

## Die Bedeutung von Regenwürmern als Bioindikatoren – am Beispiel deutscher Weinbergsböden –

Jürgen Christian Kühle

Due to their close coupling with processes and functions earthworms as destruents play an important part in our ecosystems. Dynamic changes in earthworm populations may be suited to indicate changes in conditions of the whole system. Four aspects are given to show in which way earthworms are able to function on different levels of organisation as bioindicators, namely as test organisms to classify toxic chemical substances, as monitoring organisms (exposition test and accumulation indicator) to register trends and to describe patterns of damage, finally as differential species and as an element of the coenosis to describe the configuration of factors in the ecosystem. With studies on earthworm populations in vineyard soils it is shown, that bioindicator reactions of earthworms first of all reflect attributes of the soils, which means their structural, microclimatic, nutritive and toxic situation. Ecological indices are very well suited to demonstrate differences and changes of a coenosis. Only an area related comparison, including neighbouring seminatural areas, the exposition of well defined populations as monitoring systems and the use as test organisms under controlled laboratory conditions, gives more informations about the kind and degree of stresses.

*Accumulation indicator, bioindicator, diversity, earthworms, ecological indices, ecotoxicology, exposition test, monitoring system, test organism, vineyard.*

### 1. Einführung

Ständig zunehmende anthropogene Eingriffe in unsere Landschaft, seien sie struktureller Art (Flurbereinigung, Straßenbau usw.) oder in Form chemischer Belastungen (Pestizide, Schwermetalle usw.) führen zu tiefgreifenden Veränderungen im Gleichgewicht des Naturhaushaltes mit z.T. recht unerwünschten langfristigen Nebenwirkungen, letztlich auch für den Menschen.

Die Erkenntnis, daß es für eine sinnvolle Nutzung der natürlichen Ressourcen unentbehrlich ist, eine ökologisch orientierte Langzeitplanung der Wirtschaft durchzuführen, führt zu der Forderung nach Methoden und Modellen, die eine Vorhersage ökologischer Reaktionen erlauben (KULAGIN 1980). Dabei steht heute der Begriff des Bioindikators im Mittelpunkt des Interesses.

Allgemein stellt ein Bioindikator ein Subsystem dar, das mit den Prozessen und Funktionen im betreffenden Ökosystem funktionell gekoppelt ist und dessen dynamische Veränderung die Zustandsänderung des Gesamtsystems hinreichend genau signalisiert (KNEITZ 1980).

Im folgenden wird versucht, erst einmal allgemein aufzuzeigen, inwieweit Regenwürmer als Bioindikatoren in Betracht kommen können, um dann am Beispiel von Regenwurmpopulationen in Weinbergsböden zu diskutieren, welche speziellen Probleme bei Bodenorganismen – insbesondere bei Regenwürmern – in der Funktion als Bioindikatoren auftreten können, die ihre Anwendung etwa als Belastungsanzeiger einschränken.

Betrachtet man 'Bioindikation' allgemein als die Reaktion eines Bioindikators, sei es einer Zönose, einer Population oder eines Individuums, auf die Wirkung bestimmter Faktoren, so muß man dabei berücksichtigen, daß das Beziehungsgefüge zwischen Ursache und Reaktion unterschiedlich sein kann. So kann ein Faktor eine, aber auch mehrere Reaktionen hervorrufen, oder aber mehrere Faktoren können eine oder mehrere Reaktionen zur Folge haben, so daß man über den Ursachenkomplex zuerst nur wenig sagen kann, wenn allein die Reaktion des Bioindikators betrachtet wird.

Die Ursache einer Bioindikatorreaktion kann auf ökologischen Faktoren beruhen (abiotische und biotische Faktoren) oder aber durch menschliche Einflüsse gegeben sein, wie z.B. die Schaffung und Wegnahme bestimmter Strukturen oder die Ausbringung von toxischen Substanzen (anthropogene Faktoren).

## 2. Die Bedeutung von Regenwürmern als Bioindikatoren

Regenwürmer können auf verschiedenen Organisationsebenen als Bioindikatoren fungieren. Im folgenden sollen vier Teilaspekte etwas ausführlicher betrachtet werden:

- (1) Testorganismus,
- (2) Monitororganismus,
- (3) Differentialart,
- (4) Biozönose-Element (Abb. 1).

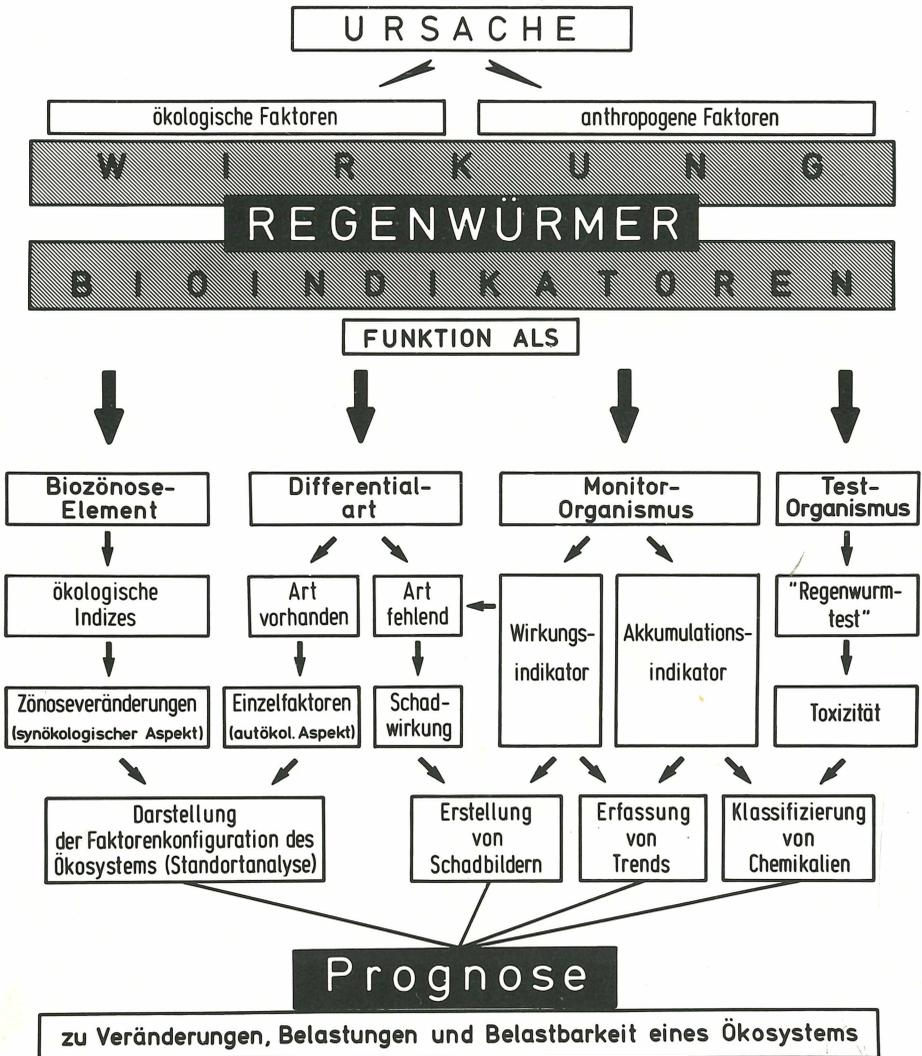


Abb. 1: Schema eines Bioindikatorenkzeptes bei Regenwürmern.

