

Struktur und Funktion von Tiergesellschaften in Waldökosystemen - Bodentiere als Indikatoren von Umwelteinflüssen*

Werner Funke

FUNKE W., 1990: 1. Zur "Funktion der Tiere" und zur "Organisation (Nischen-Differenzierung) von Artengemeinschaften" in Waldökosystemen. - Die Funktion der Tiere wird am Beispiel der blattfressenden Insekten im Kronenraum von Laubwäldern aufgezeigt. Es wird betont, daß neben Detritophagen, Räubern und Parasiten auch den Blattfressern in den Kronen der Bäume, die meist als Schädlinge angesehen werden, in Wirklichkeit (über ihre auf den Waldboden fallenden Exkremente und über ihre Positionen in Nahrungsnetzen) eine außerordentlich wichtige, vielleicht sogar unverzichtbare Bedeutung für das Funktionieren von Ökosystemen zukommt. - Die Nischen-Differenzierung wird ebenfalls für Laubwälder - an den Zönosen der Raubarthropoden der Bodenoberfläche dargestellt. In ihrer lokomotorischen Aktivität zeigen diese Tiere unterschiedliche Abhängigkeiten von Licht und Temperatur. Darüber hinaus lassen sie unterschiedliche Präferenzen für Raumstrukturen erkennen (z.B. für Baumstämme).

2. Wirbellose Tiere als Indikatoren von Veränderungen in Fichtenforsten. - Mykorrhiza-Zehrer dienen u.U. zur Früherkennung von Waldschäden. - In den Fluktuationen von Populationsdichte und Streuabau wird der Einfluß von Klimafaktoren auf die Funktionsfähigkeit des ganzen Ökosystems deutlich. - Kalk- und Mineraldüngergaben führen zu starken Veränderungen der gesamten Lebensgemeinschaft. - Bodentiere reagieren äußerst sensitiv auf Biozide. - Borkenkäfer eignen sich als Monitororganismen für toxische Elemente.

FUNKE W., 1990: Structure and function of animal coenoses in forest ecosystems - soil animals as indicators of environmental influences.

1. "Function of animals" and "organisation (niche differentiation) of arthropod coenoses" in forest ecosystems. - Phyllophagous insects of the canopy of deciduous forests are considered as an example of the function of animals within the arthropod coenoses. It is emphasized that in addition to detritivores, predators and parasites, also herbivores usually considered as being pests with regard to primary production may play a very important part in the ecosystem by dropping fecal pellets to the soil and by their positions in food webs. Niche differentiation is shown for deciduous forests based on the coenoses of predatory arthropods of the soil surface. The locomotory activity of these animals is influenced in different ways by temperature. Further, they show different preferences for space structures (e.g. for tree trunks).

2. Invertebrate animals as indicators for alterations in spruce forests. - Mycorrhiza-feeders may be useful as early indicators of forest diseases. The fluctuations in population density and litter decomposition show influences of climatic conditions on ecosystem function. Liming and fertilizing induce strong alterations of the total biocoenosis. Soil animals react extremely sensitively to biocides. Bark beetles are very suitable monitoring organisms for the effects of toxic elements.

Key words: arthropods, biocides, bioindicators, climatic conditions, ecosystem, elements, fertilizing, forest diseases, invertebrates, liming, mycorrhiza-feeders, niche differentiation, phyllophages, population density, predators, soil-animals.

Wenn man vom Wald spricht, seinen Leistungen, seinen Krankheiten, seinem Sterben, so haben dabei weite Teile der Öffentlichkeit noch immer meist nur den mehr oder weniger guten Gesundheitszustand von Tanne, Fichte, Kiefer, Buche oder Eiche im Auge. Wälder bestehen aber nicht

*) Vortrag zum Gedenken an Herrn Prof. Dr. Wilhelm KÜHNELT am 30. 11. 1988 an der Universität Wien (Zoologisch-Botanische Gesellschaft u. Verein zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse).

nur aus Bäumen. Sie funktionieren als Ökosysteme, in denen Klima und Boden, Luft, Wasser und Nährstoffe, Bäume und andere höhere Pflanzen, Algen, Pilze und Bakterien, niedere und höhere Tiere vielschichtig komplexe Beziehungen bilden.

Über Struktur und Funktion dieser Ökosysteme werden vor allem seit dem Sollingprojekt der Deutschen Forschungsgemeinschaft (ELLENBERG, 1967, 1973, ELLENBERG et al. 1986, ULRICH et al. 1979) an vielen Stellen der Bundesrepublik Deutschland eingehende Untersuchungen durchgeführt.

Noch immer sind aber viele Zusammenhänge unbekannt. Die empfindlichsten Lücken bestehen vor allem auf zoologischer Seite. Es existieren zwar eingehende Untersuchungen über den Energieumsatz der Tiere, über Struktur und Dynamik von Zoozönosen und Populationen, über die bodenbiologische Bedeutung einzelner Gruppen und seit neuestem auch über den Anteil wirbelloser Tiere am Elementhaushalt von Wäldern (BECK, 1983, FUNKE, 1973, 1974, 1983, GRIMM, 1983, 1986, KOLBE, 1981, SCHÄFER, 1982, THIEDE, 1977, WEIDEMANN et al. 1986); die mannigfachen Wechselbeziehungen zwischen verschiedenen Populationen, ihre speziellen Leistungen bei Gestaltung und Erhaltung von Ökosystemen, ihre ökologische Einnischung, ihre Indikatoreigenschaften für gravierende - auch anthropogen bedingte - Veränderungen im Ökosystem sind aber noch immer weitgehend unbekannt. Wesentliche Gründe für diese Wissenslücken sind in der "Natur" der Tiere, ihrer Mobilität, ihren oft sehr speziellen Ansprüchen im Hinblick auf Nahrung und Lebensraum, in den hohen Zahlen an Arten und Entwicklungsstadien sowie in den Schwierigkeiten ihrer Determination und quantitativen Erfassung zu sehen.

Seit 1977 wird von Ulm aus versucht, neue Erkenntnisse zu den o.g. Punkten zu gewinnen. Beispielhaft werden in der vorliegenden Studie zwei recht unterschiedliche Themenbereiche herausgegriffen, die mit dem Werk von Wilhelm KÜHNELT direkt oder indirekt in Zusammenhang stehen bzw. die ich mit Herrn Prof. KÜHNELT in den letzten Jahren mehrfach diskutieren durfte. Beim ersten Thema geht es um die Frage nach der "Funktion der Tiere in Waldökosystemen" und nach der "Organisation von Artengemeinschaften". Beim zweiten Thema soll geprüft werden, in welchem Umfang Tiere Veränderungen in unserer Umwelt aufzeigen und ob sie einen Beitrag zur Kausalanalyse solcher Veränderungen liefern können. Als Beispiel habe ich hier die "Waldschadensproblematik" gewählt.

Zur Funktion von Tiergesellschaften in Waldökosystemen und zur Organisation von Artengemeinschaften

1. Die Bedeutung der Blattfresser in den Kronen der Bäume für das Ökosystem

Pflanzenfresser gelten generell als Schädlinge oder - im Sinne von ELLENBERG (1973) als "nicht notwendige" Glieder terrestrischer Ökosysteme.

Sehen wir uns das etwas genauer an:

In Wäldern Mitteleuropas verzehren die Blattfresser zwischen Frühjahr und Herbst i.d.R. ca. 5 -

10 % der lebenden Blattsubstanz (Abb. 1). Da die Nettoassimilation der Bäume einem jahreszeitlichen Wandel unterliegt, ergibt sich rein rechnerisch eine fraßbedingte Minderung der Kohlenstoff-Bindung von nur etwa 3 - 5 %. Das ist wesentlich weniger als der Betrag, der durch suboptimale Witterungsbedingungen, insbesondere durch Lichtmangel (aufgrund von Wolken-schatten), zu Buche schlägt (SCHULZE 1970). Wenn wir dann noch weiter berücksichtigen, daß in unseren Breiten jeder m² Bodenfläche durch 5 - 7 m² Blattfläche überdeckt wird, so schrumpft die errechnete blattfraßbedingte Minderung der Nettoassimilation zur Bedeutungslosigkeit: Fraßlöcher in Blättern der Schattenkrone sind - bei deren ohnehin geringen Assimilationsleistungen - in jedem Fall weitgehend ohne Belang. Fraßlöcher in Blättern der Sonnenkrone steigern den Lichtgenuß der Schattenkrone, womit die fraßbedingten Nettoassimilationsverluste der Sonnenkrone weitgehend kompensiert werden.

Daraus folgt: Blattfresser haben, wenn sie bei ihrem Fraß nicht gerade ausschließlich auf junge Knospen, auf Leitungsbahnen oder Blattstiele ausgerichtet sind, überhaupt keinen Nachteil für den Baum und dessen Primärproduktion. Sie ernähren sich lediglich vom Überfluß an Blattsubstanz. Damit sind sie kaum als Schädlinge zu werten (FUNKE 1972). Daß sie im Gegenteil sogar positiv zu beurteilen sind, geht aus folgendem hervor: Die Kotpartikel der Blattfresser, die aus den Kronen der Bäume zu Boden rieseln, bilden hier Entwicklungs- und Vermehrungszentren für Pilze, Bakterien und Protozoen, was ganz offensichtlich auch dem Abbau der umgebenden Streu zugute kommt. Der Abbau der Laubstreu wird nämlich bei Zugabe von Raupen- oder Käferkot beschleunigt (HERLITZIUS et al. 1977, HERLITZIUS 1983). Das wird nach unseren Beobachtungen allerdings nur in bodensauren Wäldern deutlich, in denen die großen Streuzersetzer, Regenwürmer, Asseln und Tausendfüßer fehlen oder doch zumindest selten sind (Abb. 2). Die Blattfresser in den Kronen der Bäume treten also in solchen

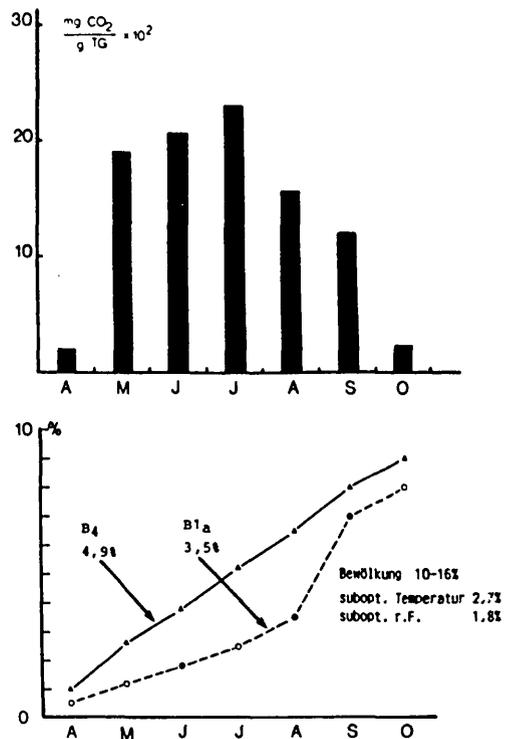


Abb.1: Oben: Nettoassimilation von Blättern der Rotbuche im Solling/Südniedersachsen, Versuchsfläche B1 (nach ELLENBERG 1967, ELLENBERG et al. 1986, SCHULZE 1970) zwischen April und Oktober 1968. Unten: Blattfraß von Insekten in Buchenwäldern des Solling, Versuchsflächen B1a, B4; (nach FUNKE 1971, 1972, 1977). Blattflächenverluste (in %) zwischen April und Oktober (1968). Berechnete Minderung der max. möglichen Nettoassimilation (in %) durch Blattfraß, Wolken-schatten, suboptimale Temperatur und rel. Luftfeuchte.

zumindest selten sind (Abb. 2). Die Blattfresser in den Kronen der Bäume treten also in solchen

Wäldern an die Stelle der großen Streufresser und tragen so zu einer für die Pflanzenernährung wichtigen Beschleunigung der Stoffkreisläufe bei.

Damit ist aber die positive Bedeutung der Blattfresser noch längst nicht erschöpft. Betrachten wir ihre Stellung im Nahrungsnetz, so erkennen wir eine ganze Reihe von Abhängigkeiten.

Die meisten Blattfresser besitzen bodenlebende Entwicklungsstadien. Nach dem Schlüpfen treten sie zunächst auf der Bodenoberfläche in Erscheinung, bevor sie zu Eiablage (Blattwespen, Schmetterlinge) oder Reifefraß (viele Rüsselkäfer) in den Kronenraum der Bäume abwandern. Unter dem Einfluß von Regen und Wind fallen viele Blattfresser während der gesamten

Vegetationsperiode immer wieder in großer Zahl zu Boden (Blattwespenlarven, Schmetterlingsraupen, auch Blattläuse, Zikaden und Rüsselkäfer). Manche Rüsselkäfer kommen hier auch zur Eiablage. Für die Raubarthropoden der Bodenoberfläche stellen alle diese Tiere - neben anderen Beutetieren aus der Gruppe der Zersetzer (Larven von Fliegen und Mücken, Collembolen etc.) - eine äußerst wichtige Nahrungsgrundlage dar (WEIDEMANN et al. 1986). Das gleiche gilt auch für die Raubarthropoden, die sich in tieferen Bodenschichten teilweise von den bodenlebenden Entwicklungsstadien der Blattfresser ernähren.

Wenn wir in einem Gedankenexperiment die Blattfresser aus unserem Ökosystem ausschließen, so wären natürlich auch deren bodenlebende Entwicklungsstadien betroffen. Die Folge wäre, daß das gesamte Vertilgersystem der Pflanzenfresser (also viele Räuber) in Mitleidenschaft gezogen wäre. Die Zersetzer würden unter stärkeren Fraßdruck geraten. Das müßte sich auf Streuabbau, Humifizierungs- und Mineralisierungsprozesse und letztlich auch auf die Nährstoffversorgung der Bäume und anderer höherer Pflanzen auf lange Sicht nachteilig auswirken. Zwischen Raubarthropoden und den jetzt noch vorhandenen Beutetieren, den Zersetzern, dürfte sich außerdem auch - auf niedrigem Niveau von Individuenzahlen und Biomasse - allmählich ein neues Gleichgewicht einstellen, wobei einzelne Arten vermutlich auch "verloren" gehen. Einige Hinweise sprechen nämlich dafür, daß manche Raubarthropoden der Bodenoberfläche in bestimmten Phasen ihrer Entwicklung bzw. bei der Produktion von Nachkommen auf die Blattfresser geradezu angewiesen sind. Stehen diese nicht mehr zur Verfügung, so müßten auch die von ihnen lebenden Räuber aus dem Ökosystem ausscheiden.

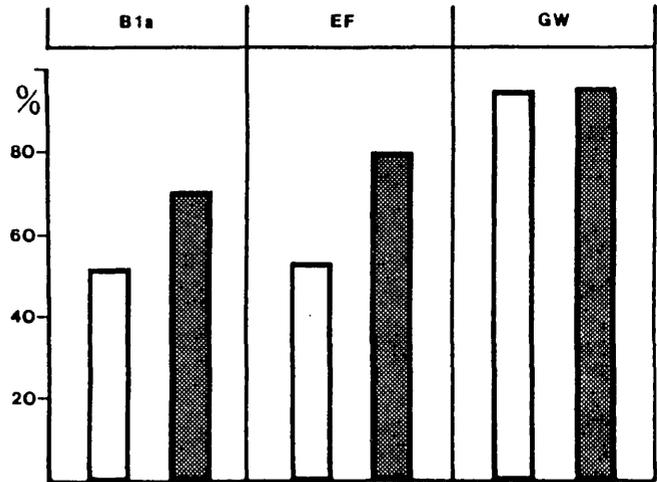


Abb. 2: Streuabbau ohne (weiße Säulen) und unter dem Einfluß von Raupenkot (graue Säulen) in Buchenwäldern (B1a - Solling, pH 3.2; EF - bei Ulm, pH 4.4; GW - Göttinger Wald, pH 6.9); nach HERLITZIUS et al. 1977 und HERLITZIUS 1983).

Diese einfachen Überlegungen zeigen also, daß eine Vernichtung der Blattfresser zu starken Veränderungen in einem ausgewogenen Nahrungsnetz und letztlich auch zu empfindlichen Störungen im Bestand pflanzenverfügbarer Nährstoffe führen muß.

2. Die Organisation der Raubarthropodenzönose der Bodenoberfläche

In Laubwäldern Mitteleuropas leben auf der Bodenoberfläche etwa 250 bis 400 Arten von Raubarthropoden. Die meisten gehören zu den Carabidae (Laufkäfer), den Staphylinidae (Kurzflügelkäfer), den Chilopoda (Hundertfüßer), den Araneae (Spinnen) und den Opiliones (Weberknechte).

Wie können so viele Arten bei gleichen oder doch zumindest sehr ähnlichen Ansprüchen an Nahrung und Raum nebeneinander existieren? Es geht also um die Frage nach der "Organisation" der Raubarthropodenzönose oder - etwas konkreter - um die Frage, in welcher Weise die einzelnen Arten ihre Funktion als Räuber der Bodenoberfläche, d.h. ihre ökologische Nische im Ökosystem, wahrnehmen.

Man könnte unter diesem Thema eine ganze Fülle morphologischer, physiologischer, ethologischer, auch ontogenetischer "Merkmale" untersuchen und prüfen, in welchem Umfang sich die einzelnen Arten im Sinne einer effektiven Konkurrenzmeidung unterscheiden. Ich möchte nur zwei dieser "Merkmale" herausgreifen:

Dabei geht es mir einmal um die "zeitliche Einnischung" der Raubarthropodenzönose von Waldökosystemen, bei der ich die lokomotorische Aktivität in den Vordergrund stelle (REMMERT 1976, etc.). Zum anderen geht es um die "räumliche Einnischung", bei der ich die Präferenz für spezielle walddtypische Raummarken erörtern möchte (FUNKE et al. i. Vorber.)

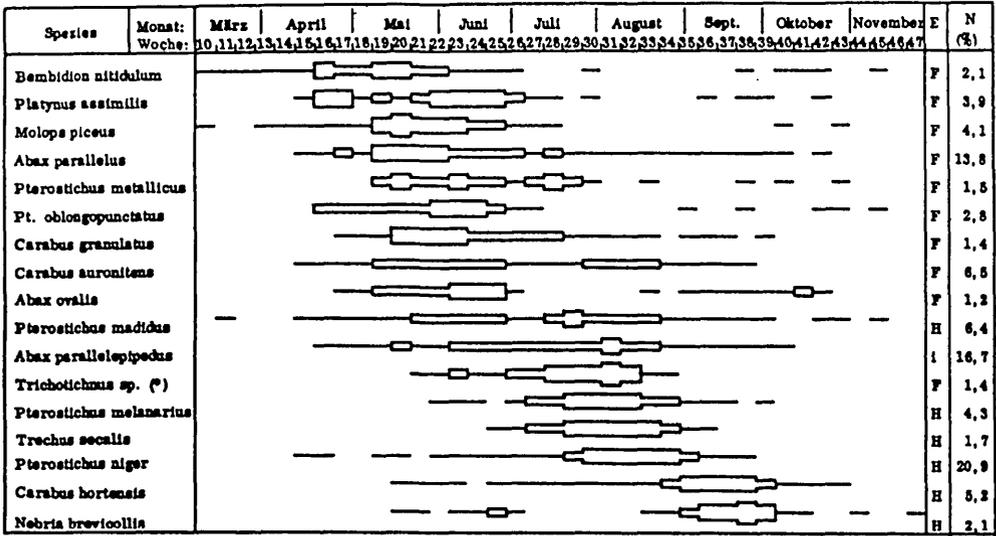
Lokomotorische Aktivität:

Die Untersuchungen wurden in zwei Laubwäldern durchgeführt, einem hellen, lichtdurchfluteten Eichen/Haselmischwald und einem dunklen Kalkbuchenwald (JANS 1987). Beide Wälder liegen auf der Schwäbischen Alb in 600 m Höhe, wenige Kilometer voneinander entfernt. Während der Vegetationsperiode ist die Bodenoberfläche im Eichen/Haselmischwald im Tagesmittel etwa 0.5 - 1.5°C wärmer als im Kalkbuchenwald. Das gilt es festzuhalten.

Die lokomotorische Aktivität der Raubarthropoden wurde mit sogenannten Zeitsortierbodenfallen bestimmt. Diese Geräte bestehen aus 3 m langen Fangrinnen, die zum Schutz vor Regen und Fallaub oben abgeschirmt sind und der Zeitsortiereinrichtung (s. Abb. 12 unten rechts). Die auf der Bodenoberfläche aktiven Tiere fallen zunächst in die Fangrinnen; sie gelangen dann innerhalb weniger Minuten über einen Sammeltrichter in ein Fangröhrchen, das von unten in einer kreisrunden Lochscheibe fixiert ist. In beliebigen Zeitintervallen, i.d.R. jede Stunde, erfährt die Lochscheibe - schaltuhrgesteuert - einen Positionswechsel um ein Loch. Auf diese Weise werden die gefangenen Tiere auf bestimmte Uhrzeiten "sortiert".

