_0 * e^{-kt}$. Alle Kurven sind mit einem $p < 0,0001$ hochsignifikant.

Die Wirkung der Regenwürmer auf den Streuabbau wird besonders auf der Wiese deutlich, wo aufgrund der sehr hohen Regenwurmbiomasse schon nach weniger als einem halben Jahr nahezu keine Grasstreu in den groben Netzbeuteln mehr nachweisbar ist (Abb. 17).

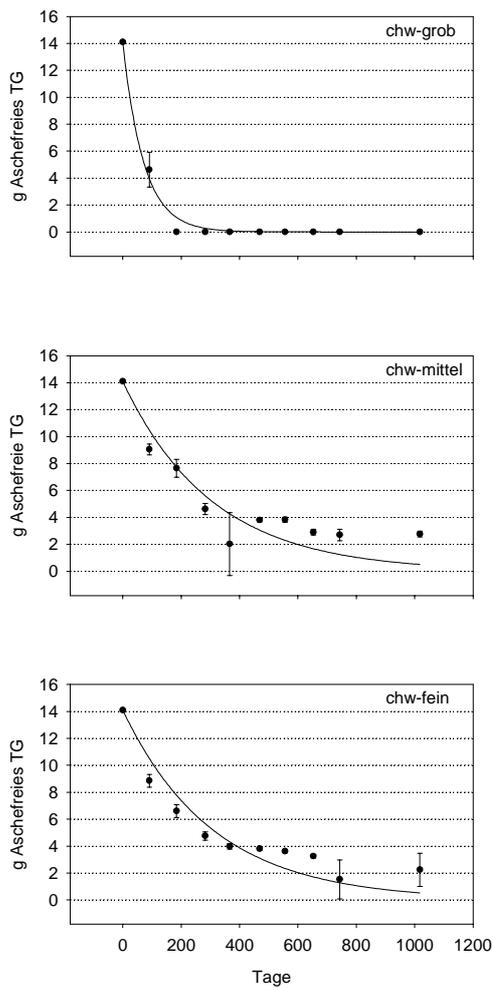
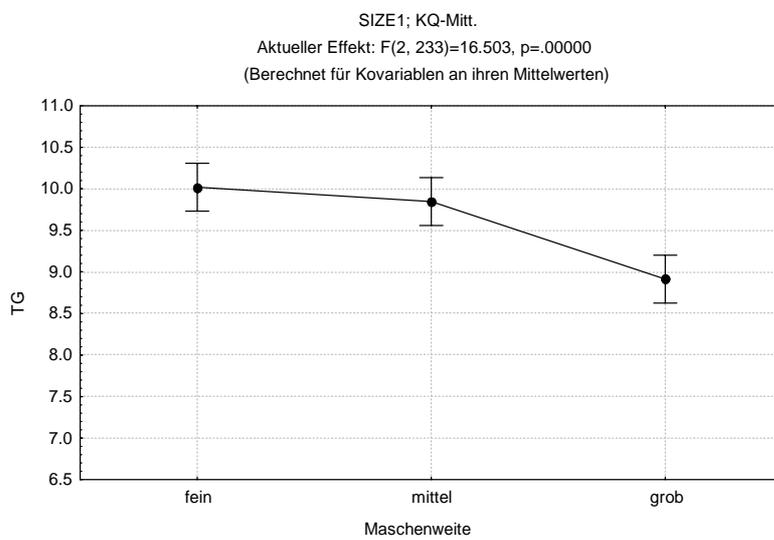
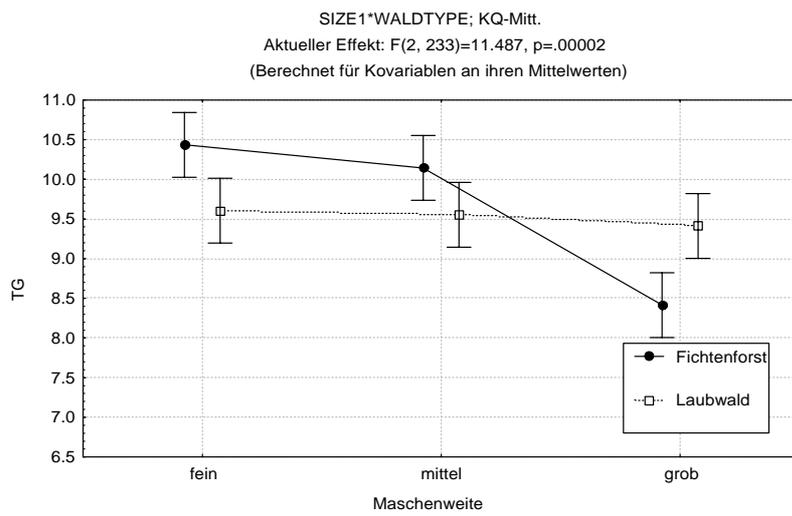
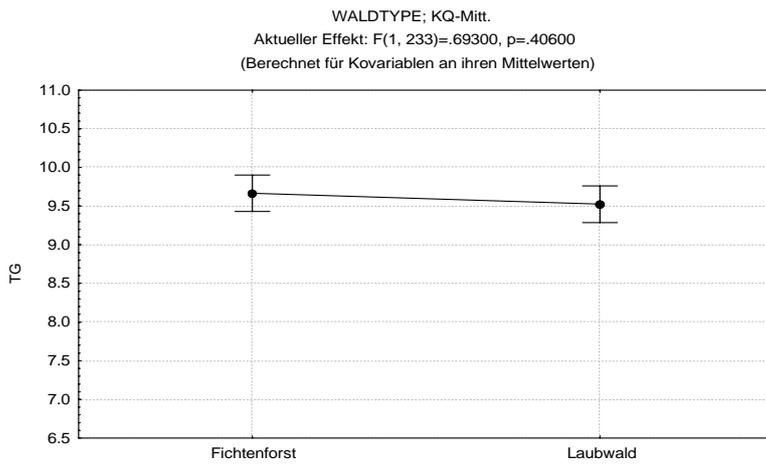


Abb. 17: Verlauf des Abbaus der Grasstreu in der Crailsheimer Wiese. Weitere Erklärungen siehe Abb. 16)

Im Vergleich zu Literaturangaben (z.B. KRATZ 1991; PAULUS et al. 1999) ist in den Netzbeuteln grober Maschenweite der Streuabbau auf CHL im Gegensatz zu CHF und CHW verlangsamt, so dass die Humusform in Richtung Moder verschoben ist. Gegenwärtig kann nicht entschieden werden, ob diese Verschiebung als nachhaltige Beeinträchtigung einzuschätzen ist.

Abb. 18 (folgende Seite): Signifikanzberechnung der Unterschiede zwischen den Abbaukurven; oben: Unterschiede zwischen den Maschenweiten auf beiden Waldflächen gemeinsam, grob unterscheidet sich hoch signifikant von mittel und fein; Mitte: Unterschiede zwischen den beiden Wäldern für alle 3 Maschenweiten gemeinsam, nicht signifikant; unten: Unterschiede zwischen den 3 Maschenweiten und den beiden Waldflächen, für die grobe Maschenweite hoch signifikant.



8. Ergebnisse Bruchsal

8.1 Einzelne Tiergruppen

8.1.1 Enchytraeen

Die Abundanz der Kleinringelwürmer auf den vier Teilflächen des Standorts Bruchsal liegt an allen Terminen in einem sehr engen Bereich zwischen ca. 10.000 und 30.000 Ind/m². Damit ist die Zahl der Würmer deutlich niedriger als in vergleichbaren mitteleuropäischen Wäldern, wo bei pH-Werten von 3,2 – 4,8 bzw. einem Mullmoder meist 50.000 – 60.000 Ind/m² gefunden wurden (RÖMBKE et al. 1997). Dieser Eindruck einer zu geringen Besiedlung wird durch die Ergebnisse einer im selben Waldgebiet 1994 durchgeführten ökotoxikologischen Studie (um ca. 200 m weiter entfernt von der Autobahn als die Teilfläche BRL) bestätigt: Damals lag die Abundanz der Enchytraeen innerhalb eines Jahres zwischen 70.000 und 170.000 Ind/m² (BECK et al. 1995). Auffallend war besonders, dass in dieser Untersuchung kein sommerlicher Einbruch der Enchytraeenpopulation beobachtet wurde.

Im autobahnnahen Laubwald (BRA) lag die Abundanz der Enchytraeen an drei von vier Terminen niedriger als auf der autobahnfernen Teilfläche BRL (Tab. 33). Ein entsprechender Unterschied ist im Nadelwald nicht auszumachen. Ein Zusammenhang dieser Tendenz mit den auf BRA nachgewiesenen Chemikalien ist möglich, obwohl die individuelle Wirkung der einzelnen Stoffe keine toxischen Wirkungen hervorrufen sollten: So traten in Laborversuchen mit Benz[a]pyren Effekte auf *Enchytraeus crypticus* erst bei zweihundertfünzigfach höheren Konzentrationen auf (KRATZ et al. 1998). Auch die Ergebnisse von Labortests mit Kupfer, Cadmium oder Zink zeigten keine negativen Wirkungen bei den in Bruchsal gemessenen Boden-Konzentrationen (DIDDEN & RÖMBKE 2001), doch in der Streu werden die EC50-Werte für Zink auf BRA und BRB überschritten (RÖMBKE et al. 2001). Generell können diese Tests eine eventuell auftretende synergistische Wirkung der verschiedenen Schadstoffe nicht wiedergeben.

Tab. 33: Abundanz der Enchytraeidae auf den vier Teilflächen des Standorts Bruchsal (alle Angaben in Ind/m²; beprobte Fläche 1/400 m²)

Probenahme	BRA	BRL	BRB	BRK
Oktober 1997	11.100	23.200	8.100	7.800
April 1998	14.300	16.600	17.900	11.300
Oktober 1998	22.300	42.100	16.000	25.800
April 1999	30.900	30.500	22.900	19.600
Durchschnitt	19.700	28.100	16.200	16.100

Die Artenzusammensetzung der Enchytraeen auf den vier Teilflächen ist in Tabelle 34 dargestellt. Als Besonderheit ist die bisher nur von Freiflächen im Stadtgebiet Berlin bekannte Spezies *Achaeta urbana* erwähnenswert (HECK et al. 1999). Im Vergleich zu früheren Untersuchungen im gleichen Bruchsaler Waldgebiet (BECK et al. 1995) zeigen sich keine drastischen Änderungen des Artenspektrums.

Tab. 34: Dominanzverteilung der Enchytraeen auf den vier Teilflächen des Standorts Bruchsal

Spezies	BRA	BRL	BRB	BRK
<i>Achaeta sp.</i>	12,9	9,6	17,3	11,4
<i>A. cf. affinoides</i>	12,3	5,0	17,6	15,0
<i>A. bohemica</i>	1,8	0,0	0,5	0,2
<i>A. camerani</i>	1,7	0,4	1,3	2,4
<i>A. eiseni</i>	0,9	0,3	7,2	4,6
<i>A. urbana</i>	0,0	0,0	3,6	0,9
<i>B. appendiculata</i>	3,6	0,0	1,0	0,1
<i>C. sphagnetorum</i>	28,8	44,3	26,6	32,8
<i>Enchytraeus sp.</i>	2,4	0,0	0,3	0,1
<i>E. buchholzi</i>	0,5	0,7	0,0	0,0
<i>E. norvegicus</i>	1,4	1,1	0,0	0,9
<i>E. parva</i>	1,0	0,4	0,1	0,0
<i>Fridericia sp. groß</i>	0,2	0,6	0,0	0,3
<i>Fridericia sp. Klein</i>	0,8	1,7	1,2	0,6
<i>Fridericia 4-2</i>	0,2	0,3	0,1	0,1
<i>F. caprensis</i>	0,0	0,0	0,3	0,0
<i>F. galba</i>	0,0	0,4	0,0	0,0
<i>F. striata</i>	0,4	0,4	0,1	0,0
<i>M. clavata</i>	5,7	5,6	2,8	2,8
<i>M. glandulosus</i>	0,2	0,7	0,0	0,0
<i>O. cambrensis</i>	11,2	19,2	7,6	11,5
<i>S. niveus</i>	0,5	0,0	0,0	0,0
REST	13,5	9,3	12,4	16,3
Summe	100	100	100	100

Die Artenzahl ähnelte sich, mit Ausnahme des autobahnfernen Kiefernwalds, auf den vier Teilflächen stark: 15 (BRA), 13 (BRL), 13 (BRB) und 10 (BRK). Einschliesslich der niedrigeren Zahl auf BRK liegen die Artenzahlen absolut in einem Bereich, der im Vergleich zu anderen mitteleuropäischen Nadelwäldern als hoch anzusehen ist (RÖMBKE et al. 1997). Auch in der schon erwähnten früheren LfU-Studie im Bruchsaler Wald wurden ähnlich hohe Artenzahlen festgestellt (BECK et al. 1995). Mit Hilfe des Soerensen- bzw. Renkonen-Index war daher zu klären, ob die Art- bzw. Dominanzidentität Hinweise auf einen Belastungsdruck geben (Tab. 35). Mit Werten zwischen 69 und 87 beim Soerensen- bzw. 61 bis 85 % beim Renkonen-Index ist festzuhalten, dass es bei einem insgesamt sehr hohen

Niveau der Übereinstimmung keine Hinweise auf Verschiebungen der Art- bzw. Dominanzidentität gibt. Nur beim generell aussagekräftigeren Renkonen-Index deutet sich im Vergleich der beiden Flächenpaare eine geringere Ähnlichkeit von BRA mit BRL (68 %) als bei BRB mit BRK (87 %) an.

Tab. 35: Ähnlichkeitsmaße für die Enchytraeenzönosen; rechts oben: Artenidentität nach Soerensen; links unten: Dominanzidentität nach Renkonen.

	BRA	BRL	BRB	BRK
Soerensen				
Renkonen				
BRA	***	85,7	78,6	80,0
BRL	68,0	***	69,2	69,6
BRB	77,2	61,7	***	87,0
BRK	83,8	74,9	84,8	***

Bei einem qualitativen Vergleich der Enchytraeenzönose der vier Teilflächen auf Gattungsebene ist ein differenzierteres Bild zu erkennen (Tab. 36). Gemeinsam ist allen Flächen, dass, in wechselnder Reihenfolge, die Zönose jeweils von einer Art der Gattungen *Cognettia* (*C. sphagnetorum*) und *Oconnoriella* (*O. cambrensis*; bis vor kurzem als *Marionina cambrensis* bekannt) und mehreren Arten der Gattung *Achaeta* dominiert wird. Darüber hinaus treten nur bzw. überwiegend an den Laubwaldstandorten „typische“ Waldarten aus den Gattungen *Mesenchytraeus* und *Stercutus* auf. Arten der Gattungen *Fridericia* sowie *Enchytronia parva* lassen keine Flächenpräferenz erkennen. Praktisch die gleiche Dominanzverteilung wurde schon in der LfU-Studie gefunden (BECK et al. 1995).

Anzeichen für eine Störung sind dagegen das erhöhte Vorkommen von *Enchytraeus*-Arten und *Buchholzia appendiculata* auf der Fläche BRA. Überraschend ist der höhere Anteil des nach GRAEFE & SCHMELZ (1999) als Starksäureanzeigers geltenden *Marionina clavata* auf BRA und BRL im Vergleich zu BRB und BRK – während der pH-Wert ein umgekehrtes Muster zeigt. Dieses Ergebnis ist ein Beispiel dafür, dass das Vorkommen von Tieren an einem bestimmten Standort für die Beurteilung der Lebensraumqualität und nicht zur Indikation für bestimmte Bodeneigenschaften wie den pH-Wert benutzt werden sollte – dazu ist deren Erfassung technisch zu einfach und genauer (FILSER 2000).

Tab. 36: Dominanzanteil der Enchytraeen-Gattungen am Standort Bruchsal

Gattung	BRA	BRL	BRB	BRK	LfU-alt
<i>Achaeta</i>	29,6	15,3	47,5	34,5	31,6
<i>Buchholzia</i>	3,6	0,0	1,0	0,1	0,1
<i>Cognettia</i>	28,8	44,3	26,6	32,8	36,1
<i>Enchytraeus</i>	4,3	1,8	0,3	1,0	1,0
<i>Enchytronia</i>	1,0	0,4	0,1	0,0	0,0
<i>Fridericia</i>	1,6	3,4	1,7	1,0	2,4
<i>Marionina</i>	5,7	5,6	2,8	2,8	8,6
<i>Mesenchytraeus</i>	0,2	0,7	0,0	0,0	0,2
<i>Oconnoriella</i>	11,2	19,2	7,6	11,5	14,6
<i>Stercutus</i>	0,5	0,0	0,0	0,0	0,1
Rest	13,5	9,3	12,4	16,3	5,2
Summe	100	100	100	100	100

Wie in Kap. 7.1.1 erwähnt ist eine Einordnung der vier Flächen nach dem BBSK-Konzept im Detail gegenwärtig schlecht möglich, da die in früheren Studien verwendeten Erwartungswerte gerade im Rahmen einer Diplomarbeit grundlegend überarbeitet werden (JAENSCH 2001). Allerdings wurde eine im Bruchsaler Laubwald gelegene Fläche (ca. 200 m von BRL entfernt) schon im Rahmen der LfU-Studie beurteilt (RÖMBKE et al. 1997). Damals wurde die Fläche als „unklar“ eingestuft, da eine Mischung aus typischen acidophilen Arten (wie *M. clavata*, *C. sphagnetorum* oder verschiedenen *Achaeta*-Spezies) auf der einen und eher Mullböden bevorzugenden basophilen Arten (z.B. aus der Gattung *Fridericia*) auftrat. Das Problem war weniger das Fehlen erwarteter Arten (dies galt nur für *E. parva*, *C. cognettii* und *C. atrata*), sondern das häufige Vorkommen von *Fridericia*-Spezies. Dieses Ergebnis wurde damals mit einem Humuszustand, der gerade an der Grenze zwischen Mull und Moder (eben einem Mullmoder) anzusiedeln ist, erklärt.

Insgesamt ist demnach zwar kein direkter Einfluss der Autobahn auf die Enchytraeenzönose nachweisbar, aber alle vier Teilflächen scheinen in quantitativer (und teilweise in qualitativer) Hinsicht auffällig zu sein. Anzeichen dafür sind eine durchgehend niedrige Abundanz sowie ein zu „reiches“ Artenvorkommen.

8.1.2 Regenwürmer

Die Regenwurmzönose aller vier Teilflächen ist äußerst individuen- und artenarm (Tab. 37). Diese geringe Besiedlung macht es unmöglich zu entscheiden, ob Unterschiede zwischen den autobahnnahen bzw. -fernen Probenflächen vorliegen oder nicht. Selbst die auf BRL im Vergleich zu den 3 anderen Teilflächen deutlich höhere Zahl beruht auf nur einer Probennahme im Herbst 1998; an den anderen Terminen ist die Abundanz auf allen Teilflächen gleich niedrig. Trotz des für Regenwürmer ungünstigen niedrigen pH-Werts ist dieses Ergebnis als ungewöhnlich anzusehen, denn in einer benachbarten Laubwaldfläche (LfU-alt) wurden die Tiere in einer deutlich höheren Dichte (101 Ind/m²) gefangen (BECK et al. 1995). Auch wenn dieser hohe Wert zum Teil auf ein umfassenderes Methodenspektrum zurückzuführen mag (Kombination von Handauslese und Elektrofang), bleibt ein erheblicher Unterschied zwischen beiden Untersuchungen. Die von der Autobahn ausgehende chemische Belastung könnte für diese geringe Zahl verantwortlich sein, denn alle vorkommenden Regenwurmartarten sind Streuschichtbewohner (d.h. sie können sich nicht in den Oberboden zurückziehen) und sind damit den Schadstoffen direkt ausgesetzt, deren Konzentrationen in der Streu deutlich höher sind als im Oberboden (vgl. Kap. 5.2). So liegen z.B. die Streukonzentrationen von Kupfer, Cadmium und Zink auf (fast) allen Teilflächen höher als die in chronischen (d.h. mit dem Endpunkt Reproduktion) Regenwurm-Labortests gemessenen NOEC-Werte (CROMMENTUIJN et al. 1997).

Nach dem BBSK-Konzept sollten auf BRA, BRK und BRB 3 Arten (*Lumbricus rubellus*, *Dendrodrilus rubidus*, *Dendrobaena octaedra*), auf BRL eventuell noch *D. attemsi* sowie *L. eiseni* und *L. castaneus* vorkommen. Nachgewiesen werden konnten auf BRK und BRB nur Jungtiere der Gattung *Lumbricus*, auf BRL *D. rubidus* und *L. rubellus* und auf BRA *L. rubellus* und *Octolasion tyrtaeum*. Die letztgenannte Art ist völlig untypisch für saure Waldstandorte und dürfte durch Baumaterial o.ä. eingeschleppt worden sein. Das Ergebnis ist als Auffälligkeit des gesamten Standorts zu werten, denn noch 1994/1995 wurden auf einer nahe BRL gelegenen Fläche alle aufgeführten Spezies mit Ausnahme von *L. eiseni* (deren Fehlen methodisch bedingt sein kann, denn die Art bevorzugt Baumstubben u.ä.) gefangen (RUF & RÖMBKE 1996).