## 2.1 Regenwürmer als Testorganismen

Bedingt durch die zentrale Rolle der Regenwürmer im Dekompositionsgeschehen der Ökosysteme unserer gemäßigten Zone war die Überlegung sehr bald vorhanden, einen 'Regenwurmtest' zu erarbeiten, der erlaubt, auch etwas über die Toxizität von Umweltchemikalien bei einem Bodenorganismus zu sagen. Die Forderung nach einem 'Regenwurmtest' ging daher auch bei einer Reihe von Industrieländern - so auch der Bundesrepublik Deutschland - in den Katalog der Prüfvorschriften ihrer Chemikaliengesetze ein. Hervorzuheben seien hier die Aktivitäten im Rahmen des OECD-Chemicals Testing Programme (Ecotoxicology Group), die allerdings noch nicht zu einer einheitlichen internationalen Richtlinie zur Prüfung der Toxizität von Chemikalien und Pflanzenbehandlungsmitteln an Regenwürmern führten. Aus der Fülle möglicher Bewertungskriterien sollen hier kurz diejenigen Reaktionen erwähnt werden, die bei Regenwürmern in Abhängigkeit von Faktorenintensität und Zeit für eine Bioindikation in Frage kommen.

Im Mittelpunkt steht bei Toxizitätstests die Mortalität, wobei schließlich Angaben zur akuten Toxizität über die  $LC_{0^*}$ , die  $LC_{50}$  und die  $LC_{100}$  erwartet werden. Bei einer Betrachtung subletaler Dosen und Untersuchungen zur chronischen Toxizität müßten andere Reaktionen berücksichtigt werden. Zu erwähnen seien hier

- die Kokon-Schlupfrate (Natalität),
- die Kokon-Entwicklungsdauer,
- Veränderungen des Gewichts und der Körpergröße,
- Entwicklungszeit vom Schlüpfen bis zum adulten Tier,
- Verhaltensänderungen (Immobilität, Nahrungsaufnahme),
- morphologische Veränderungen (Gewebewucherungen),
- ökophysiologische Veränderungen (Respirationsrate),
- physiologische Veränderungen (Änderung des Regenerationsvermögens - ATLAVINYTE 1981).

Den vorliegenden Testvorschlägen ist bisher gemeinsam, daß es sich um Labortests handelt, die den Ansprüchen einer strengen Standardisierung genügen müssen. Schon hier stößt man auf die Schwierigkeit, daß dies bei einem solch inhomogenen Medium wie dem Boden als Komplex verschiedener Mikrohabitate von Bodenorganismen fast nicht möglich sein dürfte. Es muß also ein tragbarer Kompromiß gefunden werden, bei dem ein 'künstlicher', vor allem nach bodenbiologischen Kriterien hergestellter Standardboden verwendet wird.

Ein weiterer Diskussionspunkt ist die Frage nach der im Test verwendeten Art. Es geht hier im Speziellen darum, ob eine Art wie *Eisenia foetida* als Testorganismus geeignet ist. *Eisenia foetida* kommt normalerweise in Kompostanlagen vor und wird in natürlichen Ökosystemen nur gefunden, wenn sie dort eingeschleppt wurde. Die Lebensfähigkeit in natürlichen, aber auch in agrarischen Ökosystemen ist daher sehr begrenzt. So konnte *Eisenia foetida* in Weinbergen an der Mosel, in die sie im Frühjahr mit Mist eingebracht worden war, im Herbst nur noch in wenigen Einzel-funden nachgewiesen werden. Wenn diese Art also für Freilanduntersuchungen nicht in Frage kommt, so bleibt zu berücksichtigen, daß es sich bisher um die einzige Art unserer Breiten handelt, bei der eine Massenzucht relativ einfach ist. Die guten Kenntnisse zur Biologie dieser Art, die hohe Reproduktionsleistung sowie die verhältnismäßig leicht durchführbare Haltung und Zucht machen *Eisenia foetida* zum idealen 'Laborregenwurm' und damit auch zum geeigneten Objekt für einen standardisierten Toxizitätstest. Dieser Test mag sich zu einer einfachen Klassifizierung der Toxizität von Chemikalien eignen, gibt aber zur Ökotoxikologischen Bewertung nur sehr begrenzte Informationen her. Bezüglich der Bioindikation hätte ein Test mit *Eisenia foetida* praktisch kaum eine Bedeutung.

Grundsätzlich unterscheidet sich ein Toxizitätstest von der Bioindikation dadurch, daß man hier von definierten Bedingungen ausgehend Ursache und Wirkung aufklärt. Dabei wird meist die Wirkung eines Faktors, etwa einer bestimmten Dosis, untersucht, während die übrigen Faktoren künstlich konstant gehalten werden. Bei der Bioindikation geht man dagegen den umgekehrten, viel komplizierteren Weg, indem man die Wirkung erkennt und dann versucht, Auskünfte über die Ursache zu erhalten. Nun können Toxizitätstests, aber auch Reihenuntersuchungen (zu abiotischen Faktoren) dazu dienen, die Bioindikator-Reaktion der einzelnen Regenwurmart zu interpretieren. Gerade Langzeittests mit mehreren Arten ("multispecies tests") zeigen über selektive Veränderungen der Artenzusammensetzung eine Störung des Konkurrenzgleichgewichtes an. Brauchbare Tests dieser Art sind sowohl im Freiland als auch im Labor mit Regenwürmern bisher noch nicht entwickelt worden.

\* LC = lethal concentration

Hinsichtlich der Toxizitätstests bleibt vor allem die Forderung bestehen, auch andere Arten, die im Freiland von Bedeutung sind, mit einzubeziehen. In Frage kommen müßten in diesem Falle vor allem Arten, die verschiedenen ökologischen Kategorien angehören (epigäische Streuzersetzer, endogäische Mineralbodenformen, anektische blattfressende Arten) oder unterschiedlichen Strategien (r- und K-Selektion) folgen (BOUCHE 1977), wie z.B. die epigäischen Arten *Lumbricus castaneus*, *L. rubellus*, die endogäischen Arten *Allolobophora caliginosa*, *A. rosea*, *A. chlorotica* sowie die tiefgrabenden Blattfresser (anektische Arten) *A. longa* und *Lumbricus terrestris*.

## 2.2 Regenwürmer als Monitororganismen

Allgemein kann Bioindikatoren eine Funktion als Monitororganismen zukommen. Dabei wird zwischen einem aktiven und einem passiven Monitoring unterschieden (MÜLLER 1981). Unter einem aktiven Monitoring versteht man die Ausbringung und spätere Analyse von exponierten Organismen (Monitorsystemen). Ein passives Monitoring dagegen besteht in der Rückstandsanalyse von Schadstoffen aus Freilandpopulationen. Dieser Einteilung werden die beiden Begriffe Akkumulationsindikator und Wirkungsindikator zur Seite gestellt. Bei einem Akkumulationsindikator wird die Eigenschaft Schadstoffe anzureichern - sei es allgemein oder in bestimmten Organen - zur Bioindikation verwendet. Dies kann durch ein aktives oder ein passives Monitoring erfolgen.

Bei einem Wirkungsindikator wird dagegen die allgemeine Auswirkung der gesamten Faktorenkonfiguration des Ökosystems auf exponierte standardisierte Organismen untersucht (z.B. Auswirkung auf Mortalität, Natalität, Produktion). Akkumulationsindikatoren sollten daher bis zu einem gewissen Toleranzwert als neutrale, Wirkungsindikatoren dagegen immer als positive oder negative Bioindikatoren fungieren (i.S. HUECK 1976). Beide Indikatoren können für die Erfassung von Trends benutzt werden, um Wirkungskataster (beim aktiven Monitoring) oder Trendkataster (bei Akkumulationsindikatoren) zu erstellen (MÜLLER 1981).