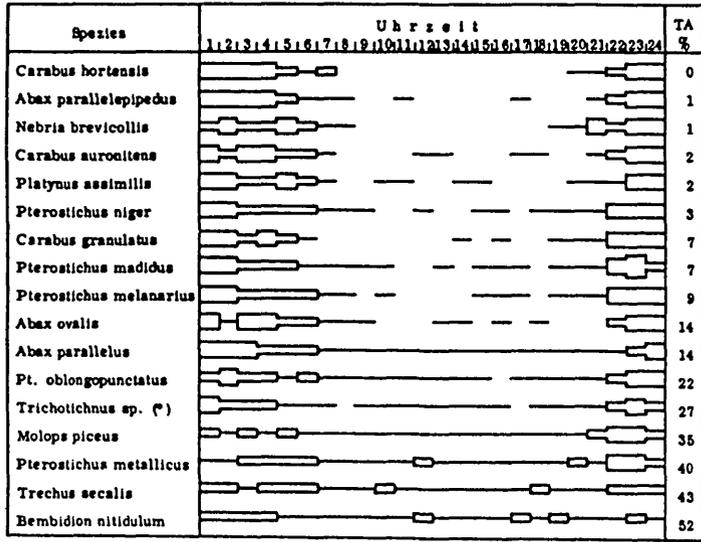
Betrachten wir die Ergebnisse:

Die lokomotorische Aktivität erstreckt sich über die gesamte Vegetationsperiode. Dabei zeigen die einzelnen Arten, z.B. bei den Carabidae, erhebliche Unterschiede im Hinblick auf den Beginn



(*) *T. laevicollis* u. max. 10 % *T. nitens* F = Entwicklungstyp: F = Frühjahrsfortpflanzler
 H = Herbstfortpflanzler
 i = instabile Verhältnisse
 Gesam: 96,0

— Fangzahl/Woche < 5 % des Gesamtfangs
 □ " " 5 - 9 % " " N (%) = Fangzahl in % des Gesamtfangs
 □ " " 10 - 19 % " "
 □ " " > 20 % " "



(*) *Trichotichnus laevicollis* und max. 10 % *T. nitens*

— Fangzahl/Bid. < 5 % des Gesamtfangs
 □ " " 5 - 9 % " "
 □ " " 10 - 19 % " "
 □ " " > 20 % " "

Abb. 3: Lokomotorische Aktivität der häufigsten Carabidae in einem Eichen/Hasel-Mischwald bei Ulm (Versuchsfläche U2) nach Fängen mit Zeitsortierbodenfallen (s. auch Abb. 12 unten rechts).
 Oben: Jahresperiodik;
 Unten: Tagesperiodik; TA % = Anteile von Tagaktivität.
 Einzelheiten s. JANS (1987).

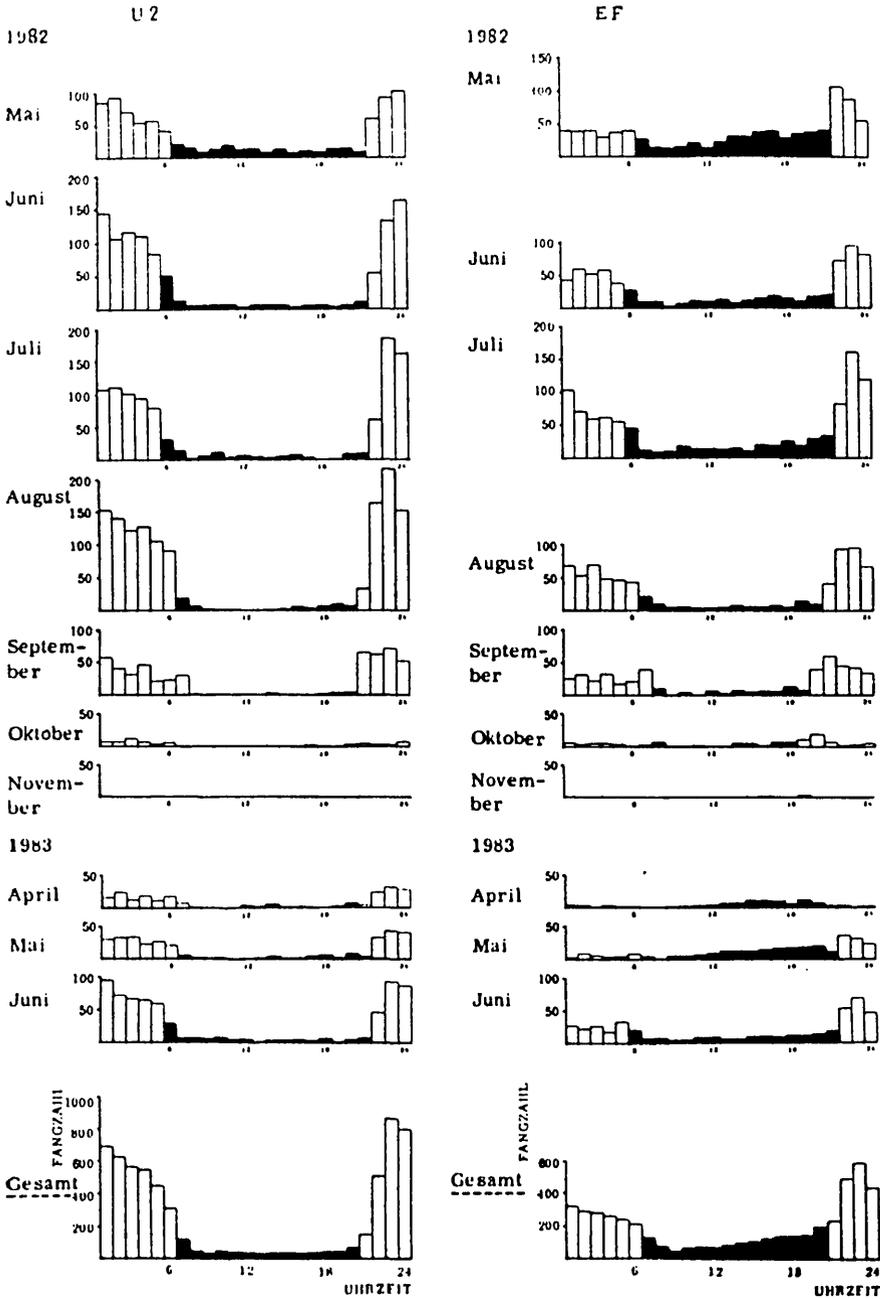


Abb. 4: Tagesperiodik der Aktivität bei Carabidae (alle Arten) im Jahreslauf und "gesamt" nach Zeitsortierbodenfallen-Fängen im Eichen/Hasel-Mischwald U2 und im Kalkbuchenwald EF. Weiß - Nachtaktivität, schwarz - Tagaktivität. Einzelheiten s. JANS (1987).

der Aktivität, ihre Dauer und die Lage der Maxima (s.u.a. auch THIELE 1977). Abb. 3 zeigt deutlich, daß die einzelnen Arten in ihrem jahreszeitlichen Auftreten teilweise recht gut voneinander isoliert sind. Bei der Tagesperiodik sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Arten auf den ersten Blick weniger gravierend (Abb. 3b). Die Carabidae sind bei Zusammenfassung aller im Laufe eines Jahres gewonnenen Fänge vor allem im lichten Eichen/Haselmischwald vorwiegend nachtaktiv. Man möchte annehmen, daß Ruhe und Aktivität, wie bei vielen anderen Tieren, ausschließlich durch Licht und Dunkelheit bestimmt werden. Daß dies nicht ganz stimmt, zeigt Abb. 4. Hier wird deutlich, daß in allen Monaten zwar die Nachtaktivität überwiegt, daß im Frühjahr aber doch auch erhebliche Anteile an Tagaktivität zu beobachten sind, die zum Sommer hin zurückgehen. Noch deutlicher wird das im Kalkbuchenwald, wo der Anteil an Tagaktivität generell - vor allem bei Berücksichtigung der gesamten Untersuchungsperiode - wesentlich größer ist als im Eichen/Haselmischwald.

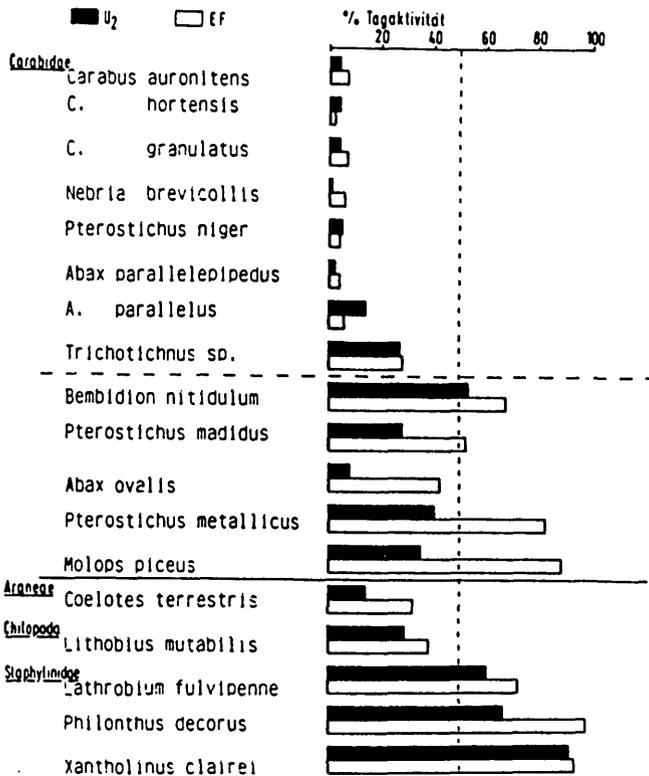


Abb. 5: Anteile von Tagaktivität häufiger Raubarthropoden im Eichen/Hasel-Mischwald U2 und im Kalkbuchenwald EF; nach Daten von JANS, 1987 und MANZ, 1985.

Betrachtet man die einzelnen Arten (Abb. 5), wobei hier natürlich nur eine Auswahl berücksichtigt sein kann, und vergleicht man die Anteile der Tagaktivität auf beiden Versuchsflächen, dem Eichen/Haselmischwald und dem Kalkbuchenwald in der Summe eines ganzen Jahres, so wird deutlich: Bei einer ersten Gruppe von Arten stimmen die Anteile der Tagaktivität auf beiden Flächen weitgehend überein. Die Tiere sind vorwiegend nachtaktiv. Bei einer zweiten Gruppe von Arten sind die Anteile der Tagaktivität im dunkleren und kühleren Kalkbuchenwald wesentlich

werden. In entsprechender Weise dürfte sich ein Teil der euryök-stenochronen tagaktiven Arten nach Süden zu verhalten. Diese beiden Artengruppen befinden sich in unseren Breiten wahrscheinlich nicht allzuweit von ihrer südlichen bzw. nördlichen Verbreitungsgrenze entfernt, wo sie stenök auftreten müßten. Ob es stenochron nacht- oder tagaktive Arten gibt, die in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet entweder nur nachts oder nur am Tage aktiv sind, wissen wir noch nicht. Ich möchte diese Möglichkeiten aber nicht ganz ausschließen.

Kommen wir wieder zum Problem der tageszeitlichen Einnischung der lokomotorischen Aktivität (Abb. 7):

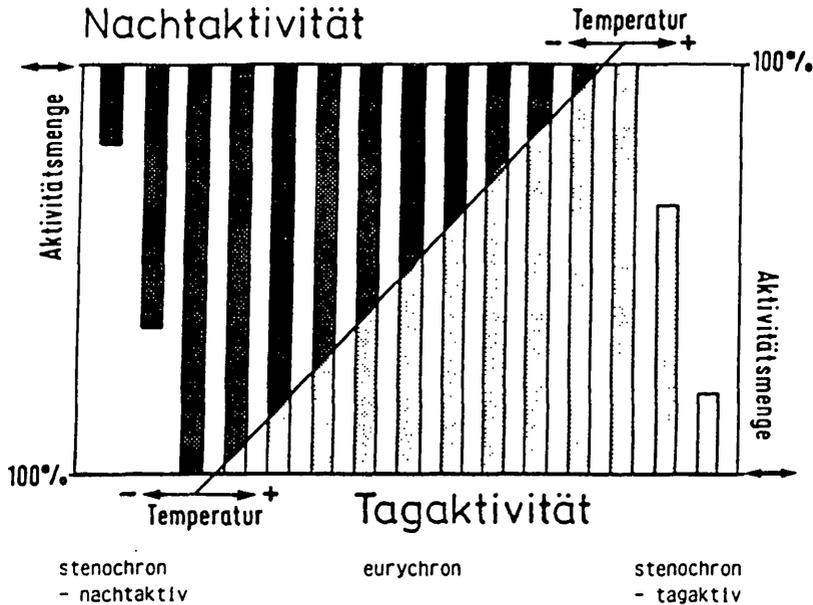


Abb. 7: Aktivität von Raubarthropoden der Bodenoberfläche in Abhängigkeit von der Temperatur - ein noch im Detail zu überprüfendes Modell. Bei abnehmender bzw. zunehmender Temperatur (regional, saisonal, biotopbedingt) kommt es zur Zu- bzw. Abnahme der Tagaktivität eurychroner Spezies bei gleichbleibender Aktivitätsmenge. Bei stenochron nacht- oder tagaktiven Spezies werden Vorkommen bzw. Existenz von niedrigen bzw. hohen Temperaturen stärker bestimmt (über die Aktivitätsmenge) als bei eurychronen Spezies. Solche Arten scheiden dann u.U. aus der Biozönose aus, bzw. sie treten neu in diese ein (s. Doppelpfeile oben links, unten rechts).

Beim gegenwärtigen Stand unserer Kenntnisse gibt es in unseren Wäldern und sicher auch in allen anderen naturnahen Landökosystemen Arten, die in weiten Temperaturbereichen entweder rein nacht- oder rein tagaktiv sind. Daneben gibt es Arten, die sich in ihrer Nacht- oder Tagaktivität nur geringfügig von der Temperatur beeinflussen lassen und schließlich haben wir Arten kennengelernt, bei denen das Ausmaß von Tag- und Nachtaktivität in hohem Maße von der Temperatur bestimmt wird. Zwischen allen Gruppen gibt es Übergänge. Auf diese Weise wird durch unterschiedliche Abhängigkeiten von den beiden Zeitgebern Licht und Temperatur eine

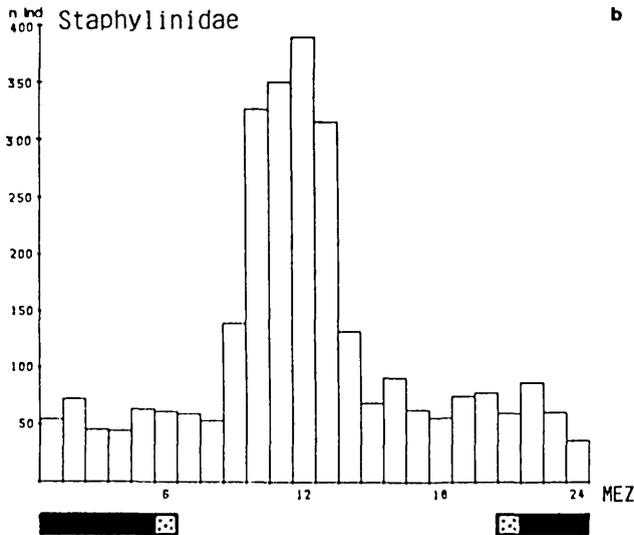
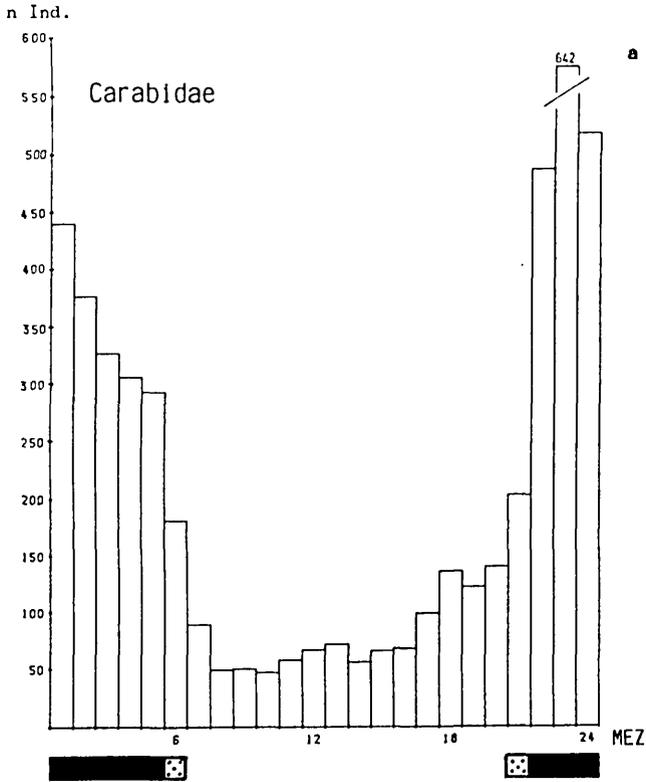


Abb. 8: Lokomotorische Aktivität von Raubarthropoden der Bodenoberfläche in Laubwäldern bei Ulm im Tageslauf. Gesamtfänge/Jahr mit Zeitsortierbodenfallen (JANS 1987, MANZ 1985).
a) Carabidae, b) Staphylinidae,

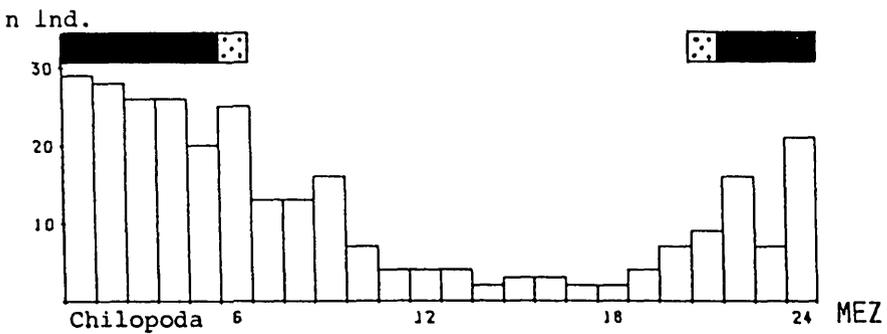
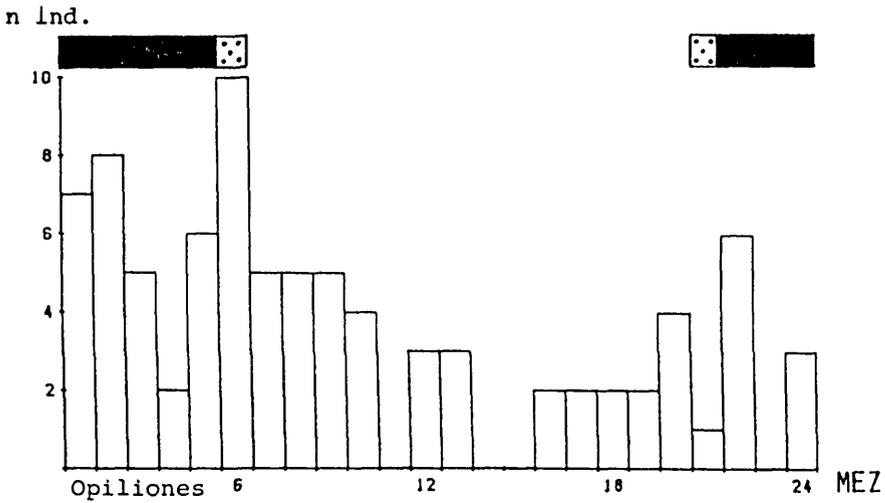
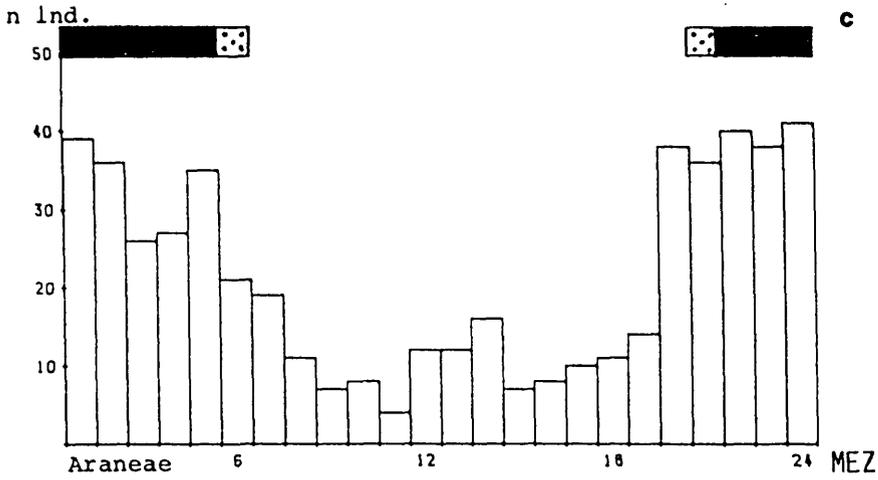


Abb. 8 c) Araneae, Opiliones, Chilopoda.

ganze Fülle von tageszeitlichen Einnisungen erkennbar, die noch durch unterschiedliche Abhängigkeiten von anderen Faktoren, z.B. von der Luft- oder der Bodenfeuchte, gesteigert wird.

Bei den vorwiegend temperaturabhängigen Arten ist das System der tageszeitlichen Einnischung nicht starr. In warmen Jahren ist es in Abb. 7 nach rechts, in kalten Jahren nach links verschoben. Das gleiche gilt natürlich auch für kürzere Zeitintervalle.

Wenden wir uns noch einmal unseren Versuchsf lächen zu und fragen wir nach dem Aktivitätsmuster, wie es sich bei Berücksichtigung aller Arten und Individuen, die im Laufe eines Jahres mit unseren Zeitsortierbodenfallen erfaßt werden, darstellt.