Tab. 37: Besiedlung der 4 Probenflächen des Standorts Bruchsal durch Regenwürmer (Mittelwerte bzw. Zusammenfassung von 4 Probennahmen)

Parameter	BRA	BRL	BRB	BRK
Anzahl/m ²	1,0	8,5	0,5	0,5
Artenzahl	2	2	1	1

8.1.3 Raubmilben

An den vier Standorten im Bruchsaler Hardtwald konnten 46 Arten bzw. Taxa von Raubmilben nachgewiesen werden (Tab. 40). An den einzelnen Standorten wurden zwischen 19 und 37 Arten gefunden, die Siedlungsdichten lagen zwischen ca. 8.100 Individuen pro m² und ca. 12.500 (Tab. 38). Die autobahnfernen Standorte in Laubwald und Nadelwald waren in etwa gleich intensiv besiedelt, die Siedlungsdichte steigerte sich noch am autobahnnahen Laubwald. Hier war auch die Artenzahl und somit auch der Diversitäts-Index mit Abstand am höchsten. Der Diversitäts-Index war an den anderen Standorten sehr gering, am niedrigsten im autobahnfernen Kiefernwald. Hier machte eine Art über 50% aller Individuen aus. Im Reife-Index wich der autobahnahe Nadelwald zu weit nach oben ab, während der autobahnferne Nadelwald zu niedrige Werte aufwies. Beide Laubwald-Standorte hatten zu viele r-selektierte Arten und weichen von dem Erwartungswert für Moderhumuswälder nach unten ab. Das korrespondiert allerdings ganz gut mit der dünnen organischen Auflage, die am Standort vorhanden war, die schon einen Übergang zu einer Zönose markiert, die nicht so stark von K-Strategen dominiert wird. In einer Vorgänger-Untersuchung an einem benachbarten Standort fanden wir auch relativ niedrige Werte für den Reife-Index zwischen 0,67 und 0,79 (RUF 2000). Im Vergleich dazu würde der autobahnferne Laubwald nach unten, der autobahnahe Nadelwald nach oben abweichen.

Tab. 38: Kennzahlen der Raubmilbenzönose am Standort Bruchsal

	BRA	BRL	BRB	BRK
Abundanz (Ind./m ²)	12.450	9.475	8.100	9.200
Artenzahl	37	19	21	21
Diversität (Sh.-Wiener)	2,83	1,95	1,78	1,57
Reife-Index	0,70	0,65	0,85	0,74

Betrachtet man die Artenliste, fällt nur die autobahnahe Laubwaldfläche auf (Tab. 40), was sich auch in dem niedrigsten QS-Wert von 37% niederschlägt (Tab. 39). Nach dem Vorkommen der Arten sind sich die beiden Kiefernstandorte einander am ähnlichsten, danach die beiden autobahnnahen Standorte. Nach den Dominanzen der Arten sind sich der autobahnahe Kiefernstandort und der Laubwald am ähnlichsten, während der Kiefernwald und der autobahnahe Laubwald weniger ähnlich sind. Auffallend ist die hohe Artenzahl bei der Familie Rhodacaridae (5 Arten) an allen Standorten, die als kleine euedaphische Formen einen Verbreitungsschwerpunkt in landwirtschaftlich genutzten Böden haben (und in einem Wald daher evtl. als „Störungszeiger“ gelten könnten?).

Tab. 39: Ähnlichkeitsmaße für die Raubmilbenzönosen, rechts oben die Artenidentität nach Soerensen, links unten die Dominanzidentität nach Renkonen

Soerensen Renkonen	BRK	BRB	BRL	BRA
BRK	***	61,9	50,0	47,2
BRB	32,2	***	50,0	54,5
BRL	42,4	63,6	***	37,5
BRA	24,3	31,3	36,3	***

Die Beurteilung der Standorte nach ihrer Raubmilbengemeinschaft erfolgt mit vier Methoden.

Reife-Index:

Beide Laubwaldflächen lagen für einen Moder-Humus zu niedrig und müssten als auffällig eingestuft werden. Im Vergleich zu früheren Untersuchungen auf einer benachbarten Fläche lag zumindest die autobahnahe Probenfläche in einem Bereich, den auch die damals untersuchten Teilflächen aufwiesen. So wäre lediglich die autobahnferne Laubwald-Teilfläche als auffällig auf Grund des niedrigen Reife-Index einzustufen. Der Reife-Index für den autobahnnahen Kiefernwald lag zu hoch, wenn man berücksichtigt, daß die Humusform zwar als Moder ausgesprochen wurde, die organische Auflage aber sehr dünn war. Im Gegensatz dazu war der Wert auch für eine relativ dünne Rohhumus-Auflage im autobahnfernen Kiefernwald zu niedrig. Nach dem Reife-Index wiesen drei der vier Teilflächen Abweichungen von dem Humusform-spezifischen Erwartungswert auf.

r/K Dreieck:

Im r/K Dreieck lagen die beiden autobahnnahen Standorte ziemlich gut innerhalb des Bereiches, der für Moderwälder in anderen Untersuchungen erreicht wird (Abb. 12). An den Referenzstandorten war die Dominanz der r-selektierten Arten zu gering für die wenig mächtige Streuaufgabe und die doch recht hohe Abbauleistung. Die beiden autobahnfernen Standorte würden nach ihrer Lage im r/K Dreieck als auffällig zu bezeichnen sein. Sowohl die Dominanz der r-selektierten Arten als auch die der Zerconiden (3K-Arten) war zu gering.

Zeigerarten und Kennwerte

Geholaspis mandibulata, *Leitneria granulata*, *Pergamasus crassipes*, *Veigaia nemorensis* und *Leioseius bicolor* wurden an allen Standorten zu selten gefunden, während *Rhodacarus aequalis* im Kiefernwald, *Pachylaelaps longisetis* und *Pergamasus suecicus* vor allem an den autobahnnahen Standorten zu häufig waren. Sehr ungewöhnlich war die hohe Dominanz der beiden eher euedaphisch lebenden *Rhodacarus* Arten *R. aequalis* und *R. coronatus* an den beiden Kiefernstandorten. Abundanz, Artenzahl und Diversität lagen in etwa in den erwarteten Bereichen. Hier fiel aber die autobahnnaher Laubwaldfläche deutlich aus dem Rahmen, sie beherbergte zu viele Arten und wies entsprechend einen zu hohen Diversitätsindex auf. Nach der Dominanz der Zeigerarten fielen alle Standorte auf, vor allem aber die beiden Kiefernwälder und durch die viel zu hohe Diversität der autobahnnaher Laubwald.

Zusammenfassung

Die Raubmilbenzönose wich an allen vier untersuchten Standorten von der Erwartung ab. Besonders traf dies für den Kiefernwald und den autobahnnahen Laubwald zu. Unter den Klimabedingungen der Rheinebene enthielt ein Kiefernwald eine sehr einseitige, artenarme Gemeinschaft. Das andere Extrem bildete der autobahnnaher Laubwaldstandort, der eine sehr artenreiche, sehr diverse Gemeinschaft beherbergte. Drei *Amblyseius* Arten und die hohe Dominanz von *Rhodacarus agrestis* wiesen deutlich auf einen Randeffekt hin. Die Zönose des autobahnnahen Kiefernwaldes näherte sich der des Laubwaldes etwas an, die sehr einseitigen Bedingungen im Kiefernbestand wurden durch den Randeffekt (oder durch die Schadstoffe) etwas differenziert.

In Abb. 13 und Abb. 19 sind die Ähnlichkeiten der Standorte nach den Dominanzen der Raubmilbenarten dargestellt. Bei dieser Darstellung liegen die beiden Standorte autobahnnaher Kiefernwald und autobahnferner Laubwald sehr dicht benachbart. Deutlich davon getrennt sind die anderen beiden Standorte, die die maximale Distanz zueinander aufweisen. Deutlich wird auch, dass die Standortfaktoren pH-Wert, Bodenart und Humusform keine Erklärung für die Lage der Raubmilbenzönosen der Standorte in Bruchsal bieten. Zu vermuten wäre eine gleichsinnig gerichtete Steigerung in der Abbauaktivität bzw. der Dynamik der Stoffumsatzprozesse vom Kiefernstandort über den autobahnnahen Kiefernstandort und den Laubwald bis hin zum autobahnnahen Laubwald. Die Gradienten, die hier bestehen könnten sind die Qualität der Streu, die von den Bäumen produziert wird

zusammen mit einem Belichtungsgradienten und Nährstoffeintrag. Das spiegelt sich aber nicht in den tatsächlichen Abbauraten in den Streubeuteln. Zu berücksichtigen ist in jedem Falle die hohe Belastung der Streu mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen, die unterschiedliche Effekte für die unterschiedlichen Messwerte zeitigen können. So könnte z.B. die Abbaurate durch eine Schädigung der Regenwürmer verlangsamt sein, gleichzeitig aber die Raubmilben gute Bedingungen finden, durch den höheren Nährstoffgehalt (z.B. durch Eintrag Ca-haltiger Stäube von der Autobahn) und bessere Streuqualität durch krautige Waldrandpflanzen. Es bleibt also unklar, was die Raubmilben tatsächlich anzeigen, die Differenzierung der vier untersuchten Standorte ist jedenfalls sehr markant.

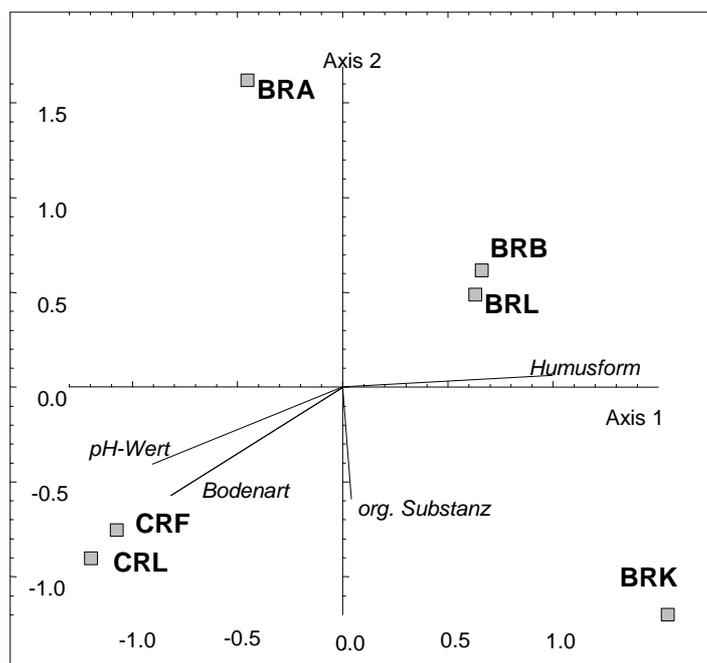


Abb. 19: Ergebnis einer Kanonischen Korrespondenz-Analyse (CCA) der untersuchten Waldstandorte nach der Raubmilbengemeinschaft (Dominanzen pro Standort, nicht transformiert) mit den Standorteigenschaften als Umweltvariablen. Deutlich wird Trennung zwischen den Bruchsaler und den Crailsheimer Standorten auf Grund der Bodenart und des pH-Wertes.

Der Unterschied zwischen dem Bruchsaler Nadel- und Laubwald ist deutlich sichtbar (Abb. 19). Im Gegensatz zu Crailsheim, wo die dominante Baumart keine wesentliche Rolle bei der Korrespondenz-Analyse spielte, ist der Unterschied zwischen Kiefern und Eichen-Hainbuchenwald in Bruchsal ausgeprägt, wie auch derjenige zwischen den stärker belasteten und autobahnnahen Standorten und dem Vergleichspaar im Bestandesinneren. Raubmilben

reagieren je nach Standortbedingungen auf die dominante Baumart und zeigen einen Belichtungs- bzw. Schadstoffeinfluß deutlich an.

Tab. 40: Artenliste der Raubmilben an den vier Standorten in Bruchsal. Angegeben sind die Dominanzen pro Art und Ort und die Einteilung in r / K Klassen.

Art	BRA	BRL	BRB	BRK	K	r
<i>Veigaia nemorensis</i>	15,3	12,1	5,2	5,7	2	
<i>Pergamasus crassipes</i>	0,4	3,2	0,9	0,3	2	
<i>Pergamasus lapponicus</i>	11,4	3,7	0,6	5,2	3	
<i>Pergamasus suecicus</i>	8,8	6,1	5,6	0,3	2	
<i>Macrholaspis opacus</i>	0,6	1,1	0,3	0,5		
<i>Geolaelaps aculeifer</i>	1,4	1,1	3,7	1,6		1
<i>Rhodacarus coronatus</i>	7,2	40,6	57,4	16,0	2	
<i>Pachylaelaps longisetis</i>	5,6	1,6	4,6	1,1	1	
<i>Pachylaelaps fuscinuliger</i>	0,2		0,6	0,3	1	
<i>Holoparasitus excipuliger</i>	0,8		2,8	0,8	2	
<i>Asca aphidioides</i>	1,0		3,7	1,4		1
<i>Pergamasus homopodoides</i>	3,0	10,0	3,7		2	
<i>Pergamasus conus</i>		12,1	4,0	14,7	2	
<i>Veigaia cerva</i>	1,0		0,3		2	
<i>Zercon vagabundus</i>	0,6		3,7		3	
<i>Macrocheles montanus</i>	0,2			0,3		
<i>Leioseius bicolor</i>			0,3	0,3		1
<i>Rhodacarus aequalis</i>		1,6		51,4	2	
<i>Rhodacarus agrestis</i>	17,9			0,3	2	
<i>Porrhostaspis lunulata</i>	1,2	0,5				4
<i>Amblyseius proresinae</i>	1,0		0,3			2
<i>Veigaia exigua</i>	1,2				2	
<i>Pergamasus truncellus</i>	0,4				2	
<i>Pachyseius humeralis</i>	0,2				1	
<i>Geholaspis mandibularis</i>	0,6					
<i>Holoparasitus stramenti</i>			0,3		2	
<i>Arctoseius magnanalis</i>		6,1				1

Tab. 40 (Forts.): Artenliste der Raubmilben an den vier Standorten in Bruchsal. Angegeben sind die Dominanzen pro Art und Ort und die Einteilung in r / K Klassen.

Art	BRA	BRL	BRB	BRK	K	r
<i>Amblyseius neobernhardi</i>		0,3				2
<i>Olopachys suecicus</i>			0,9		1	
<i>Pergamasus cf. cuneatus</i>			0,6		2	
<i>Sejus togatus</i>			0,3			
<i>Zerconopsis remiger</i>	3,8					1
<i>Prozercon trögardhi</i>	3,0				3	
<i>Lasioseius frondeus</i>	2,4					1
<i>Pergamasus wasmanni</i>	2,0				2	
<i>Pergamasus puerilis</i>	1,8				2	
<i>Dendrolaelaps rotundus</i>	1,4					2
<i>Prozercon kochi</i>	1,2				3	
<i>Pergamasus septentrionalis</i>	1,0				2	
<i>Pergamasus cf. schweizeri</i>	0,8				2	
<i>Rhodacarus minimus</i>	0,6				2	
<i>Amblyseius neobernhardi</i>	0,6					2
<i>Perg. / Parasitus juv. ?</i>	0,6					
<i>Amblyseius okanagensis</i>	0,2					2
<i>Rhodacarellus apophyseus</i>	0,2				2	
<i>Proctolaelaps pygmaeus</i>	0,2					1

8.1.4 Oribatiden

Beurteilung nach dem BBSK-Konzept

Im Vergleich der Oribatidenzönosen mittels Korrespondenzanalyse fügen sich die vier Bruchsaler Waldflächen sehr gut in das Faktorengefüge ein, das die Vergleichsstandorte vorgeben (Abb. 2): Die Bruchsaler Flächen liegen erwartungsgemäß, zusammen mit Mannheim, alle auf der „warm-trockenen“ Seite. Der Vergleich der Artenidentität aller Standorte (Tab. 20) macht deutlich, dass das Artenspektrum sowohl der beiden Laubwaldflächen (BRL, BRA) als auch der beiden Kiefern-mischwaldflächen (BRK, BRB) jeweils untereinander mit einem QS von 70 bzw. 73 die höchste Ähnlichkeit aufweist. Ähnlich hohe Übereinstimmung des Artenspektrums für die Bruchsaler Laubwaldfläche (BRL) als der naturnächsten und damit Referenzfläche unseres Projekts zeigt der QS mit Werten zwischen 66 und 68 nur noch mit den beiden Bruchsaler Nadelwaldflächen (BRK, BRB), die ja eher einen Kiefern-Buchenmischwald darstellen, sowie mit den Standorten Mannheim (520) und Eppingen (292) an. Dies zeigt die Dominanz der großräumigen Lage und der damit zusammenhängenden klimatischen Faktoren, die das Artenspektrum wesentlich bestimmen.

Der trennschärfere Renkonen-Index, der über die Artenidentität hinaus auch deren Dominanzen wiedergibt, ergibt für den Bruchsaler Laubwald (BRL) überhaupt keinen herausragenden Wert über 55%. Im mittleren Bereich zwischen 51 und 55% liegen die Vergleichswerte mit dem Laubwald Crailsheim der Messserie 1992/93 (310), mit dem Buchenwald Offenburg (470), mit den übrigen drei Bruchsaler Flächen (BRA, BRK, BRB) und mit dem Crailsheimer Fichtenforst (CHF). Für den Kiefernwald (BRK) ergibt sich immerhin eine höhere Übereinstimmung von 57 bzw. 59 % mit dem Crailsheimer Laubwald (310) und mit dem Standort Schriesheim (350), Werte zwischen 51 und 55% im Vergleich mit den übrigen drei Bruchsaler Flächen (BRL, BRA, BRB) sowie mit der Crailsheimer Laubwaldfläche des Projekts (CHL). Alle submontanen bis montanen Standorte bleiben also ausgespart ebenso die Kaiserstuhl-Standorte mit hohem pH und Mullhumus.

Beurteilung der Bruchsaler Flächen bezüglich des Einflusses der Autobahn und der unterschiedlichen Nutzung

Vergleicht man die Bruchsaler Flächen untereinander, dann liegen in der Korrespondenzanalyse (Abb. 2) jeweils die beiden „zusammengehörenden“ Laub- bzw. Nadelwaldflächen in der gleichen Richtung der 2. Achse, die mit dem Humustyp, dem pH und dem Waldtyp korreliert ist. Im negativen Bereich sind dies tendenziell Moder-Rohhumus, niedriger pH und Nadelwald, im positiven Bereich Mull, hoher pH und Laubwald. Die Oribatidenzönosen der vier Waldflächen

spiegeln in ihrer Lage auf der 2. Achse sehr genau die relativ feinen Unterschiede der Standorte wider, wie sie aus Tab. 6 hervorgehen, nämlich die beiden Laubwaldflächen mit dem höheren pH, BRUCH_A (BRA) deutlich höher als BRUCH_L (BRL), und einer zum Mull tendierenden Humusform – und mit dem höheren Wert auf der 2. Achse, gehören ebenso die beiden Nadelwaldflächen mit niedrigerem pH und einer zum Rohhumus tendierenden Humusform zusammen.

Der Soerensen-Quotient bestätigt dieses Bild insofern, als im Vergleich aller Flächen untereinander die Artenidentität über 66 liegt und damit sehr hoch ist; die Dominanzidentität liegt mit sehr gleichmäßigen Werten um und über 50% im mittleren Bereich (Tab. 39).

Tab. 41: Ähnlichkeitsmaße der Oribatidenzönose der 4 Bruchsaler Untersuchungsflächen; rechts oben Artenidentität nach Soerensen; links unter Dominanzidentität nach Renkonen. BRL und BRA = Laubwald, 140 m bzw. 12 - 14 m von der Autobahn entfernt, BRK und BRB = Kiefernwald, 140 m bzw. 12 - 14 m von der Autobahn entfernt

Soerensen-Index				
	BRL	BRA	BRK	BRB
BRL		70	67	66
BRA	54		73	72
BRK	54	53		73
BRB	53	48	54	

Renkonen-Index

Lassen die Oribatidengemeinschaften der Untersuchungsflächen nun Unterschiede erkennen, die auf den Faktorenkomplex „Autobahnrand“ zurückzuführen sind?

Korrespondenzanalyse, Soerensen- und Renkonenindex offenbaren generell nur geringe Unterschiede der Autobahnflächen gegenüber dem Waldesinneren. Die beiden Indizes lassen keine Interpretation in diese Richtung zu. Die Korrespondenzanalyse zeigt eine gegenläufige Richtung der Abweichungen zwischen den beiden Laubwaldflächen BRUCH_L (BRL) und BRUCH_A (BRA) auf der einen und den Kiefernflächen BRUCH_K (BRK) sowie BRUCH_B (BRB) auf der anderen Seite, also keine einheitliche Reaktion auf den Faktor „Autobahn“.