Für Regenwürmer als Monitororganismen gibt es bisher noch keine Beispiele für ein aktives Monitoring. Lediglich das Aussetzen verschiedener Arten zum Versuch einer Neu- oder Wiederbesiedlung kann als ein, wenn auch ungewolltes und recht wenig differenziertes Beispiel für Wirkungsindikation angesehen werden.

Sehr viel mehr ist dagegen über den Einsatz von Regenwürmern als Akkumulationsindikatoren zu sagen. Als Beispiel seien erwähnt die Akkumulation von Pestiziden, insbesondere chlorierten Kohlenwasserstoffverbindungen (EDWARDS, THOMPSON 1973), von Schwermetallen (BEYER 1981) sowie von Radionukliden (KRIVOLUTSKIJ et al. 1980). MARTINUCCI et al. (1983) geben ein Beispiel für eine Trenderfassung bzw. eine Schadbilderstellung auf Grund von Analysen von TCDD (Dioxin) in Regenwürmern von Seveso (Italien).

Alle bisher durchgeführten Arbeiten lassen erkennen, daß Rückstandsanalysen zur Akkumulation allein für eine sinnvolle ökotoxikologische Bewertung, für Aussagen über Belastungsgrad und Belastungstrend, nur begrenzt zu verwenden sind, wenn nicht gleichzeitig Kenntnisse vorliegen über den durch die Lebensweise gegebenen Kontaminationsgrad der einzelnen Arten sowie über die Akkumulationsdynamik der Substanz unter unterschiedlichen Umweltbedingungen.

Der Einsatz von Regenwürmern als Akkumulationsindikatoren muß daher immer eng verknüpft sein mit entsprechenden Labor- und Freilanduntersuchungen, so daß darüber hinaus auch Aussagen über das allgemeine Verhalten der entsprechenden xenobiotischen Substanz in der Umwelt gemacht werden können.

## 2.3 Regenwürmer als Differentialart

Das Vorkommen einer Art in einem Gebiet läßt sich als Kriterium der hier gegebenen Umweltverhältnisse ansehen. Dies gilt insbesondere dann, wenn man genauere Kenntnisse über das Verbreitungsareal der Art besitzt. Eine sehr detaillierte Studie legte in dieser Hinsicht BOUCHE (1971) über die Lumbriciden Frankreichs vor. An 1526 ausgewählten Standorten, die über das ganze Land verteilt waren, wurde die Lumbricidenpopulation erfaßt. Die Charakterisierung des Standortes umfaßte neben bodenkundlichen Kenndaten (Bodenart, pH, C, N, C/N, CaCO<sub>3</sub>, Feuchtigkeit) auch Angaben zur Meereshöhe und zur Pflanzengesellschaft. Es ließen sich bei dieser Arbeit also nicht nur das Verbreitungsgebiet erfassen, sondern gleichzeitig auch sehr wichtige Angaben über die bevorzugten Umweltverhältnisse, so daß man für die einzelnen Arten Angaben zur ökologischen Valenz erhielt. Dabei kann man hinsichtlich des limitierenden Faktors zwischen stenovalenten und euryvalenten Arten

unterscheiden, also zwischen Arten mit einem engen und einem breiteren Reaktionsspielraum. Arten mit einem sehr engen Reaktionsspielraum eignen sich normalerweise gut als Bioindikatoren und werden als Differentialart bezeichnet. Ist eine solche Art vorhanden (positive Bioindikation), zeigt sie das Vorhandensein bestimmter Einzelfaktoren, für die sie stenovalent ist, und liefert damit einen Beitrag zur Klärung der Faktorenkonfiguration im gesamten Ökosystem und damit zur Standortanalyse.

Fehlt die Art (negative Bioindikation), so zeigt dies zuerst einmal, daß entweder der Reaktionsspielraum überschritten wurde oder aber, daß ein anderer Faktor - dies kann auch eine Schädigung sein - nun das Vorkommen der Art begrenzt.

Künstlich exponierte Arten (Wirkungsindikator, aktives Monitoring, s. 2.2) funktionieren in diesem Sinne bei einer negativen Bioindikation wie eine Differentialart. Bei der Erstellung von Schadbildern, die auf einer negativen Bioindikation beruhen, sollten daher nicht nur Untersuchungen über das Vorkommen bzw. Fehlen einer Art durchgeführt werden, sondern dies sollte mit Hilfe von aktiven Monitoringssystemen (Wirkungsindikatoren) überprüft werden, um zu zeigen, daß die limitierende Ursache z.B. noch existiert.

Grundsätzlich läßt sich sagen, daß eine factorspezifische Wirkung bei Regenwürmern deshalb nur sehr begrenzte Aussagen zuläßt, da das Spektrum sensibler Arten in Mitteleuropa limitiert ist. An Hand des Beispiels der Artenverteilung im Raum Eltville wird dies auch deutlich (5.1).

#### 2.4 Regenwürmer als Biozönose-Element

Eine Bioindikation kann auch dadurch erfolgen, daß man die synökologischen Veränderungen der Zönose quantitativ erfaßt und mit geeigneten Parametern oder Indices, z.B. der Abundanz-Arten-Relationen oder der Biomasse-Arten-Relationen, beschreibt. Es wird damit versucht, die Bindung der Zönose an eine bestimmte Faktorenkonstellation zu klären und die Richtung der Entwicklungen in ihrem zeitlichen Ablauf und möglicherweise auch ihren strukturellen Auswirkungen vorherzusagen.

Der Vorteil liegt hier vor allem in der Darstellung indirekter, im Ökosystem vielfach vernetzter Abhängigkeiten. An Hand von Untersuchungen an Lumbriciden in Weinbergböden des Raumes Eltville/Raenthal soll im folgenden aufgezeigt werden, welche Aussagen bei einer raumbezogenen, vergleichenden Betrachtung der Regenwürmer sowohl als Biozönose-Element und auch als Differentialart hergeleitet werden können.

### 3. Material und Methoden

Die Untersuchungen zur Erfassung der Lumbricidenfauna wurden mit einer kombinierten Methode durchgeführt: Handauslese eines Erdblockes mit den Maßen 50 x 50 x 50 cm, kombiniert mit dem anschließenden Aufgießen von 10-20 l einer 0.3 %igen Formalinlösung. Eine Diskussion der Erfassungsmethoden für Regenwurmpopulationen wird von verschiedenen Autoren durchgeführt, wobei die Arbeiten von WILCKE (1955), BOUCHE (1969), SACHELL (1971) und EDWARDS & LOFTY (1980) zu erwähnen seien. Bei der oben genannten kombinierten Handauslese-Formalinmethode, die sich insbesondere in mitteleuropäischen Wäldern sowie auf Acker- und Grünlandflächen bewährt hat, werden die sich meist horizontal bewegenden epigäischen Streuzersetzer sowie immobile endogäische Arten im Oberboden quantitativ manuell erfaßt, während die tiefgrabenden, vertikalwandernden, großen Blattfresser (anektische Arten) anschließend durch Formalin angetrieben werden.