Die meisten Carabidae sind - ganz besonders im Eichen/Haselmischwald - vorwiegend nachtaktiv (Abb. 8a). Die Staphylinidae sind tagaktiv (Abb. 8b). Chilopoda, Opiliones und Araneae nehmen eine mittlere Position ein, wobei allerdings die Nachtaktivität überwiegt (Abb. 8c). Faßt man alle Gruppen zusammen, so ergibt sich ein Bild, das im wesentlichen vom Aktivitätsmuster der Carabidae und Staphylinidae geprägt ist (Abb. 9). Dabei werden zwei Zeitlücken sichtbar, zu denen nur wenige Raubarthropoden auf der Bodenoberfläche aktiv sind. Wie ist das zu erklären? Betrachten wir die Temperatur - einen mittleren Tagesgang in den Sommermonaten - so erkennt man, daß das Minimum der Aktivität in den frühen Morgenstunden recht gut mit dem Minimum der Temperatur übereinstimmt. Zu dieser Zeit dürften auch die meisten prospektiven Beutetiere unserer Raubarthropoden - temperaturbedingt - inaktiv am Boden verharren und somit selbst für die wenigen aktiven Räuber keinen besonderen Anreiz darstellen. Am Nachmittag erreicht die Temperatur Werte, die bei manchen Raubarthropoden wahrscheinlich an der oberen Grenze der Aktionstemperatur liegen. Bei anderen mag - an regenfreien Tagen - zur selben Zeit das Absinken von Luft- und Bodenfeuchte aktivitätsbegrenzend wirken. Weshalb kommen nun aber so wenige Arten und Individuen vor, für die die nachmittäglichen Temperaturen und Feuchtebedingungen zum Beutefang geeignet wären? Welchen biologischen Sinn müssen wir also in der breiten Aktivitätslücke sehen? Betrachten wir einmal die prospektiven Beutetiere, bei denen es sich im wesentlichen auch um Arthropoden

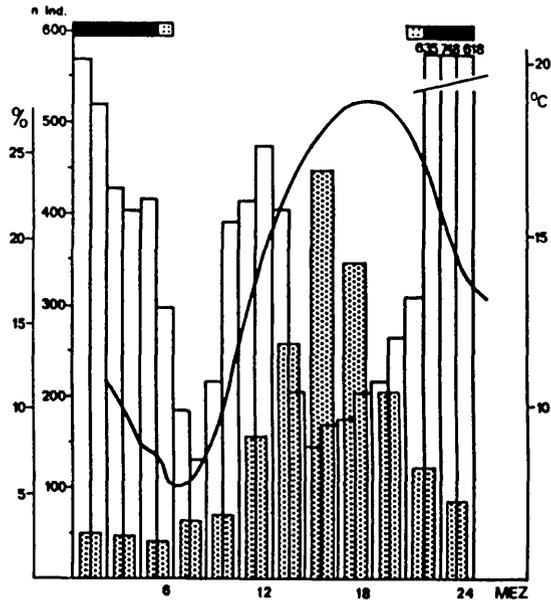


Abb. 9: Tagesperiodik der lokomotorischen Aktivität in Laubwäldern bei Ulm bei Raubarthropoden der Bodenoberfläche (Summe der bei 8a - c genannten Gruppen) - weiße Säulen, bei potentiellen Beutetieren (Arthropoden-Stammauflauf, bestimmt mit Zeitsortierfalle an Stammsilhouette in 2 m Höhe) - punktierte Säulen (2 Std.-Intervalle in % des Gesamtanges). Temperatur (2 m Höhe) - Mittelwertskurve der Monate Juni und Juli.

Betrachten wir die Temperatur - einen mittleren Tagesgang in den Sommermonaten - so erkennt man, daß das Minimum der Aktivität in den frühen Morgenstunden recht gut mit dem Minimum der Temperatur übereinstimmt. Zu dieser Zeit dürften auch die meisten prospektiven Beutetiere unserer Raubarthropoden - temperaturbedingt - inaktiv am Boden verharren und somit selbst für die wenigen aktiven Räuber keinen besonderen Anreiz darstellen. Am Nachmittag erreicht die Temperatur Werte, die bei manchen Raubarthropoden wahrscheinlich an der oberen Grenze der Aktionstemperatur liegen. Bei anderen mag - an regenfreien Tagen - zur selben Zeit das Absinken von Luft- und Bodenfeuchte aktivitätsbegrenzend wirken. Weshalb kommen nun aber so wenige Arten und Individuen vor, für die die nachmittäglichen Temperaturen und Feuchtebedingungen zum Beutefang geeignet wären? Welchen biologischen Sinn müssen wir also in der breiten Aktivitätslücke sehen? Betrachten wir einmal die prospektiven Beutetiere, bei denen es sich im wesentlichen auch um Arthropoden

handelt. Mit Zeitsortierfallen, die wir in 2 m Höhe an Stammattrappen montiert hatten, zeigte sich, daß vor allem in den Nachmittagsstunden zahlreiche Tiere von der Bodenoberfläche in den bodennahen Luftraum, in Stamm- und Kronenregion abwandern (Abb. 9). Zur selben Zeit ziehen sich trockenheitsempfindliche Bodentiere, z.B. Collembolen, Milben und Fliegenlarven, in tiefere Bodenschichten zurück (in Vorber.). Damit stehen den Raubarthropoden der Bodenoberfläche geeignete Beutetiere in geringerem Umfang als zu anderen Tageszeiten zur Verfügung. Wir sehen an diesem Beispiel, daß hinter dem tageszeitlichen Aktivitätsprogramm der gesamten Raubarthropodenzönose sehr wesentliche biologische Zusammenhänge stehen (bei denen auch noch andere Tiergruppen, z.B. Spitzmäuse und am Boden nach Beute suchende Vögel berücksichtigt werden müßten).

Präferenz für walddtypische Raummarken:

Zahlreichen Waldarthropoden mit bodenlebenden Entwicklungsstadien dienen die Baumstämme als Siedlungsraum und Jagdrevier, als Zufluchtsort und Ruheplatz und vor allem als Kletterstange in den Kronenraum (FUNKE 1979, FUNKE et al. 1980). Welche Bedeutung haben die Baumstämme für die Raubarthropoden der Bodenoberfläche? Um das zu klären, haben wir ringförmige Bodenfallen in den Waldboden eingelassen und den Fallenteller bei der Hälfte der Fallen in der Mitte mit Stammattrappen versehen (Abb. 10). Abb.

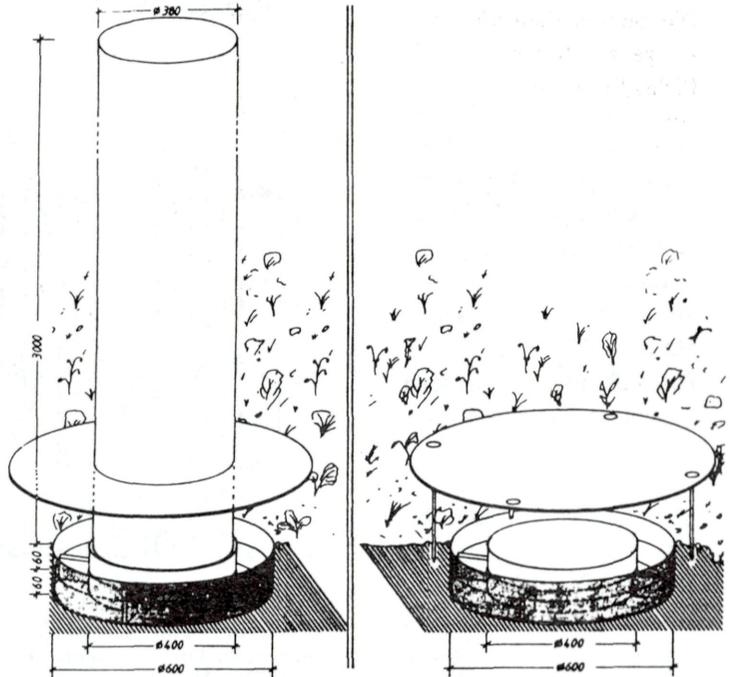


Abb. 10: Ringbodenfallen mit und ohne Stammattrappe (aus verzinktem Eisenblech) mit Fallendach (aus lichtdurchlässigem Glasfibernaterial).

11 zeigt das Ergebnis der Untersuchungen für die häufigsten Arten der Spinnen, Weberknechte, Hundertfüßer, Laufkäfer und Kurzflügelkäfer im bereits erwähnten Kalkbuchenwald zusammengestellt (FUNKE et al. 1984 und in Vorber.). Dunkel gekennzeichnet sind die Fänge in Ringbodenfallen mit Stamm. Die offenen Säulen stehen für Fänge in Ringbodenfallen ohne Stamm. Bei den Chilopoden erkennen wir keine signifikanten Unterschiede, was bei den geringen Schleistungen dieser Tiere kaum verwunderlich ist. Bei den anderen Gruppen dagegen werden bei einzelnen Arten Präferenzen für Stammnähe oder Stammferne deutlich. Bei den

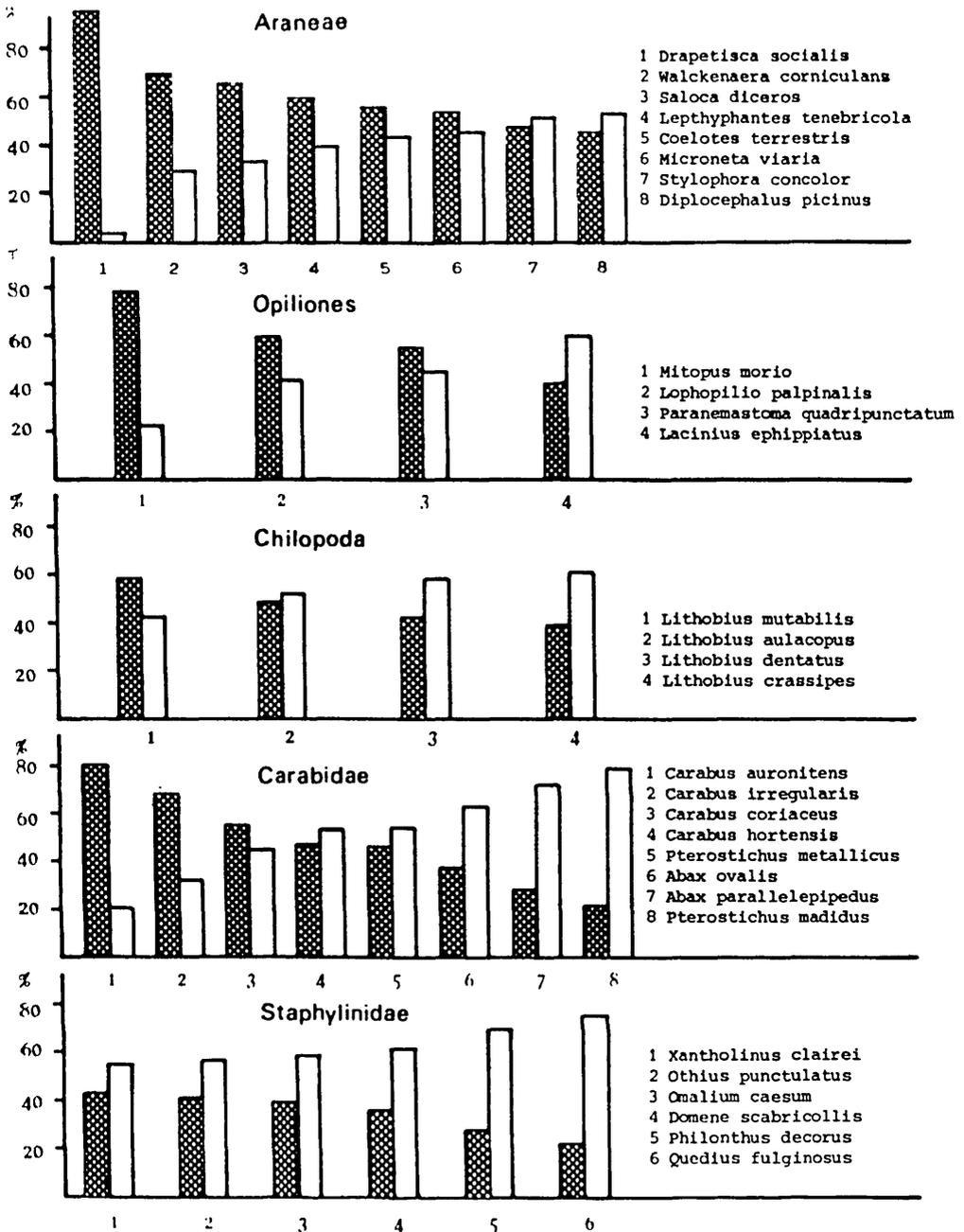


Abb. 11: Präferenz der häufigsten Raubarthropoden (Fänge zwischen 50 - 500 Ind./Art und Jahr) im Kalkbuchenwald EF bei Ulm für Stammnähe (graue Säulen) oder Stammferne (weiße Säulen).

Carabidae sind beide Möglichkeiten verwirklicht. Daneben gibt es - hier wie bei den anderen Gruppen - aber auch Arten, die sich indifferent verhalten. Es fragt sich nun, ob die Vorliebe für Stammnähe oder Stammferne dem Beutefang gilt oder ob sie am Ende einer Aktivitätsphase auf die Suche nach einem geeigneten Ruheplatz ausgerichtet ist. Um das zu klären, war eine etwas aufwendigere Versuchsanordnung erforderlich. Abb. 12 zeigt eine Ringbodenfalle mit Stammsilhouette, der in der Nachbarschaft eine entsprechende Falle ohne Stammsilhouette gegenüberstand. Am Boden jeder Falle befindet sich ein Loch. Die auf der Bodenoberfläche umherlaufenden Tiere fallen zunächst nur in die Falle, dann über das Loch auf eine unterirdische Laufschiene und von hier in die Zeit-sortierfalle. Die Ergebnisse zeigten, daß unsere Raubarthropoden zu allen Zeiten während ihrer Aktivitätsperiode sich so verhielten, wie dies in Abb. 11 zum Ausdruck gekommen war. Daraus folgt, daß Präferenz für Stammnähe oder Stammferne alle Funktionskreise umfaßt, die mit lokomotorischer Aktivität verknüpft sind und damit natürlich auch die Jagd nach Beute.

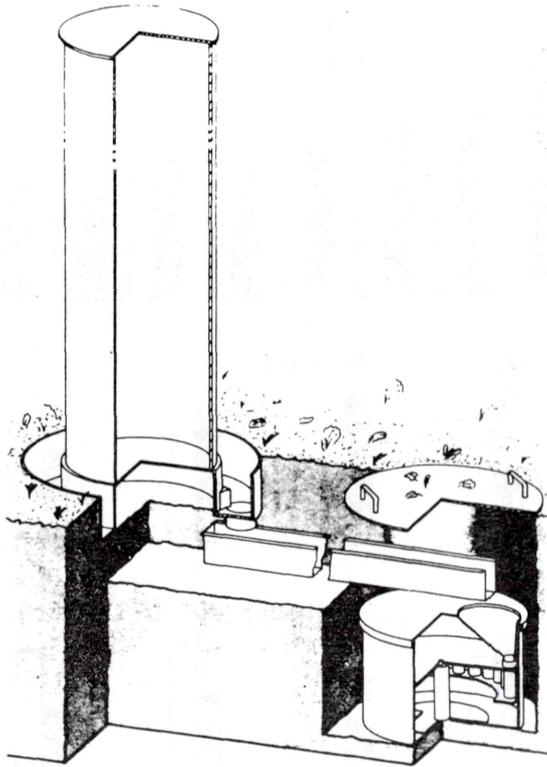


Abb. 12: Ringbodenfalle (mit Stammattrappe) und Zeitsortierbodenfalle mit Fanggläsern (Schnittbild).

Fassen wir unsere Erkenntnisse in einem einfachen Schema (Abb. 13) zusammen, so wird deutlich: Es gibt beim Beutefang Spezialisten für Stammnähe und Stammferne, d.h. für Stammzwischenräume. Daneben gibt es Generalisten, für die die Stammsilhouetten ohne Bedeutung sind*.

Neben der jahres- und tageszeitlichen ökologischen Einnischung zeigen die Raubarthropoden der Bodenoberfläche also auch eine zumindest grobe räumliche Einnischung. Wir versuchen z.Z., die gesamte Nischenproblematik noch etwas weiterzutreiben. So untersuchen wir Körpergröße, Größe und Bau der Mundwerkzeuge (SALZBRUNN 1988, s.a. MÜLLER 1986), Laufgeschwindigkeiten, Beutefangstrategien und vieles andere mehr, und wir werden dann für alle Arten oder doch wenigstens für alle häufigen zumindest bei einigen dieser Merkmale Unterschiede erhalten, die das

*) Manche Stammpräferenten der Gattung *Carabus* steigen sogar in die Kronen der Bäume empor (HOCKMANN et al. 1989, eig. unveröff. Beobachtungen).

Nebeneinanderexistieren unter weitestgehender Konkurrenzmeidung verständlich machen. Damit wäre die Organisation der Raubarthropodenzönose in allen Einzelheiten geklärt: Bei meinen Beispielen hatte ich die unmittelbaren Beziehungen der verschiedenen Arten untereinander nicht berücksichtigt. Wir hatten also noch nicht geklärt, was passiert, wenn Räuber verschiedener Arten sich trotz unterschiedlicher Aktivitätszeiten oder trotz unterschiedlicher Präferenzen für Temperatur, Feuchte, Licht, Baumstämme etc. doch einmal treffen. Das muß nicht gerade bei der Jagd nach Beute sein. Ein solches Zusammentreffen können auch einen Schlupfwinkel betreffen, in dem schon ein anderer Laufkäfer drinsitzt. Wir haben zur Klärung dieser Frage ein ganz einfaches Experiment durchgeführt (Abb. 14). In einer Arena von einem Quadratmeter Fläche wurden 2 Häuschen aus Zellstoff aufgestellt. Das eine war mit Individuen einer bestimmten Art bereits in Kontakt gekommen. Diesen Kontakt hatten wir etwas verstärkt, indem wir Tiere und Papierhäuschen in einem Glasrohr leicht geschüttelt hatten. Das zweite Häuschen war frisch und unberührt. Jetzt wurden mehrere Individuen einer anderen Art in die Arena gebracht. Nach kurzer Zeit hatten diese Tiere die Schlupfwinkel gefunden. Dabei zeigte sich, daß das Haus, das bereits mit Tieren in Berührung gekommen war, in allen Fällen deutlich gemieden wurde. Dieses Meiden war aber nicht nur auf fremde Arten, sondern auch - wie am Beispiel von *Pterostichus oblongopunctatus* deutlich wird - auf Individuen der gleichen Art ausgerichtet.

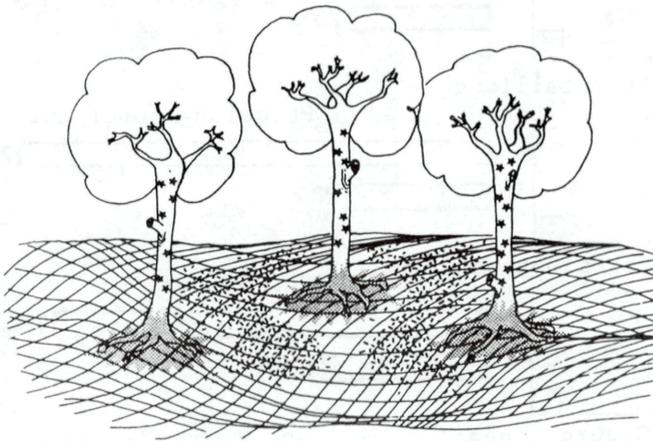


Abb. 13: Präferenz der Raubarthropoden der Bodenoberfläche für Stammnähe (punktiert) und Stammferne (gestrichelt); ohne Präferenz (geschwungene Linien). Sterne: Raubarthropoden der Stammregion (dabei auch, zeitweise in großer Zahl, Vertreter der Gattung *Carabus*), (HOCKMANN et al. 1989 und FUNKE in Vorber.).

Wir müssen davon ausgehen, daß zumindest bei den Carabidae Substanzen, eventuell Schreckstoffe, abgegeben werden, die nicht nur der Abwehr größerer Räuber dienen, sondern auch eine räumliche Distanzhaltung der Carabidae untereinander induzieren. Die Untersuchungen bedürfen noch einer genaueren Analyse. Schon jetzt scheint aber denkbar, daß die Aufteilung des Lebensraumes "Bodenoberfläche" nicht nur nach unterschiedlichen Präferenzen für Raummarken, Temperatur, Feuchte und andere Faktoren erfolgt, sondern zusätzlich auch über chemische Signale vorgenommen wird. Das Problem der ökologischen Einnischung gewinnt damit eine neue Dimension.

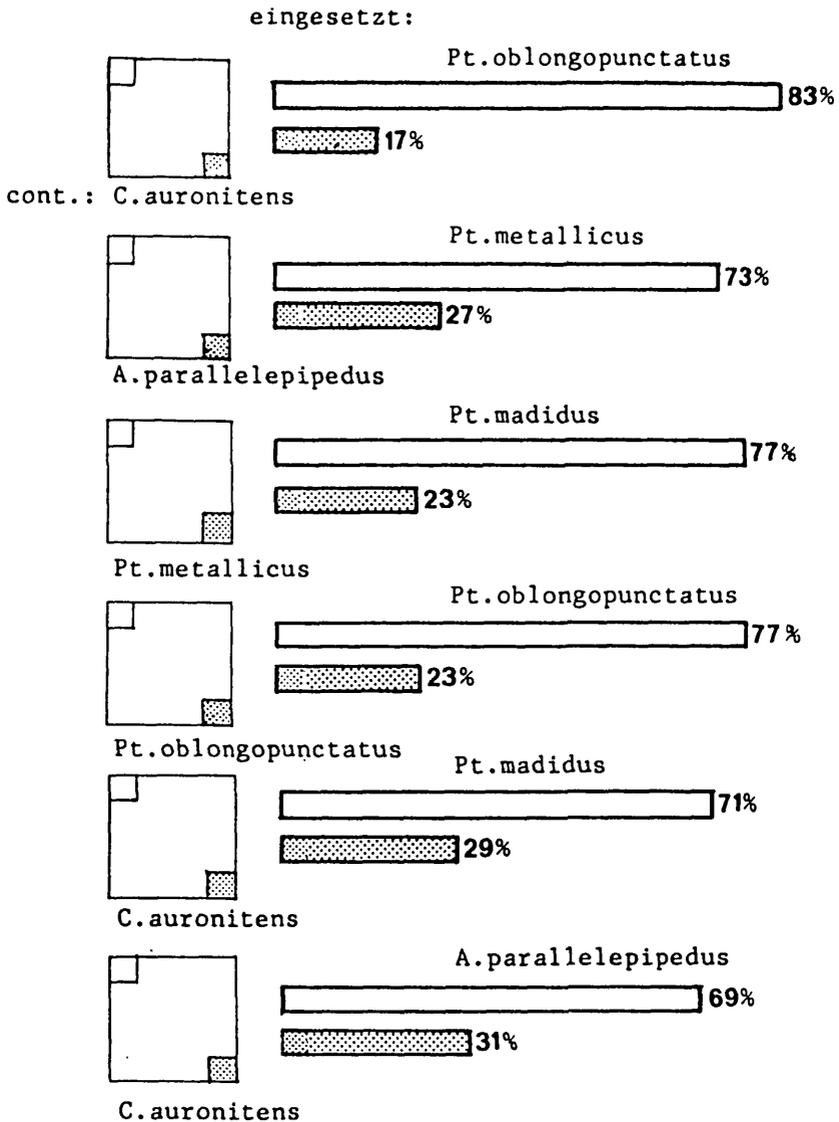


Abb. 14: Carabidae meiden Schlupfwinkel, die mit anderen Individuen (im Experiment, s. Text) bereits in Kontakt gekommen waren - graue Balken. Sie bevorzugen unberührte Schlupfwinkel - weiße Balken (SALZBRUNN unveröff.).