Bleibt die Beurteilung der Zönosen nach Charakter- und Differentialarten, die sich beim gegenwärtigen Datenbestand noch weitgehend auf „expert knowledge“ gründen muss. Auf dieser Basis läßt sich eine schwache Tendenz in den Unterschieden des Artenbestandes erkennen (vgl. Tab. 24, 43): Die einzige Art, die nur auf den beiden Autobahnrandflächen vorkommt, ist *Neolides (Poroliodes) farinosus*, die weiter oben als Beispiel einer Differentialart für warm-trockene Standorte genannt wurde. In die gleiche Richtung, nämlich dass der nach Westen zur Autobahn hin offene Waldrand durch die stärkere Sonneneinstrahlung, möglicherweise aber auch durch den Wärmespeicher Fahrbahndecke, vielleicht auch durch Abgase, tendenziell wärmer und trockener ist, weisen auch andere Arten der Zönose, so die höhere Dominanz von *Machuella draconis*, *Xenillus tegeocranus*, *Xenillus clypeator* und *Quadroppia quadricarinata* als Arten mit trocken-warmer ökologischer Charakteristik oder südlicher Verbreitung, was auch für einige Arten gilt, die nur an einer der beiden Autobahnrandflächen gefunden wurden wie *Gymnodamaeus bicostatus*.

Die Autobahnrandflächen lassen also durchaus Abweichungen erkennen. Sind diese Abweichungen nun im Sinne einer Beeinträchtigung oder gar Schädigung der Flächen als Lebensraum für Bodenorganismen zu interpretieren? Die Änderungen im Artenspektrum und in der Dominanz der Taxa als wichtigste Anzeiger von Änderungstendenzen lassen keine irgendwie geartete negative Interpretation zu. Bleiben noch die Individuen- und Artenzahl, die als Summenparameter Auskunft über die Leistungs- oder Tragfähigkeit eines Standorts geben können. Vergleicht man die entsprechenden Zahlen (Tab. 42), dann weicht die Laubwaldfläche an der Autobahn deutlich positiv von der entsprechenden Fläche im Inneren des Waldes ab. Die Kiefernwaldfläche an der Autobahn liegt zwar in der Individuenzahl nur bei rund 75% der Fläche im Inneren, die Artenzahl aber noch bei über 90%, Abweichungen, die im Bereich der kleinräumigen Variabilität der Flächen und ihrer Zönosen liegen. Eine Beeinträchtigung oder gar Schädigung der Autobahnrandflächen in 12 – 14 m Entfernung vom Fahrbahnrand lässt sich in der Oribatidengemeinschaft nicht erkennen, wohl aber eine Änderung, die sehr wahrscheinlich durch die Randsituation bedingt ist und teilweise sogar eine Bereicherung der Fauna darstellt.

Tab. 42: Abundanz und Anzahl der Arten bzw. Taxa der vier Bruchsaler Probeflächen.

	BRA	BRL	BRB	BRK
Ind./m ²	63.550	28.050	20.300	27.150
Anzahl der Taxa	50	40	44	48

Tab. 43: Oribatidentaxa der Versuchsfleichen Bruchsal. Angegeben ist jeweils die Abundanz (Ind/qm) und die Dominanz der Taxa. Die Dominanz ist bezogen auf die Summe der adulten Tiere, da nur diese zuverlässig einem Taxon zugeordnet werden können.

		BRA		BRL		BRB		BRK	
		Ind/qm	Domin.	Ind/qm	Domin.	Ind/qm	Domin.	Ind/qm	Domin.
0	Nymphen	9.339		7.899		5.667		9.648	
1	NB Brachychthoniidae	8.072	14,9	677	3,4	433	3,0	921	5,3
1	NB Hypochthonius rufulus	43	0,1	48	0,2	49	0,3	110	0,6
1	NB Eniochthonius minutissimus					14	0,1	14	0,1
2	NP Malaconothrus			14	0,1				
2	NP Malaconothrus globiger	14	0,0	403	2,0			29	0,2
2	NP Nothrus silvestris	336	0,6	979	4,9	322	2,2	1.015	5,8
2	NP Platynothrus peltifer	2.249	4,1	221	1,1	2.423	16,5	691	3,9
2	NP Camisia spinifer	14	0,0					14	0,1
2	NP Nanhermannia areolata	392	0,7	37	0,2	34	0,2	14	0,1
2	NP Nanhermannia nana	14	0,0						
2	NP Hermannia gibba	29	0,1						
2	NP Phthiracaridae	872	1,6	998	5,0	235	1,6	761	4,3
2	NP Euphthiracaridae	174	0,3	697	3,5	1.025	7,0	440	2,5
3	BA Neoliodes farinosus	19	0,0			46	0,3		
3	BA Carabodes labyrinthicus					19	0,1	69	0,4
3	BA Carabodes coriaceus	306	0,6	280	1,4	252	1,7	113	0,6
3	BA Carabodes femoralis	54	0,1	64	0,3				
3	BA Carabodes forsslundi	118	0,2			257	1,8	1.267	7,2
3	BA Carabodes areolatus							17	0,1
3	BA Banksinoma lanceolata					53	0,4		
3	BA Machuella draconis	173	0,3			57	0,4	118	0,7
3	BA Cymbaeremaeus cymba			14	0,1				
3	BA Micreremus brevipes			33	0,2	53	0,4		
4	EU Gymnodamaeus bicostatus					690	4,7		
4	EU Damaeobelba minutissima							14	0,1
4	EU Belba/Damaeus	94	0,2					57	0,3
4	EU Metabelba pulverulosa	1.113	2,1	30	0,1	222	1,5	135	0,8
4	EU Porobelba spinosa	14	0,0						
4	EU Cepheus cepheiformis							289	1,6
4	EU Cepheus dentatus	14	0,0						
4	EU Cepheus latus							47	0,3
4	EU Amerus polonicus					30	0,2		
4	EU Adoristes ovatus	115	0,2	579	2,9	515	3,5	1.210	6,9
4	EU Ceratoppia sexpilosa								
4	EU Cultroribula bicultrata	131	0,2	29	0,1	108	0,7	14	0,1
4	EU Xenillus tegeocranus	920	1,7						
4	EU Xenillus clypeator					220	1,5	23	0,1
4	EU Conchogneta dalecarlica			14	0,1				
4	EU Autogneta longilamellata		0,0					17	0,1
5	OP Oppiella nova	9.586	17,7	5.655	28,1	807	5,5	1.204	6,9
5	OP Oppiella falcata			100	0,5				
5	OP Oppiella ornata	1.910	3,5	43	0,2	57	0,4	331	1,9
5	OP Oppiella subpectinata	1.355	2,5	204	1,0	57	0,4	902	5,1
5	OP Oppiella sigma	197	0,4	100	0,5			463	2,6

5 OP	Oppiella	obsoleta	743	1,4	257	1,3	14	0,1	222	1,3
5 OP	Oppiella	splendens	29	0,1						
5 OP	Oppiella	minutissima	7.705	14,2	842	4,2	86	0,6		
5 OP	Quadroppia	paolii	1.347	2,5	480	2,4	443	3,0	465	2,7
5 OP	Quadroppia	quadricarin. a	1.372	2,5	14	0,1	463	3,2	14	0,1
5 OP	Quadroppia	quadricarin. b	29	0,1						
5 OP	Suctobelba		9.194	17,0	1.876	9,3	2.182	14,9	3.377	19,3
6 PB	Tectocephus	velatus	76	0,1	130	0,6	47	0,3	278	1,6
6 PB	Tectocephus	minor	174	0,3			30	0,2	332	1,9
6 PB	Pelops	hirtus	30	0,1			30	0,2	51	0,3
6 PB	Pelops	plicatus	238	0,4	229	1,1	188	1,3		0,0
6 PB	Pelops	torulosus							249	1,4
6 PB	Achipteria	coleoprata	449	0,8	1.299	6,4	235	1,6	422	2,4
7 PP	Dometorina	plantivaga			19	0,1			14	0,1
7 PP	Eporibatula	rauschenensis							66	0,4
7 PP	Hemileius	initialis			31	0,2			114	0,7
7 PP	Liebstadia	humerala					47	0,3		
7 PP	Oribatula	tibialis	1.510	2,8	1.990	9,9	1.637	11,2	667	3,8
7 PP	Protoribates	capucinus cf.					14	0,1		
7 PP	Zygoribatula	exilis	119	0,2	43	0,2	19	0,1	17	0,1
7 PP	Ceratozetes	gracilis					153	1,0		
7 PP	Chamobates	cuspidatus	104	0,2	634	3,1	241	1,6	649	3,7
7 PP	Chamobates	voigtsi	29	0,1			16	0,1	19	0,1
7 PP	Euzetes	seminulum	43	0,1						
7 PP	Minunthozetes	semirufus			17	0,1				
7 PP	Ophidiotrichus	connexus	43	0,1	14	0,1				
7 PP	Oribatella	quadricornuta	2.445	4,5	985	4,9	469	3,2	228	1,3
7 PP	Acrogalumna	longipluma	50	0,1						
7 PP	Galumna	lanceata	41	0,1	83	0,4			30	0,2
7 PP	Pergalumna	nervosa	135	0,2			359	2,5	14	0,1
Summe insgesamt			63.567		28.057		20.314		27.175	
Summe Adulti			54.228	100,0	20.158	100,0	14.646	100,0	17.527	100,0

8.1.5 Makrofauna

Der Standort Bruchsal liegt in der Oberrheinischen Tiefebene. Dieser Naturraum stellt in Mitteleuropa eine Besonderheit dar, die es schwierig gestaltet ihn mit anderen zu vergleichen. Mit seinen sauren, sandigen Böden und fehlendem anstehendem Gestein weist er einerseits Ähnlichkeit mit nordwestdeutschen, atlantisch geprägten Naturräumen auf, andererseits ist das Klima aufgrund seiner südlichen Lage deutlich submediterran geprägt. Aufgrund der Lage im Regenschatten (Leeseite) der Vogesen weist die Oberrheinische Tiefebene relativ geringe Niederschläge und damit pontische Anklänge auf. Diese Kombination von Umweltfaktoren macht es äußerst schwierig Erwartungswerte für Bodentiergesellschaften in einem naturnahen Wald in der Oberrheinischen Tiefebene zu formulieren. Prinzipiell können dazu nur Wälder des gleichen Naturraumes herangezogen werden. Der einzige Standort des früheren Untersuchungsprogramms, der in diesem Naturraum liegt (520 Mannheim) wurde bereits als „auffällig“ charakterisiert. Des Weiteren bieten sich die von KARAFIAT (1970) untersuchten Standorte sowie eigene Aufsammlungen (SPELDA 1999a) an.

Aufgrund der ungewöhnlichen Standortverhältnisse werden zunächst die beiden Referenzflächen mit ihren Erwartungswerten verglichen. Anschließend werden ausgehend von den tatsächlichen Verhältnissen Erwartungswerte für die „Waldränder“ in Autobahnnähe formuliert und mit den realen Verhältnissen verglichen.

Erwartungswerte für die Referenzwälder

Die potentielle natürliche Vegetation am Standort Bruchsal wäre ein **Eichen-Hainbuchen-Mischwald** auf relativ saurem, sandigem Untergrund in submediterran-atlantischer Lage.

Chilopoda: Es wäre eine *Lithobius mutabilis*-Gesellschaft, allerdings mit höheren Anteilen anderer *Lithobius*-Arten (*L. agilis*, *L. dentatus* und *L. tricuspis*) und dem Skolopender *Cryptops hortensis* zu erwarten. Auch die streubewohnenden Erdläufer der Gattung *Strigamia* (*S. acuminata*, *S. crassipes*) dürften vorkommen. Die endogäischen Erdläuferarten sollten nur in Einzelexemplaren auftreten.

Diplopoda: Zu erwarten wäre eine *Julus scandinavicus*-Gesellschaft mit *Cylindroiulus punctatus* (atlantische Charakterart für Hainbuchenwälder) und *Allaiulus nitidus* als Begleitarten. *Tachypodoiulus niger* und *Glomeris undulata* sollten stark zurücktreten ohne ganz zu fehlen. *Glomeris undulata* kann im Rheintal, besonders in den nördlichen Gebietsteilen, auch (teilweise) durch *G. marginata* ersetzt werden. Je nach Nährstoffreichtum des Bodens könnten auch *Polydesmus*-Arten auftreten. In Randlagen und an aufgelichteten

Stellen wäre zudem *Ommatoiulus sabulosus* zu erwarten. Chordeumatiden, insbesondere *Mycogona germanica*, sollten weitgehend fehlen. In feuchten Biotopen könnten jedoch *Craspedosoma rawlinsii* und *Melogona*-Arten auftreten.

Isopoda: Bei den Asseln wäre eine ähnliche Gesellschaft wie in anderen mitteleuropäische Wäldern zu erwarten (*Armadillidium pictum* und/oder *A. pulchellum*, *Ligidium hypnorum*, *Oniscus asellus*, *Porcellium conspersum*, *Trichoniscus pusillus*). Der Anteil der montanen Art *Trachelipus ratzeburgii* könnte jedoch niedriger liegen. Da im Oberrheintal relativ geringe Niederschläge auftreten, sollte der Anteil der feuchteliebenden Arten (*L. hypnorum*, *T. pusillus*) gering ausfallen.

Opiliones: Zu erwarten wäre eine *Lophopilio palpinalis-Oligolophus tridens*-Gesellschaft. Des weiteren wären *Nemastoma lugubre*, *Paranemastoma quadripunctatum* und *Rilaena triangularis* zu erwarten. Unter günstigen Verhältnissen könnten auch Toguliden (*Trogulus* sp., *Anelasmacephalus cambridgei*) auftreten. In Saumlagen und an Auflichtungen könnte zudem *Nemastoma dentigerum* auftreten.

Die **Kiefernwälder** der Rheinebene stellen zwar keine potentielle natürliche, wohl aber eine verbreitete Vegetationsform, vor allem auf den Binnendünen dar. Das Artenspektrum entspricht dabei den Laubmischwäldern, allerdings verschieben sich die Häufigkeiten zu den trockenheitsresistenteren und kalkliebenderen Arten hin.

Chilopoda: Feuchteliebendere Arten wie *Lithobius crassipes*, *L. curtipes*, *L. macilentus* und *Strigamia acuminata* sollten in geringerem Maße auftreten.

Diplopoda: Die *Glomeris*-Arten, *Ommatoiulus sabulosus* und *Tachypodoiulus niger* sollten in stärkerem Maße auftreten. Chordeumatiden sollten seltener als im Laubwald auftreten oder gänzlich fehlen.

Isopoda: Das Artenspektrum sollte sich zugunsten der *Armadillidium*-Arten verschieben. Die feuchteliebenden Arten *L. hypnorum* und *T. pusillus* sollten seltener als im Laubwald auftreten oder gänzlich fehlen.

Opiliones: Bei den Weberknechten sollten die feuchteliebenden Nemastomatiden (ausgenommen *N. dentigerum*) sowie *Lophopilio palpinalis* und *Oligolophus tridens* in ihrer Häufigkeit abnehmen.

Tab. 44: Hundertfüßer (*Chilopoda*) am Standort Bruchsal; Bodenfallenfänge

Art	BRA	BRL	BRB	BRK
<i>Cryptops hortensis</i>	1			5
<i>Lithobius crassipes</i>	2	4		
<i>Lithobius dentatus</i>	4	2	6	2
<i>Lithobius forficatus</i>	13	14	9	2
<i>Lithobius macilentus</i>	3			
<i>Lithobius mutabilis</i>		1		1
<i>Lithobius muticus</i>	4		1	
<i>Lithobius pelidnus</i>		1		
<i>Lithobius subtilis</i>	6	8		
<i>Lithobius tricuspis</i>	1			
<i>Schendyla nemorensis</i>	4	2	4	6
<i>Strigamia acuminata</i>	7	20	1	
<i>Lithobius</i> sp. (Jungtiere)	9	7	2	
Arten	10	8	5	5
Summe	54	59	23	16

Tab. 45: Tausendfüßer (*Diplopoda*) am Standort Bruchsal; Bodenfallenfänge

Art	BRA	BRL	BRB	BRK
<i>Allajulus nitidus</i>	1	3		
<i>Brachyiulus pusillus</i>			7	
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	2			
<i>Cylindroiulus punctatus</i>	6	2	2	7
<i>Enantiulus nanus</i>	1			
<i>Glomeris undulata</i>	32	4	60	5
<i>Julus scandinavicus</i>	99	64	26	31
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>	6		43	8
<i>Polyzonium germanicum</i>	29		2	1
<i>Polydesmus angustus</i>	11		81	5
<i>Polydesmus denticulatus</i>	7		4	18
<i>Polydesmus testaceus</i>			3	
<i>Proteroiulus fuscus</i>			3	3
<i>Tachypodoiulus niger</i>	2		17	11
<i>Polydesmus</i> (Jungtiere)	8		15	6
Julida (Jungtiere)	15	35	16	19
Arten	11	4	11	9
Summe	219	108	279	114

Tabelle 46: Asseln (*Isopoda*) am Standort Bruchsal; Bodenfallenfänge

Art	BRA	BRL	BRB	BRK
<i>Armadillidium pictum</i>			2	15
<i>Armadillidium vulgare</i>	54		6	
<i>Ligidium hypnorum</i>				1
<i>Oniscus asellus</i>	2	1		
<i>Platyarthrus hoffmannseggii</i>			2	
<i>Porcellio scaber</i>	193	1	81	4
<i>Trachelipus rathkii</i>	4			
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>		2	1	2
<i>Trichoniscus pusillus</i>	6	2	9	13
Isopoda-Jungtiere	54		12	
Arten	5	4	6	5
Summe	313	6	113	35

Tabelle 47: Weberknechte (*Opiliones*) am Standort Bruchsal; Bodenfallenfänge

Art	BRA	BRL	BRB	BRK
<i>Anelasmoecephalus cambridgei</i>	13		1	
<i>Lacinius horridus</i>				1
<i>Leiobunum blackwalli</i>			1	
<i>Lophopilio palpinalis</i>	63	113	87	114
<i>Mitostoma chrysomelas</i>			3	
<i>Nemastoma dentigerum</i>	4		36	
<i>Nemastoma lugubre</i>	173	370	52	8
<i>Oligolophus tridens</i>	228	261	82	24
<i>Opilio dinaricus</i>			1	
<i>Rilaena triangularis</i>	52	7	5	14
<i>Trogulus closanicus</i>			27	13
<i>Nemastoma</i> (Jungtiere)	2	2	4	2
<i>Phalangiidae</i> undifferenziert (Jungtiere)	35	9	48	23
Arten	6	4	10	6
Summe	570	762	347	199

Qualitative Beschreibung der Verhältnisse in den Referenzwäldern (Tab. 44 – 47)

Laubwald (BRL)

Chilopoda: Mit 59 gefangenen Individuen kann das Fangergebnis als durchaus reichhaltig bezeichnet werden. *Lithobius mutabilis* tritt zwar in der Chilopodengesellschaft auf, spielt aber nur eine untergeordnete Rolle. Auch andere erwartete Arten fehlen (*L. agilis*) oder sind selten (*L. dentatus*). Neben *Strigamia acuminata* dominiert hingegen der Ubiquist *L.*

forficatus. Auch *L. subtilis* spielt eine nicht unbedeutende Rolle. Dieses Dominanzspektrum muss als auffällig bezeichnet werden.

Diplopoda: Die Diplopodengemeinschaft wird zwar erwartungsgemäß von *Julus scandinavicus* dominiert, insgesamt sind aber nur wenige Arten vertreten. Diese stammen immerhin aus dem Pool der erwarteten Arten. Somit entsprechen die Verhältnisse bei den Diplopoden weitgehend der Erwartung.

Isopoda: Die Asseln sind mit 6 gefangenen Individuen im Laubwald nahezu bedeutungslos. Dies ist durchaus auffällig, aber nicht ungewöhnlich, da die ökologische Funktion der Isopoden (wenig spezialisierte Streuzersetzer) bisweilen vollständig von den stärker spezialisierten Diplopoden eingenommen wird. Allerdings wurde in vergleichbaren Wäldern planarer Lagen häufiger eine gegenteilige Verschiebung beobachtet. Die vorgefundenen Verhältnisse würden entweder für eine tendenziell weitgehend ungestörte Lebensgemeinschaft im Laubwald oder für ein Isopodendefizit aufgrund von z. B. Kalkmangel sprechen.

Opiliones: Die Weberknechte sind im Laubwald in erstaunlich hoher Individuenzahl (762) gefangen worden. Dennoch konnten nur 4 Arten nachgewiesen werden. Dabei handelte es sich aber um genau jene Arten, die auch erwartet worden waren. Es dominierte *Nemastoma lugubre*, gefolgt von *Oligolophus tridens* und *Lophopilio palpinalis*. Die vierte Art, *Rilaena triangularis* wurde wesentlich seltener gefangen. Von den mit Sicherheit zu erwartenden Arten fehlte lediglich *Paranemastoma quadripunctatum*.

Kiefernwald (BRK)

Chilopoda: Im Kiefernwald wurden aufgrund der starken Trockenheit erwartungsgemäß nur sehr wenige Chilopoden gefangen. Ebenfalls erwartungsgemäß fehlte *L. crassipes* im Artenspektrum. Die Chilopodengesellschaft wird von *Cryptops hortensis* und *Schendyla nemorensis* dominiert, eine zwar ungewöhnliche, aber nicht widersprüchliche Kombination. Auch die übrigen Arten (*L. dentatus*, *L. forficatus* und *L. mutabilis*) stehen nicht im Widerspruch zu den Erwartungswerten.