Unter Berücksichtigung der Homogenität wurden pro Untersuchungsfläche 8 Proben genommen. Der Aspekt der Homogenität und des Habitatmosaiks innerhalb der Weinberge, bedingt durch die Strukturgliederung, aber auch durch Bodenpflegemaßnahmen, wird an anderer Stelle behandelt (KÜHLE 1983). Alle Gewichtsangaben der Würmer stammen von in 5 %iger Formaldehyd fixiertem Material. Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf das Frühjahrsmaximum 1981.

### 4. Böden und Standortwahl

In der deutschen Bodenklassifikation gehören die Weinbergböden zu den terrestrischen anthropogenen Böden und werden als Rigosole bezeichnet (MÜCKENHAUSEN 1977). Durch das alle 20-40 Jahre stattfindende Rigolen entsteht bei diesen Böden ein Rigolhorizont von 40-80 cm Tiefe, der tiefgelockert und mehr oder weniger homogenisiert ist. Im Laufe der Jahrzehnte und Jahrhunderte entstanden durch Einbringen von kalkhaltigem Material, durch Übermagerung, Bedeckung mit Löß und heutzutage mit Klärschlämmen sowie durch Terrassierung und Düngung weit über 1000 verschiedene Bodeneinheiten, die sich in acht Bodengruppen bzw. Subtypen einteilen lassen: Ranker (I), oligotrophe Braunerden und Parabraunerden (II), basenreiche Parabraunerden (III), Pseudogleye (IV), Rendzinen (V), Pararendzinen (VI), Auenböden (VII) und Pelosole (VIII).

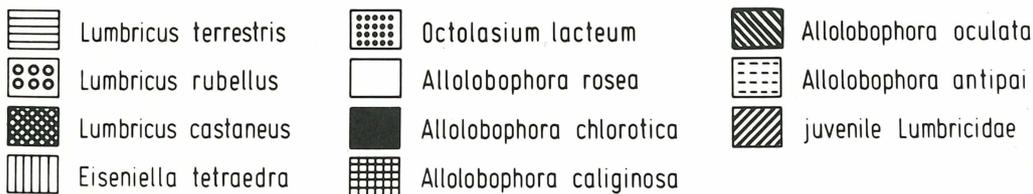
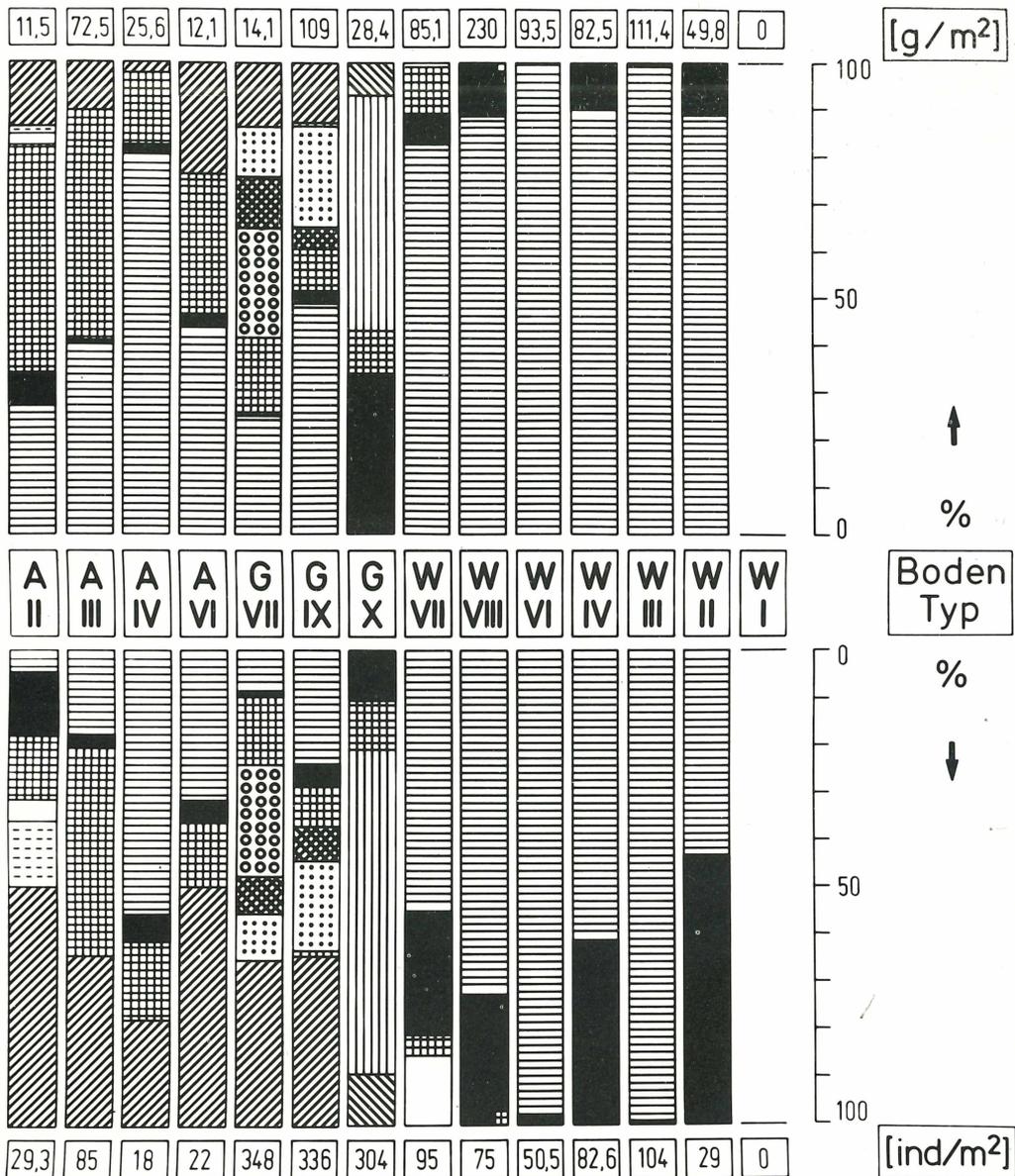


Abb. 2: Biomasse und Abundanz der Regenwurmpopulationen in verschiedenen Böden im Raume Eltville/Rheingau.  
 A = Ackerböden, G = naturnahe Flächen, W = Weinbergböden.  
 Erklärung der einzelnen Bodentypen siehe Text.

ZAKOSEK (1967) gab einen allgemeinen Überblick über Verteilung und Charakterisierung der Weinbergsböden in Hessen. SCHRADER (1974) untersuchte den Wasserhaushalt der verschiedenen Rigosoltypen im Rheingau mit Hilfe von Neutronensonden. BECKER (1967) diskutierte die Beziehungen der Rebsorten zu den verschiedenen Bodentypen und den mesoklimatischen Verhältnissen.

Bei der Auswahl der Untersuchungsflächen spielten neben der Frage der gleichen Reberziehung, Rebsorte, Pflanzenbehandlung und Bodenpflege vor allem die Auswahl der verschiedenen Bodengruppen in einem mesoklimatisch homogenen Raum eine Rolle.

Die Wahl fiel auf das Gebiet Eltville/Rauenthal (Weinbau-Standortskarte 1:5000, Blatt Eltville), weil hier (mit Ausnahme der Rendzinen) 7 der 8 Bodengruppen vorhanden sind. Außerdem liegen vergleichbare Bodentypen als Acker- bzw. Grünlandflächen vor, so daß ein Vergleich zwischen Ackerböden und Weinbergböden möglich ist. Eine genauere Beschreibung der Bodentypen am Standort wird an anderer Stelle gegeben (KÜHLE 1983).