Wirbellose Tiere als Indikatoren von Veränderungen in unserer Umwelt

Veränderung unserer Umwelt lassen sich grundsätzlich auf zweierlei Weise aufzeigen. Zum einen kann man alle wesentlichen physikalischen und chemischen Faktoren in Luft, Wasser und Boden kontinuierlich oder in definierten Zeitintervallen messen, ihre Veränderungen angeben und versuchen, deren Ursachen zu erfassen. Zum anderen kann man aber auch biologische Objekte, also Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere in einzelnen Individuen und Populationen oder in mehr oder weniger komplexen Organismengesellschaften einsetzen und Veränderungen von Strukturen und Funktionen, von Individuenzahlen, Arteninventaren etc. in ihrer Kausalität von möglichst spezifischen Umwelteinflüssen abzuleiten suchen. Man kann auch noch einen Schritt weitergehen und z.B. ganz gezielt die Umweltverträglichkeit recht verschiedenartiger Substanzen an biologischen Objekten im Freiland oder im Labor testen (ARNDT et al. 1987). Beide Verfahrensweisen, die Analyse von Veränderungen der physikalischen und chemischen Faktoren ebenso wie der Einsatz lebender Organismen und Organismenkollektive bei der Klärung von Umwelteinflüssen und bei der Durchführung von Umweltverträglichkeitstests könnten Bestandteile eines umfassenden Umweltinformationssystems sein (KÄMPKE et al. 1988). Kein Verfahren ist durch das andere ersetzbar.

Im folgenden möchte ich nun aufzeigen, welche Bedeutung lebenden Organismen und Organismenkollektiven als Indikatoren von Veränderungen in unserer Umwelt zukommen kann. Dabei beschränke ich mich auf Untersuchungen, die wir in den letzten Jahren von Ulm aus durchgeführt hatten. Auch bei diesen Arbeiten war das Bezugssystem der Wald, der mit allen seinen Komponenten, besonders aber in seinen "tragenden" Kompartimenten, den Bäumen, seit Jahren schwerwiegenden Veränderungen unterworfen ist. Die meisten Untersuchungen konzentrierten sich auf Fichtenbestände. Das sind verhältnismäßig artenarme Ökosysteme, die besonders bei schwach ausgeprägter Streu- und Humusschicht auf schädliche Umwelteinflüsse ebenso wie auf experimentelle Eingriffe empfindlicher zu reagieren scheinen als andere Waldgesellschaften.

Als Untersuchungsobjekte dienten Einzeller, Würmer, Spinnentiere und Insekten, auf die in Waldökosystemen fast 99 % aller Arten entfallen. Bei diesen Tieren ging es um den Nachweis von Indikatoren, die

- Aussagen über den Gesundheitszustand der Bäume eines Waldes zulassen,
- tiefgreifende Veränderungen in Wäldern aufzeigen,
- über Erfolg und Gefahren forstlicher Maßnahmen informieren, z.B.
 - a) über die Auswirkungen von Kalk- und Mineraldüngergaben,
 - b) über die Auswirkungen beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln,
- durch Einlagerung, evtl. auch durch Akkumulation toxischer Elemente auf regional unterschiedliche Belastungen hinweisen.

1. Bodentiere als Indikatoren für den Gesundheitszustand der Bäume

Auf der Suche nach sensitiven Artengruppen, die Aussagen über den Gesundheitszustand unserer Wälder zulassen, wurde von folgenden Überlegungen ausgegangen:

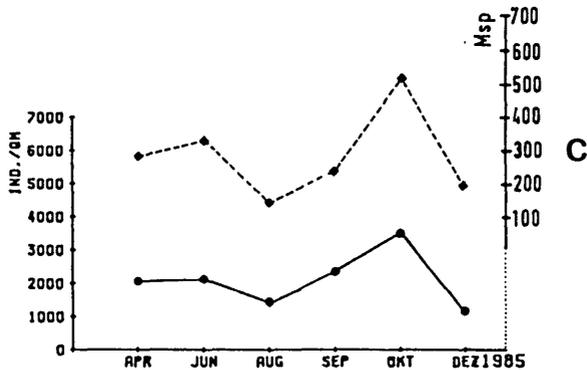
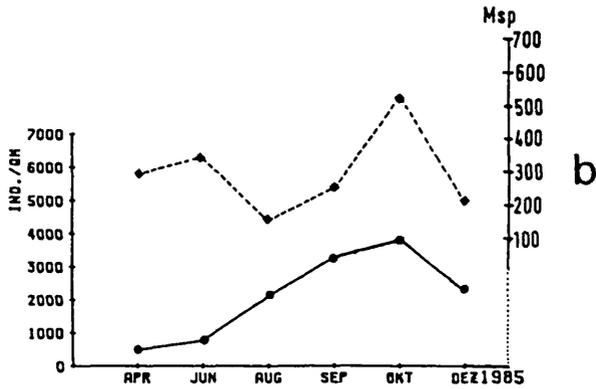
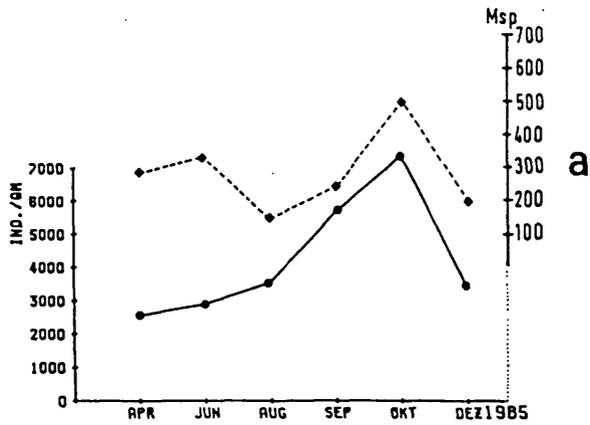


Abb. 15: Oszillationen der Populationsdichte (Ind./m²) bei Protura (STUMPP, 1987) und der Anzahl der mykorrhizierten Wurzelspitzen (Msp) in 1000 cm³ Boden (FEIL et al. 1986) im Fichtenforst U1 bei Ulm.

a) Protura-gesamt, b) Imagines, c) Jugendstadien.

Je enger Organismen verschiedener Arten in ihrer Vitalität aufeinander angewiesen sind, desto empfindlicher reagiert eine solche Artengemeinschaft auf äußere Einflüsse. Allgemein bekannt ist eine derartige Situation von den Flechten, bei denen Algenzellen und Pilzmycelien in einer engen Symbiose leben. Wird nur einer der beiden Partner beeinträchtigt, so wirkt sich dies zwangsläufig auch auf den anderen und damit auf das ganze Biosystem ("die Flechte") aus. Eine ganz ähnliche Situation besteht in der sogenannten ektotrophen Mykorrhiza. Hier bilden höhere Pflanzen an ihren Wurzeln - wiederum mit Pilzmycelien - ebenfalls eine enge Symbiose. Der Pilz liefert der höheren Pflanze Wasser und Nährsalze, die höhere Pflanze liefert dem Pilz Assimilate. Wird das symbiotische Gleichgewicht zwischen beiden gestört, so wird die Vitalität der Symbiosepartner geschwächt. Die Mykorrhiza stirbt ab. Die Nährstoffversorgung der höheren Pflanze wird beeinträchtigt, was dann auch in ihrem äußeren Erscheinungsbild, in ihrem Gesundheitszustand, zum Ausdruck kommen kann. So sind die Erkrankungen unserer Wälder mit hoher Wahrscheinlichkeit, zumindest teilweise, auch auf Funktionsstörungen der Mykorrhiza zurückzuführen. Vitalitätsprüfungen an der Mykorrhiza selbst sind nun außerordentlich aufwendig. Wir haben deshalb nach einem indirekten, einfacheren Testverfahren gesucht und hatten dabei folgende Überlegungen angestellt.

Wenn die Mykorrhiza in ihrer Vitalität zurückgeht oder zunimmt, so müßte sich dies auch auf die Populationen von Mykorrhizafressern, also von Tieren, auswirken. Solche Mykorrhizafresser sind bereits seit ca. 30 Jahren bekannt (STURM 1959). Dabei handelt es sich um die Protura, die Beintastler, eine bisher erst wenig bekannte Gruppe primär flügelloser, bodenbewohnender Insekten von max. 2 mm Länge, welche die Mykorrhiza mit ihren Mundwerkzeugen anstechen und aussaugen.

Nach unseren Untersuchungen (FUNKE 1986, STUMPP 1987) und in Zusammenarbeit mit Botanikern der Universität Tübingen (FEIL et al. 1986) ergab sich zunächst einmal folgender Befund: Die Oszillationen der Mykorrhizahäufigkeit und die Oszillationen der Populationsdichte der Protura sind eng miteinander korreliert, d.h., beim Rückgang der Mykorrhizahäufigkeit sinkt auch die Populationsdichte der Protura, bei einer Zunahme der Mykorrhizahäufigkeit nimmt auch die Populationsdichte der Protura zu (Abb. 15). Das ist besonders deutlich bei Berücksichtigung allein der Larvenstadien. Diese reagieren auf Nahrungsmangel nämlich wesentlich empfindlicher als die Imagines, die - nach Laborbeobachtungen zu urteilen - oft wochenlang zu hungern vermögen. Wenn nun die Mykorrhiza mit dem Gesundheitszustand der Bäume in Zusammenhang steht, so müßte sich dieser Zusammenhang auch in der Populationsdichte der Protura widerspiegeln.

Bei Untersuchungen zwischen Schwarzwald, Fichtelgebirge und Harz konnte diese Annahme weitgehend bestätigt werden:

In Tab. 1 sind für alle bisher berücksichtigten Versuchsflächen der Schädigungsgrad der Bestände, die Artenzahl der Protura, ihre Populationsdichte und ihre Larvenanteile zusammengestellt. Die Proturedaten wurden positiv bzw. negativ gewertet. Dabei wird deutlich: Positive Wertungen der verschiedenen Kriterien stimmen mit geringen Schadstufen überein. Vorwiegend negative Wertungen "passen" i.d.R. zu hohen Schadstufen. Sehr hohe Larvenanteile sind selbst

bei negativen Wertungen von Artenzahl und Populationsdichte ebenfalls mit geringen Schadstufen in Zusammenhang zu bringen. In einigen Fällen waren Populationsdichte und Larvenanteile aber auch dort sehr gering, wo das äußere Erscheinungsbild der Bestände keine gravierenden Schäden erkennen ließ. Mit aller gebotenen Vorsicht schließen wir aus solchen Beobachtungen, daß auch diese Bestände in ihrer Rhizosphäre bereits tiefgreifend erkrankt sind. Wir folgern weiter, daß diese Erkrankungen im äußeren Erscheinungsbild der Bäume bald sichtbar werden dürften, sofern die Bedingungen, die zum Rückgang von Mykorrhiza und Protura (insbes. bei Individuenzahlen und Larvenanteilen) geführt haben, andauern. Nach den vorliegenden Befunden und den o.g. Überlegungen handelt es sich bei den Protura mit hoher Wahrscheinlichkeit also um wertvolle Indikatoren von Waldschäden, die Veränderungen im Gesundheitszustand der Bäume möglicherweise schon zu einem sehr frühen Zeitpunkt anzeigen, u.U. bereits zu einem Zeitpunkt, zu dem physikalische und chemische Meßsysteme noch keine Informationen über spezifische Belastungen zu liefern in der Lage wären.

2. Bodentiere als Indikatoren tiefgreifender Veränderungen

Auf unserer Versuchsfläche "Fichtenforst", in unmittelbarer Nähe der Universität Ulm, leben rund 2000 Tierarten direkt oder indirekt von einer einzigen höheren Pflanze, eben der Fichte. Besonders interessant und für die Funktionsfähigkeit eines Waldes von großer Bedeutung sind die Zersetzer der pflanzlichen Bestandesabfälle im Boden. Im Fichtenforst sind das vor allem drei Tiergruppen, die Collembola oder Springschwänze, die Enchytraeidae, kleine Verwandte der Regenwürmer und die Diptera, Fliegen und Mücken, deren Larven ein besonders hoher Anteil am natürlichen Recycling der toten Pflanzensubstanz zukommt. Die Populationsdichte dieser Tiere verändert sich von Jahr zu Jahr. Zwangsläufig verändert sich natürlich auch der Streuabbau. Abb. 16 zeigt, daß die Populationsdichte der genannten Tiergruppen und der Streuabbau im Jahr 1981 einen besonders starken Einbruch erfuhren. Wie ist das zu erklären? Ich muß hier etwas vereinfachen. Sehen wir uns deshalb nur das Wetter an:

In Abb. 16 erkennt man das langjährige Mittel von Temperatur und Niederschlägen und deren einzelne Jahreswerte. Das Jahr 1978 war kühl und niederschlagsreich, das Jahr 1983 dagegen warm und trocken. Man sieht, daß im Jahr 1980 Temperatur und Niederschläge gleichzeitig weit unter dem langjährigen Mittel lagen. Betrachtet man nun die Graphen von Abb. 16 gemeinsam, so wird deutlich, daß es wohl die Witterung des Jahres 1980 gewesen sein muß, die sich auf Populationsdichte und Streuabbau im Jahr 1981 ausgewirkt hatte. Wenn man so etwas sagt, dann muß man das natürlich auch zu beweisen suchen (FUNKE 1986).

Ein kleiner Teil unserer Versuchsfläche wurde seit 1979 in den Sommerhalbjahren immer dann über eine automatische Steuerung zusätzlich beregnet, wenn die Bodenfeuchte einen bestimmten Sollwert unterschritt. Dieser zusätzliche "Regen" ist in Abb. 17 zur Niederschlagskurve addiert aufgetragen. Man erkennt, daß die Populationsdichte z.B. bei den Diptera im Gegensatz zur unbehandelten Fläche zwischen 1980 und 1981 weitgehend konstant blieb, bei den Coleoptera und den Araneae, ähnlich wie bei anderen Tiergruppen, sogar anstieg und daß auch der Streuabbau deutlich zunahm. Aus diesen Befunden folgt nun, daß die Witterung, insbesondere das

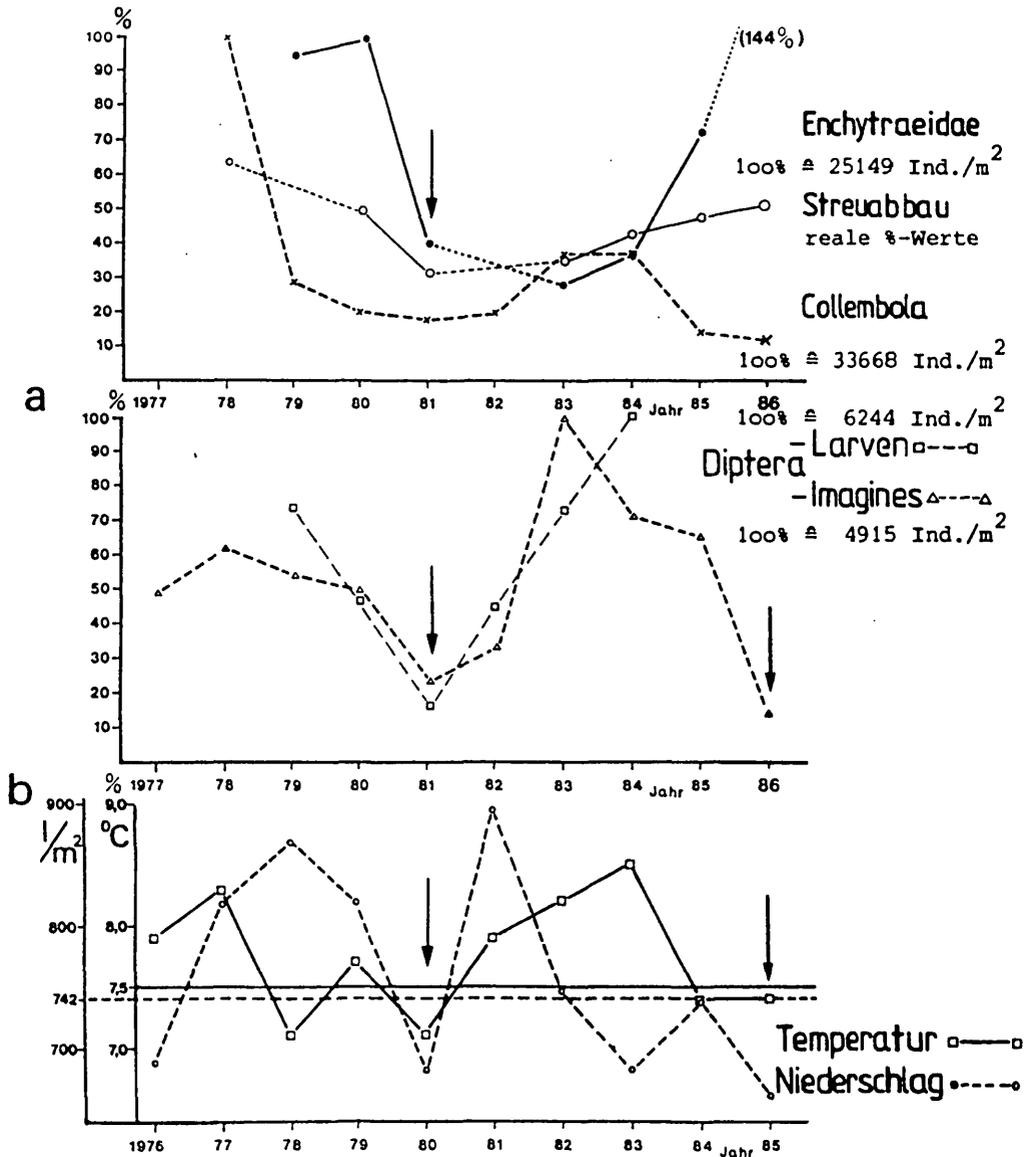


Abb. 16: Fluktuationen von Populationsdichte (Ind./m² x Jahr) und Streuabbau (pro Jahr) im Fichtenforst U1 bei Ulm. Höchste Abundanzwerte = 100%.
 Unten: Temperatur in 2 m Höhe und Niederschläge/Jahr nach Daten der Wetterwarte Ulm; horizontale Linien - Mittel von Temperatur und Niederschlag der Jahre 1965 - 1985.
 Pfeile: max. Absinken von Populationsdichte und Streuabbau, Minima von Temperatur und Niederschlag.

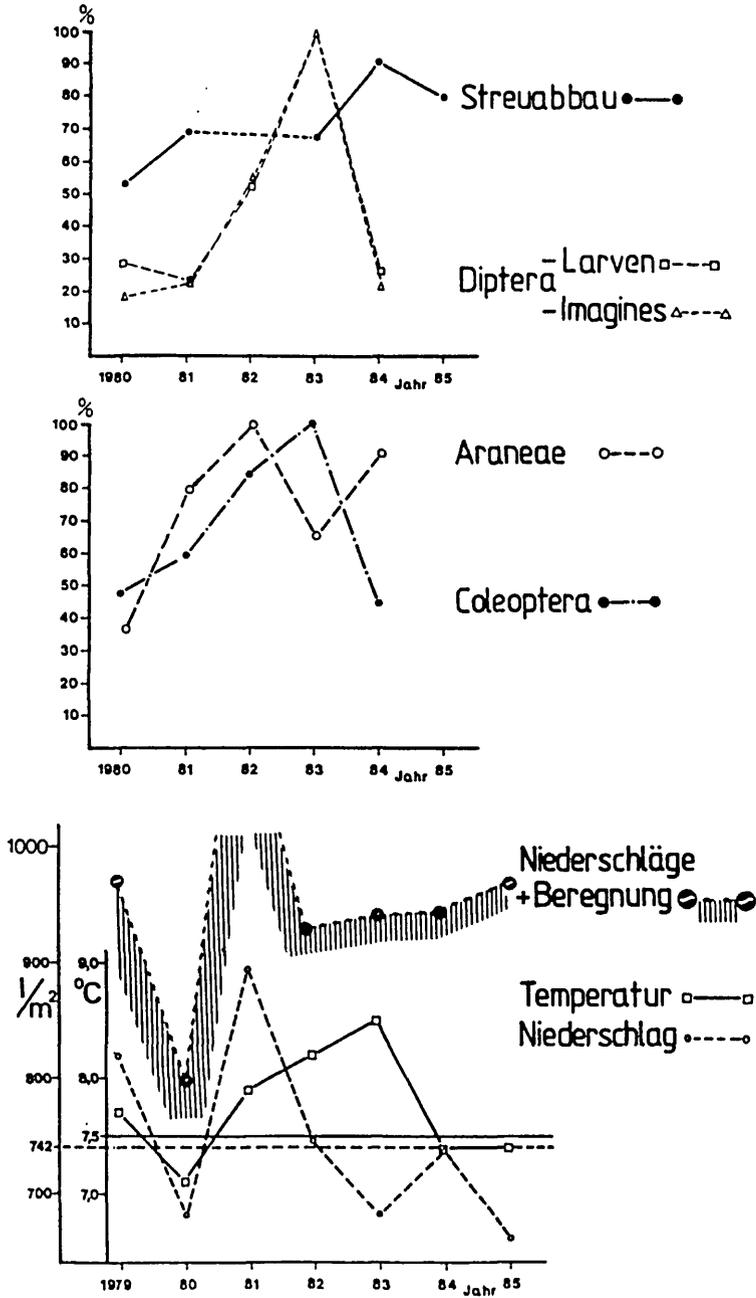


Abb. 17: Fluktuationen von Populationsdichte und Streuabbau auf zusätzlich beregneten Flächen im Fichtenforst U1 bei Ulm.
 Unten: Witterungsdaten wie in Abb. 16, zusätzliche Beregnung.