Diplopoda: Die Diplopodenfauna ist im Kiefernwald trotz fast gleichhoher Anzahl gefangener Individuen deutlich reichhaltiger (9 gegenüber 4 Arten) als im Laubwald. Zwar dominiert noch immer *Julus scandinavicus*, doch treten nun auch *Ommatoiulus sabulosus*, *Tachypodoiulus niger* sowie zwei *Polydesmus*-Arten (*P. angustus* und *P. denticulatus*) hinzu. *Cylindroiulus punctatus* und *Glomeris undulata* traten häufiger als im Laubwald auf. Die Unterschiede sind jedoch gering und statistisch nicht signifikant. Die Anwesenheit des

arboricolen *Proteroiulus fuscus* lässt sich durch die günstigen Lebensbedingungen an Kiefernborke erklären.

Isopoda: Erwartungsgemäß dominierte im Kiefernwald eine *Armadillidium*-Art (*A. pictum*). Auffällig war jedoch, dass die beiden feuchteliebenden Arten entweder nur im Kiefernwald (*Ligidium hypnorum*) oder wesentlich häufiger als im Laubwald (*Trichoniscus pusillus*) gefangen wurden. Letztgenannte Art nimmt sogar eine dominante Position in der Isopodengemeinschaft ein.

Opiliones: Obgleich im Kiefernwald nur etwa ein Viertel der Individuen des Laubwaldes gefangen wurde, war die Weberknechtfauna etwas artenreicher. Von den beiden zusätzlichen Arten muss die eine (*Lacinius horridus*) als Irrgast aus dem Offenland angesehen werden. Sie steht jedoch im Einklang mit der erwarteten stärkeren Trockenheit. Bei *Trogulus closanicus* ist es die Nahrung (Schnecken) die das ausschließliche Auftreten im Kiefernwald (calciphilere Fauna) erklärt. Bei den vier mit dem Laubwald gemeinsamen Arten ergaben sich beträchtliche Dominanzverschiebungen. Erwartungsgemäß nahm die Häufigkeit von *Nemastoma lugubre* extrem stark ab, so dass diese im Laubwald häufigste Art nach dem Irrgast *Lacinius horridus* zur seltensten Art wurde. Auch bei *Oligolophus tridens* ergab sich eine deutliche Abnahme, jedoch nimmt die Art immer noch den zweiten Platz in der Dominanzstruktur ein. Bei *Rilaena triangularis* war eine deutliche Zunahme der Häufigkeit zu verzeichnen. Erstaunlicherweise lagen die Fangzahlen bei *Lophopilio palpalis* fast ebenso hoch wie im Laubwald. Dies führt dazu, dass diese Art im Kiefernwald eine eudominante Führungsposition in der Weberknechtfauna einnimmt.

Erwartungswerte für die Waldränder

Ausgehend von den Referenzwerten für die untersuchten Wälder lassen sich nun Erwartungswerte für den (autobahnnäheren) Randbereich formulieren.

Chilopoda: Feuchteliebendere Arten wie *Lithobius crassipes*, *L. curtipes*, *L. macilentus* und *Strigamia acuminata* sollten in geringerem Maße auftreten. Zunehmen oder auftreten sollten Saumarten wie *L. subtilis* und *L. muticus* sowie ubiquitär und im Offenland auftretende Arten (*Lamyctes fulvicornis*, *Lithobius forficatus*, *L. microps*).

Diplopoda: Die Waldarten sollten zugunsten von Saumarten (*Ommatoiulus sabulosus*, *Polydesmus superus*, *P. testaceus*) oder Offenlandarten (*Brachyiulus pusillus*, *Cylindroiulus caeruleocinctus*) abnehmen.

Isopoda: Die Isopoden sollten als Störungszeiger deutlich zunehmen bzw. es sollten Offenlandarten (*Armadillidium vulgare*, *Porcellio scaber*) und Ubiquisten (*Trachelipus*

rathkii) hinzutreten bzw. dominanter sein. Feuchteliebende Arten (*L. hypnorum* und *T. pusillus*) sollten seltener auftreten oder gänzlich fehlen.

Opiliones: Auch bei den Weberknechten sollte eine Verschiebung hin zu Saumarten (*Nemastoma dentigerum*) erfolgen bzw. es sollten Offenlandarten (*Phalangium opilio*, *Opilio-* und *Leiobunum*-Arten) hinzutreten.

Qualitative Beschreibung der vorgefundenen Verhältnisse an den autobahnnahen Waldrändern

Autobahnrand Laubwald (BRA)

Chilopoda: Insgesamt liegt die Anzahl der gefangenen Individuen in der Größenordnung des Waldesinneren. *Strigamia acuminata* und *Lithobius crassipes* nahmen erwartungsgemäß ab, *L. muticus* und *Cryptops hortensis* traten erwartungsgemäß hinzu. Bei den Arten *L. forficatus* und *L. subtilis* lagen die Aktivitätsdichten in ähnlicher Größenordnung. Bei *L. macilentus* ist das Hinzutreten hingegen eher ungewöhnlich.

Diplopoda: Bei den Diplopoden ist eine auffällige Steigerung der Aktivitätsdichte und der Artenzahl auf mehr als den doppelten Wert zu verzeichnen. Die Diplopodengemeinschaft wird immer noch von *Julus scandinavicus* dominiert, *Glomeris undulata* und *Polyzonium germanicum* stellen jedoch einen bedeutsamen Anteil der Artengemeinschaft. Außer bei *Allajulus nitidus* ist bei allen Arten eine Steigerung der Aktivitätsdichte zu verzeichnen. Erwartungsgemäß treten die Offenland- und Saumarten *Cylindroiulus caeruleocinctus* und *Ommatoiulus sabulosus* hinzu, ebenso vier weitere Waldarten, wobei die Fangzahlen bei den *Polydesmus*-Arten *P. angustus* und *P. denticulatus* im statistisch signifikanten Bereich liegen.

Isopoda: Bei den Isopoden ist eine geradezu gigantische aber durchaus, wenn auch nicht in diesem Ausmaß, erwartete Steigerung der Aktivitätsdichte zu verzeichnen (313 gegenüber 6 Individuen). Das Artenspektrum wird nun fast ausschließlich von den neu hinzutretenden Offenlandarten (*Armadillidium vulgare*, *Porcellio scaber*) und Ubiquisten (*Trachelipus rathkii*) bestimmt. Allein etwa zwei Drittel entfallen auf die Kellerassel (*Porcellio scaber*). Die übermäßige Steigerung der Aktivitätsdichte bei den Isopoden muss als auffällig bezeichnet werden.

Opiliones: Die Weberknechte sind auch im autobahnnahen Laubwald in erstaunlich hoher Individuenzahl (570) gefangen worden. Außer bei der Art *Rilaena triangularis*, bei der eine deutliche Steigerung der Aktivitätsdichte verzeichnet wurde, sind alle im Laubwald vertretenen Arten in geringerem Maße gefangen worden. Erwartungsgemäß wirkte sich dies am stärksten auf die feuchtebedürftigen Arten *Nemastoma lugubre* und *Lophopilio palpinalis*

aus. Bei *N. lugubre* ist bemerkenswert, dass die Aktivitätsdichte immer noch sehr deutlich über jener des Kiefernwaldes lag. Am wenigsten wirkt sich die Abnahme auf *Oligolophus tridens* aus, der sich im Dominanzspektrum nun vor *N. lugubre* platziert. Die Aktivitätsdichten von *L. palpinalis* und *R. triangularis* liegen in ähnlicher Größenordnung. Neben dem erwarteten Hinzutreten von *N. dentigerum* wurde auch eine weitere Art, der Brettkanker *Anelasma cephalus cambridgei*, nachgewiesen, sogar in statistisch relevantem Ausmass. Diese Art trat ausschließlich an den beiden Waldrändern, nicht jedoch im Waldesinneren auf, obgleich sie dort ebenfalls, wenn nicht sogar häufiger zu erwarten gewesen wäre.

Autobahnrand Kiefernwald (BRB)

Chilopoda: Die Anzahl der gefangenen Individuen liegt etwas über derjenigen des Waldesinneren. Die Artenzahl ist gleich geblieben, das Artenspektrum hat sich jedoch etwas gewandelt. *Lithobius mutabilis* und *Cryptops hortensis* waren nicht mehr vertreten, obgleich bei letztgenannter Art eher eine Zunahme der Aktivitätsdichte zu erwarten gewesen wäre, *Strigamia acuminata* und *Lithobius muticus* traten hinzu. Während das Auftreten von *L. muticus* der Erwartung entspricht wäre *Strigamia acuminata* eher im geschlossenen Bestand zu erwarten gewesen. Im Artenspektrum dominiert *L. forficatus* gefolgt von *L. dentatus*. Damit liegt das Dominanzspektrum durchaus im Erwartungsbereich.

Diplopoda: Bei den Diplopoden ist bei vielen Arten eine auffällige Steigerung der Aktivitätsdichte auf mehr als den doppelten Wert zu verzeichnen. Ebenso ist eine Steigerung der Artenzahl zu verzeichnen, bedingt durch das erwartungsgemäße Hinzutreten der Offenlandart *Brachyiulus pusillus* und der Saumart *Polydesmus testaceus*. Das Dominanzspektrum wechselte hin zu einer *Polydesmus angustus-Glomeris undulata*-Gesellschaft mit erwartungsgemäß hohem Anteil von *Ommatoiulus sabulosus*. Bei allen drei Arten ist die Steigerung gegenüber dem Waldesinneren sehr stark und statistisch hoch signifikant. *Julus scandinavicus* nimmt bei einer leichten Abnahme mit weniger als 10% nur noch dem vierten Platz in der Aktivitätsdichte ein. Auch *Cylindroiulus punctatus* und *Polydesmus denticulatus* zeigen abnehmende Tendenz.

Isopoda: Wie im Laubwaldkomplex ist bei den Isopoden erwartungsgemäß eine deutliche Steigerung der Aktivitätsdichte zu verzeichnen (113 gegenüber 35 Individuen). Das Artenspektrum wird gleichfalls zu zwei Dritteln von der Kellerassel (*Porcellio scaber*) bestimmt. *Armadillidium vulgare* tritt ebenfalls hinzu, ist jedoch weniger bedeutsam als am anderen Waldrand und liegt im Dominanzspektrum noch hinter *Trichoniscus pusillus*. Bei

letztgenannter Art ist jedoch gegenüber dem Waldesinneren erwartungsgemäß ein Rückgang zu verzeichnen.

Opiliones: Im Gegensatz zum Laubwaldkomplex ist im Kiefernwaldkomplex eine sehr deutliche Steigerung der Aktivitätsdichte der Weberknechte auf fast den doppelten Wert zu verzeichnen. Dabei nehmen die Aktivitätsdichten von *N. lugubre* und *O. tridens* sehr deutlich zu, diejenigen von *R. triangularis* und *L. palpinalis* hingegen ab. Außer für die letztgenannte Art ist dies eine Umkehr der Erwartung. Im Dominanzspektrum liegen nun *L. palpinalis* und *O. tridens* auf nahezu gleichem Niveau. *N. dentigerum* liegt zwar noch hinter *N. lugubre* auf dem vierten Platz, bestimmt aber mit über 10% das Artenspektrum bereits deutlich. Eine Steigerung der Aktivitätsdichte ist auch bei *T. closanicus* zu verzeichnen. Zudem wurden drei Arten in Einzelexemplaren nachgewiesen. Während *Mitostoma chrysomelas* eher im Waldesinneren zu erwarten gewesen wäre, entsprechen *Leiobunum blackwalli* und *Opilio dinaricus* der Erwartung für ein Saumbiotop. *O. dinaricus* ist dabei als ausgesprochene faunistische Besonderheit zu bezeichnen, handelt es sich doch um den Ersthachweis für Deutschland. Da die nächsten bekannten Nachweise im Stadtgebiet von Salzburg liegen, was für Thermophilie und Synanthropie dieser Art spricht, ist es nicht ungewöhnlich, dass der Ersthachweis ausgerechnet im Rheintal erfolgte.

Statistischer Flächenvergleich

Bei den Chilopoden erlauben die geringen Individuenzahlen nur in wenigen Fällen statistisch gesicherte Aussagen über Unterschiede in der Aktivitätsdichte. So ergibt sich bei *Lithobius forficatus* zwar eine signifikant geringere Aktivitätsdichte im Inneren des Kiefernwaldes (BRK) als auf den beiden Laubwaldflächen (BRA, BRL), innerhalb eines Waldtyps ließen sich aber keine klaren Unterschiede belegen. Gesichert ist auch das bevorzugte Auftreten von *L. subtilis* im Laubwald (BRL), wenngleich die Individuenzahlen der randlichen Variante BRA geringfügig unter der Signifikanzgrenze liegen. Bei *Strigamia acuminata* sind sowohl die Aktivitätsdichten zwischen beiden Laubwaldstandorten (BRA, BRL) als auch diese gegenüber den beiden Kieferstandorten (BRB, BRK) statistisch signifikant verschieden.

Bei den Diplopoden ist das bevorzugte Auftreten von *Brachyiulus pusillus* am Waldrand des Kiefernwaldes (BRB) auf schwach signifikantem Niveau belegbar. Gleiches Verhalten zeigt *Ommatoiulus sabulosus*, der Unterschied ist jedoch auf hoch signifikantem Niveau belegt. *Polyzonium germanicum* bevorzugt hoch signifikant den Rand des Laubwaldes (BRA). Bei *Tachypodoiulus niger* ist zwar klar eine Bevorzugung der Kiefernwaldvarianten (BRB, BRK), nicht jedoch ein Unterschied zwischen Rand und Waldesinnerem belegbar. Hingegen sind es

bei den *Polydesmus*-Arten *P. angustus* und *P. denticulatus* gerade die Unterschiede zwischen Waldesinnerem und Randbereich, die sich statistisch belegen lassen. Im Kiefernwald wurde *P. denticulatus* signifikant häufiger im Waldesinneren (BRK) gefangen. Bei allen übrigen Vergleichen trat *Polydesmus* hingegen häufiger im Randbereich auf. Die überaus hohe Aktivitätsdichte von *P. angustus* am Kiefernwaldrand (BRB) ist gegenüber allen anderen Teilflächen hoch signifikant verschieden. Bei *Glomeris undulata* ließ sich sowohl eine hoch signifikante Steigerung der Aktivitätsdichte an beiden Waldrändern, wie auch eine signifikant höchste Aktivitätsdichte am Kiefernwaldrand (BRB) belegen. *Julus scandinavicus* trat signifikant häufiger im Buchenwald (BRA, BRL) und dort signifikant häufiger am Waldrand (BRA) auf. Zwischen den beiden Varianten des Kiefernwaldes ließen sich hingegen keine Unterschiede belegen.

Bei den Asseln ist das bevorzugte Auftreten von *Armadillidium pictum* im Waldesinneren des Kiefernwaldes (BRK) auf signifikantem Niveau belegbar, gleichfalls das bevorzugte Auftreten von *Armadillidium vulgare* und *Porcellio scaber* am Laubwaldrand (BRA) auf hoch signifikantem Niveau. Letztgenannte Art trat sogar signifikant am häufigsten am Laubwaldrand (BRA) auf. In beiden Waldtypen bevorzugte sie zudem hoch signifikant den Randbereich. Bei den übrigen Arten ist lediglich noch die höhere Aktivitätsdichte von *Trichoniscus pusillus* im Inneren des Kiefernwaldes (BRK) gegenüber dem Inneren des Laubwaldes (BRL) statistisch belegt.

Bei den Weberknechten ist das bevorzugte Auftreten von *Nemastoma dentigerum* am Waldrand des Kiefernwaldes (BRB) auf signifikantem Niveau belegbar, gleichfalls das bevorzugte Auftreten von *Anelasmacephalus cambridgei* und *Rilaena triangularis* am Laubwaldrand (BRA). *Trogulus closanicus* wurde hoch signifikant häufiger in den Kiefernwaldvarianten (BRB, BRK) gefangen, die Aktivitätsdichte lag am Waldrand (BRB) schwach signifikant höher. Bei *Lophopilio palpinalis* war die Aktivitätsdichte im Waldesinneren am höchsten, ohne dass dort ein Unterschied bezüglich des Waldtyps nachweisbar gewesen wäre. Auch im Randbereich ergab sich keine Bevorzugung eines bestimmten Waldtyps. Bei *Nemastoma lugubre* ergab sich eine hoch signifikant höhere Aktivitätsdichte auf den beiden Laubwaldflächen (BRA, BRL) und dort wiederum lag diese hoch signifikant am höchsten im Waldesinneren. Im Kiefernwald wurde hingegen der Randbereich (BRB) hoch signifikant bevorzugt. Gleichfalls eine hoch signifikant höhere Aktivitätsdichte im Randbereich des Kiefernwaldes (BRB gegenüber BRK) zeigt *Oligolophus*

tridens. Zwischen beiden Varianzen des Laubwaldes ließen sich zwar keine Unterschiede nachweisen, auf beiden Laubwaldflächen lag die Aktivitätsdichte aber hoch signifikant höher als auf den Kiefernwaldflächen.

Betrachtung des Standortes Bruchsal insgesamt

Summarisch ist noch hinzuzufügen, dass Chordeumatiden, wie zu vermuten war, an allen Teilstandorten fehlten. Interessanterweise wurde von den *Glomeris*-Arten einzig *G. undulata* nachgewiesen, wohingegen *G. marginata* fehlte, obgleich diese Art im Oberrheintal in weiten Bereichen häufig auftritt. Als faunistische Besonderheit ist das Auftreten von *Polyzonium germanicum* im Rheintal zu werten. Bisher war davon ausgegangen worden, dass diese Art eine Ost-West-Disjunktion aufweist und im westlichen und südlichen Deutschland vollständig fehlt. Die beiden neuen Nachweise im Oberrheintal (neben Bruchsal auch die LFU-Dauerbeobachtungsfläche Schwetzingen) schließen sich an die östlichsten französischen an. Nachdem die Art im Rahmen des Tages der Artenvielfalt im Juni 2000 auch bei Nürnberg nachgewiesen werden konnte, ist die Lücke zu den östlichen Fundstellen nun geschlossen worden. Es ist zu beachten, dass die Art im Westen ihres Verbreitungsgebietes wesentlich lokalisierter auftritt als im Osten.

Trotz der ungewöhnlichen Verhältnisse entspricht die Fauna der beiden untersuchten Waldtypen in vielen Punkten der Erwartung. Allerdings zeigen sich im Detail Auffälligkeiten, die sich aber nicht in allen untersuchten Tiergruppen der Makrofauna manifestieren.

Besonders auffällig sind die Unterschiede zwischen Waldesinnerem und Randbereich. In fast allen Fällen lagen die Aktivitätsdichten und Artenzahlen bei den untersuchten Tiergruppen der Makrofauna in Autobahnnähe deutlich höher als im Waldesinneren.

Einzelne Arten traten nur in einem Waldtyp auf (*Cryptops hortensis*, *Proteroiulus fuscus*, *Armadillidium pictum* und *Trogulus closanicus* nur im Kiefernbestand).

Sowohl am Standort Bruchsal wie auch am Standort Crailsheim wurde lediglich *Trogulus closanicus*, nicht aber *T. nepaeformis* nachgewiesen. Beide Arten werden erst seit wenigen Jahren getrennt und wurden auch häufig sympatrisch nachgewiesen. Die vorliegenden Untersuchungen legen jedoch nahe, dass zwischen beiden Arten zumindest teilweise eine räumliche oder ökologische Separation besteht.

Zusammenfassung

Die vier untersuchten Flächen des Standortes Bruchsal entsprechen nicht in allen Punkten den Erwartungen. Selbst wenn die Verhältnisse nach den Befunden des Waldesinneren neu normiert werden, ergeben sich Auffälligkeiten. So weist der Laubwaldstandort im Waldesinneren (BRL) bei den Chilopoden ein Artenspektrum eines gestörten Standortes und bei den Isopoden, in schwächerem Maße auch bei den Diplopoden ein auffälliges Artendefizit auf. Der Kiefernwaldrand (BRB) zeigt gegenüber dem Waldesinneren besonders bei den Weberknechten unerwartete Auffälligkeiten, die in Richtung eines Laubwaldes hinweisen. Beide Befunde werden durch die realen Verhältnisse bestätigt: Das Laubwaldinnere war unterwuchsarm und stark von Wildschweinen durchwühlt. Am Kiefernwaldrand traten Laubbäume in stärkerem Maße auf als im Inneren des Kiefernwaldes. Ein klarer Wirkungsbezug zwischen dem Autobahneinfluß und der Aktivitätsdichte ist zwar nicht direkt beweisbar aber auch nicht auszuschließen. Teilweise sind die Bedingungen für die Bodenfauna in Autobahnnähe besser als im Waldesinneren. Als Ursache kann ein Stoffeintrag (kalziumreiche Stäube) als wahrscheinlich angesehen werden.