## 5. Ergebnisse

Die Ergebnisse der vergleichenden Untersuchung sind in Abb. 2 dargestellt, wobei als Säulen die relative Biomasse (nach oben) und die relative Abundanz (nach unten) dargestellt sind. Die Anordnung der einzelnen Bodentypen zeigt von rechts nach links die Weinbergböden WI - WVIII, wobei zwei genetisch bedingte Reihen zu trennen sind: a) karbonatfreie Rigosole ursprünglich aus Phyllitschiefer, beginnend mit dem trockenen, skelettreichen, flachgründigen Typ des Rankers (WI) über den Typ der mäßig feuchten oligotrophen Braunerde/Parabraunerde (WII) und der feuchten basenreichen Parabraunerde (WIII) bis hin zu den extrem wechselfeuchten Pseudogleyen (WIV); b) kalkreiche Rigosole, hier meist aus Löß, beginnend mit den mäßig feuchten Pararendzinen, die benachbart sind mit den extrem feuchten, tonreichen Pelosolen (Tonmergelrendzinen) (WVIII) und den in der Talau gelegenen feuchten Auenböden (WVII). Es schließen sich in der Talau die Böden GX - GVII an, wobei GX der Uferschlamm des Sülbaches ist, BIX ein Gleyboden unter dem bachbegleitenden Gehölz, und GVIII ein Auenboden unter Grünland. Die Ackerböden AII - AVI sind nur mit den Bodentypen der oligotrophen Braunerde (AII), der basenreichen Parabraunerde (AIII), des Pseudogleys (AIV) und der Pararendzina (AVI) vertreten.

Neben der relativen Biomasse und Abundanz (Säulen) werden auch die absoluten Werte in g/m<sup>2</sup> bzw. Individuen/m<sup>2</sup> angegeben.

### 5.1 Artenverteilung, Abundanz und Biomasse

Die Artenzusammensetzung zeigt deutlich Unterschiede zwischen den Weinbergböden und den Ackerböden. Die Rigosole (WII - WIII) sind gekennzeichnet durch eine Lumbricidengemeinschaft aus *Lumbricus terrestris* und *Allolobophora chlorotica*, wobei *Lumbricus terrestris* bezüglich Biomasse und Abundanz deutlich dominiert.

Die Böden der Ackerflächen (AII - AVI) dagegen zeichnen sich aus durch eine Zönose mit *Allolobophora caliginosa*, *Lumbricus terrestris* und *Allolobophora chlorotica*, wobei *A. rosea* und *A. antipai* hinzutreten können (AII). Die höchste Artenzahl findet man jedoch in der Talau im Grünland (GVII), wo 8 Arten vertreten sind: die *Lumbricus*-Arten *L. terrestris*, *L. castaneus*, *L. rubellus*, die *Allolobophora*-Arten *A. chlorotica*, *A. caliginosa*, *A. antipai* sowie *Octolasion lacteum* und *Dendrobaena rubida*. In den Gleyen des bachbegleitenden Gehölzes (GI) fehlen *Lumbricus terrestris*, *Allolobophora antipai* und *Dendrobaena rubida*, während *Eiseniella tetraedra* hinzutritt.

Die Zönose des Bachuferschlammes (GX) hebt sich hiervon deutlich ab. Es dominiert hier *Eiseniella tetraedra*, begleitet von den *Allolobophora*-Arten *A. chlorotica*, *A. caliginosa* und *A. oculata*, während *Lumbricus*-Arten fehlen.

Vergleicht man nach der Artenzusammensetzung die einzelnen Bodentypen, so läßt sich sagen, daß sowohl bei den Ackerflächen als auch in den Weinbergen eine starke Artenverarmung festzustellen ist, die zu einer Reduktion bis auf 2 Arten in den Weinbergen führt.

Die absoluten Werte zur Abundanz und zur relativen Biomasse geben einen völlig anderen Einblick in die Entwicklung der Zönosen. Die Biomassewerte, insbesondere in den Weinbergböden, zeigen eine deutliche Korrelation zum Wasserhaushalt der Böden. So findet man in den flachgründigen, trockenen Rigosolen vom Rankertyp keine Regenwürmer. Abundanz und Biomasse erreichen unter den karbonatfreien Rigosolen bei der basenreichen Parabraunerde (WIII), einem Bodentyp mit optimal ausgeglichener Wasserbilanz, ihre höchsten Werte (104 Ind./m<sup>2</sup>; 113.4 g/m<sup>2</sup>). Bei den karbonatreichen Böden liegt der höchste Biomassewert beim Pelosol vor, dem feuchtesten aller Weinbergböden. Hier werden Durchschnittswerte erreicht (230 g/m<sup>2</sup>), die mit zu den höchsten Biomassewerten unserer Ökosysteme zählen. Dabei ist darauf

hinzuweisen, daß dies auf die hohe Biomasse von *Lumbricus terrestris* zurückzuführen ist, daß der Biomassewert von *Allolobophora chlorotica* mit 25.34 g/m<sup>2</sup> aber trotzdem um ein Vielfaches höher liegt als bei den anderen Rigosoltypen. Die Werte der Ackerböden, insbesondere die Biomassewerte, liegen deutlich unter den Werten der Weinbergböden. Auch hier läßt sich erkennen, daß feuchte Böden mit einem ausgeglichenen Wasserhaushalt (AIII) die höchsten Abundanz- und Biomassewerte aufweisen. Der Auenboden (GVII) sowie der Gley (GIX) zeichnen sich nicht nur durch hohe Biomassewerte aus, sondern vor allem durch eine sehr hohe Abundanz, welche vorwiegend durch das Vorkommen epigäischer, individuenreicher Arten bedingt ist. Beim Bachuferschlamm ist besonders *Eiseniella tetraedra* für die hohen Individuenzahlen/m<sup>2</sup> verantwortlich.

## 5.2 Diversität

Die vielfältigen Verknüpfungen und Abhängigkeiten innerhalb eines Ökosystems sind selbst bei der Betrachtung von Kompartimenten, wie etwa der Regenwurmzönose, nicht vollständig zu erfassen, da schon bei der Ermittlung der ökologischen Plastizität einer einzigen Art Grenzen gesetzt sind.

Synökologische Ansätze müssen daher neben der qualitativen und quantitativen Erfassung der einzelnen Elemente und ihrer Verknüpfungen in immer stärkerem Maße auch bestimmte strukturelle Parameter benutzen oder evtl. neu erarbeiten, die es ermöglichen, Ökosysteme oder Kompartimente derselben miteinander zu vergleichen und in ihren zeitlichen Veränderungen zu beschreiben.

Aus der großen Anzahl von Strukturparametern, die in der Synökologie zur Beschreibung einer Zönose gebraucht werden ('ökologische Indizes'), soll an Hand unseres Beispiels, der Regenwurmzönosen im Raume Eltville, nur der aus der Informationstheorie stammende und häufig benutzte Index von SHANNON (1948) und WIENER (1948) angewandt werden.

Von den zahlreichen Arbeiten, die sich mit der Anwendung des Shannon-Wiener-Indexes in der Ökologie beschäftigen, sei hier beispielsweise die Arbeit von NAGEL (1978) erwähnt, der besonders den Aspekt der Raumbewertung berücksichtigt. Auch in bodenzoologischen Arbeiten wurde der Index bereits raumbezogen angewandt (z.B. DUNGER 1978), wengleich bisher nicht für Lumbriciden.