Defizit an Niederschlägen auf der nicht beregneten Fläche im Jahr 1980, für den dramatischen Rückgang der Tierpopulationen und die Abnahme des Streuabbaus im Jahr 1981 verantwortlich gemacht werden muß (FUNKE 1986, 1987, FUNKE et al. 1987)*.

Welche Bedeutung hat nun dieser Befund? Betrachten wir Beginn und Verlauf der Erkrankungen der Bäume in Fichtenwäldern Süddeutschlands. Bis 1980 wurden nur wenige kranke Bäume festgestellt. 1981 änderte sich das Bild. Das war also in dem Jahr, in dem auch unsere Tierpopulationen stark zurückgegangen waren und durch ihre mangelhafte Zersetzertätigkeit zur Bereitstellung von Pflanzennährstoffen nur in sehr geringem Umfang hatten beitragen können. Bei der in bodensauren Fichtenforsten stets recht angespannten Nährstoffversorgung mag dieser Ausfall an Nährstoffen nicht ganz bedeutungslos gewesen sein. Hinzu kommt, daß der Nährstofftransport in den Bäumen und deren CO₂-Assimilation durch suboptimale Witterungsbedingungen, niedrige Temperaturen in Verbindung mit ungünstigen Lichtbedingungen und zu geringen Niederschlägen, beeinträchtigt worden sein dürfte. Es kam zu Nadelverlusten und dann - wie in einer Kettenreaktion - zu einer ständig abnehmenden CO₂-Aufnahme und einem, selbst bei ausreichender Bodenfeuchtigkeit, zurückgehenden Nährstofftransport. Damit war das fortschreitende Siechtum der Bäume nicht mehr aufzuhalten.

Bei wirbellosen Tieren ist das ganz anders. Aufgrund ihrer raschen Generationenfolge können diese bei hohen Nachkommenszahlen selbst einen starken Rückgang ihrer Populationsdichte rasch, oft sogar innerhalb eines einzigen Jahres, beheben (s. Abb. 16). Bei langlebigen Organismen, wie z.B. bei Bäumen, muß man in anderen Zeiträumen denken.

Ich möchte noch einmal auf das Wetter zurückkommen. Man kann es sich nur schwer vorstellen, daß die Witterung eines einzigen Jahres so gravierende negative Auswirkungen auf unsere Wälder haben konnte, wie ich das zunächst einmal aufgezeigt hatte.

Sehen wir uns das Wetter deshalb noch einmal etwas genauer an:

In Abb. 18 erkennt man die langjährigen Mittel von Temperatursummen aus den Monatsmittelwerten und von Niederschlägen in den Sommerhalbjahren und darübergezeichnet die einzelnen Jahreswerte der Sommerhalbjahre. Dabei wird deutlich: Die Sommer 1977 - 1980 waren eindeutig zu kühl, die Sommer 1980 - 1983 waren zu trocken. Eine solche Situation hat es seit Beginn der meteorologischen Messungen im Raum Ulm/Stuttgart und wahrscheinlich weit darüberhinaus auch in annähernd vergleichbarem Ausmaß bisher nicht gegeben. Daß auch dieser Zeitraum möglicherweise noch zu kurz angesetzt ist, wird in Abb. 19 und 20 deutlich. Mit den gestrichelten Kurven sind hier die gleitenden 10-Jahresmittelwerte zum Ausdruck gebracht. Man erkennt, daß über viele Jahre hinweg die Zahl der Tage mit Temperaturen über 25°C und die Sonnenscheindauer in Stunden fast kontinuierlich abgenommen hatten. Ähnliches hatte sich - in etwas geringerem Ausmaß - auch bei den Niederschlägen ergeben (Abb. 21).

Einen besonders interessanten Befund teilte mir in diesem Zusammenhang erst vor wenigen Wochen mein Mitarbeiter LEHLE mit. Nach der Schneeschmelze im März 1988 war der

*) Das Absinken der Populationskurven nach 1983 ist als Übervölkerungseffekt (Mangel an Nahrung und Raum, Zunahme von Konkurrenzbeziehungen) zu werten.

Abb. 18. Temperatursummen (ausgezogene Kurven) der Monatsmittelwerte und Niederschläge (gestrichelte Kurven) im Sommerhalbjahr (April - September) zwischen 1961 und 1984; horizontale Linien - langjährige Mittel von Temperatursummen und Niederschlägen. Kreise kennzeichnen Perioden unterdurchschnittlicher Bedingungen.

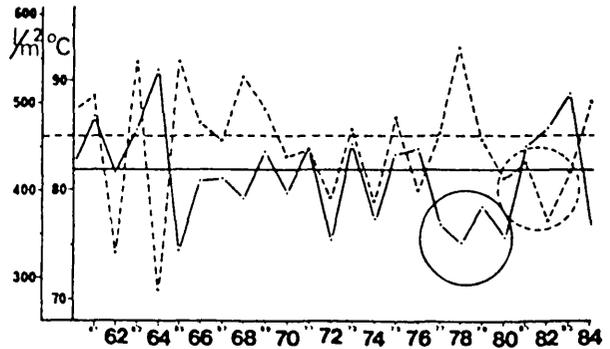


Abb. 19: Anzahl der Tage/Jahr mit Temperaturen über 25°C. Gestrichelt: gleitende 10-Jahresmittelwerte (z.B. 1. Wert = Mittel der Jahre 1952 - 1961, 2. Wert = Mittel der Jahre 1953 - 1962 etc.).

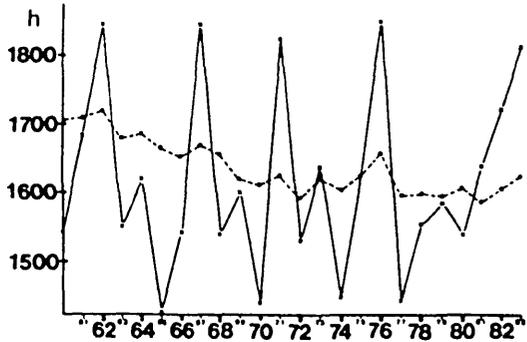


Abb. 20: Sonnenscheindauer in Stunden/Jahr. Gestrichelt: gleitende 10-Jahresmittelwerte.

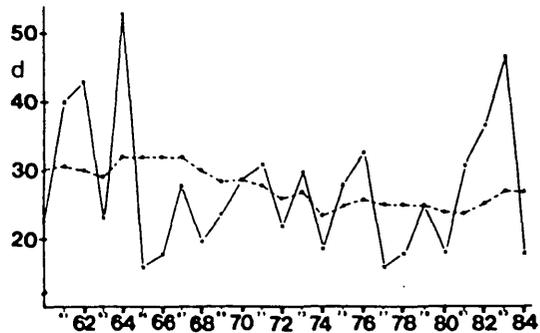
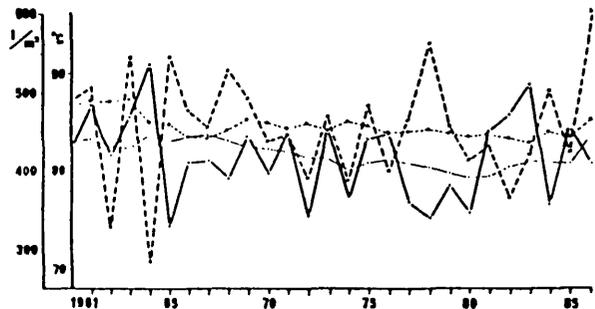


Abb. 21: Temperatursummen und Niederschläge im Sommerhalbjahr (wie in Abb. 18). Gleitende 10-Jahresmittelwerte (dünn gezeichnete Kurven) von Temperatursummen (ausgezogene Kurve) und Niederschlägen (gestrichelte Kurve).



Witterungsdaten in Abb. 18 - 21 nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes Stuttgart/Ulm.

Wassergehalt bis 4 cm Bodentiefe in Fichtenforsten wesentlich höher als in Laubwäldern, auf Trockenrasen und auf einem Acker (LEHLE i.Dr.). Auch die maximal mögliche Wasserspeicherkapazität zeigte ein ähnliches Bild. Für uns war das zunächst einmal etwas überraschend, machte es doch deutlich, daß im Fichtenforst Trockenstreß wohl von geringerer Bedeutung sein müsse als in anderen Systemen. Als wir dann aber in den letzten Tagen Beregnungsversuche an lufttrockenen Bodenmonolithen durchführten, zeigte sich, daß bei geringen Niederschlägen vor allem die Streuschicht Wasser aufnahm, während die Bodenschichten, in denen sich der größte Teil der Feinstwurzeln befindet, trocken blieben. Es scheint sogar, daß Fichtennadeln so hygroskopisch sind, daß sie das Bodenwasser unter der Streuschicht (zumindest auf unserer Versuchsfläche) bei Trockenheit an sich ziehen. In trockenen Jahren würden also die Bodentiere unterhalb der Streu unter Trockenstreß leiden, was vermutlich auch für die Pflanzenwurzeln gilt. In Laubwäldern ist das weniger der Fall. Mit diesen Überlegungen möchte ich nun keinesfalls zum Ausdruck gebracht haben, daß für die gravierenden Schäden, besonders in Fichtenforsten, nur das Wetter, in Verbindung mit den besonderen sorptiven Eigenschaften der Streu, verantwortlich zu machen ist. Selbstverständlich gibt es Schadstoffimmissionen, die den Gesundheitszustand unserer Wälder ganz entscheidend beeinträchtigen. Und in manchen Regionen unseres Landes dürften die anthropogen-industriellen Faktoren, neben SO_2 , NO_x u.a. auch leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (FRANK et al. 1988), in ihrem Einfluß zweifellos dominieren. Das heißt aber nicht, daß wir natürliche Ereignisse, sofern diese beim Wetter noch gegeben sind, in ihrer Effizienz vernachlässigen dürften. Mit meinen Ausführungen über Klima und Waldschäden war ich vom eigentlichen Thema vielleicht etwas abgekommen. Ich wollte aber zeigen, wie man Tiere als Bioindikatoren auch für weiterführende Betrachtungen nutzen kann. Selbstverständlich lassen sich nicht alle Fluktuationen der Populationsdichte von Tieren mit dem Wechsel der Witterung erklären. Eine nicht zu unterschätzende Rolle spielen auch Räuber/Beute-Beziehungen oder andere, uns bisher unbekanntere Ereignisse, deren Analyse sich oft selbst subtilen Laboruntersuchungen entzieht. Dazu ein Beispiel:

Seit einigen Jahren beschäftigen wir uns u.a. auch mit Protozoa (Einzellern) aus der Gruppe der Ciliaten, also mit Wimpertierchen (FUNKE 1986, LEHLE et al. 1989, s. auch FOISSNER 1987). Im Mai 1986 kam es bei diesen Tieren zu einem dramatischen Rückgang der Populationsdichte um rund 90 % (LEHLE 1990). Inzwischen wurden auch an anderen Orten, in Südniedersachsen ebenso wie auf der Schwäbischen Alb, (vorübergehend) vergleichbare, also extrem niedrige Individuenzahlen festgestellt. Was zeigen uns die Ciliata mit diesen Veränderungen an? Die meisten Arten sind Bakterienfresser, die u.U. einen Rückgang der Bodenbakterien indizieren. Das wäre in hohem Maße bedenklich, denn ein Rückgang dieser Organismen würde in unseren Ökosystemen auf eine Störung der Mineralisierungsprozesse im Boden und damit auf eine Beeinträchtigung der Stoffkreisläufe hinweisen. Welche Ereignisse könnten zu dem Rückgang der Ciliata geführt haben? Sollte der Unfall von Tschernobyl (im April 1986) mit seinen Immissionen an Jod¹³¹ und Caesium¹³⁷ verantwortlich zu machen sein? Wir wissen es nicht. Auch experimentelle Laboruntersuchungen (Kontaminationen von Bodenproben mit Cs¹³⁷) brachten bisher keine eindeutige Klärung.

3. Bodentiere als Indikatoren für Erfolg und Gefahren forstlicher Maßnahmen

Auswirkungen von Kalk- und Mineraldüngergaben auf Bodentiere

Die in weiten Teilen Europas beobachteten Waldschäden werden vielfach von erheblichen Störungen der Nährelementversorgung begleitet. Um weiteren Schäden vorzubeugen und um gleichzeitig eine Revitalisierung erkrankter Baumbestände herbeizuführen, werden seit einigen Jahren vor allem Fichtenwälder gekalkt und (oder) mit unterschiedlichen Mineraldüngertypen behandelt. Die Auswirkungen auf die Baumbestände werden i.d.R. grundsätzlich positiv beurteilt. So wurden Mangelsymptome behoben und Schäden teilweise erheblich gemindert (HÜTTL et al. 1986). Die Auswirkungen von Kalk- und Mineraldüngergaben auf Bodentiere wurden in der Vergangenheit wesentlich zurückhaltender beurteilt (FUNKE 1986, FUNKE et al. 1988 und 1989). Die einzelnen Tiergruppen zeigten auf verschiedenen Arealen im Hinblick auf Artenspektren, Populationsdichte, Dominanzgefüge etc. nämlich recht unterschiedliche Reaktionen, die darüberhinaus oft auch einem erheblichen zeitlichen Wandel unterworfen zu sein schienen.

Auf einer Versuchsfläche (Ux) in Oberschwaben war ein Areal im Winter 1983/1984 gekalkt worden. Auf der Versuchsfläche (U1) bei Ulm war ein Teilstück 1984 erst gekalkt und anschließend mit Kalkammonsalpeter gedüngt worden (FUNKE 1986). Die Auswirkungen auf die Bodenfauna werden seit 1984 geprüft (FUNKE et al. 1989). In Abb. 22 wurde die Populationsdichte auf den unbehandelten Flächen von U1 und Ux bei allen Tiergruppen für alle Jahre gleich 100 % gesetzt. Die Säulen geben die Düngeflächenwerte an. Abweichungen um $\pm 50\%$ von den Normalflächenwerten sind i.d.R. nicht signifikant. Bei fast allen Tiergruppen erkennt man im Lauf der Jahre recht unterschiedliche Abweichungen von den Normalflächenwerten. Auch zwischen den Flächen sind bei den meisten Tiergruppen oft recht gravierende Unterschiede zu beobachten. Für die mit Strichen versehenen Jahre liegen keine Daten vor. Bei den Fragezeichen wurde zwar das Tiermaterial gewonnen, bis heute aber noch nicht vollständig ausgewertet.

Positive Reaktionen über mehrere Jahre zeigen in U1 und Ux nur die Regenwürmer, in Ux in den ersten Jahren nach der Kalkung auch die Testacea. Langanhaltende negative Reaktionen lassen sich, vor allem in U1, bei den Enchytraeidae, in Ux über wenigstens 3 Jahre auch bei den Diptera erkennen. Betrachten wir nur die Enchytraeidae (Abb. 23). Zwischen 1984 und 1988 dominierte in U1 auf der Kontrollfläche eine einzige mittelgroße Art - *Cognettia sphagnetorum*. Die Gesamtheit der übrigen 8 Arten war stets von untergeordneter Bedeutung. Nach Kalk- und Mineraldüngergaben ging *C. sphagnetorum* extrem zurück, während die übrigen Arten keine Reaktionen erkennen ließen. Auf der Kontrollfläche von Ux (Abb. 23) waren diese übrigen Arten und *C. sphagnetorum* ungefähr gleich häufig. Nach der Kalkung ging *C. sphagnetorum* zurück. Seit 1987 wird dieser Rückgang durch zwei andere - kleinere - Arten (*Enchytraeus buchholzi* und *Marionina cambrensis*) kompensiert (JANS et al. 1989).

Betrachten wir nun die Regenwürmer (Abb. 24). Nur 1987 lagen vor allem auf der Düngefläche von U1 Abundanz und Biomasse deutlich über den Normalflächenwerten. 1988 kam es auf allen Flächen zu einem gravierenden Rückgang. In der Biomasse waren die Unterschiede zwischen Normal- und Düngeflächen nur noch gering. Sehen wir uns den Herbst 1987 noch einmal etwas genauer an und vergleichen wir die Fichtenforste untereinander und weiter mit Laubwäldern und

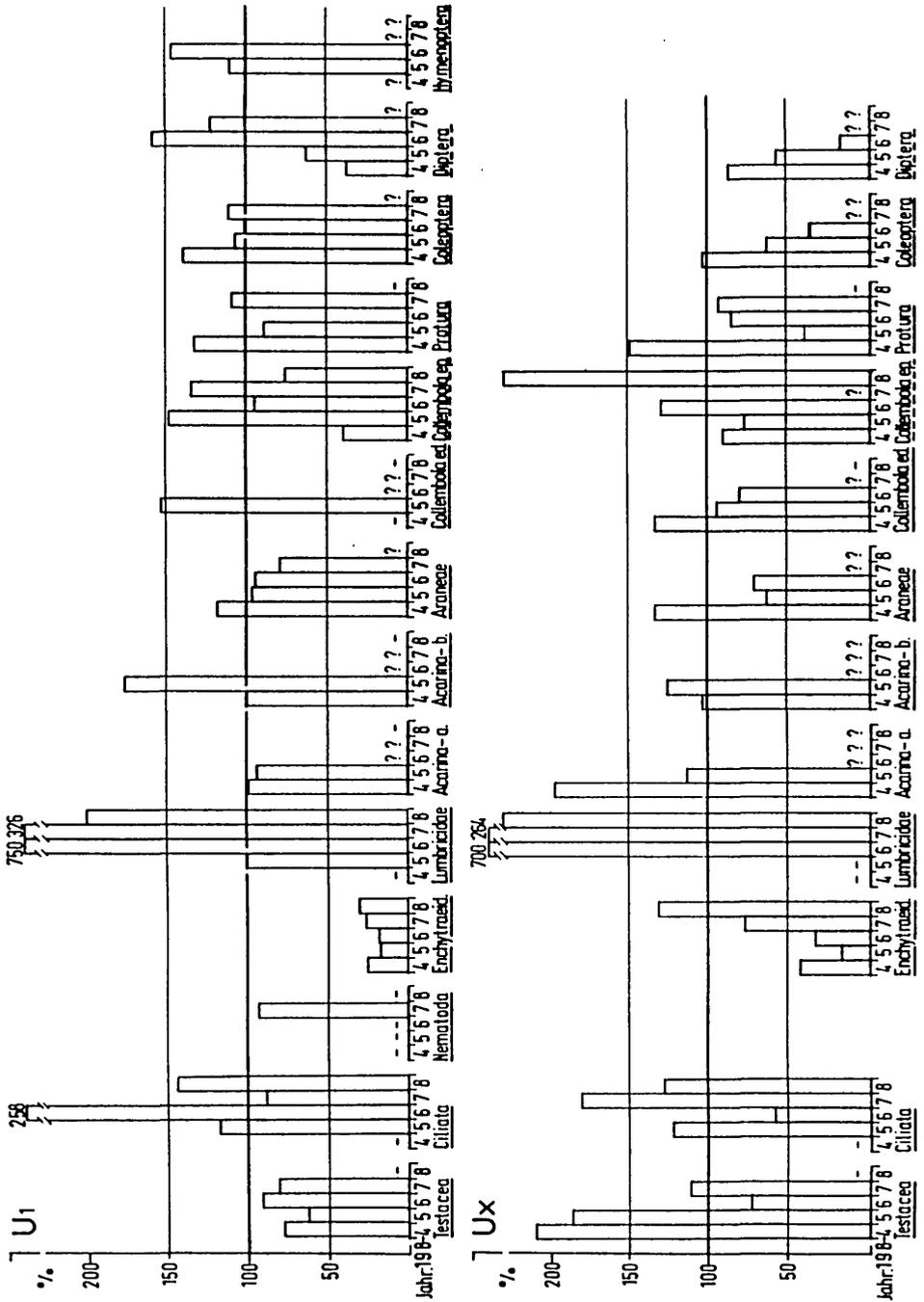


Abb. 22: Auswirkungen von Kalk- und Mineraldüngergaben auf die Bodenfauna. Normalflächenwerte = 100 %. Abweichungen von mehr als 50 % weisen i.d.R. auf signifikante Unterschiede der Individuenzahlen auf den Düngeflächen im Vergleich zu den Normal-(=Kontroll-)flächen hin.