8.1.6 Carabidae

Die Fangergebnisse der Bodenfallen für die vier Teilflächen sind als Dominanzwerte in Tab. 48 angegeben. Es wurden 22 Arten erfasst. Die Arten wurden so gruppiert, daß sie pro Standort weitgehend zusammen stehen. Somit lassen sich Unterschiede in den Artengemeinschaften der verschiedenen Flächen erkennen. Die Beurteilung des ökologischen Zustandes der Teilflächen begründet sich nur auf einen eingeschränkten Probenahmezeitraum, da nur Proben im Herbst, sowie marginal an einem Termin im Frühjahr ausgewertet werden konnten. Obwohl sich erste Tendenzen erkennen lassen wie beispielsweise die reichere Carabidenfauna auf der autobahnnahen Laubwaldfläche, sind für belastbare Aussagen noch zu wenig Daten vorhanden. Die in den Vorstudien erarbeiteten charakteristischen standortspezifischen Laufkäfergemeinschaften bzw. Artengruppen charakterisieren die Standorte z.T. schon nach wenigen Probenahmeterminen (SCHEURIG et al. 1996).

Tab. 48: Charakterisierende Artengruppen der Zönosen der vier Teilflächen. Angegeben sind die Dominanzen [%].

	Taxon / Syntaxon	BRA	BRL	BRB	BRK
Arten feuchter Standorte (Waldklima)	<i>Molops elatus</i>	5,9			
Arten mit breiter Toleranz von Feuchtigkeit und Temperatur (typisches Waldklima)	<i>Abax parallelepipedus</i> <i>Carabus nemoralis</i> <i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	11,8	20,0		12,5
Arten warmer, trockener Wälder	<i>Abax parallelus</i>	5,9			
Arten des Freiflächen bzw. Waldrandklimas	<i>Notiophilus palustris</i> <i>Leistus rufomarginatus</i>	5,9		33,3	
			79,9	33,3	87,6

8.2 Funktionale Verfahren

Der Abbau im Bruchsaler Laubwald benötigt für den ersten Abbauschritt, den strukturellen Abbau, mehr als 4 Jahre (Abb. 20). Das Ergebnis ist Moder bzw. F-Mull, wobei besonders letzterer an der Autobahnrandfläche außerordentlich heterogen ist, was es schwer machte, einigermaßen vergleichbare Probenstellen zu finden. Im Kiefernwald verläuft der strukturelle Abbau wesentlich schneller, er ist nach 3 Jahren nahezu abgeschlossen.

Der Einfluss der Maschenweiten ist überall sehr gering. Tendenziell ist zwar in drei von vier Flächen der Abbau in der groben Maschenweite am schnellsten, aber die Unterschiede zu den übrigen Maschenweiten sind in keinem Falle signifikant, d.h., der Einfluss der Makrofauna auf den Abbau ist gering. In der Tat ist die Makrofauna, insbesondere die Regenwürmer, in allen Flächen auffallend gering vertreten (vgl. Kap 8.1.2). Dennoch ergibt sich zwischen den beiden Laubwaldflächen ein charakteristischer Unterschied in der Zersetzungsgeschwindigkeit: Während die Abbaugeschwindigkeit unter dem Einfluss der Makrofauna (grobe Maschenweite) in beiden Flächen gleich ist, ist sie bei Ausschluss der Makrofauna in der weiter von der Autobahn entfernten Fläche deutlich verlangsamt, so dass sich insgesamt ein signifikant verlangsamer Abbau in dieser Fläche ergibt (Tab. 49 und 50). Er offenbart, dass hier zwei unterschiedliche Abbausysteme zugrundeliegen: Das Mikroorganismen-getriebene System in der Autobahnrandfläche, in dem die Fauna nur Nutznießer ist, und das eher Makrofauna-getriebene, von dem Mikroorganismen und Mesofauna profitieren. Im Vergleich zu Literaturangaben (z.B. KRATZ 1991; PAULUS et al. 1999) scheint der Streuabbau auf allen Teilflächen des Standorts verlangsamt zu sein.

Tab. 49: Wöchentliche Abbauraten in % der Ausgangsmenge der jeweiligen Streu der vier Bruchsaler Untersuchungsflächen in den Netzbeuteln der drei Maschenweiten. BRL = Laubwald, 140 m von Autobahn, BRA = Laubwald, 12 - 14 m von Autobahn, BRK = Kiefernwald, 140 m von Autobahn, BRB = Kiefernwald, 12 - 14 m von Autobahn.

Maschenweite	Abbauraten in % pro Woche			
	BRA	BRL	BRB	BRK
grob	0,8	0,8	1,3	1,3
mittel	0,8	0,6	1,0	1,0
fein	0,8	0,6	1,1	1,0

Tab. 50: Halbwertszeiten des Abbaus der Streu der vier Bruchsaler Untersuchungsflächen in den Netzbeutel in Wochen. Weitere Erklärungen siehe Tab. 49

Maschenweite	DT ₅₀ (Wochen)			
	BRA	BRL	BRB	BRK
grob	99	99	55	55
mittel	99	124	66	62
fein	90	124	62	66

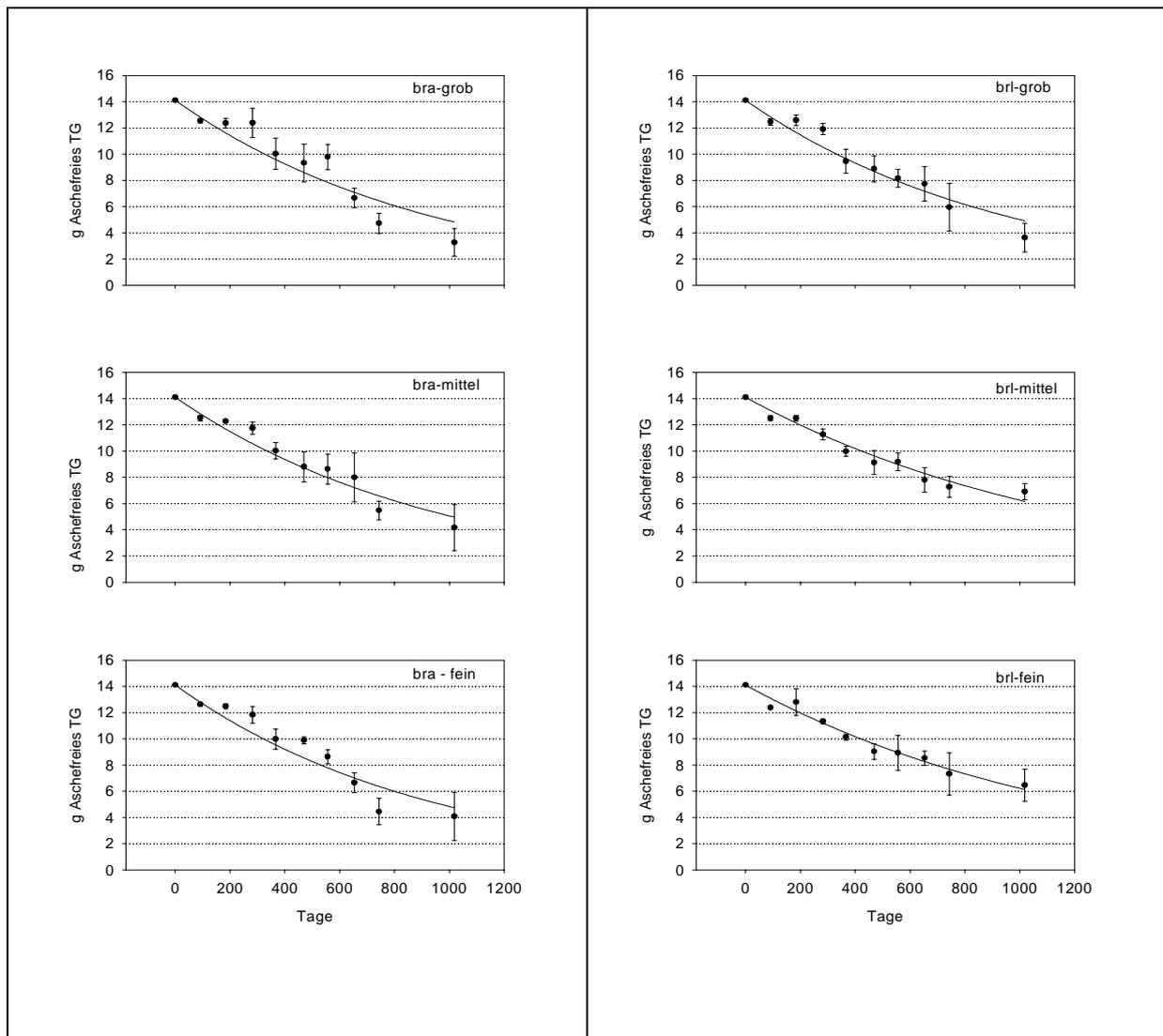


Abb. 20: Verlauf des Abbaus der Laubstreu in den beiden Bruchsaler Laubwaldflächen. Angegeben sind Mittelwerte mit Standardabweichung, die Regressionskurven wurden berechnet nach der Formel $M_t = M_0 * e^{-kt}$. Alle Kurven sind mit einem $p < 0,0001$ hochsignifikant. BRL = Laubwald, 140 m von Autobahn, BRA = Laubwald, 12 - 14 m von Autobahn.

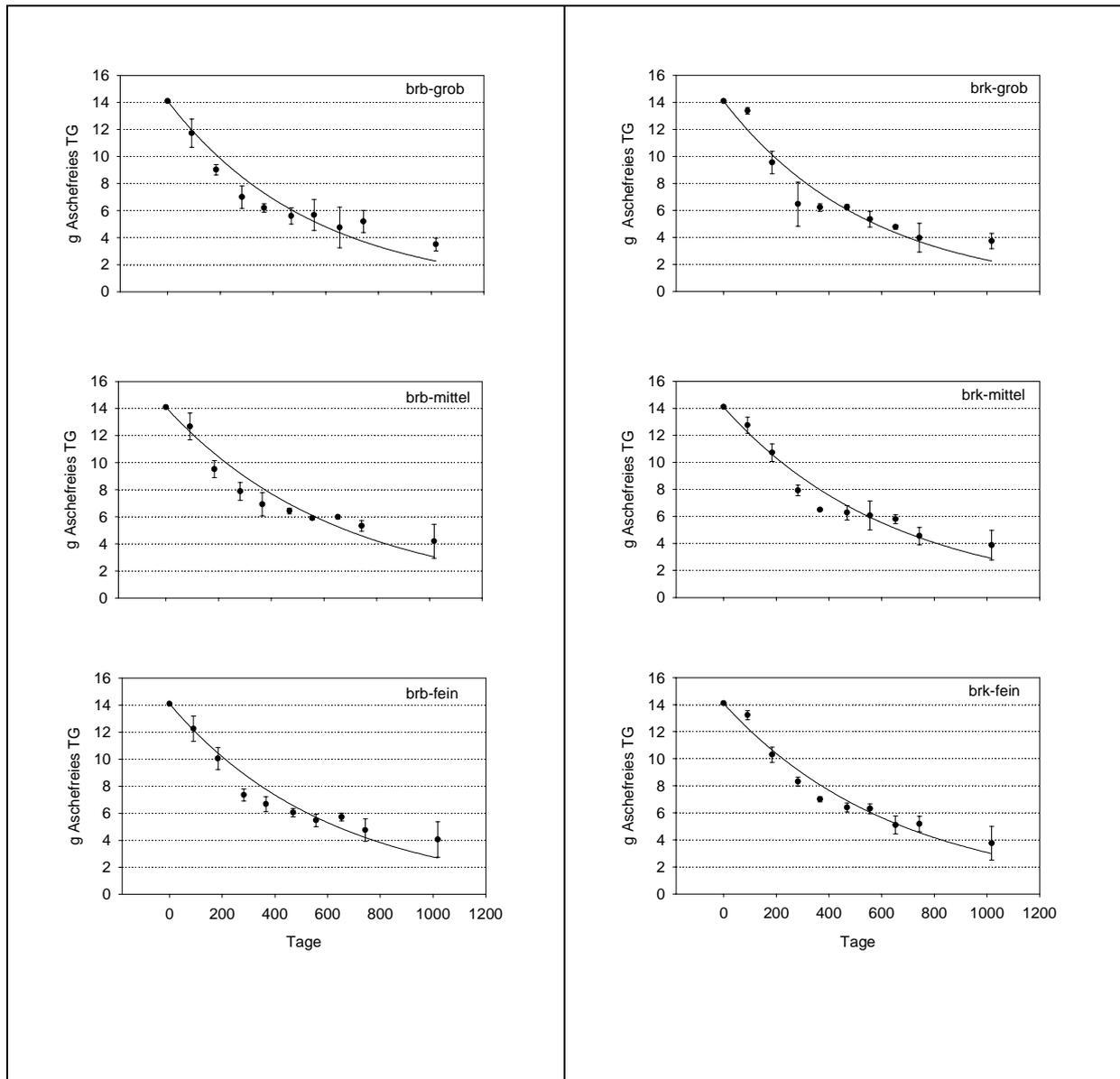
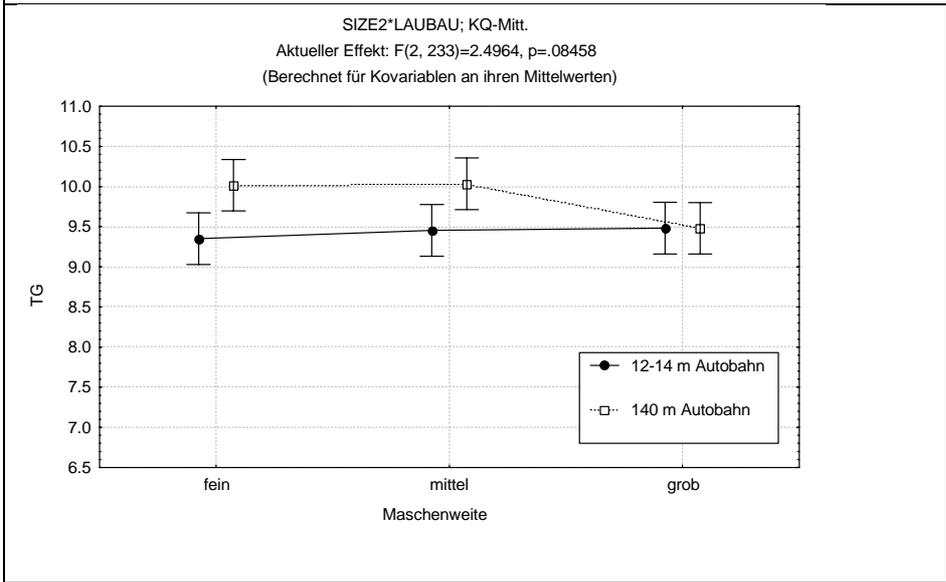
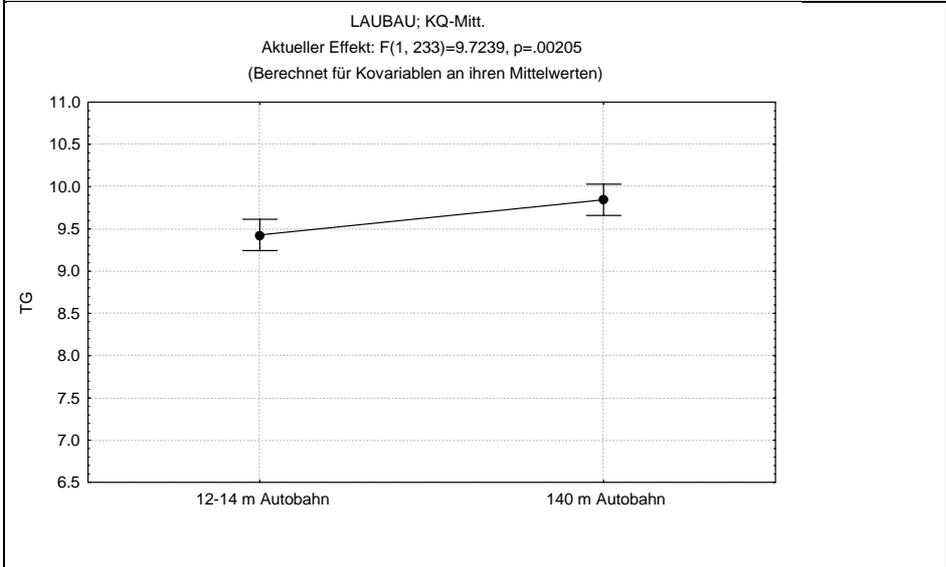
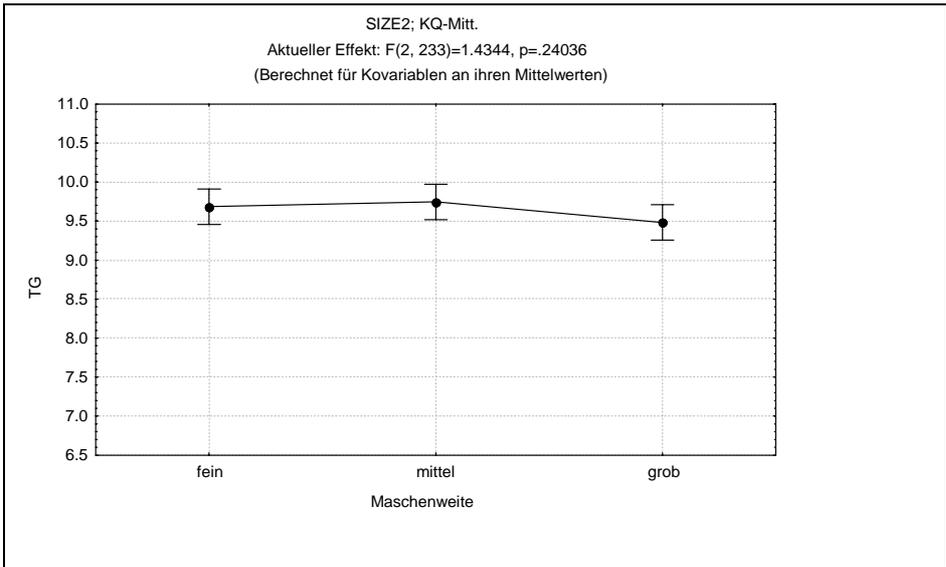


Abb. 21: Verlauf des Abbaus der Nadelstreu in den beiden Bruchsaler Kiefernwaldflächen. BRK = Kiefernwald, 140 m von Autobahn, BRB = Kiefernwald, 12 - 14 m von Autobahn. (Weitere Erklärungen siehe Abb. 20)

Abb. 22 (folgende Seite): Signifikanzberechnung der Unterschiede zwischen den Abbaukurven der beiden Bruchsaler Laubwaldflächen; oben: Unterschiede zwischen den Maschenweiten auf beiden Waldflächen gemeinsam, nicht signifikant; Mitte: Unterschiede zwischen den beiden Wäldern für alle 3 Maschenweiten gemeinsam, signifikant; unten: Unterschiede zwischen den 3 Maschenweiten und den beiden Waldflächen, dank der feinen Maschenweite schwach signifikant.



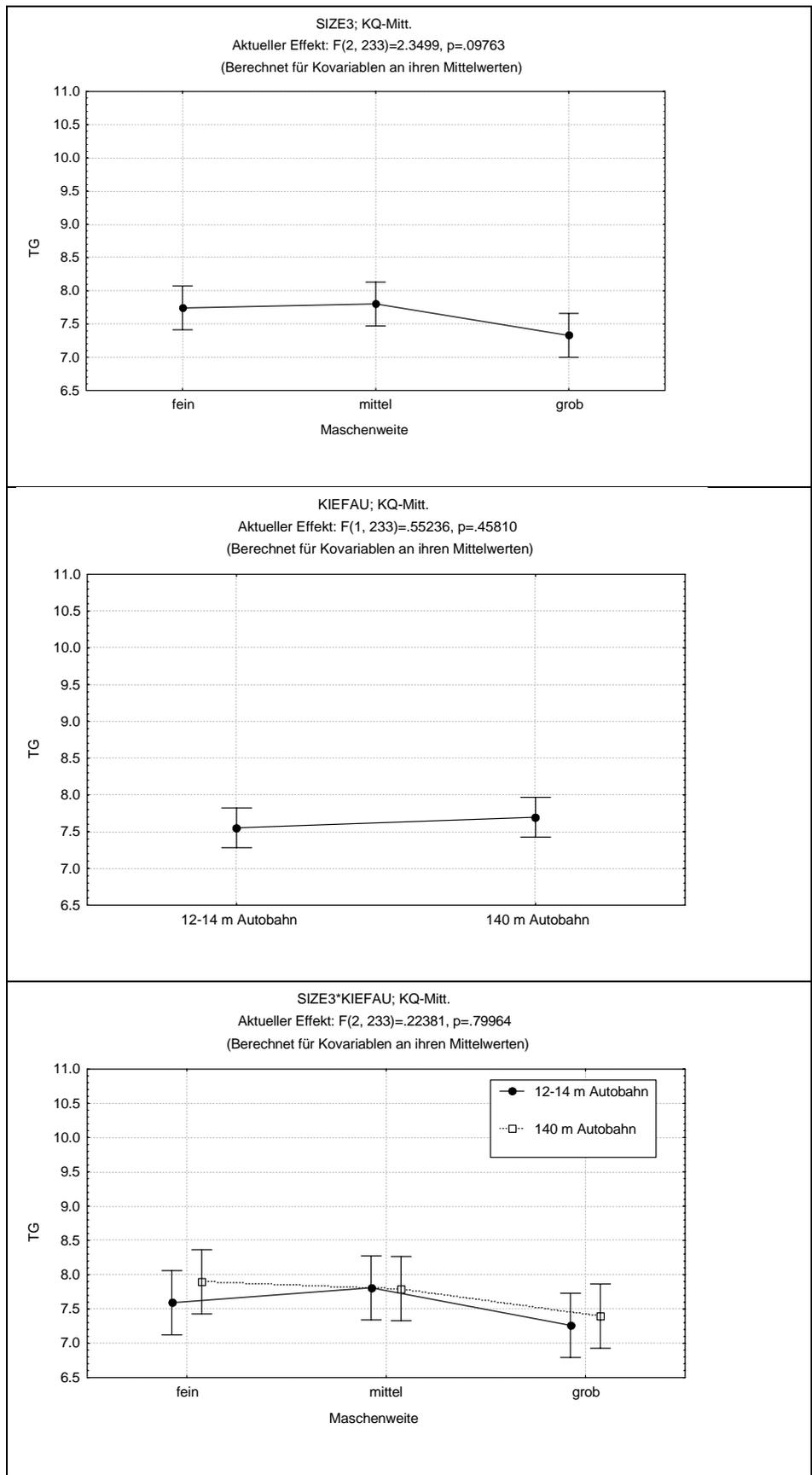


Abb. 23: Signifikanzberechnung der Unterschiede zwischen den Abbaukurven der beiden Bruchsaler Kiefernwaldflächen; kein Unterschied ist signifikant. Weitere Erklärung: Abb. 22.