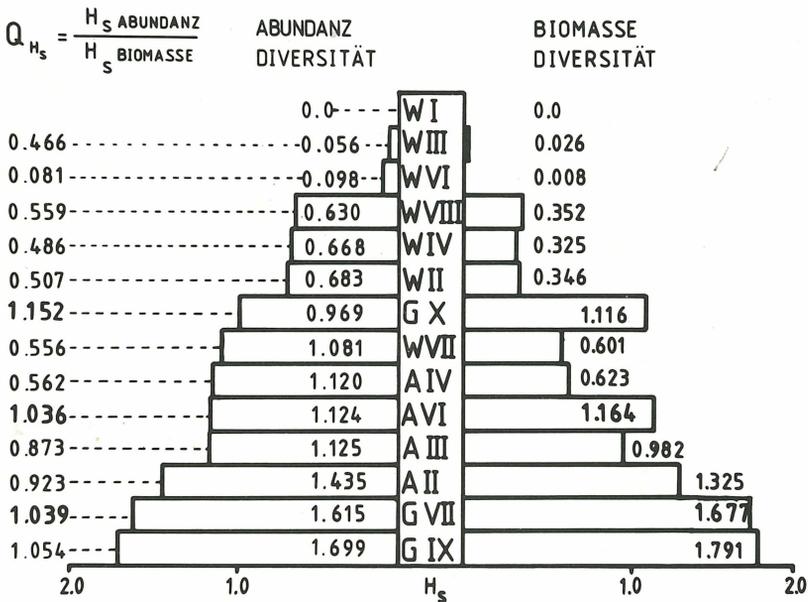


Abb. 3: Diversitätswerte (Shannon-Wiener-Index  $H_s$ ) zu den Regenwurmzönosen verschiedener Böden im Raume Eltville/Rheingau.

Linke Balken: Abundanzdiversität, rechte Balken: Biomassediversität.

$Q_{H_s}$  = Diversitäten-Quotienten-Index.

Bei der Frage, welche Strukturelemente unseres Zönosekompartiments als Untereinheiten dienen sollen ('set/subset-System'), wollen wir uns nur auf die Beziehung Art/Individuum ('Abundanzdiversität') und Art/Biomasse ('Biomassediversität') beschränken.

Die Ergebnisse sind in Abb. 3 dargestellt, wobei die Diversitätswerte  $H_S$  als Balken dargestellt sind: links die Abundanzdiversität und rechts die Biomassediversität.

Bei der Abundanzdiversität zeigt die Zönose des Auenbodens unter Grünland (G VII) den höchsten Wert ( $H_S = 1.699$ ). Es folgt der Gley unter dem bachbegleitenden Gehölz (G IX), dann die Ackerböden in der Reihenfolge oligotrophe Braunerde (A II), basenreiche Parabraunerde (A III), Pararendzina (A VI) und Pseudogley (A IV).

Von den Weinbergböden hebt sich die Zönose des Rigosols vom Auenbodentyp (W VII) deutlich ab ( $H_S = 1.081$ ), gefolgt von der Bachschlammzönose ( $H_S = 0.969$ ). Die Diversitätswerte der Weinbergböden W II, W IV und W VIII mit Werten um 0.6 liegen sehr dicht beieinander und setzen sich deutlich gegen diejenigen der Böden W VI, W III und W I ab, die mit Diversitätswerten unter 0.1 die geringsten Werte zeigen.

Zur tiefergehenden Interpretation der Diversitätswerte ist es notwendig, neben der Artenzahl vor allem auch die Äquität ('evenness' - Tab. 1) zu berücksichtigen (STUGREN 1974, NAGEL 1978). Es zeigt sich daß die Unterschiede der Abundanzdiversitäten überwiegend durch die Artenzahl gegeben sind. Bei den Weinbergböden W III, W VI und W VIII, die durch eine starke Dominanz von *Lumbricus terrestris* gekennzeichnet sind, liegen die Äquitätswerte außerordentlich niedrig.

Die Werte der Biomassediversität zeigen eine ähnliche Reihenfolge wie bei der Abundanzdiversität. Lediglich die Pararendzina (A VI) und der Bachuferschlamm (G X) fallen durch sichtbar höhere Werte auf. Berücksichtigt man die Äquitätswerte, so zeigt sich hier noch deutlicher, wie stark das Dominieren von *Lumbricus terrestris* bei den Weinbergböden und beim Pseudogley-Ackerboden (A IV) auf die Werte der Biomassediversität einwirkt.

Flächenbezogene Strukturparameter, wie die Abundanz und die Biomasse, sollten für quantitative Aussagen zur Regenwurmzönose immer zusammen erfaßt werden, da allein die artspezifischen Unterschiede der Körpergröße recht groß sind. Unter natürlichen Bedingungen sind epigäische, streuzersetzennde Formen meist klein und individuenreich mit einer hohen Reproduktionsrate und kurzen Lebensdauer, endogäische klein bis mittelgroß und individuenärmer, während die großen, tiefgrabenden Blattfresser (anektische Arten) wie *Lumbricus terrestris* oder *Allolobophora longa* relativ individuenarm sind, eine geringe Reproduktionsrate besitzen bei gleichzeitig langer Lebensdauer. Die Strategien der r- und K-Selektion (MACARTHUR, WILSON 1967; PARRY 1981) lassen sich somit deutlich den unterschiedlichen ökologischen Lebensformtypen der Regenwürmer zuordnen (BOUCHE 1977; SATCHELL 1980).

Tab. 1: Artenzahl und Äquitätswerte der verschiedenen Bodentypen

Bodentyp	Artenzahl	Äquität (Abundanz)	Äquität (Biomasse)
W I	0	0	0
W III	2	0.081	0.038
W VI	2	0.141	0.012
W VIII	3	0.573	0.320
W IV	2	0.964	0.469
W II	2	0.986	0.499
G X	4	0.699	0.805
W VII	4	0.774	0.434
A IV	3	0.808	0.449
A VI	3	0.811	0.804
A III	3	0.812	0.708
A II	5	0.892	0.823
G IX	6	0.901	0.780
G VII	8	0.817	0.861

Das Verhältnis von Biomasse zu Abundanz, also das durchschnittliche, flächenbezogene Individuengewicht ist nur dann ein sinnvoller Parameter, wenn man es jeweils bei den einzelnen Arten bildet. Solange jedoch keine genaueren Kenntnisse über die Auswirkungen der nutritiven, abiotischen und populationsdynamischen Verhältnisse der einzelnen Standorte bzw. Arten vorhanden sind, läßt sich zur Interpretation des durchschnittlichen Individuengewichtes/m<sup>2</sup> nichts Genaueres sagen. Die Frage, in welcher Weise sich eine toxische Belastung auf das durchschnittliche Individuengewicht/m<sup>2</sup> auswirkt, muß daher ebenfalls offen bleiben.

Einen neuen Aspekt erhält man dagegen, wenn man den Informationsgehalt der Arten bzw. der Zönose hinsichtlich Biomasse und Abundanz miteinander vergleicht, indem man den Quotienten  $Q_{H_S}$  aus Biomassediversität und Abundanzdiversität bildet.