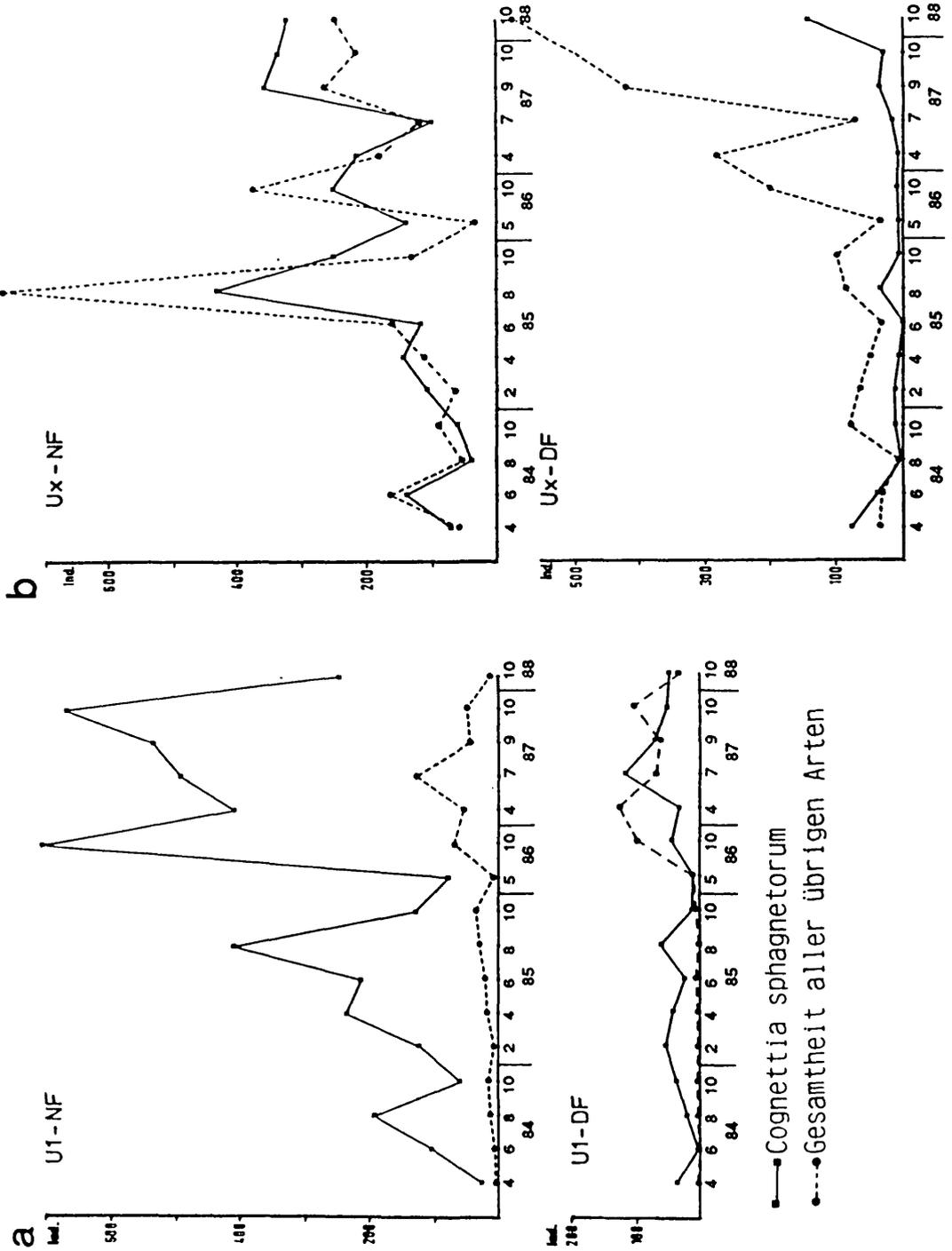


Abb. 23: Oszillationen der Populationsdichte bei Enchytraeidae in Fichtenforsten a) U1, b) Ux (JANS W. et al. 1989). Auswirkungen von Kalk- und Mineraldüngergaben.

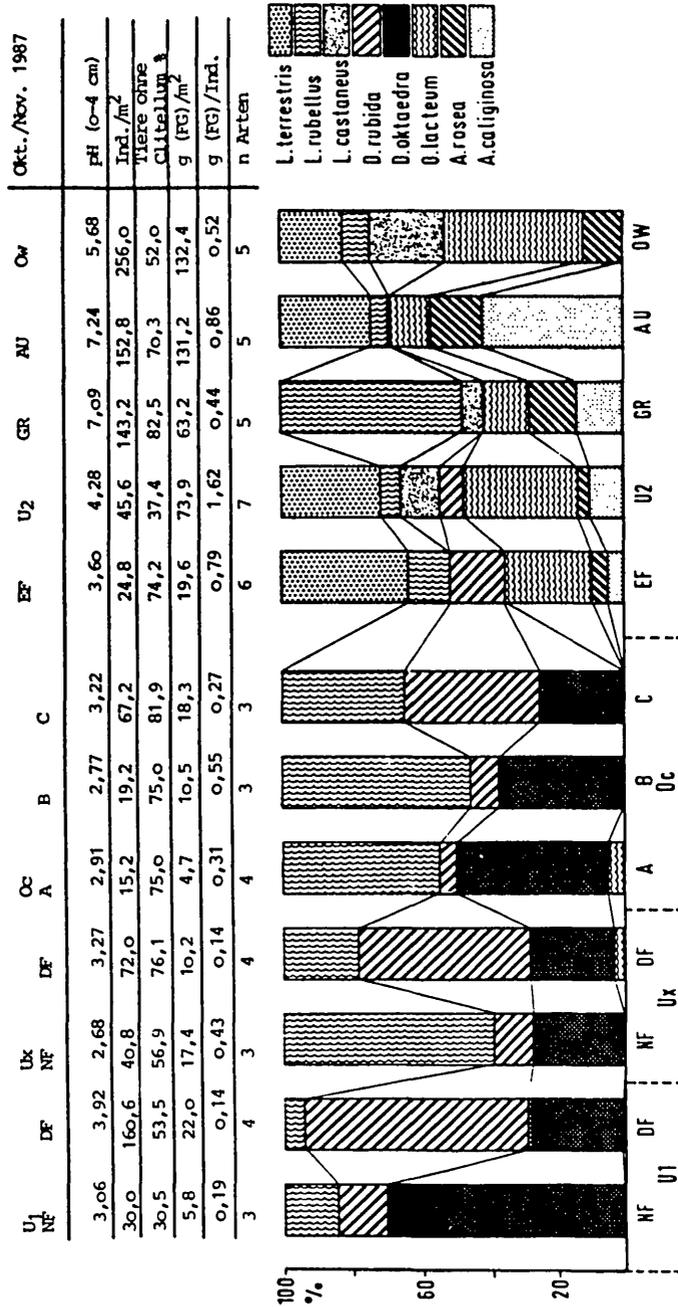


Abb. 24: Lumbricidae in Fichtenforsten (U₁, U_x, Oc), in Laubwäldern (EF, U₂, GR, AU) und auf einer Streuobstwiese (Ow) mit Angaben über pH-Werte, Abundanz, Biomasse, mittlere Individualgewichte, Artenspektren und Dominanzstruktur im Herbst 1987. Artzugehörigkeit der "Tiere ohne Clitellum" teilweise nach den Anteilen der adulten Tiere gewertet. Weitere Erklärungen im Text; Daten nach HERLITZIUS (unveröff.).

einer Streuobstwiese (Abb. 24). U1 ist wieder die Fichtenfläche bei Ulm, Ux die Hauptversuchsfläche bei Ochsenhausen. Bei Oc handelt es sich ebenfalls um Versuchsflächen bei Ochsenhausen, bei A um ein ungedüngtes Areal, bei B um eine Fläche, die 1960 gekalkt worden war, bei C um eine Fläche, die seit 1960 mehrfach gekalkt und mit verschiedenen Substanzen gedüngt worden war. EF und U2 sind Buchenwälder, GR und AU Auenwälder; bei Ow handelt es sich um die Streuobstwiese. Man erkennt deutlich, daß die Individualgewichte auf den Fichtenflächen i.d.R. geringer sind als in den übrigen Wäldern und daß die Tiere auf den Düngerflächen der Fichtenforste leichter sind als auf den Kontrollflächen. In den Fichtenforsten wurden 3 - 4 Arten nachgewiesen; auf den übrigen Flächen waren es 5 - 7 Arten. In den Laubwäldern und auf der Obstwiese dominieren die Arten, die ihre Gänge lotrecht im Boden anlegen und damit in großem Ausmaß mineralische Bestandteile aus tieferen Bodenschichten mit dem organischen Material der organischen Auflage durchmischen, was für die Bodenfruchtbarkeit positiv zu werten ist. In den Fichtenforsten dominieren die Arten, die in der organischen Auflage nur horizontale Gänge herstellen und somit keine Anreicherung von Nährstoffen im Humushorizont zustande bringen. Die einzige Art, die auch vertikal Gänge herstellt, *Lumbricus rubellus*, wird durch Kalk- und Mineraldüngergaben verdrängt. Daraus folgt: Kalk- und Mineraldüngergaben können im Fichtenforst überhaupt nicht zu einer Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit unter Mitwirkung von Tieren beitragen. Das wäre nur zu erwarten, wenn auf den gekalkten Böden auch "Tiefenbohrer" ausgesetzt würden. Diese dürften in den bodensauren Fichtenforsten mit dem toten Pflanzenmaterial aber kaum zurecht kommen. Daraus folgt, daß für eine echte Bodenverbesserung, eine Umwandlung von Roh- oder Moderhumus in Mullhumus, anders verfahren werden muß.

Nach unseren Vorstellungen könnte das folgendermaßen aussehen (Abb. 25): Um die Freisetzung toxischer Elemente zu verhindern, müßte gekalkt werden. Nährstoffmangel müßte ebenfalls beseitigt werden. Gleichzeitig sollte aber organisches Material mit höherem pH-Wert aus Laubwäldern zugefügt werden. Mit dem organischen Material sollten gleichzeitig allochthone leistungsfähige Streuzersetzer zugeführt werden. Bei Berücksichtigung der in Abb. 25 angegebenen Streifenbreiten

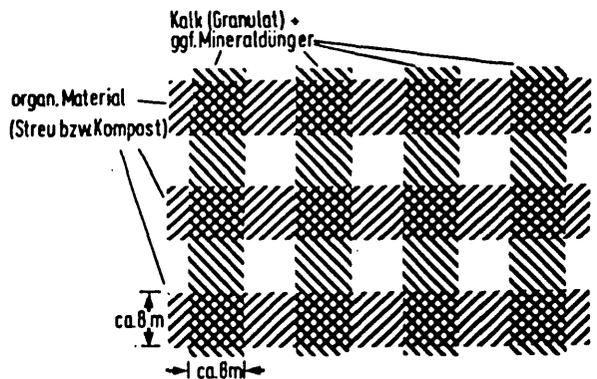


Abb. 25: Vorschlag für ein Bodensanierungskonzept (FUNKE et al. 1989), Erkl. s. Text.

erhält der Boden eine besondere Mosaikstruktur. Allochthone Faunenelemente dürften in den mit organischem Material behandelten Zonen die besten Lebensbedingungen finden, einzelne Arten vielleicht auch in den nur gekalkten Zonen. Die autochthone Fauna würde auf den unbehandelten Zonen nicht ausgelöscht. Ob unser Vorschlag für ein derartiges Bodensanierungskonzept von Erfolg sein könnte, müßte natürlich noch geprüft werden.

Bei den Zönosen von Regenwürmern und Enchytraeidae war deutlich geworden, daß bzgl. Artenspektren, Abundanz und Biomasse bemerkenswerte Abhängigkeiten vom pH-Wert bestehen. Ähnliche Befunde zeigten sich auch bei anderen Tiergruppen, vor allem bei Einzellern und Nematoda. Die meisten Arten und Individuen wurden bei den Ciliata z.B. auf den mäßig sauren

Böden der gedüngten Fichtenfläche U1, im Kalkbuchenwald und auf der Streuobstwiese nachgewiesen, die wenigsten im Auenwald AU (LEHLE 1990). Von den drei häufigsten Arten dominierte bei pH-Werten zwischen 2.8 und 3.5 *Colpoda inflata*. Bei höheren pH-Werten traten *C. cucullus* und *C. fastigata* hinzu. Auf schwach sauren bis neutralen Böden dominierte allein *C. fastigata*. Ciliata sind also hervorragende Indikatoren für pH-Werte und pH-Wertänderungen. Betrachtet man die Nematoda (Abb. 26), so zeigen sich bemerkenswerte trophische Abhängigkeiten (RATAJCZAK 1989). In der Streuschicht dominieren im Fichtenforst U1, auf Normal-, Dünge- und Feuchtbläche die Bakterienfresser. Diese sind besonders häufig auf der Düngefläche und auf der Feuchtbläche. Hier dürften die Bakterienpopulationen individuenreicher sein als auf der Normalfläche. Auf der Normalfläche dagegen sind die Pilzfresser in allen Tiefen wesentlich häufiger als auf Dünge- und Feuchtblächen. Sie zeigen hier eine Reduktion von Pilz- und evtl. auch von Wurzelwachstum an.

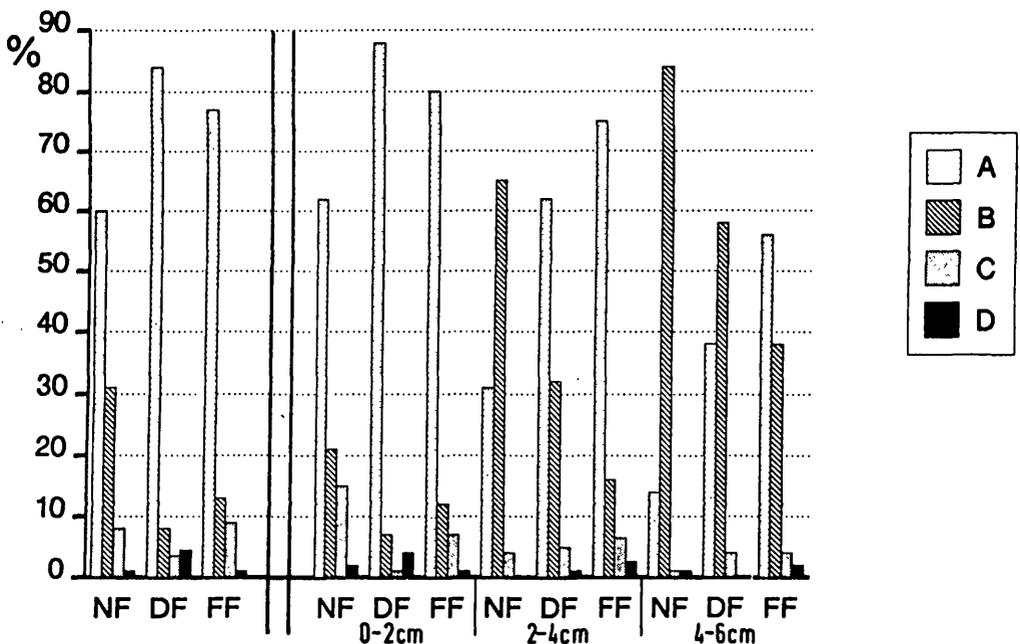


Abb. 26: Nematoda: Anteile der trophischen Gruppen im Fichtenforst U1, auf Normal-(NF), Dünge-(DF) u. zusätzlich beregneter (FF) Fläche; links in 0 - 2 cm Tiefe zwischen Oktober 1986 und August 1987, Mitte - rechts in verschiedenen Bodentiefen im August 1987 (RATAJCZAK 1989, FUNKE et al. 1989).

A - Bakterienfresser, B - Wurzel-/Pilzfresser, C - Allesfresser, D - Räuber.

Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Bodentiere

Als Folge tiefgreifender Veränderungen in unseren Wäldern (s.o.) traten in den letzten Jahren verstärkt tierische Schädlinge auf. Von besonderer Bedeutung waren und sind hier die Borkenkäfer. Zu ihrer Bekämpfung werden nicht nur an geschlagenen Stämmen oder an gestapeltem Holz, sondern gelegentlich auch am Waldboden Pflanzenschutzmittel eingesetzt. Dabei handelte es sich früher vor allem um das stark lindanhaltige "Nexit". In neuerer Zeit wird vorwiegend das synthetische Pyrethroid Cypermethrin, mit Handelsnamen "Ripcord", verwendet. Beide

Substanzen sollen für Bodentiere unschädlich sein (SCHOLLMAYER et al. 1984, WULF 1985). Unsere Freiland-Untersuchungen erbrachten ein anderes Bild (SCHMITT et al. 1989 a, b, VOGEL et al. 1989 a, b). Auf mit verdünnten Lösungen von Nexit oder Ripcord besprühten Arealen in unserem Fichtenforst U1 wurden mit verschiedenen Verfahren (FUNKE 1986) bei Spinnentieren und Insekten stets wesentlich weniger Individuen erfaßt als auf den Kontrollflächen (Abb. 27). Ein nahezu totaler Ausfall ergab sich vor allem bei den Nematocera und bei den Araneae, also den Spinnen, die in allen Landökosystemen als Räuber wichtige Regulatoren der Populationsdichte bei anderen Tiergruppen darstellen. Negative Effekte waren auch bei starken Verdünnungen von Ripcord zu beobachten. Das wird in Abb. 28 deutlich. Im ersten 4-Wochenintervall nach den experimentellen Kontaminationen wurden die meisten Tiergruppen deutlich beeinträchtigt. Im zweiten 4-Wochenintervall gingen die negativen Auswirkungen teilweise zurück. Im dritten 4-Wochenintervall traten Milben (Acarina), Springschwänze (Collembola) und Fransenflügler (Thysanoptera) auf den begifteten Arealen teilweise in wesentlich höheren Individuenzahlen auf als auf der Kontrollfläche (die mit H₂O besprüht worden war). Eine Deutung der im Vergleich zum ersten 4-Wochenintervall so gegensätzlichen Befunde läßt sich weitgehend aus ganz natürlichen Räuber/Beute-Beziehungen ableiten. Die meisten Räuber werden im Inneren unserer Fanggeräte, den sogenannten Boden-Photoektoren*, durch die Ripcordbehandlung der Bodenoberfläche vernichtet. Auch die prospektiven Beutetiere werden zunächst in hohem Maße dezimiert. Tiere geringer Körpergröße (also Milben, Springschwänze und Fransenflügler, die teilweise als Pflanzenschädlinge anzusehen sind), bleiben aber im Lückensystem von Streu- und Humusschicht von den Giftwirkungen teilweise verschont. Beim Fehlen der Räuber und beim Nachlassen der toxischen Wirkung der Ripcordlösungen treten diese Tiere dann - z.T. nach Vermehrung im Inneren der Fanggeräte - oft wieder in großen Mengen auf**. Das Beispiel zeigt geradezu modellartig, was beim Einsatz von toxischen Substanzen mit großer Breitenwirksamkeit (nicht nur bei Ripcord und nicht nur im Wald) passieren kann und daß vor allem bei unsachgemäßem Einsatz dieser Stoffe der Schaden (durch Vernichtung der Nützlinge bei gleichzeitiger Förderung mancher Schädlinge) oft größer ist als der Nutzen (durch Vernichtung eines Teils der Schädlinge). Daß Pflanzenschutzmittel darüberhinaus noch lange Zeit recht nachhaltige Wirkungen zeigen können, wird in Abb. 29 bei im Boden lebenden Collembola deutlich. Verschiedene Areale waren im Frühjahr 1985 mit H₂O (Kontrollfläche NF), mit verdünnter H₂SO₄ (0.1 %), verdünnter NaCl-Lösung (20 %), mit Nexit und Ripcord besprüht worden. Die Individuenzahlen / m² sind bei NF in allen Monaten und Jahren gleich 100 % gesetzt. Auf den kontaminierten Arealen wurden z.T. erhebliche Abweichungen deutlich. Dabei fällt auf, daß sich auf den H₂SO₄- und NaCl-Flächen die Populationsdichte bis April 1987 den NF-Werten annähert. Das gleiche ist auch bei den Artenzahlen und der Diversität (einem Ausdruck für die Ausgewogenheit einer Organismengesellschaft) zu erkennen. Große Abweichungen im Vergleich zu NF bestehen zwei Jahre nach Versuchsbeginn noch immer auf der Nexit- und ganz besonders auf der Ripcordfläche (FUNKE et al. 1989). Die Befunde zeigen, daß der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auch im Wald oft höchst problematisch ist. Sie machen ferner deutlich,

*) Bei den Boden-Photoektoren handelt es sich um kegelförmige unten offene Geräte mit einer lichtdurchlässigen Fangdose an der Spitze (FUNKE 1971). Die Ektoren werden ca. 5 - 10 cm in den Boden eingelassen.

***) Auf der Kontrollfläche wurden zwar keine Räuber mehr erfaßt. Diese waren aber auf jeden Fall auf der Bodenoberfläche und in den oberen Bodenschichten noch vorhanden und hier als Regulatoren der Populationsdichte ihrer prospektiven Beutetiere tätig gewesen.

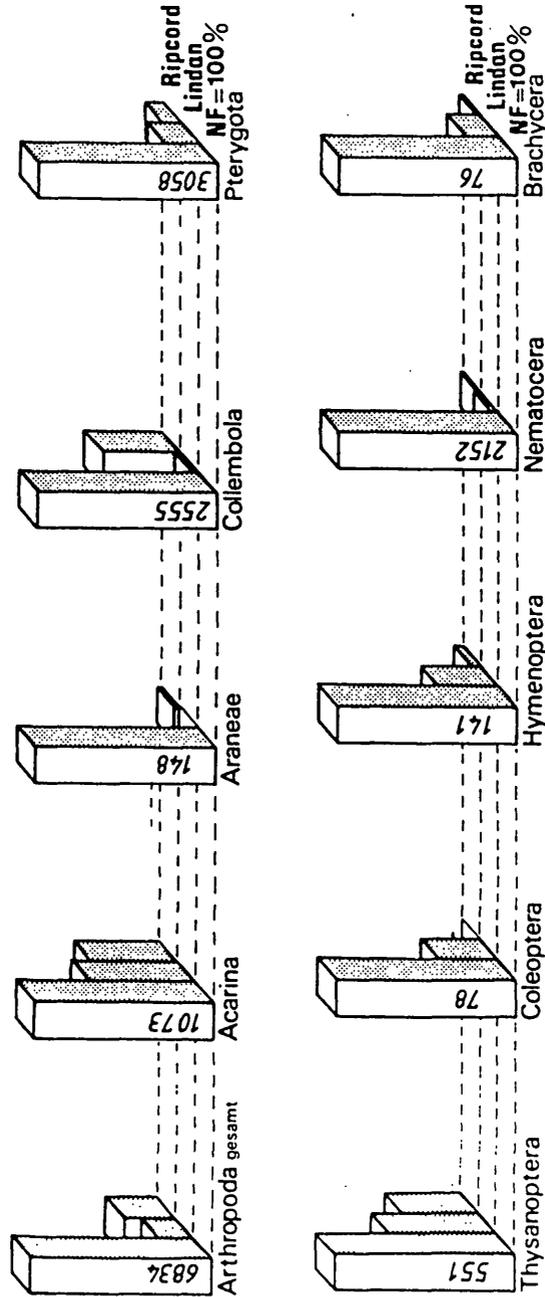


Abb. 27: Einfluß lokaler Kontaminationen der Bodenoberfläche auf Arthropoden mit bodenlebenden Entwicklungsstadien im Fichtenforst U1, (FUNKE 1986, 1987, SCHMITT et al. 1989). Zahlen auf der ersten Säulenreihe (Kontrollfläche): Ind./m² = 100 %, Areale von 0.2 m² wurden mit Lösungen je 2 l folgender Substanzen besprüht: Lindan: 2.4 mg Nexit stark (mit 80 % Anteil Lindan), Ripcord 40: 0.5%ig.