D. Gesamtdiskussion

9. Ergebnisse der Freilandvalidierung

In diesem Kapitel werden die Einzelergebnisse der strukturellen und funktionellen Parameter aus den verschiedenen Tiergruppen zusammengefasst. Dabei werden nacheinander die beiden zentralen Fragen des Vorhabens, getrennt nach den Standorten Crailsheim und Bruchsal, diskutiert:

- Gibt es Auswirkungen auf die Bodenbiozönose aufgrund der Nutzungsänderung bzw. der Emissionsquelle Autobahn an den verschiedenen Teilflächen bei ansonsten vergleichbaren Standortfaktoren?
- Wie sind die einzelnen Teilflächen hinsichtlich ihrer Funktion als Lebensraum für Bodenorganismen zu beurteilen (BBSK-Ansatz)?

Dazu werden zunächst die wichtigsten Ergebnisse tabellarisch zusammengefasst. Bei der Diskussion der Ergebnisse wird anschliessend speziell auf die Oribatiden eingegangen, da diese Tiergruppe exemplarisch zur Weiterentwicklung der statistischen Auswerteverfahren herangezogen wurde (vgl. Kap. 4.2.3, 7.1.4 und 8.1.4).

9.1 Crailsheim

Hinsichtlich des anthropogenen Einflusses in Crailsheim wird von der Hypothese ausgegangen, dass die Nutzungsänderung von Laub- zu Nadelwald einen schwachen, die von Laub- bzw. Nadelwald zu Wiese dagegen einen starken Einfluss auf die Bodenbiozönose hat (Tab. 51). Die meisten der beprobten Tiergruppen entsprechen dieser Erwartung, insbesondere hinsichtlich der Nutzungsänderung von Wald zu Wiese. Dies trifft z.B. auf alle Arthropodengruppen, und, wenn auch weniger ausgeprägt, auf die Enchytraeen zu. Auffällig ist dabei die auf eine partiell hohe Bodenfeuchte hinweisende Artenzusammensetzung (teils auf der Wiese, teils im Laubwald). Die Nutzungsänderung Laubwald – Fichtenforst – Wiese lässt sich auch anhand der Oribatidenzönosen nachvollziehen. Diese Unterschiede sind sehr deutlich ausgeprägt und zeigen, dass die Vegetationsform über die Streu als Lebensraum- und Nahrungsangebot die Oribatidenzönose stärker prägt als die Bodenparameter. Der Streuabbau spiegelt die Unterschiede in der Besiedlung durch die Bodenfauna, insbesondere der Regenwürmer, wider und ergibt einen, nach den Bodenparametern zu erwartenden Humuszustand Mull. Lediglich in der Laubwaldfläche ist der Abbau (stellenweise ?) verlangsamt und die Humusform tendiert in Richtung Moder. Hinsichtlich der Fraßaktivität unterscheiden sich alle drei Teilflächen, trotz eines qualitativ ähnlichen Jahresverlaufs, signifikant voneinander. Insgesamt wird damit die

Erwartung bestätigt, nach der sich bei gleichen Bodeneigenschaften Unterschiede in der Besiedlung und der Aktivität der Bodenorganismen in Abhängigkeit von der Nutzung zeigen.

Tab. 51: Auswirkung der Nutzungsform auf die Bodenbiozönose der drei Teilflächen am Standort Crailsheim (Teilflächenkodierung: L = CHL, F = CHF, W = CHW). Einschätzung: \approx entspricht ungefähr, \neq unterscheidet sich, $\neq \neq$ unterscheidet sich deutlich

Tiergruppe/Funktion	Abundanz	Artenzahl	Dominanz (Indizes)	Hypothese zutreffend?
Enchytraeidae	$L \approx F \approx W$	$L > F > W$	$L, F \neq W$	Ja
Regenwürmer	$L \approx F \ll W$	$L = F = W$	$L \neq F \approx W$	Ja
Raubmilben	$L, W < F$	$L = F = W$	$L, F \neq W$	Ja
Oribatiden	$L, W < F$	$L \approx F = W$	$L \neq F \neq W$	Ja
Carabiden	$L, F > W$	$L \approx F \approx W$	$L, F \neq W$	Ja
Makrofauna	$F > L > W$	$L, F > W$	$L, F \neq W$	Ja (F ?)
Streuabbau *	$L < F \ll W$			Ja (L ?)
Köderstreifen	$L \neq F \neq W$			Ja (?)

* Unter den funktionalen Parametern werden die Minicontainerergebnisse nicht gesondert aufgeführt, da sie im Vergleich zu den Netzbeuteln keine weitere Information lieferten.

Die zweite Frage, ob die Besiedlung der jeweiligen Teilfläche (= Istwert) qualitativ bzw. semiquantitativ (Dominanz) und – mit Einschränkung – quantitativ (Abundanz) mit dem Erwartungswert für den dazugehörigen Standorttyp übereinstimmt, lässt sich auf der bisher vorliegenden Vergleichsbasis für den Laubwald gut, für den Fichtenforst nur eingeschränkt und für die Mähwiese noch nicht zufriedenstellend beantworten. Die Tabelle 52 ist unter dieser Einschränkung zu betrachten. Der Crailsheimer Laubwald kann als Buchenmischwald mit hohem Anteil an Esche, daneben Eiche, Vogelkirsche und anderen Baumarten, dem jahreszeitlich wechselnden Auftreten typischer Arten der Krautschicht lichter Wälder wie Anemone, Lerchensporn, Haselwurz und Aronstab als standorttypischer, naturnaher Wald betrachtet werden. Der Fichtenforst, etwa 300 m von der Laubwaldfläche entfernt, ist eine etwa 40jährige, reine Fichtenpflanzung mit sehr viel Totholz vor allem an Ästen und Zweigen aus einer Durchforstungsaktion.

Tab. 52: Beurteilung der Auffälligkeit der drei Teilflächen des Standorts Crailsheim nach dem BBSK-Konzept

Tiergruppe bzw. Funktion	Auffälligkeit gegeben ?			
	CHL	CHF	CHW	Gesamt
Enchytraeidae	Nein	Nein	Nein	Nein
Regenwürmer	Gering	Nein	Nein	Nein
Raubmilben	Nein	Gering	Nein	Nein
Oribatiden	Nein	Nein	Nein	Nein
Carabiden	Nein	Nein	Nein	Nein
Makrofauna	Nein	Nein	Nein	Nein
Funktionale Parameter **	Nein	Nein	Nein	Nein

** Aufgrund fehlender Erwartungswerte sind funktionale Parameter zum ggw. Zeitpunkt nur schwer beurteilbar. Sie müssen aber in das BBSK-Konzept einbezogen werden, um Auswirkung und Nachhaltigkeit einer eventuell festgestellten Auffälligkeit einschätzen zu können.

Die Artengemeinschaften der untersuchten Bodentiergruppen entsprechen relativ gut den Erwartungswerten. Es überwiegen die Gemeinsamkeiten im Artenspektrum von Laubwald und Fichtenforst, was der – gezielt gewählten – hohen Übereinstimmung der edaphischen Faktoren entspricht. Auf der Laubwaldfläche, die kleinräumig ziemlich inhomogen ist, treten Vernässungsstellen auf, in denen das Grundwasser bis nahe an die Oberfläche anstehen kann. Dies macht sich durch das Fehlen von normalerweise zu erwartenden Tiefgräbern in der Regenwurmfaua (z.B. *L. terrestris*) und außerdem durch das Auftreten der Staunässe anzeigenden Assel *Ligidium hypnorum* bemerkbar.

Die Oribatidenzönose der Laubwaldfläche entspricht in ihrer Artenzusammensetzung und Dominanzstruktur den Erwartungswerten. Lediglich die Abundanz liegt deutlich unter dem zu erwartenden Niveau. Dies lässt sich nicht mit einer – denkbaren – Konkurrenz zur Makrofauna, speziell den Regenwürmern erklären, die ebenfalls unterrepräsentiert sind. Vielmehr scheint dies Ausdruck der kleinräumig und zeitlich stark wechselnden Feuchte des Bodens zu sein, die einer optimalen Entwicklung dieser Tiergruppe entgegenstehen.

Im Fichtenforst, der wenige Meter höher liegt, ist keine Staunässe zu beobachten. Die Oribatidenfauna ist ihrem Artenspektrum nach optimal entwickelt und auch ihre Abundanz entspricht den Erwartungen. Ein Fichtenforst auf einem für die Fichte eher überoptimalen

Standort mit Mullhumus, gutem Regenwurmbesatz und entsprechend rascherem Streuabbau zeigt dennoch eine dickere Streuauflage als der entsprechende Laubwald und bietet damit den streubewohnenden Oribatiden vergleichsweise günstige Lebensbedingungen. Wie in Kap. 7.1.4 ausgeführt, unterscheidet sich die Oribatidenfauna im Fichtenforst sehr wohl von derjenigen im Laubwald, was aber nicht als Beeinträchtigung zu interpretieren ist; sie ist eher reicher als im Laubwald – möglicherweise ein Zeichen der noch in voller Sukzession befindlichen Lebensgemeinschaften der relativ jungen Pflanzung –, deren Boden zumindest im gegenwärtigen Stadium die Leistung „Lebensraum für Bodenorganismen“ voll erfüllt.

Die Mähwiese weist einen überoptimalen Artenbestand auf, der aber sehr wahrscheinlich durch zahlreiche „Zufallsarten“ aus den umliegenden Wäldern angereichert ist. Die Dominanzstruktur kennzeichnet die Oribatidenfauna als eine typische Offenland- und Wiesenzönose, die sich in Konkurrenz mit einer dominierenden Regenwurmfauna etabliert hat und auch durch die 3-4malige Güllendüngung nicht beeinträchtigt wird. Unser Datenbestand ist allerdings im Bereich landwirtschaftlich genutzter Flächen noch entschieden zu klein, um eine differenziertere Beurteilung vornehmen zu können.

Diese Beurteilung auf Grund der Bodentierzönosen wird von dem Parameter Streuabbau gestützt, der auf beiden Waldflächen einem standorttypischen L-Mull zeigt, allerdings mit einer an der Obergrenze liegenden Zersetzungsdauer von mindestens 4 Jahren im Laubwald. Der strukturelle Abbau ist im Fichtenforst sogar beschleunigt, bedingt durch die gut entwickelte Regenwurmfauna (speziell das Vorkommen von Tiefgräbern), und liegt nur knapp über 3 Jahren. Somit ist neben dem strukturellen Kriterium einer ungestörten, standorttypischen Diversität auch das funktionelle Kriterium der Nachhaltigkeit als Lebensraum für Bodenorganismen von beiden Wäldern erfüllt. Der Streuabbau auf der Wiese ist erwartungsgemäß sehr rasch und entspricht dem hohen Besatz an Regenwürmern. Die Leistungsfähigkeit der Makrofauna bei diesem optimalen Streuabbau kommt in dem krassen Unterschied der Abbaugeschwindigkeiten in den grobmaschigen Beuteln, zu denen sämtliche Bodenorganismen Zugang haben, und den mittleren und feinen Maschenweiten zum Ausdruck. Die angesichts des geringen Datenbestandes vorläufige Beurteilung der Wiese lässt ebenso wie bei den Waldflächen zwar sehr charakteristische Änderungen der Diversität erkennen, die bei einer Nutzungsänderung von Wald zu Wiese typisch sind, aber keine Beeinträchtigung im Sinne einer nachhaltigen Minderung der biologischen Leistungsfähigkeit.

9.2 Bruchsal

Am Standort Bruchsal war zuerst zu überprüfen, ob die vielbefahrene Autobahn bzw. deren Emissionen einen negativen Einfluss auf die Bodenbiozönose zweier direkt angrenzenden Teilflächen (BRA, BRB) haben. Dazu wurden diese Flächen im Vergleich zu zwei weiteren, 140 m von der Autobahn entfernt gelegenen Teilflächen BRL und BRK untersucht. Die Hypothese war also, dass sich die beiden autobahnnahen Teilflächen mit der höheren Belastung an Umweltchemikalien in ihrer Besiedlung durch Bodenorganismen bzw. deren Aktivität von den entsprechenden Teilflächen im Waldesinneren unterscheiden (Tab. 53).

Tab. 53: Beurteilung der beiden autobahnnahen Teilflächen BRA und BRB im Vergleich zu den autobahnfernen Teilflächen BRL (Laubwald) und BRK (Nadelwald). Teilflächenkodierung: A = BRA, L = BRL, B = BRB, K = BRK. Einschätzung: \approx entspricht ungefähr, \neq unterscheidet sich, $\neq \neq$ unterscheidet sich deutlich

Tiergruppe/ Funktion	Abundanz	Artenzahl	Dominanz (Indizes)	Hypothese zutreffend ?
Enchytraeidae	alle Flächen zu niedrig	alle Flächen zu hoch	Kein Unterschied	A – L nein B – K nein
Regenwürmer	alle Flächen zu niedrig	alle Flächen zu niedrig	Nicht beurteilbar	A – L nein B – K nein
Raubmilben	A > L B < K	A > L, B \approx K	A \neq L B \neq K	A – L ja B – K ja
Oribatiden	A > L, B \approx K	A > L B \approx K	Kein Unterschied	A – L ja B – K nein
Carabiden	A > L, B \approx K	A > L, B \approx K	A \neq L, B \approx K	A – L ja B – K nein
Makrofauna	A, L > B, K	A, B > L, K	A \neq L B \neq K	A – L ja B – K ja
Streuabbau	auf allen Flächen verlangsamt			Nein

Ein Unterschied zwischen den autobahnnahen und den autobahnfernen Teilflächen ist bei den eigentlichen Bodentieren, d.h. den Oligochaeten, nicht erkennbar, während die hemi- und epedaphischen Arthropodengruppen im allgemeinen unterschiedliche Besiedlungsmuster zeigen. Dabei ist dieser Unterschied auf der autobahnnahen Fläche des Laubwaldes (BRA) stärker ausgeprägt als bei der entsprechenden Fläche des Nadelwaldes (BRB). Allerdings handelt es sich

dabei weniger um einen generellen Rückgang, sondern, z.B. bei den Oribatiden, den Raubmilben und der Makrofauna, im Gegenteil sogar um eine erhöhte Artenzahl und Abundanz. Damit stellt sich die Frage, ob diese Unterschiede auf einer Einwirkung der Autobahn bzw. ihres Verkehrs durch Immissionen beruhen, die ja nachgewiesen sind und deren Depositionen auf den untersuchten Flächen auch gemessen wurden, oder ob es um eine Auswirkung der Änderung der Landschafts- und Standortstruktur und ihrer komplexen kleinklimatischen Folgen handelt. Zur Änderung der Standortstruktur für die Bodenorganismen gehört beispielsweise eine Erhöhung der Heterogenität der Vegetation (z.B. Auflichtung, besser entwickelte Strauchschicht). Auch ein Eintrag von Baumaterial und eine damit einhergehende Veränderung des pH-Werts des Bodens dürfte eine Rolle spielen. Die Anzahl der Regenwürmer ist dabei auf allen vier Probenflächen so niedrig, dass diese Tiergruppe zur Beurteilung des Einflusses der Autobahn nicht geeignet ist. Die Unterschiede bei den Arthropodengruppen legen nahe, dass sie überwiegend nicht auf toxische Immissionen von seiten der Autobahn und ihres Verkehrs zurückzuführen sind.

Die Beurteilung der vier Teilflächen des Standorts nach dem BBSK-Konzept geht davon aus, dass die Besiedlung der jeweiligen Teilfläche (= Istwert) qualitativ bzw. semiquantitativ (Dominanz) mit dem Erwartungswert für den jeweiligen Standorttyp übereinstimmt (Tab. 54).

Tab. 54: Beurteilung des Standorts Bruchsal nach dem BBSK-Konzept

Tiergruppe bzw. Funktion	Auffälligkeit gegeben ?				
	BRA	BRL	BRB	BRK	Gesamt
Enchytraeidae	?	?	?	?	Unklar
Regenwürmer	Ja	?	Ja	Ja	Ja
Raubmilben	Ja *	Ja	Ja	Ja	Ja
Oribatiden	Ja *	Nein	Nein	Nein	Nein
Carabiden	?	?	?	?	Unklar
Makrofauna	Gering	Gering	Gering	Nein	Nein

* Erhöhung: Randeffect ?

Hinsichtlich der Oligochaeten-Besiedlung, insbesondere beim Vergleich zwischen erwarteter und gefundener Regenwurmbesiedlung, ist der Standort insgesamt als ungewöhnlich anzusehen. Dabei ist die kombinierte Wirkung von Autobahnemissionen, trockener Bedingungen, eventuell sogar starker „mechanischer“ Beeinträchtigungen (Waldbearbeitung, Wildschweine) nicht auszuschließen. Die Ergebnisse des funktionellen Parameters Streuabbau

stützen diese Feststellung, da, wohl wegen des Fehlens oder zumindest der Reduktion der Regenwürmer, der Abbau im Vergleich zu ähnlichen Standorten verlangsamt abläuft und sich die Humusform in Richtung Moder – Rohhumus verschiebt. Vor diesem Hintergrund sind die geringen (negativen oder positiven) Abweichungen der beiden autobahnnahen Flächen als Randeffekte (z.B. durch Auflichtung), nicht aber als Schädigung zu interpretieren.

Der bei den Oribatiden im Soerensenquotienten zum Ausdruck kommende hohe Ähnlichkeitsgrad gibt die große Zahl von typischen mitteleuropäischen Waldarten und speziell solcher der warm-trockenen Regionen des Südwestens wieder. Die im Gegensatz dazu nur mittlere Dominanzidentität, ausgedrückt in der Renkonenzahl, zeigt auf, dass die vielen übereinstimmenden Arten oft sehr unterschiedliche Dominanzen aufweisen, was die lokalen, kleinräumigen Unterschiede der vier Untersuchungsflächen erkennen lässt. Diese Unterschiede lassen sich nicht mit Hilfe von Indizes oder der Korrespondenzanalyse interpretieren, wohl aber mit einer differenzierten Betrachtung des Artenspektrums, die derzeit noch weitgehend auf dem „expert knowledge“ gründet. Die Oribatidenzönosen beider Autobahnrandflächen weisen unter den zahlreichen Arten eine nicht sehr große, aber durchaus aussagekräftige Anzahl charakteristischer Arten auf, die besonders „warm-trockene“ Standorte indizieren. Dies dürfte die Randsituation der beiden Autobahnrandflächen verdeutlichen, dass nämlich der nach Westen zur Autobahn hin offene Waldrand durch die stärkere Sonneneinstrahlung, möglicherweise aber auch durch den Wärmespeicher Fahrbahndecke, vielleicht auch durch die Abgase, tendenziell wärmer und trockener ist als das Waldesinnere. Auf jeden Fall charakterisierten diese Arten eine Randsituation, die aber nach Diversitätskriterien eher positiv zu beurteilen ist.

Hinsichtlich des Streuabbaus zeigt das Netzbeutelexperiment, dass in der Fläche am Autobahnrand der Abbau gänzlich mikrobiell getrieben ist und die Fauna lediglich von der Leistung der Mikroorganismen profitiert. Im Waldesinneren dagegen wäre der mikrobielle Abbau allein deutlich langsamer (feine Maschenweite), auch die Mesofauna bewirkt keine Beschleunigung (mittlere Maschenweite); erst die Makrofauna bringt hier das Abbausystem auf die gleiche Leistung, wie sie am Autobahnrand vermutlich durch die höhere Temperatur und das bessere Nährstoffangebot durch die Mikroorganismen allein erbracht wird.