Eine vollständige Interpretation dieses Wertes ist zwar erst dann möglich, wenn man genauere Kenntnisse über die Entwicklung der durchschnittlichen Individuengewichte/m<sup>2</sup> der einzelnen Arten besitzt. Aus theoretischen Überlegungen läßt sich jedoch jetzt schon sagen, daß beim Überwiegen der Biomassediversität ( $Q_{H_S} > 1$ ) kleinere, individuenreichere Formen dominieren müssen, während große, individuenärmere Arten dominieren, wenn der Wert gegen 0 geht. Dies wird auch an unserem Beispiel deutlich. Die Bachschlammzönose zeigt den höchsten  $Q_{H_S}$ -Wert (1.152). Gleichzeitig ist sie gekennzeichnet durch das Dominieren von ausgesprochenen r-Strategen, den kleinen Arten *Eiseniella tetraedra* und *Allolobophora oculata*.

Auch die Zönose des Auenbodens unter Grünland (G VII) zeigt durch das starke Auftreten verschiedener kleiner epigäischer Arten, insbesondere *Lumbricus castaneus* und *L. rubellus*, einen hohen  $Q_{H_S}$ -Wert (1.054). An den individuen- und biomassearmen Ackerböden A VI, A II und A III bewirkt vor allem *Allolobophora caliginosa* die relativ hohen  $Q_{H_S}$ -Werte. Der hohe Anteil juveniler Regenwürmer (Abb. 2) insbesondere *Allolobophora*-Arten, deutet auf Biozönosen, die in starkem Wachstum befindlich sind, ein Phänomen, das bedingt sein kann durch die ständig wiederkehrenden Störungen bei Bodenbearbeitungsmaßnahmen.

Die Weinbergböden mit einem starken Dominieren von *Lumbricus terrestris* weisen erwartungsgemäß niedrige  $Q_{H_S}$ -Werte auf. Wieweit der Diversitäten-Quotienten-Index ein brauchbares Maß für die Strategieverhältnisse der Zönose ist, soll vorerst offen bleiben. Das gleiche gilt für den hiermit eng verbundenen Aspekt der Belastung. Die Reduktion auf wenige Arten, die Abnahme der Diversität sowie das Dominieren von wenigen, aber sehr großen Regenwürmern wird im allgemeinen als Hinweis für das Auftreten pessimaler Faktoren gedeutet (DUNGER 1978).

Der Hinweis auf den Diversitäten-Quotienten-Index  $Q_{H_S}$  soll hier vor allem auch dazu anregen, den Beziehungen zwischen Biomasse und Abundanz in Zukunft größere Aufmerksamkeit zu widmen.

### 5.3 Artenspektrum von Lumbricidenzönosen in Weinbergen anderer Weinanbaugebiete

Zur Verdeutlichung der Ergebnisse aus den Eltviller Weinbergen seien hier qualitative Angaben zur Regenwurmzönose aus Weinbergen anderer Weinanbaugebiete herangezogen, die in den Jahren 1979-1981 untersucht wurden. In den Untersuchungsflächen an der Ahr (Ort: Marienthal; vorherrschend Rigosoltyp I und II) wurden nur die Arten *Lumbricus terrestris* und *Lumbricus rubellus* bei sehr geringen Abundanz- (0-16 Ind./m<sup>2</sup>) und Biomassewerten (0 - 0.6 g/m<sup>2</sup>) gefunden.

Am Mittelrhein (Oberdollendorf; Rigosoltyp I und II) trat statt *Lumbricus terrestris* die Art *Allolobophora longa* auf. Neben der hier sonst dominierenden Art *Lumbricus rubellus* kam vereinzelt auch *Allolobophora caliginosa* vor (0-20 Ind./m<sup>2</sup> und 0-24 g/m<sup>2</sup>). Ein vergleichbares Bild zeigte sich an der Mosel (Bernkastel-Kues und Brauneberg), jedoch nur in den Schieferböden der Moselhänge (Lagen: Matheisbildchen, Bratenhöfchen bei Bernkastel-Kues sowie Juffer bei Brauneberg; Rigosoltyp II), während in der Talau und auf der Hochterrasse (Brauneberger Mandelgraben) in den basenreichen Braunerden und Parabraunerden (Typ III) eine artenreichere Zönose aus *Lumbricus terrestris*, *L. rubellus*, *L. castaneus*, *Allolobophora caliginosa* und vor allem *Allolobophora ieterica* vertreten war (0-156 Ind./m<sup>2</sup> und 0-174 g/m<sup>2</sup>). In Weinbergböden der Pfalz (Zellerthal; Rigosoltyp III, VI, VIII) dominierten die *Lumbricus*-Arten *L. terrestris* und *L. rubellus* neben *Octolasion lacteum* und *Allolobophora rosea* (0-184 Ind./m<sup>2</sup> und 0-234 g/m<sup>2</sup>), in Weinbergböden Badens (ULSHÖFER 1980) dominiert *Lumbricus rubellus* deutlich vor *Lumbricus terrestris*, *Allolobophora caliginosa*, *A. rosea*, *Dendrobaena rubida* und *Octolasion lacteum*. Auch in Unterfranken (Thüngersheim, Günthersleben, Randersacker) dominierten die beiden *Lumbricus*-Arten *L. terrestris* und *L. rubellus*, wobei nur stellenweise *L. castaneus* und *Allolobophora chlorotica* hinzutraten (0-48 Ind./m<sup>2</sup> und 0-207 g/m<sup>2</sup>).

Eine ausführlichere Darstellung dieser Ergebnisse ist in Vorbereitung.

## 6. Diskussion

Die Untersuchungen zeigten, daß Lumbriciden im Weinberg-Ökosystem ein außerordentlich hohes Dekompositionspotential (DUNGER 1978) bedeuten, andererseits aber auch völlig fehlen können.

Das Artenspektrum setzt sich dabei ausschließlich aus euryöken Arten zusammen. Das Fehlen von Differentialarten, die eine geringe ökologische Valenz besitzen, trifft auch für andere Kulturflächen zu. Die bioindikatorisch deutbaren Reaktionen der Regenwürmer beziehen sich in erster Linie auf Eigenschaften des Bodens selbst, d.h. auf dessen strukturelle, mikroklimatische, nutritive und eventuell auch toxische Situation. Die Vielfalt der Verhältnisse läßt sich bei einem Vergleich unterschiedlicher Gebiete deutlich erkennen. Diese Vielfalt macht eine Faktorenanalyse für die Ursachen der Bioindikatorreaktion außerordentlich schwierig.

Flächenbezogene Strukturparameter wie Abundanz und Biomasse geben einen mehr allgemeinen Hinweis auf das Dekompositionsgeschehen des Standortes. Es lassen sich mit ihnen aber auch bestimmte bodentypologisch bedingte Faktoren allgemeiner Art, wie z.B. Wasserhaushalt oder Karbonatreichtum, aufzeigen, die wiederum einen großen Einfluß auf das Dekompositionsgeschehen haben.

Abundanzdiversität und Biomassediversität sowie Artenzahl und Äquität geben beim Vergleich verschiedener Standorte einen recht guten Einblick in die Dominanzverhältnisse, nicht jedoch in die Dominanzstruktur, das Artenspektrum und das Spektrum der ökologischen Lebensformtypen. Das Verschwinden ganzer ökologischer Lebensformtypen, wie z.B. das Fehlen streuzersetzer epigäischer Arten in Ackerflächen ist für eine Kennzeichnung eines Kulturflächentyps sehr wichtig. Dabei kommt der Frage, ob das Fehlen einer Art struktur- oder raumbedingt ist, besondere Bedeutung zu. Für eine Interpretation der Bioindikatorreaktion in Kulturflächen ist es daher notwendig, benachbarte naturnahe Flächen in die Untersuchung mit einzubeziehen. Eine solche raumbezogene Betrachtung zeigt z.B. in den Weinbergen bei Eltville das Fehlen von Arten, die in anderen Weinanbaugebieten durchaus dominieren, wie z.B. *Lumbricus rubellus*, die jedoch in den Böden der naturnahen Flächen des Gebietes Eltville, wie dem Grünland und dem bachbegleitenden Gehölz des Sülzbaches, anzutreffen sind.