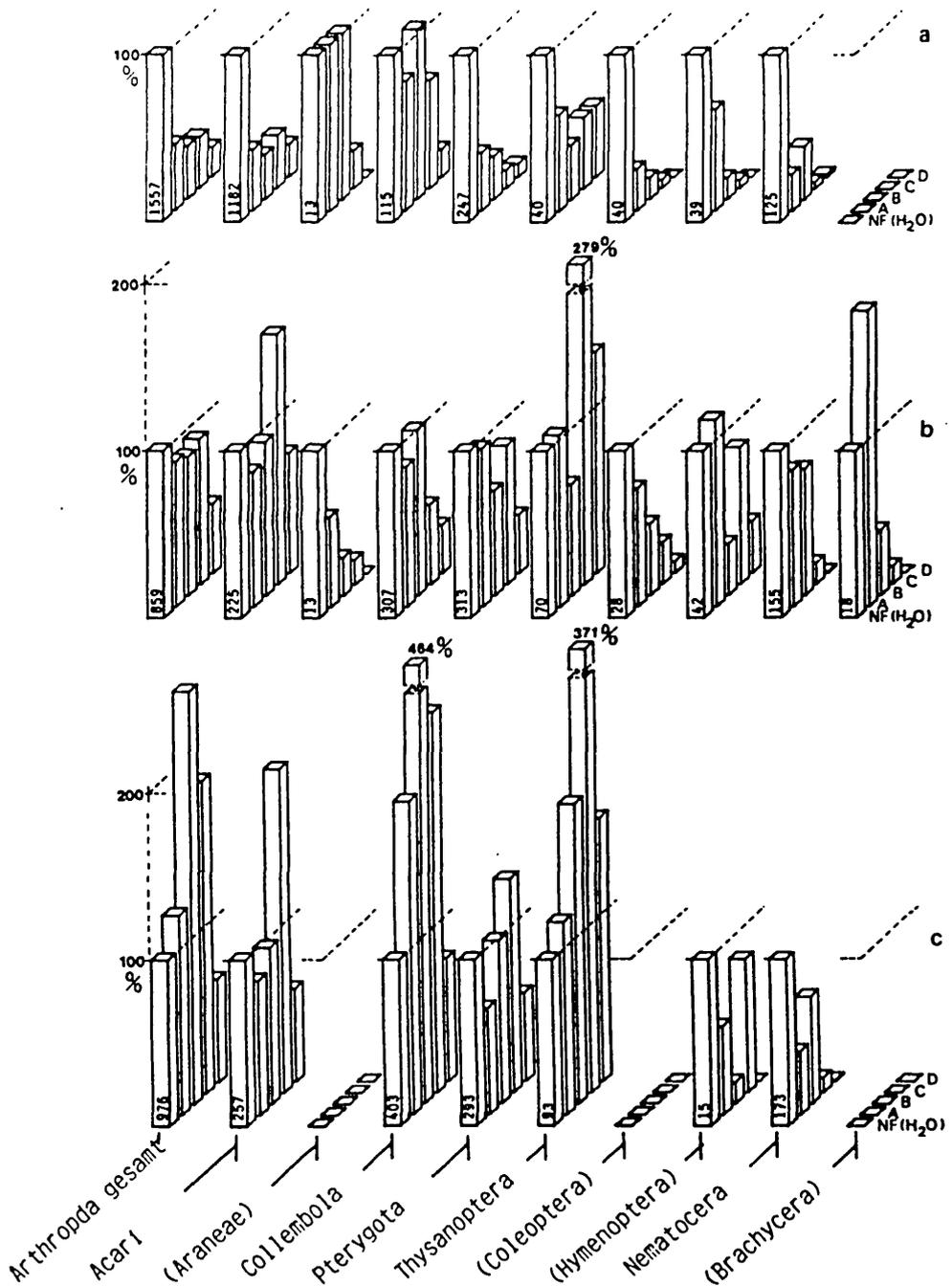


Abb. 28: Einfluß lokaler Kontaminationen der Bodenoberfläche auf Arthropoden (s. Abb. 27) mit Ripcordlösung (2 l/0.2 m²) unterschiedlicher Konzentrationen (D - 0.5 %, C - 0.05 %, B - 0.005 %, A - 0.0005 %) und mit H₂O (2 l/0.2 m²) in drei 4-Weekenintervallen (a, b, c). Zahlen auf der ersten Säulenreihe: Ind./m² (FUNKE 1986, 1987, SCHMITT et al. 1989).

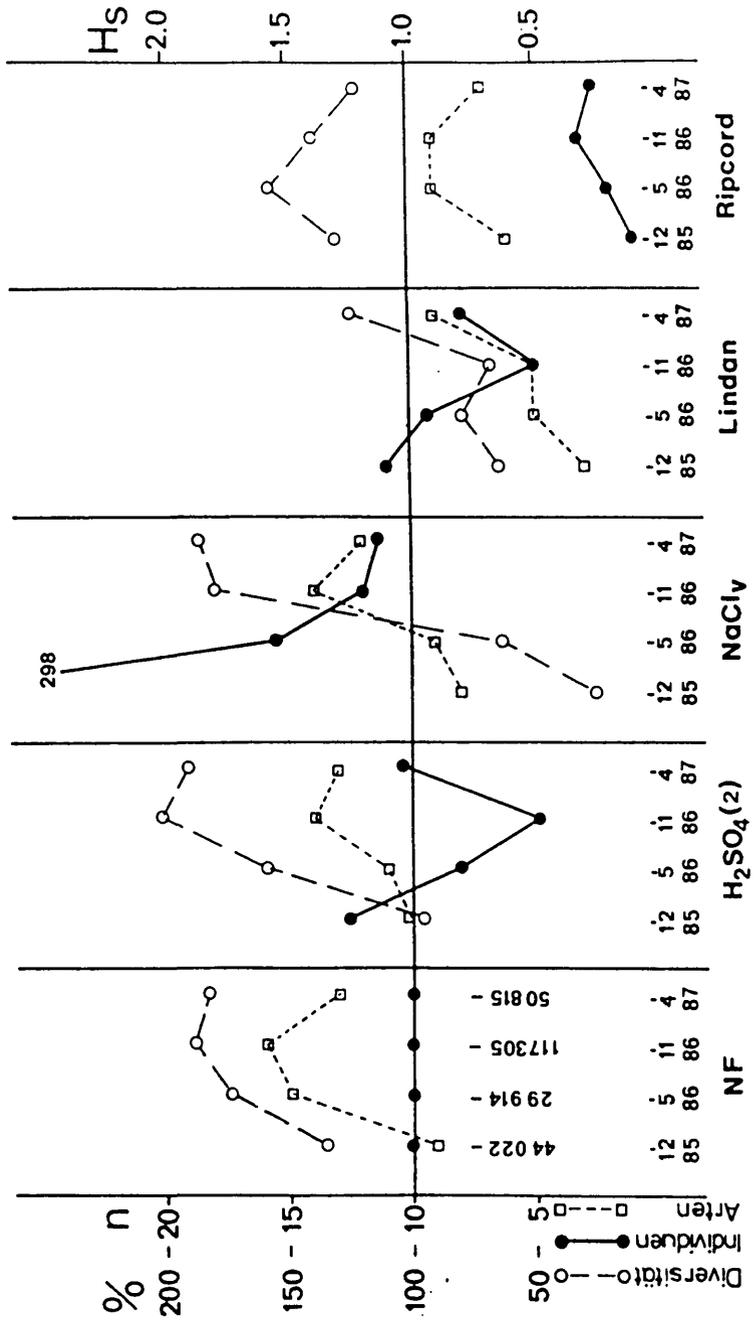


Abb 29: Collembola (edaphische Arten) auf im Mai 1985 unterschiedlich kontaminierten Arealen im Fichtenforst U1 zwischen Dezember 1985 und April 1987 (FUNKE et al. 1988, VOGEL et al. 1989). Konzentrationen der Lösungen s. Abb. 27 und im Text. Artenzahlen (n), Individuenzahlen (in %, auf der Kontrollfläche NF = 100 %), Diversitätsindex (Hs) nach SHANNON u. WEAVER.

daß die von den Herstellern solcher Substanzen geforderten Toxizitätstests keine eindeutigen Aussagen für einen risikofreien Einsatz in unserer Umwelt geben können. Die von uns entwickelten Verfahren (Umweltverträglichkeitsprüfungen von anorganischen und organischen Substanzen mit Photoelektro- und Stechrohrtest) stellen hier ohne Zweifel eine wertvolle, auf ganze Tiergesellschaften (nicht nur auf einzelne Individuen oder Populationen) ausgerichtete Ergänzung dar (FUNKE 1971, 1986).

Wir haben inzwischen auch andere Pflanzenschutzmittel (neben verschiedenen Insektiziden auch ein Molluscizid, ein Herbizid und ein Fungizid) auf ihre Umweltverträglichkeit getestet. In fast allen Fällen ergaben sich (auch bei den sogenannten Chitinsynthesehemmern) tiefgreifende Auswirkungen vor allem bei den Arthropoda (SCHMITT et al. 1989, VOGEL et al. 1989). Neben letalen Effekten zeigten sich (bei der mit Boden-Photoelektroden erfassbaren "Eklektorfauna") auch sogenannte "Austreibeffekte". Wir gingen auf den kontaminierten Arealen nämlich oft wesentlich mehr Tiere als auf den unbehandelten Kontrollflächen. Besonders deutlich war dies auf Arealen, auf denen wir mit stark verdünnter H_2SO_4 oder verdünnter NaCl-Lösung "saure Niederschläge" und "Streusalzeinschwemmungen" simuliert hatten. Ganz offensichtlich führen diese Substanzen, ebenso wie manche Pflanzenschutzmittel, in nicht letal wirkenden Konzentrationen oft erhebliche Aktivitätssteigerungen (und damit höhere Fangerfolge in den Eklektoren) herbei. Diese sind sehr wahrscheinlich ebenfalls negativ zu beurteilen. Wir könnten nämlich den Schluß ziehen, daß viele Fremdstoffeinträge grundsätzlich und nicht nur in Wäldern, aufgrund ihrer aktivitätssteigernden Wirkungen zu einer Erhöhung des Energieverbrauchs bei gleichzeitig unzureichenden Energieeinnahmen durch Nahrungsaufnahme führen, womit der zunehmende Artenschwund in unseren Landschaften (neben deren ständig ansteigenden Nutzung durch Gebäude- und Straßenbauten, Freizeitbeschäftigungen etc.) eine nicht unwesentliche Deutung gefunden hätte.

4. Tiere des Waldes als Indikatoren von Belastungen durch toxische Elemente

Aus einer großen Zahl von Untersuchungen, die wir in den letzten Jahren an wirbellosen Tieren von Wäldern durchgeführt haben (ROTH 1986, i.Dr., ROTH-HOLZAPFEL et al. i.Dr.), möchte ich nur ein Beispiel herausgreifen. Dabei geht es noch einmal um Borkenkäfer. Am bekanntesten ist sicher der sogenannte Buchdrucker (*Ips typographus*), dessen Larven an der Innenseite der Rinde von Fichten charakteristische Fraßbilder herstellen. Mit Lockstoffen lassen sich die Käfer sehr leicht in großen Mengen einfangen und dann einer chemischen Analyse zuführen. Unsere Überlegungen waren nun folgende: Da diese Borkenkäfer überall dort vorkommen, wo es Fichtenwälder gibt, müßten unterschiedliche Elementkonzentrationen, zumindest teilweise, auf unterschiedliche Immissionen in den einzelnen Regionen hinweisen können (ROTH-HOLZAPFEL et al. i.Dr.). Zunächst wurden die Elemente bestimmt, die für Pflanzen und Tiere, für ihren Körperbau und ihre Funktionen, lebenswichtig sind. Dabei handelt es sich um Ca, Mg, K, Zn und Cu. In allen Regionen Baden-Württembergs stimmen die Konzentrationen bei diesen Elementen in hohem Maße überein (Abb. 30). Unterschiedliche Elementgehalte im Boden, die es an den verschiedenen Orten ganz sicher gibt, und unterschiedliche Elementgehalte in den Pflanzen, die nicht ganz auszuschließen sind, spielen dabei keine Rolle. Ganz anders ist die

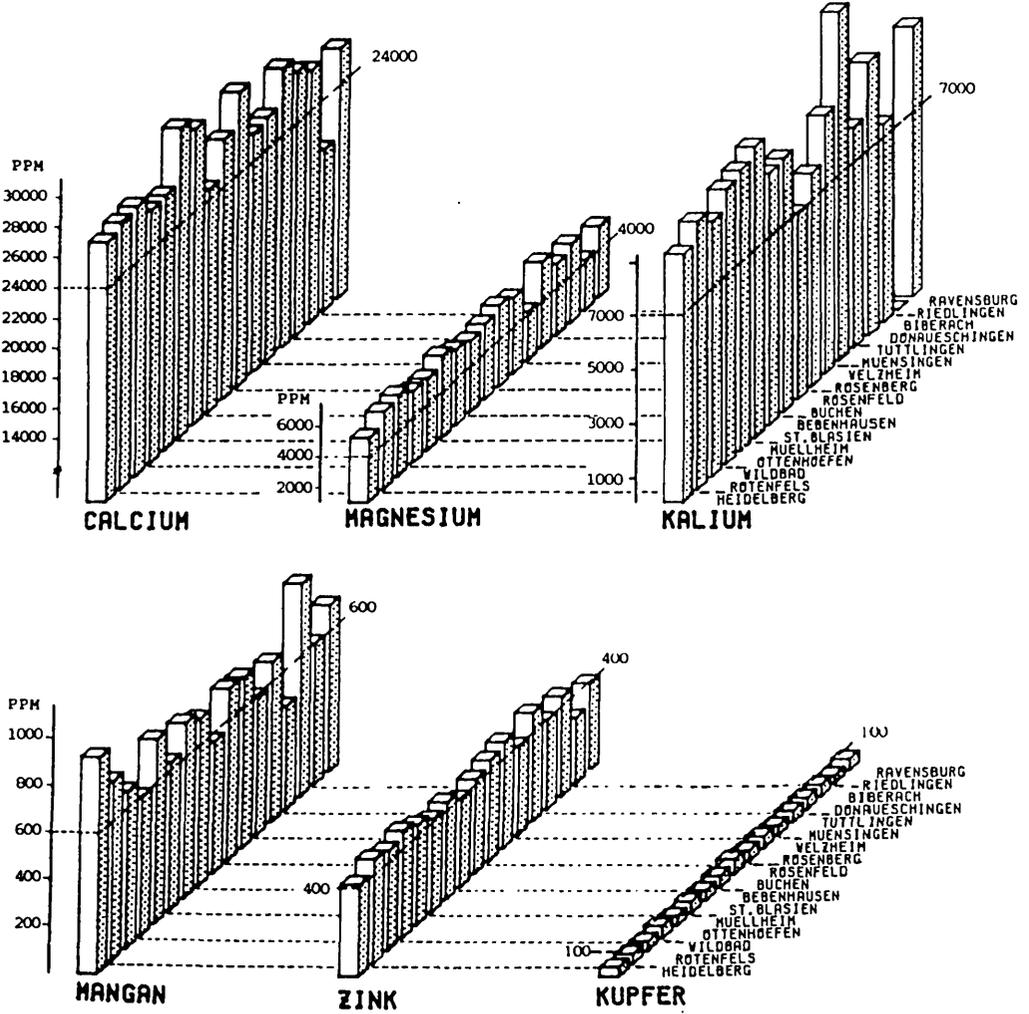


Abb. 30: Gehalte essentieller Elemente im Borkenkäfer *Ips typographus* in verschiedenen Regionen (s. Abb. 33) von Baden-Württemberg (ROTH-HOLZAPFEL et al. i.Dr).

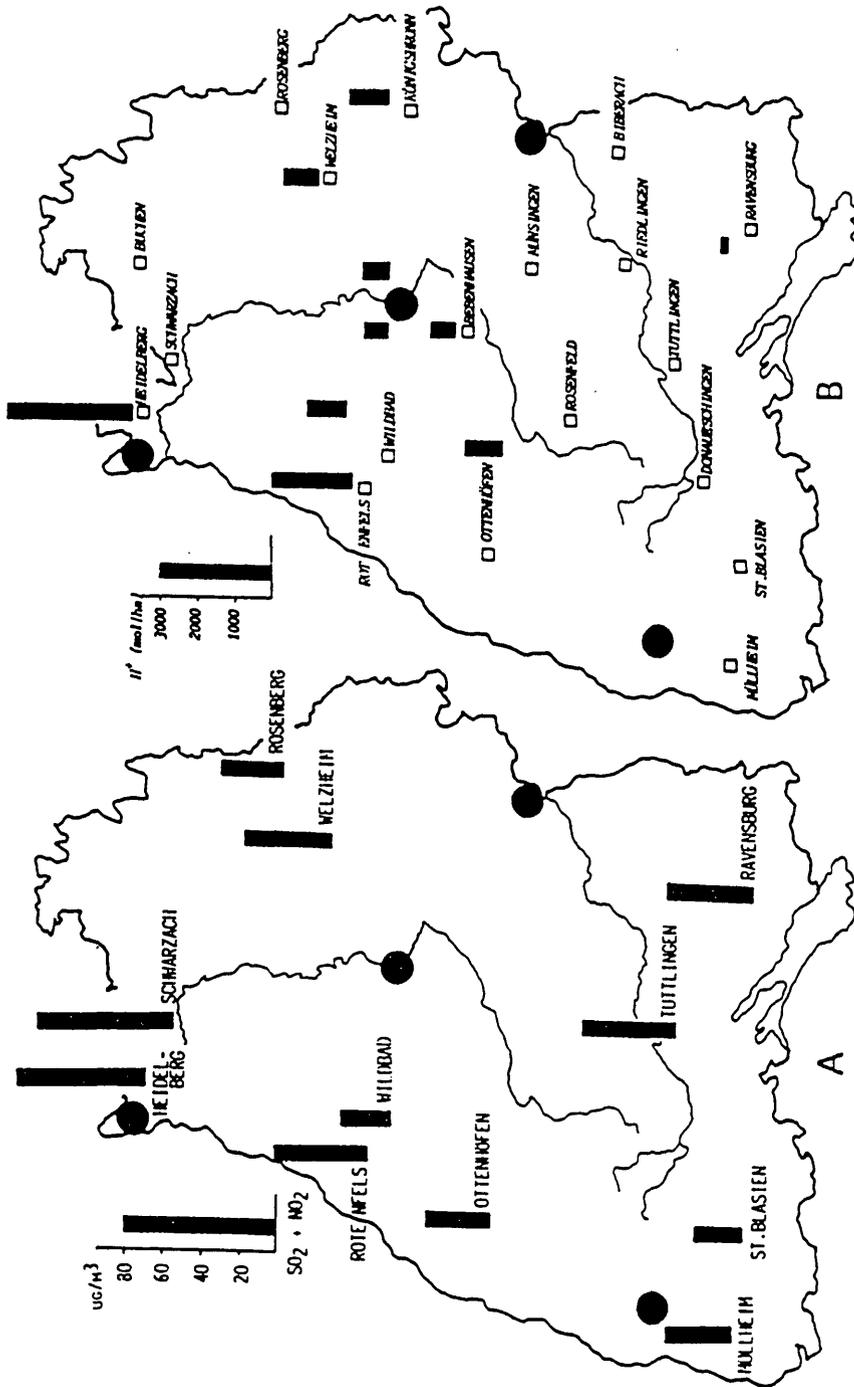


Abb. 32: SO₂- und NO₂-Konzentrationen (A) und Säureeintrag (B) in Waldgebieten Baden-Württembergs (nach EVERS F.H., 1985: Mitt. d. Verf. f. forstl. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtung, 31, 31 - 36).

Situation bei den Elementen, die in sehr viel geringerem Umfang oder überhaupt nicht essentielle Körperbestandteile darstellen oder die für den Organismus sogar toxische Auswirkungen zeigen können. Dabei handelt es sich um Ba, Pb, Cd, Hg und Al. In Abb. 31 erkennt man große Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten. Diese könnten natürlich durchaus auf unterschiedliche Elementgehalte im geologischen Untergrund zurückzuführen sein. Durch saure Niederschläge bzw. aufgrund unterschiedlicher Boden-pH-Werte könnten sie auch an den einzelnen Standorten für Pflanzen und Tiere, hier für Borkenkäfer, in unterschiedlicher Weise verfügbar werden. Die Unterschiede könnten aber auch auf Immissionen beruhen, die über Boden und Pflanze oder direkt über Ablagerungen in und auf der Rinde in den Borkenkäfern evident werden. Eine Entscheidung, auf welchem Weg alle diese Elemente in den tierischen Organismus gelangt sind, ist, abgesehen vom Blei, wo nur eine direkte Immission vorliegen dürfte, nicht immer ganz

einfach zu treffen. Nur eines steht fest: Die aufgezeigten Elementkonzentrationen in Borkenkäfern verschiedener Regionen korrelieren in hohem Maße mit dem in diesen Regionen gemessenen Säure-Eintrag und den SO_2 - und NO_x -Konzentrationen der Luft (ROTH-HOLZAPFEL et al. i.Dr.). Das bedeutet, daß dort, wo - wie z.B. im Raum Heidelberg/Mannheim (Abb. 32) - hohe SO_2 - und NO_2 -Immissionen und ein hoher Säureeintrag gemessen wurden, auch hohe Konzentrationen toxischer Elemente in Tieren und vermutlich auch in Pflanzen zu beobachten sind (Abb. 33); Konzentrationen, welche die Vitalität von Pflanzen und Tieren beeinträchtigen und durchaus - langfristig gesehen - auch negative Auswirkungen auf die in solchen Regionen lebenden Menschen zur Folge haben könnten.