10. Ausblick

10.1 Einleitung

Das Prinzip der Beurteilung in der BBSK geht von einem standortspezifischen Erwartungswert (oder Sollwert) aus. Dieser stellt die Referenz zur Beurteilung von Abweichungen dar (LENNARTZ & ROß-NICKOLL 1999). Änderungen, d.h. die Abweichung von Erwartungswerten, werden im Rahmen der BBSK als „Auffälligkeit“ registriert. Die Definition von standortspezifischen Erwartungswerten für die Bodenfauna ist jedoch nicht unproblematisch. Die Vorhersage des Vorkommens einzelner Arten ist schwierig, besonders bei den Tiergruppen, die sehr artenreich sind wie die Oribatiden, Raubmilben und Enchyträen. Bei diesen Tiergruppen gibt es Arten, die bisher nur an einem oder zwei Standorten in unserem Probenmaterial nachgewiesen werden konnten. Die Unterschiede zwischen den Standorten nach dem Artenspektrum sind also größer, als sie es nach den ökologischen Bedingungen (= Standortfaktoren wie Boden-pH oder Klima) sein sollten.

Die Gründe dafür sind vielfältig, wobei zwischen methodischen Mängeln und sachlichen Problemen unterschieden werden muss. Die methodischen Mängel sind vor allem unzureichende Probennahmen. Diese werden durch den Zielkonflikt zwischen einer zeitlich und räumlich ausreichenden Probenanzahl einerseits und den arbeitstechnischen, vor allem zeitlichen Möglichkeiten andererseits verursacht (vgl. Kap. 10.3). Sachliche Gründe sind darin zu finden, dass Arten sehr speziell auf die jeweilige Kombination von Standortfaktoren reagieren, Unterschiede dadurch zu stark und Gemeinsamkeiten zu wenig betont werden. Eine Rolle spielt sicherlich, dass Ökosysteme generell singuläre Einheiten sind, die nicht genau gleich noch einmal vorkommen. Jedes Ökosystem hat seine Geschichte, spezifischen Bedingungen und Tier-, Pflanzen- und Mikrobengemeinschaften, die nicht in jeder Einzelheit reproduzierbar sind. Aber ebenso wichtig ist der ständige Wechsel des Organismenbestandes in Raum und Zeit, der die Ableitung eines Standardwertes der Besiedlung erschwert.

Letztlich bedeutet das, dass sich alle zu beurteilenden Standorte auf einer kontinuierlichen Skala befinden. Dieses Kontinuum muss aus Gründen der Praktikabilität in Klassen „zerhackt“ werden. Schon auf der Seite der abiotischen Standortfaktoren, die in numerischen Messwerten erfasst werden, bereitet diese Klassenbildung Schwierigkeiten, die für Mittelwertbildungen bei großen Messserien keine Rolle spielen, wohl aber bei der Entscheidung über einen einzelnen Standort. Es ist das klassische Problem der Grenzfälle, wenn beispielsweise ein Standort mit einem pH-Wert von 3,4 in die Klasse 1 und der

benachbarte mit dem Mittelwert des pH von 3,5 in die Klasse 2 fällt, wobei die Messgenauigkeit des Parameters im Labor um $\pm 0,1$ liegt, die räumlich-zeitliche Streuung im Freiland durchaus $\pm 0,5$ erreichen kann.

Dies ist, wie gesagt, weniger ein Problem bei der Mittelwertbildung, aus der ja unsere Erwartungswerte hervorgehen, sondern der Klassenbildung; allenfalls ist hier die noch viel zu geringe Proben- bzw. Standortzahl ein praktisches Defizit. Für die Einordnung eines einzelnen zu prüfenden Standorts sollten aber zur Präzisierung stets die originalen, numerischen Messwerte zugrunde gelegt werden (neben der Groborientierung mittels der Klasseneinteilungen), die eine genauere Prognose erlauben. Die Prognose bezieht sich ja stets auf zu erwartende Zönosen bestimmter Tiergruppen, und es ist dann eben keine „Auffälligkeit“, wenn – bei einer ausschließlichen Einteilung nach Faktorenklassen – aus der direkt benachbarten Kategorie eine Reihe von Arten auftauchen und der Standort zwar in der anderen Kategorie, aber eben im Grenzbereich zur benachbarten Kategorie, ansiedelt ist. Und die statistischen Verfahren wie die Korrespondenzanalysen und Korrelationsberechnungen gewinnen erheblich an Trennschärfe, wenn insgesamt, auch für die einzubeziehenden „Vorhersagestandorte“, die numerischen Originalmesswerte verwendet werden.

Im Folgenden werden auf der Grundlage der in diesem Vorhaben gemachten Erfahrungen einige der für die Weiterentwicklung des BBSK-Konzepts wichtigen Punkte herausgegriffen. Insbesondere werden die Abhängigkeit des Vorkommens der Tiere von den Standortfaktoren (Kap. 10.2), das anzustrebende taxonomische Niveau (Kap. 10.3), Fragen der methodischen Umsetzung (Kap. 10.4) sowie der Zusammenhang von Struktur und Funktionsparametern (Kap. 10.5) diskutiert. Abschliessend werden Empfehlungen für das weitere Vorgehen ausgesprochen (Kap. 10.6).

10.2 Zusammenhang zwischen Bodentiere und Standortfaktoren

Die Beurteilung von Standorten auf der Basis von BBSK sollte stets mehrere Bodentiergruppen umfassen. Es zeigt sich, dass die bisher untersuchten Gruppen sehr unterschiedlich reagieren können, je nach Lebensweise und Bindung an ihren Lebensraum. Letztere kann von sehr verschiedenen Faktoren bestimmt werden. So sind beispielsweise unter der individuenreichen Mesofauna die weichhäutigen Enchyträen sehr viel stärker von der Bodenlösung und damit vom Faktor pH abhängig als die Oribatiden, die als überwiegende Streubewohner in ihrem

Artenspektrum vor allem von der Lage des Standort und den dort herrschenden Klimabedingungen, danach von der Bodenart und dem C/N-Verhältnis beeinflusst werden. In hohem Maße korrelieren Raubmilben- und Oribatidenzönosen auch mit der Humusform, was insofern nicht wundert, als die Humusform letztlich das Ergebnis des Abbaus der Bodenstreu ist und damit von der Leistung der Bodenfauna insgesamt abhängt. Dies bedeutet aber keine für jede Gruppe gleich große und vor allem nicht gleich gerichtete Korrelation, die Abhängigkeit ist also nicht nur einseitig Humusform → Tier, sondern wechselseitig. So ist in Mitteleuropa die Dominanz der Regenwürmer als Primärzersetzer beim Abbau unbestreitbar und die Ausprägung der Humusformen wird weitgehend vom Vorkommen der Regenwürmer, ihrer Abundanz und Artenzusammensetzung, bestimmt.

Aber für Sekundärzersetzer wie die Oribatiden und Prädatoren wie Raubmilben lässt sich dies nicht so ohne Weiteres festlegen. Prinzipiell sind beide Milbengruppen dort besonders zahl-, meist auch artenreich vertreten, wo Regenwürmer nicht dominant den Abbau bestimmen, und es zur Bildung von dickeren Moder- und Rohhumusprofilen kommt. Diese bieten Sekundärzetzern wie den Oribatiden den nötigen Lebensraum und mit der von Pilzen dominierten Mikroflora die nötige Nahrung. Dieses reichliche Bodenleben wiederum kann von den Räubern genutzt werden, die hier ebenfalls günstige Bedingungen erfahren. Doch diese Beziehungen sind keineswegs strikt und lassen im Einzelfall mehr oder weniger großen Spielraum. So ist beispielsweise unter den vier Bruchsaler Waldflächen des vorliegenden Projekts die autobahnahe Laubwaldfläche (BRA) diejenige mit dem höchsten pH, einem signifikant rascheren Abbau, aber nicht die mit der höchsten Regenwurmdichte – die generell auf den Bruchsaler Flächen extrem niedrig ist –, wohl aber mit der mit Abstand höchsten Raubmilben- und Oribatidendichte. Und in Crailsheim ist der signifikant raschere Abbau im Fichtenforst mit einer höheren Regenwurmdichte und gleichzeitig mit der höchsten Milbendichte (und Artenzahl bei den Oribatiden) gekoppelt.

Auch die Bodenfaktoren, die zur Beurteilung herangezogen werden, unterscheiden sich je nach Tiergruppe in ihrer Gewichtung. So zeigen die Regenwürmer mit einer überschaubaren Anzahl von maximal 30 Arten in einer Region und auch die Enchyträen eine klare Abhängigkeit vom Bodenparameter pH. Das Vorkommen der Oribatidenarten ist dagegen in erster Linie von der geografischen, vor allem orografischen, Lage des Standorts bestimmt und den damit zwangskorrelierten Klimafaktoren Temperatur und Niederschlag. Bei gegebenen, einheitlichen Klimabedingungen differenzieren sie ebenfalls nach Bodenparametern wie pH, organischem

Gehalt und C/N-Verhältnis, vor allem in der Streuauflage.

Diese Unterschiede in der Reaktion der Tiergruppen machen einen „Batterieansatz“ dringend empfehlenswert. Die Tiergruppen sollten die Großgruppen an Lebens- und Ernährungsweisen abdecken wie eu- und hemi- (gelegentlich auch ep-) edaphische Lebensweise, Primär-, Sekundärersetzer und Zoo-/Nekrophag als Ernährungstypen; auch die Unterscheidung von Tieren, die im luftgefüllten Porenraum leben, und solchen, die in engerem Kontakt mit dem Bodenwasser leben, sollten berücksichtigt werden. Dabei kann die Batterie an Tiergruppen je nach Standorten (z.B. Wald, Grünland, Acker) und Fragestellung (z. B. Naturschutz, Ökotoxikologie) von Fall zu Fall unterschiedlich zusammengesetzt sein, sofern eine entsprechende Auswahl an Tiergruppen auf dem notwendigen Kenntnis- und Bearbeitungsstand zur Verfügung steht.

Die im Rahmen des BBSK-Konzepts verwendeten Tiergruppen haben eine unterschiedliche Bindung an den Mineralboden, der die hier verwendeten 5 Hauptfaktoren bestimmt. Diese müssen daher durch weitere Faktoren ergänzt werden, vor allem Höhenlage und Humusform. Dies macht aber auch die Stärke des BBSK-Konzepts aus: Die Verwendung von mehreren Tiergruppen, die unterschiedliche Ernährungs- und Lebensweisen repräsentieren, erschließt erst das weite Spektrum an Möglichkeiten, die der „Boden als Lebensraum für Bodenorganismen“ bietet und die die Grundlage zur Beurteilung seiner Unversehrtheit bzw. seines Zustandes in Hinsicht auf diese „Leistung“ bilden. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass das BBSK-Konzept einen regionalen Bezug hat, d.h. dass die geografische Lage ebenso wie die Vegetations- oder Nutzungsform (Wald, Wiese, Acker; bzw. differenziert als Laub-, Misch- und Nadelwald) vorab zu berücksichtigen sind. Auch hier besteht eine unterschiedliche Intensität der Abhängigkeit der diversen Tiergruppen und damit eine breite Basis der Indikation. Welche Batterie an Tiergruppen einerseits und an Standortfaktoren andererseits letztlich eine optimale Indikation gewährleistet, muss in einem iterativen Prozess auf zunehmend breiterer Datenbasis erarbeitet werden.

10.3 Messparameter und taxonomisches Niveau

Um Verallgemeinerungen treffen zu können, muss man Parameter finden, die trotz dieser Singularität und Variabilität für eine ganze Klasse von Standorten typisch und nicht nur an einem Ort zu einer bestimmten Zeit gültig sind. Generell sind qualitative Parameter wie der

Artenbestand (Endpunkt: Diversität) stabilere Indikatoren als quantitative, die wesentlich stärker saisonalen und zufallsbedingten Schwankungen unterworfen sind. Bis zu einem gewissen Grad sind letztere dennoch notwendig zur Abschätzung der Nachhaltigkeit.

Grundlage aller qualitativen Indikatoren ist der Artenbestand, dessen Arten identifiziert werden müssen. Auf dieser Grundlage kann man innerhalb der einzelnen Gruppen von Bodentieren (z.B. innerhalb der Oribatiden oder Raubmilben) integrierende Parameter definieren, wie z.B. Anteile taxonomischer Untergruppen (z.B. Überfamilien), funktionellen Gruppen, Lebensformtypen oder Verteilungen im r / K Spektrum. Diese Parameter sind nicht so variabel und somit leichter auf Standorte mit ähnlichen Eigenschaften zu übertragen (BECK et al. 1997, RUF 1998). Wir schlagen vor, parallel sowohl die Bearbeitung der Artebene als auch die taxaspezifische Auswertung auf einem Niveau oberhalb der Art weiterhin zu verfolgen. Die taxaübergreifende Auswertung auf Grundlage der gesamten Gemeinschaft erfolgt dann mittels Korrespondenzanalysen (z.B. DIDDEN 2000). Die so abgegrenzten Gruppen können dann z.B. analog zur Pflanzensoziologie als Assoziationen definiert werden.

Zentrale Instrumente sind dabei die Informationen, die sich aus dem Vorkommen der Arten selbst ableiten und teilweise auch experimentell überprüfbar sind: Die ökologische Valenz jeder einzelnen Art, die sich mit anderen Arten zur Zönose (oder Synusie) zusammenfindet. Daher ist das Zusammentragen der ökologischen und geografischen Informationen, die es über die Arten gibt, eine wesentliche Voraussetzung zur Anwendung einer BBSK, speziell bei der Erarbeitung von Erwartungswerten. Solche Informationen erlangt man in der Regel aus Artenlisten definierter Standorte, wobei die Informationen umso ergiebiger sind, je genauer und umfassender die abiotischen und biotischen Parameter eines Standorts erhoben werden. Sie beginnen mit der genauen Lage des Standorts (Planquadranten), Höhenlage, Inklination und Exposition, Temperatur- und Niederschlagsparameter, Geologie des Untergrunds, Bodentyp und -art, Elementgehalte u. a. und setzen sich fort mit den biotischen Parametern der Vegetation, Humusgehalt und -form und vor allem einer möglichst umfassenden Inventur des Bestandes der Bodenfauna und Mikroorganismen, unter denen wir – etwas vergrößernd – Pilze, Bakterien, Aktinomyzeten und Protozoen zusammenfassen. Diese Idealvorstellung einer umfassenden Bestandsaufnahme ist bei der Routineanwendung nicht zu verwirklichen und auch nicht notwendig. Sowohl in der Literatur als auch bei eigenen Erhebungen wird immer nur eine Auswahl an abiotischen und mikrobiellen Parametern gemessen bzw. an Tiergruppen erfasst und bis zur Art bestimmt. Dennoch entsteht aus all den Erhebungen, so

unvollkommen sie meist in der Literatur dokumentiert sind und so lückenhaft die eigenen Bearbeitungen auch sein mögen, nach und nach ein zusammenhängendes Bild der Verbreitung und ökologischen Valenz einer jeden Art. Die Gesamtheit der Arten einer Tiergruppe an einem Standort, die Zönose, bildet alle diese geografischen und ökologischen Informationen ab und ist daher das zentrale Element einer jeden Klassifikation und Indikation.

Es ist logisch, dass der Informationsgehalt und damit die Aussagebasis auf bodenzoologischer Seite umso größer ist, je mehr Tiergruppen in eine Analyse einbezogen werden. Eine exemplarische Untersuchung an 15 Standorten zeigt, dass die Integration über mehrere Bodentiergruppen ein plausibles und differenzierteres Bild als die Einzelauswertung ergibt (RUF et al. 2000). Dies dürfte darin begründet sein, dass eine Tiergruppe häufig in sich eine gewisse Einheit darstellt mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen, die Tiergruppen sich aber gegeneinander abgrenzen in ihrer hauptsächlichen Lebens- und Ernährungsweise. Dem wird, wie Kap. 10.2 dargelegt, in dem „Batterieansatz“ Rechnung getragen.

10.4 Methodische Umsetzung

Hinsichtlich der bei der bodenbiologischen Klassifikation zu verwendenden Methodik können auf der Grundlage der in diesem Vorhaben gemachten Erfahrungen folgende Empfehlungen ausgesprochen werden:

Probenzahl: Auch bei der Wahl eines für die jeweilige Tiergruppe optimalen Probennahmezeitpunkts hat sich herausgestellt, dass mit einer Probennahme allein eine belastbare Beurteilung der jeweiligen Besiedlung nicht erreichbar ist. Für eine erste Einschätzung („Screening“) mag eine Probennahme ausreichend sein, doch können damit nur grobe Abweichungen erkannt werden. Für die Erarbeitung von Erwartungswerten für die Zönosen von Standorten ist eine viermalige Beprobung, jeweils im Frühjahr und Herbst in zwei aufeinander folgenden Jahren empfehlenswert, aber auch ausreichend. Für die Anwendung des BBSK-Verfahrens zur Beurteilung von Standorten auf der Basis von Erwartungswerten kann man sich auf eine zweimalige Probennahme, optimal z.B. im Frühjahr und Herbst, beschränken. Dabei ist zu betonen, dass mit diesem Vorgehen – analog zum Vorgehen bei der Beurteilung aquatischer Lebensräume – nicht die vollständige Erfassung der Organismen angestrebt wird, sondern ein möglichst optimaler Kompromiss zwischen Aufwand und Aussagekraft der Daten erreicht werden soll.

Methodik: Wie schon in der „LfU-Studie“ betont, sollten zur Erfassung der Bodenorganismen nur allgemein akzeptierte und möglichst standardisierte Beprobungsverfahren herangezogen werden. Obwohl diese Methoden für praktisch alle Gruppen zur Verfügung stehen und mit dem Standardwerk von DUNGER & FIEDLER (1997) zumindest für den deutschsprachigen Raum eine umfassende Darstellung vorliegt, wurde bis heute keine Methode zur Erfassung von Bodentieren formal standardisiert. Nur ein in der Schweiz durchgeführter Methodenvergleich zur Regenwurmextraktion kommt diesem Anspruch relativ nahe (VETTER 1996). Ausgehend von den Empfehlungen des BMU-Fachgesprächs im April 2000 (RÖMBKE & KALSCH 2000) wurde daher eine Initiative gestartet, Erfassungsmethoden für die folgenden Tiergruppen im Rahmen von DIN (Deutsche Industrienorm) bzw. ISO (International Organisation for Standardisation) zu standardisieren (eventuell dazu: Nematoden):

- Regenwürmer: Handauslese plus Formolaustreibung
- Enchytraeen: Stechbohrerproben plus Nassextraktion
- Collembolen: Stechbohrerproben plus Trockenextraktion
- Oribatiden: Stechbohrerproben plus Trockenextraktion
- Raubmilben: Stechbohrerproben plus Trockenextraktion

Dieser Prozess wird vermutlich einige Jahre in Anspruch nehmen, doch wird damit in absehbarer Zeit eine „Methodenbatterie“ standardisierter Verfahren zur Verfügung stehen, mit denen die Vergleichbarkeit von Ergebnissen bei der Anwendung der bodenbiologischen Standortklassifikation gegeben ist.

In diesen Standardmethoden werden zudem Empfehlungen zum Probenahmedesign enthalten sein. Dabei wird im Interesse einer routinemässigen Anwendung ein Kompromiss zwischen Aufwand (konkret: Anzahl der der Proben pro Standort und Zeitpunkt sowie Anzahl der Probentermine) und Aussagefähigkeit angestrebt, der für verschiedene Tiergruppen unterschiedlich ausfallen kann. Ein offener Punkt in diesem Zusammenhang ist die Einbeziehung mikrobieller Methoden (einschliesslich zur mikrobiellen Diversität; z.B. KENNEDY & GEWIN 1997), deren Wertigkeit und Aussagekraft, speziell aufgrund der Arbeiten von HÖPER (1999) und OBERHOLZER et al. (1999), in jüngster Zeit stark gestiegen ist.

10.5 Verhältnis von Struktur- und Funktionsparametern

Grundsätzlich können sowohl strukturelle Parameter wie der Artenbestand (Endpunkt: Diversität) als auch funktionelle Parameter (Endpunkt: Nachhaltigkeit) für die Klassifikation von Böden als Lebensraum von Bodenorganismen herangezogen werden. Funktionen setzen

bestimmte Strukturen voraus und in der Regel lassen daher intakte Strukturen auf intakte Funktionen schließen. Das vielfältige Sichüberschneiden der Leistungen der weit über tausend Arten von Bodenorganismen – z. B. in naturnahen Ökosystemen wie entsprechenden Wäldern – führt zu einer funktionellen Redundanz, die die Gesamtleistung, beispielsweise den Streuabbau, auch dann noch vollständig aufrecht erhalten kann, wenn sich die Struktur der Gemeinschaft der Leistungsträger, also letztlich der Arten, geändert hat. Diese Artengemeinschaften oder -zönosen bilden vor allem bei der Bodenfauna die geeignete Untersuchungsbasis, die vorzugsweise mit qualitativen (Identifizierung der Arten) und semiquantitativen (Dominanz der identifizierten Arten) Parametern erschlossen wird.