Aufschluß über die Art und den Grad der Belastungseinflüsse auf die fehlenden Arten kann man sicherlich erhalten, wenn man definierte Populationen in Monitoringssystemen aussetzt und sie somit als Wirkungsindikatoren fungieren läßt. Auch der Einsatz als Testorganismus ist dann unumgänglich, um z.B. die toxische Situation einer Bodenprobe gegenüber verschiedenen Arten bei konstanten Laborverhältnissen zu kontrollieren. Generell eignen sich Regenwürmer wie viele Bodenorganismen auf Grund ihres konservativen Verhaltens weniger als Indikatoren kurzfristiger Belastungen natürlicher oder anthropogener Art, sondern vielmehr als Indikatoren langfristiger Veränderungen, so daß die Bioindikation neben einer retrospektiven Sicht auch Trendprognosen ermöglicht.

Die Arbeit wurde im Rahmen des BMFT-Projektes "Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien" (FKZ 46-03 7243) durchgeführt. Den Herren Prof. Dr. W.J. Kloft und Prof. Dr. G. Kneitz (Vorhabenleiter) sowie Herrn Dr. W. Esser (Projektkoordination) sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Der Vortrag wurde auch gehalten in Erinnerung an die 100jährige Wiederkehr des Erscheinens von Charles Darwins Buch "The formation of vegetable mould through the action of worms with observation on their habits".

## Literatur

- ATLAVINYTE O., 1981: The effect of pesticides on regeneration of earthworms and their survival. In: (Ed. APPELHOF M.) Workshop on the role of earthworms in the stabilization of organic residues. Proc. [Kalamazoo (Beech Leaf Press)] 1: 151.
- BECKER H., 1967: Rebsorten und Standort in den hessischen Weinbaugebieten. Abh. hess. L.-Amt Bodenforsch. 50: 50-58.
- BEYER W.N., 1971: Metals and terrestrial earthworms. In: (Ed. APPELHOF M.) Workshop on the role of earthworms in the stabilization of organic residues. Proc. [Kalamazoo (Beech Leaf Press)] 1: 137-150.
- BOUCHÉ M.B., 1969: L'échantillonnage des peuplements d'Oligochètes terricoles. In: (Ed. LAMOTTE M., BOURLIÈRE F.) Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. Paris (Masson): 273-287.
- BOUCHÉ M.B., 1971: Lombriciens de France; Écologie et Systématique. Ann. Zool.-Ecol. anim. Numero spéc. 72: 1-671.

- BOUCHÉ M.B., 1977: Strategies lombriciennes. In: (Ed. LOHM U., PERSSON T.) Soil Organisms as components of ecosystems. Ecol. Bull. 25: 122-132.
- DUNGER W., 1978: Parameter der Bodenfauna in einer Catena von Rasen-Ökosystemen. Pedobiologia 18: 310-340.
- EDWARDS C.A., THOMPSON A.R., 1973: Pesticides and the soil fauna. Residue Rev. 45: 1-80.
- EDWARDS C.A., LOFTY J.R., 1977: Biology of earthworms. 2nd ed. London (Chapman & Hall): 333 p.
- HUECK H.-J., 1976: Active surveillance and use of bioindicators. In: (Ed. AMARIS R., SMEETS J.) Principles and methods for determining ecological criteria on hydrobiocoenoses. Proc. Eur. Sci. Coll. (Luxembourg Nov. 1975). Oxford/New York: 275-286.
- KNEITZ G., 1980: Möglichkeiten der Bioindikation in der Landschaftsplanung. Waldhygiene 13: 155-158.
- KRIVOLUTSKIJ D.A., SEMYASHKINA T.M., MIHAL'TSOVA Z.A., TURCHANINOVA V.A., 1980: Earthworms as a bioindicator of radioactive contamination of soil. Ekologiya 6: 67-72.
- KULAGIN Y.Z., 1980: Theory of ecological forecasting. Ekologiya 5: 36-41.
- KÜHLE J.C., 1983: Distribution and structure of earthworm populations in German vineyard soils. Darwin Centenary Symposium on earthworm ecology. (Grange-over-Sands, 29.8. - 4.9.1981): (im Druck).
- MACARTHUR R.H., WILSON E.O., 1967: The theory of island biogeography. Princeton, NJ (Princeton University Press).
- MARTINUCCI G.B., CRESPI P., OMODEO P., OSELLA G., TRALDI G., 1983: On earthworms and TCDD (Dioxin) in Seveso, Italy. Darwin Centenary Symposium on Earthworm Ecology. (Grange-over-Sands, 29.8. - 4.9.1981): (im Druck).
- MÜLLER P., 1981: Arealssysteme und Biogeographie. Stuttgart (Ulmer).
- MÜCKENHAUSEN E., 1977: Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Frankfurt (DLG).
- NAGEL P., 1978: Speziesdiversität und Raumbewertung. Verh. Dt. Geogr.tag 41: 486-497.
- PARRY G.D., 1981: The meaning of r- and K-selection. Oecologia 48: 260-264.
- SATCHELL J.E., 1971: Earthworms. In: (Ed. PHILIPSON J.) Methods of study in quantitative soil ecology: population, production and energy flow. Oxford (Blackwell): 107-127.
- SATCHELL J.E., 1980: r-worms and K-worms: a basis for classifying lumbricid earthworm strategies. In: (Ed. DINDAL D.L.) Soil biology as related to land use practices. Proc. 7th Int. Soil Zool. Coll. Syracuse, NY: 848-864.
- SCHRADER L., 1974: Untersuchungen über die Dynamik des Wasserhaushaltes von Weinbergsböden mit Hilfe der Neutronensonde. Diss. Bonn: 255 S.
- SHANNON C.E., 1948: A mathematical theory of communication. Bell Syst. Techn. J. 27: 379-423, 623-656.
- STUGREN B., 1974: Grundlagen der allgemeinen Ökologie. 2. Aufl. Jena.
- ULSHÖFER W., 1980: Vergleichend faunistisch-ökologische Untersuchung der Regenwürmer in Rebflächen mit unterschiedlicher Bewirtschaftung. Staatsexamensarb. (unveröff.) Univ. Freiburg i.Br.
- WIENER N., 1948: Cybernetics. New York.
- WILCKE D.E., 1955: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Analyse des Regenwurm-besatzes bei zoologischen Bodenuntersuchungen. Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenk. 68: 44-49.
- ZAKOSEK H., 1967: Die Böden der hessischen Weinbaugebiete. Abh. hess. L.-Amt Bodenforsch. 50: 9-19.

#### Adresse

Dipl.-Biol. Jürgen C. Kühle  
 Institut für Angewandte Zoologie Univ.  
 An der Immenburg 1  
 D-5300 Bonn 1

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1983

Band/Volume: [10\\_1983](#)

Autor(en)/Author(s): Kühle Jürgen Christian

Artikel/Article: [Die Bedeutung von Regenwürmern als Bioindikatoren - am Beispiel deutscher Weinbergsböden - 115-126](#)