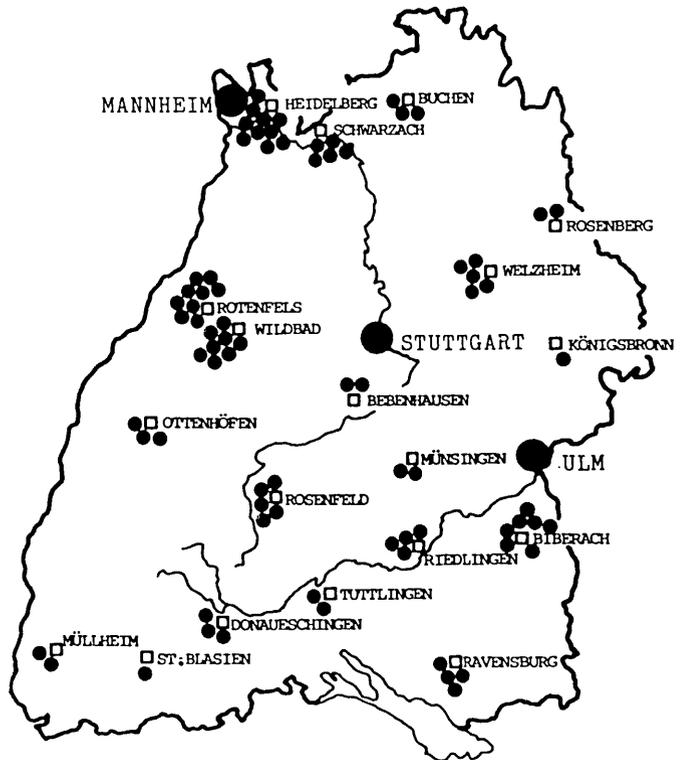


Abb. 33: Orte in Baden-Württemberg mit hohen Elementgehalten in Borkenkäfern (*ips typographus* und *Trypodendron lineatum*). Quadrate: Forstämter, von denen das für die chemische Analyse eingesetzte, mit Pheromonfallen erfaßte Tiermaterial stammt. Jeder (kleine) Punkt steht für eines der in Abb. 30 und 31 genannten Elemente.

Zusammenfassung

I. Zur "Funktion der Tiere" und zur "Organisation von Artengemeinschaften" in Waldökosystemen

1. Die "Funktion der Tiere" ist in Waldökosystemen noch immer erst recht unzureichend bekannt. Am Beispiel der Blattfresser wird aufgezeigt, daß ihre Fraßtätigkeiten in naturnahen Wäldern i.d.R. keine Minderung der Primärproduktion der Bäume herbeiführen. In ihrer Kotproduktion und in ihrer Stellung im Nahrungsnetz erweisen sie sich sogar als wichtige unverzichtbare Komponenten in Waldökosystemen.

2. Die "Organisation von Artengemeinschaften" wird am Beispiel der Raubarthropoden von Laubwäldern untersucht. Eingehend betrachtet werden die Tagesperiodik der lokomotorischen Aktivität und die Orientierung nach Raummarken.

a) Nach den derzeitigen Befunden gibt es unter den Raubarthropoden der Bodenoberfläche (ebenso wie bei anderen systematischen und trophischen Gruppen wechselwarmer Tiere) Arten, die in Mitteleuropa

- in weiten Temperaturbereichen rein nacht- oder rein tagativ sind,
- von der Temperatur in ihrer Aktivität nur geringfügig beeinflusst werden,
- in hohem Maße (im Umfang von Tag- und Nachtaktivität) von der Temperatur bestimmt werden.

Durch unterschiedliche Abhängigkeiten von den beiden Zeitgebern Licht und Temperatur wird eine ganze Fülle tageszeitlicher Einnischungen erkennbar.

In Ergänzung zur KÜHNELT'schen Klimaregel über die regionale Stenözie poikilothermer Tiere werden temperaturbedingte Gesetzmäßigkeiten in der tageszeitlichen Aktivität unterschiedlicher geographischer Breiten- und Höhenzonen abgeleitet.

Die Raubarthropoden der Bodenoberfläche zeigen (in Wäldern) in den frühen Morgenstunden und nachmittags nur geringe Aktivität. Entscheidend ist auch hier die Temperatur. Hinzu kommt: Nachmittags stehen den Raubarthropoden auf der Bodenoberfläche nur in geringem Umfang potentielle Beutetiere zur Verfügung; zahlreiche Arthropoden wandern zu dieser Zeit in Stamm- und Kronenregion bzw. in tiefere Streu- und Bodenschichten ab.

b) Die Raubarthropoden der Bodenoberfläche zeigen bei allen Aktivitäten unterschiedliche Präferenzen für Raumstrukturen. Einige bevorzugen Stammnähe, andere Stammferne; viele verhalten sich indifferent.

c) Bei Carabidae der Bodenoberfläche scheint eine räumliche Distanzhaltung durch nicht-art-spezifische Substanzen erfolgen zu können.

II Wirbellose Tiere als Indikatoren von Veränderungen in Waldökosystemen

Wirbellose Tiere eignen sich (ebenso wie höhere und niedere Pflanzen, Mikroorganismen und Wirbeltiere unter Einschluß des Menschen) in recht vielfältiger Weise als Indikatoren von Veränderungen in unserer Umwelt. Sie machen Einflüsse und Gesetzmäßigkeiten deutlich, die allein durch Messen, z.B. der Belastungen von Boden, Wasser und Luft, oft nicht faßbar sind. Bei diesen Bioindikatoren kann es sich um einzelne Individuen, einzelne Populationen, einfache Organismenkollektive oder wesentliche Teile von Lebensgemeinschaften handeln. In einem sinnvoll geplanten Umweltinformationssystem wird man auf Bioindikatoren nicht verzichten

können und den für deren Kontrolle erforderlichen, keineswegs geringen, personellen Aufwand in Kauf nehmen müssen.

In der vorliegenden Studie war anhand einer Reihe von Beispielen die Eignung wirbelloser Tiere als Indikatoren verschiedenartiger Umwelteinflüsse aufgezeigt worden. Dabei hatte sich ergeben:

- 1) Die Protura, eine wenig bekannte Gruppe primär flügelloser Insekten, dienen - aufgrund ihrer engen Beziehungen zur ektotrophen Mykorrhiza - in Fichtenforsten zur Charakterisierung und in gewissem Umfang auch zur Früherkennung von Waldschäden.
- 2) In den Fluktuationen von Populationsdichte (bei wirbellosen Tieren in Fichtenforsten) und Streuabbau wird der Einfluß von Klimafaktoren auf die Funktionsfähigkeit ganzer Ökosysteme deutlich. Dabei wird aufgezeigt, daß Waldschäden teilweise auch auf Klimaveränderungen und einschneidende Witterungsereignisse zurückführbar sind.
- 3) Kalk- und Mineraldüngergaben führen zu tiefgreifenden Veränderungen von Populationsdichte (verschiedener Tiergruppen) und Streuabbau, was auch für die Bäume im Ökosystem "Fichtenforst" nicht ganz ohne Bedeutung sein dürfte. Außerdem ist nicht auszuschließen, daß die Auswirkungen der Substanzgaben bei den Tieren und beim Streuabbau in ihrem gesetzmäßigen Ablauf als Hinweis für entsprechende Einflüsse auf die Vitalität der Bäume dienen können.
- 4) Bodentiere reagieren äußerst sensitiv auf Biozide, die eigentlich zum Schutz unserer Wälder vor Schädlingen gedacht sind. Sie eignen sich darüberhinaus (unter Nutzung spezifischer Verfahren) generell als Indikatoren für Umweltverträglichkeitstests bei recht verschiedenartigen Substanzen.
- 5) Tiere des Waldes, die auf einfachem Wege und überall oft in großen Mengen verfügbar sind, wie z.B. Borkenkäfer, eignen sich als Monitororganismen beim qualitativ-quantitativen Nachweis umwelttoxischer Elemente.

Literatur

- ARNDT U., NOBEL W. & SCHWEIZER B., 1987: Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer, Stuttgart.
- BECK L., 1983: Zur Bodenbiologie des Laubwaldes. Verh. Dtsch. Zool. Ges. 76, 37 - 54.
- ELLENBERG H., 1967: Internationales Biologisches Programm - Beiträge der Bundesrepublik Deutschland. Bad Godesberg (DFG).
- ELLENBERG H., 1973: Ziele und Stand der Ökosystemforschung. in: ELLENBERG H. (Hrsg.): Ökosystemforschung 1 - 31. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- ELLENBERG H., MAYER R. & SCHAUERMANN J., 1986: Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts. Ulmer, Stuttgart.
- FEIL W., KOTTKE J. & OBERWINKLER F., 1986: Vergleichende Untersuchungen zur Wirkung von Trockenstreß auf Feinstwurzelsysteme. KfK-PEF 4/1, 324 - 330. Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- FOISSNER W., 1987: Soil Protozoa: Fundamental Problems. Ecological Significance, Adaptations in Ciliates and Testaceans, Bioindicators, and Guide to the Literature. Progress in Protistology 2, 69 - 212.

- FRANK H. & FRANK W., 1988: Quantitative determination of airborne C₁- and C₂-Halocarbons by GC/ECD. *J. High Resol. Chromatogr. Commun.* 11, 51 - 56.
- FUNKE W., 1971: Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. *Ecol. Studies* 2: 81 - 93.
- FUNKE W., 1972: Energieumsatz von Tierpopulationen in Land-Ökosystemen. *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 65, 95 - 105.
- FUNKE W., 1973: Rolle der Tiere in Wald-Ökosystemen des Solling. in: ELLENBERG H. (Hrsg.): *Ökosystemforschung* 143 - 174. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- FUNKE W., 1977: Das zoologische Forschungsprogramm im Sollingprojekt. *Verh. Ges. Ökol.* 6, 59 - 74.
- FUNKE W., 1979: Wälder, Objekte der Ökosystemforschung. Die Stammregion - Lebensraum und Durchgangszone von Arthropoden. *Jber. naturw. Ver. Wuppertal* 32, 45 - 50.
- FUNKE W., 1983: Waldökosysteme in der Analyse von Struktur und Funktion - Untersuchungen an Arthropodenzönosen. *Verh. Ges. Ökologie* 10, 13 - 26.
- FUNKE W., 1986: Tiergesellschaften im Ökosystem "Fichtenforst" (Protozoa, Metazoa - Invertebrata) - Indikatoren von Veränderungen in Waldökosystemen. KfK-PEF 9, Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- FUNKE W., 1987: Wirbellose Tiere als Bioindikatoren in Wäldern. VDI-Kolloquium "Bioindikation". *VDI-Berichte* 609, 133 - 176.
- FUNKE W. & HERLITZIUS H., 1984: Zur Orientierung von Arthropoden der Bodenoberfläche nach Stammsilhouetten im Wald. *Jber. naturw. Ver. Wuppertal* 37, 8 - 13.
- FUNKE W. & JANS W., 1989: Kurz- und Langzeiteffekte von Kalk- und Mineraldüngergaben auf die Bodenfauna in Fichtenforsten. KfK-PEF. IMA-Querschnittsseminar "Düngung geschädigter Waldbestände" Bayreuth. 61 - 74. Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- FUNKE W. & SAMMER G., 1980: Stammaufbau und Stammanflug von Gliederfüßern in Laubwäldern (Arthropoda). *Ent. Gen.* 6, 159 - 168.
- FUNKE W., JANS W. & MANZ W., 1986: Aktivität und Orientierung von Raubarthropoden der Bodenoberfläche. *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 79, 170.
- FUNKE W., STUMPP J. & ROTH-HOLZAPFEL M., 1987: Bodentiere als Indikatoren von Waldschäden. *Verh. Ges. Ökologie* 15, 309 - 320.
- FUNKE W., HERLITZIUS H., JANS W., KRANIZ V., LEHLE E., RATAJCZAK L., STUMPP J., VOGEL J. & WANNER M., 1988: Vergleichende Untersuchungen an Tiergesellschaften von Fichtenforsten, Laubwäldern und einer Streuobstwiese - Bodentiere als Bioindikatoren. KfK-PEF 35/1, 135 - 149. Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- FUNKE W., JANS W., KÜHNER M., LEHLE E., RATAJCZAK L., SCHREIBER R., STUMPP J., VOGEL J. & WANNER M., 1989: Bodentiere als sensitive Indikatoren in Laub- und Nadelwäldern. KfK-PEF 50/1, 79 - 92. Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- FUNKE W. & ROTH-HOLZAPFEL M., im Druck: Animal-coenoses in the ecosystem "spruce forest" (Protozoa, Metazoa - Invertebrates). - Indicators of alterations in forest-ecosystems.
- GRIMM R., 1983: Der Energiefluß durch die Populationen der Tiere im Ökosystem Buchenwald. *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 76, 202.

- GRIMM R., 1986: Energieflüsse durch die Populationen der Tiere. in: ELLENBERG et al.: Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts. Ulmer, Stuttgart.
- HERLITZIUS R. & HERLITZIUS H., 1977: Streuabbau in Laubwäldern. *Oecologia* 30, 147 - 171.
- HERLITZIUS H., 1983: Biological decomposition efficiency in different woodland soils. *Oecologia* 57, 78 - 97.
- HOCKMANN P., SCHLOMBERG P., WALLIN H. & WEBER F., 1989: Bewegungsmuster und Orientierung des Laufkäfers *Carabus auronitens* in einem westfälischen Eichen-Hainbuchen-Wald (Radarbeobachtungen und Rückfangexperimente). *Abh. Westf. Museum f. Naturkunde* 51, 1 - 71.
- HÜTTL R.F. & ZÖTTL H.W., 1986: Diagnostische Düngungsversuche in geschädigten Nadelbaumbeständen Süddeutschlands. KfK-PEF. IMA-Querschnittsseminar "Restabilisierungsmaßnahmen - Düngung" 3 - 14. Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- JANS W., 1987: Struktur und Dynamik der Carabidenzönosen von Laubwäldern unter besonderer Berücksichtigung der lokomotorischen Aktivität. Dissertation Ulm.
- JANS W. & FUNKE W., 1989: Die Enchyträen (Oligochaeta) von Laub- und Nadelwäldern Süddeutschlands und ihre Reaktion auf substantielle Einflüsse. *Verh. Ges. Ökol.* 18, 741 - 746.
- KÄMPKE T. & RADERMACHER F.J., 1988: Höhere Funktionalitäten in Umweltinformationssystemen. Forschungsinstitut f. anwendungsorientierte Wissensverarbeitung. FAW-Bericht B 8802. Universität Ulm.
- KOLBE W., 1981: Coleopterologische Ergebnisse aus Fängen mit Boden-Photoektoren im Staatswald Burgholz bei Solingen (MB 4708). Beitrag für ein Minimumprogramm zur Ökosystemanalyse. *Entom. Bl.* 76, 171 - 177.
- KÜHNELT W., 1943: Die Leitformenmethode in der Ökologie der Landtiere. *Biologia Generalis* 17, 106 - 146.
- KÜHNELT W., 1965/1970: Grundriß der Ökologie. Gustav Fischer, Jena.
- LEHLE E., 1990: Zur Ökologie von Bodenciliaten (Protozoa: Ciliophora) Qualitativ-quantitative Untersuchungen in terrestrischen Ökosystemen. Dissertation Ulm.
- LEHLE E. & FUNKE W., 1989: Zur Mikrofauna von Waldböden. II. Ciliata (Protozoa: Ciliophora). *Verh. Ges. Ökol.* 17, 385 - 390.
- MANZ W., 1985: Zur lokomotorischen Aktivität von Raubarthropoden der Bodenoberfläche (Staphylinidae, Chilopoda, Araneae, Opiliones) in Laubwäldern der Schwäbischen Alb. Diplomarbeit Ulm.
- MÜLLER J.K., 1986: Anpassungen zur Intraspezifischen Konkurrenzmeidung bei Carabiden (Coleoptera). *Zool. Jb. Syst.* 113, 343 - 352.
- RATAJCZAK L., 1989: Die Nematodenfauna eines Fichtenforstes. Diplomarbeit Ulm.
- REMMERT H., 1976: Gibt es eine tageszeitliche ökologische Nische? *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 69, 29 - 45.
- ROTH M., 1986: Die Coleopteren im Ökosystem "Fichtenforst". II. chemisch-analytische Untersuchungen. *Zool. Beitr. N. F.* 29, 307 - 348.

- ROTH-HOLZAPFEL M., 1989: Multi-element analysis of invertebrate animals in a forest ecosystem (*Picea abies* L.). In: LIETH H. & MARKERT B.(eds): Methods of Assessment and Evaluation of Element Concentration Cadasters in Ecosystems (ECCE), VCH - Weinheim.
- ROTH-HOLZAPFEL M. & FUNKE W., im Druck: Elementflüsse im Ökosystem "Fichtenforst" unter besonderer Berücksichtigung wirbelloser Tiere. KfK-PEF 50 (1), 93 - 103. Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- ROTH-HOLZAPFEL M. & FUNKE W., im Druck: Element content of bark beetles (*Ips typographus* Linné, *Trypodendron lineatum* Olivier, Scolytidae) - A contribution to biological monitoring. Biology and Fertility of Soils. Prof. W. Kühnelt Memorial Issue.
- SALZBRUNN B., 1988: Morphometrische Untersuchungen an Waldcarabiden; ein Beitrag zur ökologischen Einnischung. Diplomarbeit Ulm.
- SCHÄFER M., 1982: Zur Funktion der saprophagen Bodentiere eines Kalkbuchenwaldes: ein langfristiges Untersuchungsprogramm im Göttinger Wald. Drosera 75 - 84.
- SCHMITT G., FUNKE W. & WILHELM N., 1989: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die "Eklektorfauna" eines Fichtenforstes. Verh. Ges. Ökol. 18, 451 - 454.
- SCHMITT G., FUNKE W. & KRANIZ V., 1989: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Arthropodenfauna eines Fichtenforstes. Jber. naturw. Ver. Wuppertal 42, 112 - 115.
- SCHOLLMAYER B. & WILHELM U., 1984: Eigenschaften und Anwendungsmerkmale von Cypermethrin (Ripcord) bei der Bekämpfung der Borkenkäfer im Forst. AFZ 39, 617 - 619.
- SCHULZE E.D., 1970: Der CO₂-Gaswechsel der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Abhängigkeit von den Klimafaktoren im Freiland. Flora 159, 177 - 232.
- STUMPP J., 1987: Zur Taxonomie und Ökologie einheimischer Proturen. Dissertation Ulm.
- STURM H., 1959: Die Nahrung der Proturen. Beobachtungen an *Acerentomon doderoi* Silv. und *Eosentomon transitorium* Berl. Naturwissenschaften 46, 90 - 91.
- THIEDE U., 1977: Untersuchungen über die Arthropodenfauna in Fichtenforsten (Populationsökologie, Energieumsatz). Zool. Jb. Syst. 104, 137 - 202.
- THIELE H.U., 1977: Carabid beetles in their environment. Zoophysiology and Ecology 10. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- ULRICH B., MAYER R. & KHANNA P.K., 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen 58.
- VOGEL J., FUNKE W. & WILHELM N., 1989: Reaktionen euedaphischer Collembolen eines Fichtenforstes auf Pflanzenschutzmittel. Verh. Ges. Ökol. 18, 469 - 472.
- VOGEL J. & FUNKE W., 1989: Auswirkungen verschiedener Substanzen auf die euedaphische Collembolenzönose eines Fichtenforstes. Jber. naturw. Ver. Wuppertal 42, 116 - 118.
- WEIDEMANN G. & SCHAUERMANN J., 1986: Die Tierwelt, ihre Nahrungsbeziehungen und ihre Rolle. in: ELLENBERG et al.: Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts. Ulmer, Stuttgart.
- WULF A., 1985: Zur Umweltverträglichkeit von Borkenkäferbekämpfungsmitteln. AFZ 12, 265 - 266.

Über Struktur und Funktion von Tiergesellschaften in Waldökosystemen erschienen inzwischen zahlreiche Arbeiten, insbes. der Arbeitsgruppen BECK L. und SCHAEFER M. in den Verh. Ges. Ökol. (1989) Band 17. Im gleichen Band sind auch in größerer Zahl Arbeiten zum Thema Waldschadensforschung enthalten. Über Tiere als "Indikatoren zur prospektiven Bewertung und Belastbarkeit von Ökosystemen", s. auch "Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich" (1988/1989) Nr. 439 und 503.

Eine weitere - persönliche - Würdigung der Verdienste von Herrn Prof. Dr. W. KÜHNELT erscheint in der Schriftenreihe des Vereins zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse.

Manuskript eingelangt: 1989 06 20

Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. Werner FUNKE, Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere, Universität Ulm, Oberer Eselsberg M 25, D-7900 Ulm.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Früher: Verh. des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"](#)

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: [127](#)

Autor(en)/Author(s): Funke Werner

Artikel/Article: [Struktur und Funktion von Tiergesellschaften in Waldökosystemen- Bodentiere als Indikatoren von Umwelteinflüssen 1-49](#)