Bei Mikroorganismen ist der Artenzönosen-Ansatz nur teilweise möglich, da – vom Artkonzept als solchem ganz abgesehen – die Identifizierung von Arten meist wesentlich schwieriger und aufwändiger ist. Mikroorganismen haben statt dessen den Vorteil, dass quantitative Parameter wie die physiologische Leistung (beispielsweise Atmung oder enzymatische Umsätze) direkt messbar sind. Dies erlaubt Einblicke in die Funktion ihrer Zönosen und damit Aussagen zum Endpunkt der Nachhaltigkeit. Für die Bodenfauna sind Messungen in dieser Weise nicht möglich, sie müssten aus der Summe der Leistungen jeder einzelnen der zahlreichen Arten zusammengesetzt werden. Einen näherungsweisen Zugang zu einer quantitativen Abschätzung der Leistung bietet die Abundanz der Tiere, zumindest im Vergleich gleicher Tiergruppen an unterschiedlichen Standorten. Von der Abundanz kann über die gruppenspezifische Korrelation zwischen Längenmaßen der Tiere und ihrer Körpermasse die Biomasse berechnet werden, die bereits einen guten Einblick in die potentielle Leistung gibt.

Ein selbständiger quantitativer Parameter, der eine sehr gute Beurteilung der Nachhaltigkeit erlaubt, ist der Streuabbau. Er kann, da seine Untersuchung mindestens zwei, nach Möglichkeit drei Jahre umfassen sollte, kaum zum routinemäßigen Repertoire einer BBSK gehören. In einer exemplarischen Studie wie dem vorliegenden Vorhaben leistet seine Messung im Netzbeutelexperiment aber hervorragende Dienste für die Beurteilung der Auswirkung festgestellter struktureller Änderungen und damit eine erste Abschätzung ihrer Nachhaltigkeit für das Ökosystem.

10.6 Empfehlungen

In diesem Kapitel werden die wichtigsten konkreten Empfehlungen zur Weiterentwicklung des BBSK-Konzepts zusammengefasst (vgl. auch das letzte Kapitel des Protokolls des BMU-Fachgesprächs (RÖMBKE & KALSCH 2000)):

- Anzustreben ist ein hierarchisches Verfahren, das zuerst nach Nutzung des Standorts und dann, spezifisch je nach Fragestellung, Standort und vorhandenen Ressourcen hinsichtlich der zu verwendenden Tiergruppen modifiziert werden kann (siehe unten).
- Vorausgesetzt wird dabei das Vorhandensein von biologischen Erwartungswerten für die Standorttypen der jeweiligen Region. Die den biologischen Erwartungswerte zugrunde liegenden Korrelationen mit abiotischen Standortfaktoren können aus Gründen der Überschaubarkeit auf einer Klassenbildung der Messwerte dieser Faktoren beruhen. Für die statistischen Analyseverfahren sollten aber immer auch deren numerische „Originalmesswerte“ zu Verfügung stehen.
- Ebenfalls im Vorfeld muss die (internationale) Standardisierung von Erfassungsmethoden, Probennahmedesign etc. vorangetrieben werden.
- Parallel zu diesen Aktivitäten müssen die Anstrengungen zur Implementierung von Verfahren zur bodenbiologischen Standortklassifikation in die Umsetzung des Bundesbodenschutzgesetzes (bzw. seiner Äquivalente auf Länderebene) verstärkt werden, damit die Anforderungen der Praxis berücksichtigt bleiben.

1. Vorschlag für eine Differenzierung nach Nutzung des zu beurteilenden Standorts, womit zugleich eine Vorentscheidung über die zu verwendenden Tiergruppen gefällt wird:

Nutzung	Stufe I	Stufe II
Acker	Regenwürmer, Mikroorganismen	Nematoden, Collembolen (?), Raubmilben
Grünland	Regenwürmer, Enchyträen	Nematoden, Collembolen (?), Raubmilben, Oribatiden
Wald	Regenwürmer, Diplopoden, Asseln, Chilopoden	Oribatiden, Raubmilben, Enchyträen, Collembolen (?)

2. Verwendung (international) standardisierter Erfassungsmethoden einschliesslich der Auswahl der optimalen Messparameter bzw. des anzustrebenden taxonomischen Niveaus.

3. Die Auswertung müßte auf Gemeinschaftsebene erfolgen, auszuarbeiten sind in nächster Zukunft die Definition von Charakter- und Differentialarten oder anderen Kenngrößen, die die zu erwartende Gemeinschaft eindeutig beschreiben und Abweichungen objektiv nachvollziehbar macht.

4. Die Kriterien zur Identifikation einer Auffälligkeit sind in Abhängigkeit von der jeweils verwendeten Auswertungsmethode festzulegen einschließlich der Frage, welche Konsequenzen eine festgestellte Abweichung hat (konkret: Wiederholung einer Beprobung, Übergang zu Stufe II, Auswahl weiterer Organismengruppen etc.).

5. Fragestellungsspezifisch sind zur Beurteilung der in Stufe I oder II festgestellten Auffälligkeit weitere Untersuchungen möglich, wobei an erster Stelle die funktionellen Auswirkungen (Stichwort: Nachhaltigkeit) stehen dürften.

- Leistungsfähigkeit, Stoffumsatz: Mikroorganismen: Biomasse, Mineralisierung, Ammonium-Oxidation, Streuabbau.
- Seltenheit und Besonderheit von Böden: Chilopoden, Diplopoden, Asseln, Schnecken (z.B. Böden wie die Kalkrendzina mit besonderer Fauna)
- Bei Kenntnis spezifischer Schadstoffe oder Düngern an einem Standort: Untersuchung von Artengruppen, für die eine Reaktion auf die interessierenden Schadstoffe oder Dünger aus Labortests oder Freilanduntersuchungen der Arten vorhergesagt werden kann (z.B. Nematoden, Raubmilben, eventuell auch Collembolen)

Es wird ein iteratives Verfahren angestrebt. Die derzeitigen Erwartungswerte sind als Hypothesen zu betrachten, die mit jeder weiteren Untersuchung überprüft und ggf. präzisiert werden. Durch die bessere Analyse der immer breiter werdenden Datenbasis können konkrete Vorhersagen für bestimmte Gebiete gemacht werden, die dann zu überprüfen sind. Es können auch ganz gezielt die Defizite benannt werden. Wenn der Schwerpunkt auf Grünland liegen sollte, müsste man z.B. die Frage untersuchen, ob die Mikroarthropoden tatsächlich zwischen feuchten und trockenen bis frischen Standorten differenzieren und wo die Feuchtegrenze liegt. Unabhängig von diesen Empfehlungen ist die Verbreiterung der Datenbasis bei gleichzeitiger Erhebung von Standortfaktoren und biologischen Daten an Standorten starker anthropogener Nutzung (Acker und Grünland) voranzutreiben. Im Interesse einer möglichst effizienten Ressourcennutzung sollten diese Arbeiten international abgestimmt durchgeführt werden (z.B. SCHOUTEN et al. 1999).

11. Literatur

- BBodSchG (Bundes-Bodenschutzgesetz) (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. BGBl I 502 vom 17.03.1998.
- BBodSchV (Bundes-Bodenschutzverordnung) (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes vom 16.06.1999.
- BECK, L. (2000): Streuabbau von Bodenfauna in Wäldern gemässiger und tropischer Breiten. *Carolina* **58**, 243-256.
- BECK, L., DUMPERT, K., FRANKE, U., MITTMANN, H., RÖMBKE, J. & SCHÖNBORN, W. (1988): Vergleichende ökologische Untersuchungen in einem Buchenwald nach Einwirkung von Umweltchemikalien. *Jülich Spezial* **439**, 548-701.
- BECK, L., RÖMBKE, J., RUF, A. SCHEURIG, M. & WOAS, S. (1995): Auswirkungen des Einsatzes von Dimilin und *Bacillus thuringiensis* auf Struktur und Funktion der Bodenfauna. Bericht für die LfU Karlsruhe, ECT Oekotoxikologie GmbH, 57 S.
- BECK, L., WOAS, S. & HORAK, F. (1997): Taxonomische Ebenen als Basis der Bioindikation - Fallbeispiele aus der Gruppe der Oribatiden (Acari). *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz*, **69**, 67-85.
- BONGERS, T. (1990): The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on soil nematode species composition. *Oecologia* **83**, 14-19.
- CROMMENTUIJN, T., POLDER, M.D. & VAN DE PLASSCHE, E. (1997): Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM-Report No. 601501 001, 260 S.
- CROMMENTUIJN, T., SIJM, D., DE BRUIJN, J., VAN DEN HOOP, M., VAN LEEUWEN, K. & VAN DE PLASSCHE, E. (2000): Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations. *J. Environ. Management* **60**, 121-143.
- CROSSLEY, D.A. & HOGLUND, M.P. (1962): A litter-bag method for the study of micro-arthropods inhabiting leaf litter. *Ecology* **4**, 571-574.
- DE GOEDE, R.G.M., BONGERS, T. & ETTEMA, C.H. (1993): Graphical presentation and interpretation of nematode community structure: c-p triangles. *Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent* 58/2b: 743-750.
- DIDDEN, W.A.M. (2000): Earthworm communities in grasslands and horticultural soils. *Biol. Fert. Soils* **33**, 111-117.

- DIDDEN, W.A.M. & RÖMBKE, J. (2001): Enchytraeids as indicator organisms for chemical stress in terrestrial ecosystems. *Ecotox. Envir. Safety* (in press)
- DUNGER, W. & FIEDLER, H-J. (1997): *Methoden der Bodenbiologie*. 2. Aufl., 539 S. G. Fischer Verl., Jena.
- EISENBEIS, G. (1994): Die biologische Aktivität von Böden aus zoologischer Sicht. *Braunschw. naturkd. Schr.* **4**, 653-658.
- FILSER, J. (2000): Sinn und Unsinn der Bewertung von Standorteigenschaften mit Mesofaunagemeinschaften. *Mittl. AG Bodenmesofauna* **16**, 47.
- FRÜND, H-C. & GRAEFE, U. (1992): Enchytraeen (Kleinringelwürmer) – Funktion, ökologische Ansprüche und Beeinflussung durch Bodenbewirtschaftung. *VDLUFA-Schriftenreihe* **35**, 539-542.
- GRAEFE, U. (1993): Veränderungen der Zersetzergesellschaften im Immissionsbereich eines Zementwerks. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* **72**, 531-534.
- GRAEFE, U. & SCHMELZ, R.M. (1999): Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. *Newsletter on Enchytraeidae* **6**, 59-67.
- HASSAN, S.A. (1992): Guidelines for testing the effects of pesticides on beneficial organisms: Description of test methods. *Bull. IOBC/WPRS Bull.* **15**, 1-186.
- HECK, M., ACHAZI, R.K. & SCHMELZ, R.M. (1999): Untersuchung von Enchytraeenpopulationen innerstädtischer Forste und Freiflächen Berlins. *Newsletter on Enchytraeidae* **6**, 129-156.
- HEEB, J. & VETTER, F. (1995): Ansatz für eine integrative Auswertung bodenbiologischer Messergebnisse. *Umweltmaterialien*. BUWAL (Hrsg.), Schattweid, Schweiz.
- HOFFMANN, H., KRATZ, W. & NEINASS, J. (1991) Der Ködermembrantest - eine einfache Methode zur Bestimmung der tierischen Freßaktivität. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* **66**, 507-510.
- HÖPER, H. (1999): Die Bedeutung abiotischer Bodeneigenschaften für die bodenmikrobiologische Kennwerte. – Ergebnisse aus der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* **89**, 253-256.
- JÄNSCH, S. (2001): Ökologische Charakterisierung ausgewählter Enchytraeenarten hinsichtlich relevanter Standorteigenschaften (speziell Bodenfaktoren). Diplomarbeit FH Rüsselsheim.
- JENSEN, J. & FOLKER-HANSEN, P. (1995): *Soil Quality Criteria for Selected Organic Compounds*. Working Report No. 47, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen. 156 S.

- JÜLG, M. (1998): Vergleich von Regenwurmpopulationen mit physikalischen und chemischen Eigenschaften von Böden unter Wald bei Forst/Bruchsal. Wissenschaftliche Arbeit für das Lehramt an Gymnasien, TH Karlsruhe. 61 S.
- KARAFIAT, H. (1970): Die Tiergemeinschaften in den oberen Bodenschichten schutzwürdiger Pflanzengesellschaften des Darmstädter Flugsandgebietes. Schriftenreihe, Institut für Naturschutz, **IX**, **4**, 1-123.
- KENNEDY, A.C. & GEWIN, V.L. (1997): Soil microbial diversity: Present and future considerations. *Soil Science* **162**, 607-617.
- KENTER, B., BELLMANN, H., SPELDA, J. & FUNKE, W. (1998): 5.4 Makrofauna - Zoophage der Streu und der Bodenoberfläche. In: FISCHER, A. (Hrsg.): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf: 259-279. Landsberg.
- KISS, I., TOTH, O. & STILLER, K. (1995): Measurements on the biological activity of soils. 7th European Ecological Congress Budapest, August 1995.
- KOEHLER, H. H. (1993) Erfahrungen mit den Köderstreifen-Test nach Törne. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* **69**, 143-146.
- KRATZ, W. (1991): Cycling of nutrients and pollutants during litter decomposition in pine forests in the Grunewald, Berlin. In: NAKAGOSHI, N., GOLLEY, F.B. (eds.). *Coniferous forest ecology from an international perspective*. SPB Publ., The Hague. 151-160.
- KRATZ, W., BROSE, A. & PIEPER, S. (1997): Bodenqualitätsziele aus der Sicht der Bodenzöologie. Ökotoxikologische Bewertung von BaP für den Bereich der Vorsorge am Beispiel von Rieselfeldböden. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* **85 III**, 1591-1594.
- KRATZ, W., PIEPER, S. & BROSE, A. (1998): Ökotoxikologische Bewertung von Benz[a]pyren und PCB 52 am Beispiel von Rieselfeldböden. *Bodenschutz* **3**, 21-25.
- LARINK, O. (1993) Ist der Köderstreifentest ein Maß für bodenzoologische Aktivität? *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* **69**, 139-142.
- LAVELLE, P., BIGNELL, D., LEPAGE, M., WOLTERS, V., ROGER, P., INESON, P., HEAL, O.W. & DHILLION, S. (1997): Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *Europ. J. Soil Biol.* **33**, 159-193.
- LENNARTZ, F. & ROSS-NICKOLL, M. (1999): Der biozöologisch-soziologische Klassifikationsansatz zur Erfassung und Abgrenzung von Ökosystemtypen: Ein Weg zum Monitoring belasteter Ökosysteme? In: *Ökotoxikologie – Ökosystemare Ansätze und Methoden*. OEHLMANN, J. & MARKERT, B. (eds.) ecomed Verlag, Landsberg. 204-212.

- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1990): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1989. 198 S. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1994): Methoden zu Wirkungserhebungen - Ein Methodenhandbuch. 78 S. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- MIKO, L. & STANKO, M (1991): Small mammals as carriers of non-parasitic mites (Oribatida, Uropodina). In: DUSBABEK, F. & BUKVA, V. (Eds.): *Modern Acarology* **1**, 395-402 (Academia, Prague).
- OBERHOLZER, H-R., REK, J., WEISSKOPF, P. & WALTHER, U. (1999): Evaluation of soil quality by means of microbiological parameters related to the characteristics of individual arable sites. *Agrobiol. Res.* **52**, 113-125.
- PAULUS, R., RÖMBKE, J., RUF, A. & BECK, L. (1999): A comparison of the litterbag-, minicontainer- and bait-lamina-methods in an ecotoxicological field experiment with diflubenzuron and btk. *Pedobiologia* **43**, 120-133.
- RÖMBKE, J., BECK, L. FÖRSTER, B., FRÜND, C-H., HORAK, F., RUF, A, ROSCICZEWSKI, K., SCHEURIG, M. & WOAS, S. (1997): Boden als Lebensraum für Bodenorganismen. - Handbuch Boden: Texte und Berichte zum Bodenschutz 4/97. 430 S. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- RÖMBKE, J., DREHER, P., BECK, L., HAMMEL, W., HUND, K., KNOCHE, H., KÖRDEL, W., KRATZ, W., MOSER, T., PIEPER, S., RUF, A., SPELDA, J. & WOAS, S. (2000): Bodenbiologische Bodengüte-Klassen. UBA-Texte, 6/00, 276 S.
- RÖMBKE, J. & KALSCH, W. (2000): Protokoll des Internationalen Fachgesprächs über „Ansätze für biologische Bewertungsstrategien und –konzepte im Bodenschutz“. Bericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn, 70 S.
- RÖMBKE, J., NOTENBOOM, J. & POSTHUMA, L. (2001): Effects of zinc on enchytraeids: The Budel case study. *Natura Jutlandica* (in press)
- RUF, A. & RÖMBKE, J. (1996): Erste Ergebnisse einer Untersuchung zur Wirkung von Dimilin und B.t.k. auf Bodenfauna und Streuabbau. *Mittl. Biol. Bundesanst.* **322**, 175-186.
- RUF, A. (1997): Fortpflanzungsbiologie von Raubmilben und Charakterisierung von Böden – Ein Konzept zur Indikation von Belastungszuständen von Böden. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* **69**, 209-216.
- RUF, A. (1998): A maturity index for predatory soil mites (Mesostigmata: Gamasina) as indicator of environmental impacts of pollution on forest soils. *Appl. Soil Ecol.* **9**, 447-452.

- RUF, A. & RÖMBKE, J. (1999): Beurteilung von Bodenqualität mit Hilfe von Bodentieren. In: KOEHLER, H., MATHES, K. & BRECKLING, B. (eds.): Bodenökologie interdisziplinär. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 119-132.
- RUF, A., BECK, L., HAMMEL, W., HUND, K., KRATZ, W., RÖMBKE, J. & SPELDA, J. (1999): Grundlagen zur Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für die Bodenfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“. Teil II: Erste Ergebnisse zur Anwendung von bodenkundlich/bodenbiologisch definierten Standorttypen. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. **89**, 177-180.
- RUF, A. (2000): Die Raubmilbenfauna des Hardtwaldes bei Bruchsal – Beobachtungen an verschiedenen Experimentalflächen über zwei Jahre. *Carolina* **58**, 183-193.
- RUF, A., BECK, L., RÖMBKE, J. & SPELDA, J. (2000): Standortsspezifische Erwartungswerte für die Gemeinschaftsstruktur ausgewählter Taxa der Bodenfauna als Bodenqualitätskriterium. *Ber. Nat.-med. Ver. Innsbruck* **87**, 361-380.
- SCHEURIG, M., HOHNER, W., WEICK, D., BRECHTEL, F. & BECK, L. (1996): Laufkäferzönosen südwestdeutscher Wälder – Charakterisierung, Beurteilung und Bewertung von Standorten. *Carolina* **54**, 91-138.
- SCHOUTEN, A.J., BREURE, A.M., BLOEM, J., DIDDEN, W., DE RUITER, P.C. & SIEPEL, H. (1999): Life support functies van den bodem: operationalisering t.b.v. het biodiversiteitsbeleid. RIVM-Report Nr. 607601003, 55 S.
- SCOTT-FORDSMAND, J.J. & BRUUS PEDERSEN, M. (1995): Soil Quality Criteria for Selected Inorganic Compounds. Working Report No. 48, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen. 200 S.
- SINNIGE, N., TAMIS, W. & KLIJN, F. (1992): Indeling van Bodemfauna in ecologische Soortgroepen. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden Report No. 80.
- SPELDA, J. (1996): Die Hundert- und Tausendfüßerfauna von Wacholderheiden im Landkreis Calw und ihre Reaktion auf unterschiedliche Pflegemaßnahmen (Chilopoda, Diplopoda). *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* **88**, 289-320.
- SPELDA, J. (1999a): Verbreitungsmuster und Taxonomie der Chilopoda und Diplopoda Südwestdeutschlands. Diskriminanzanalytische Verfahren zur Trennung von Arten und Unterarten am Beispiel der Gattung *Rhymogona* COOK, 1896 (Diplopoda: Chordeumatida: Craspedosomatidae). Dissertation Universität Ulm. 541 S.
- SPELDA, J. (1999b): Ökologische Differenzierung südwestdeutscher Steinläufer (Chilopoda: Lithobiida). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **29**, 389-395.

- SPURGEON, D.J., SANDIFER, R.D. & HOPKIN, S.P. (1996): The use of macro-invertebrates for population and community monitoring of metal contamination - indicator taxa, effect parameters and the need for a soil invertebrate prediction and classification scheme (SIVPACS). In: VAN STRAALLEN, N.M. & KRIVOLUTSKY, D.A.: Bioindicator Systems for Soil Pollution. 95-109. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.
- VETTER, F. (1996): Methoden zur Regenwurm-Extraktion. Umwelt-Materialien Nr. 62, BUWAL, Bern. 46 S.
- VOLZ, H. (1962): Beiträge zu einer pedozoologischen Standortslehre. *Pedobiologia* 1: 242-290.
- VON TÖRNE, E. (1990a): Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina tests. *Pedobiologia* **34**, 89-101.
- VON TÖRNE, E. (1990b): Schätzungen von Fraßaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Tests. *Pedobiologia* **34**, 269-279.
- WILKE, B-M., HERRCHEN, M, KRATZ, W., MARSCHNER, A:, NECKER, U., PIEPER, S., RÖMBKE, J., RIEPERT, F., RÜCK, F., TERYTZE, K. & THROL, C. (2001): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfads Bodenverunreinigungen – Bodenorganismen. BVB-Eckpunktepapier.