

Auswirkungen von Kupferbelastungen auf ausgewählte Indikatoren der Bodenzönose

Effects of Copper Contamination on Selected Indicators of the Soil Biocoenosis

Zusammenfassung

Über die Auswirkungen von kupferhaltigen Pflanzenschutzmitteln und Einträgen aus anderen kupferhaltigen Quellen in der Landwirtschaft auf Bodenorganismen existiert eine umfangreiche Literatur. Aus diesen Untersuchungen lässt sich ableiten, dass Kupfer bei langjähriger Anwendung schädigend auf viele Arten von Bodenorganismen wirkt. Aufgrund unterschiedlicher artspezifischer Empfindlichkeit gegenüber Kupfer kann es zur Verschiebung des Artengefüges auf kupferbelasteten Standorten kommen. Insgesamt sinkt die Biodiversität mit steigendem Kupfergehalt. Anpassungsmechanismen an erhöhte Kupferkonzentrationen sind je nach Art in Abhängigkeit vom Vorhandensein von Entgiftungsmechanismen möglich. Allgemein scheint hierfür jedoch ein hoher Energieaufwand erforderlich zu sein. Neben dem Kupfergehalt wirken sich allerdings auch andere Bewirtschaftungsfaktoren mit Wirkung auf die Nährstoffzufuhr und Feuchteregulierung des Bodens auf Abundanz, Biomasse und Artenvielfalt im Boden aus.

Mikroorganismen reagieren unterschiedlich, Bakterien sind in der Regel empfindlicher als Pilze. Signifikante Effekte auf die Kurzzeitatmung treten ab ca. 50 mg Cu/kg Boden auf. An Schwermetallbelastungen im Boden angepasste Mykorrhizapilze können zu höheren Cu-Gehalten im Spross führen. Insgesamt verhinderte die arbuskuläre Mykorrhiza nicht die erhöhte Aufnahme von Kupfer durch Pflanzen bei hohen Bodenkonzentrationen, verstärkte sie aber auch nicht in alarmierender Weise. Schwermetallen ausgesetzte Bakterien können z. T. hohe Metall-Konzentrationen akkumulieren, die räuberische Organismen (z. B. Nematoden) schädigen können.

Eine umfangreiche Untersuchung auf 52 Standorten in Baden-Württemberg zeigte eine hohe Standortabhängigkeit der Wirkungen auf drei kupferempfindliche endogäische Regenwurmartensorten, die zur Charakterisierung der Habitatfunktion des Bodens als Indikatoren ausgewählt worden waren. Eine Prüfwertableitung anhand von 10 Jahre zuvor aufgelassenen Wein- und Hopfenanbauflächen und 26 Referenzflächen führte zu einem Prüfwert von 33 mg Cu/kg-Boden (Gesamtgehalt). Eine Studie zu den Auswirkungen auf Springschwänze (Collembolen) im Freiland wies Populationseffekte ab ca. 200 mg Cu/kg Boden nach. In dieser Studie sank die Biodiversität linear mit steigender Kupferkonzentration.

In neueren Arbeiten werden mittels eines probabilistischen Ansatzes (Species sensitivity distribution, SSD) Schwellenwerte abgeleitet, nach denen längerfristige schädliche Wirkungen auf Vertreter der Bodenfauna bei Bodenkonzentrationen von 55 mg Gesamt-Cu/kg Boden (41,25 kg Cu/ha) erwartet werden können. Zum Vergleich: Alte Weinbergsböden an Mosel und Saar haben zu 98% Gehalte, die über 100 mg Cu/kg Boden liegen und können als Spitzenwert bis zu 2880 ppm in der Bodenschicht 0-20 cm erreichen. Darüber hinaus liegen Daten aus Meidungsversuchen an der Standardart *Eisenia fetida* (Annelidae) und Freilandarten vor, die zeigen, dass bei 56 mg Cu/kg Boden, Würmer versuchen, entsprechenden Substratkonzentrationen zu entkommen. Eine aktuelle, bislang 3-jährige Freilandstudie im Auftrag der „European Copper Task Force“ hat als vorläufiges Ergebnis gezeigt, dass die Regenwurmpopulationen an 2 Grünlandstandorten bei jährlichen Aufwandmengen von 40 kg Cu/ha (53 mg Cu/kg Boden bezogen auf 5 cm Bo-

Institut

Julius Kühn-Institut – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Institut für ökologische Chemie, Pflanzenanalytik und Vorratsschutz, Berlin

Kontaktanschrift

Dr. Frank Riepert, Julius Kühn-Institut – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Institut für ökologische Chemie, Pflanzenanalytik und Vorratsschutz, Königin-Luise-Straße 19, 14195 Berlin, Germany, E-Mail: frank.riepert@jki.bund.de

Zur Veröffentlichung angenommen

Februar 2009

schicht bei einer Bodendichte von 1,5) nach 3 aufeinander folgenden jährlichen Anwendungen reduziert werden, wobei davon insbesondere epigäische Arten betroffen sind. 40 kg Cu/ha ist das 10-fache der im Hopfenbau jährlich angewandten Aufwandmenge.

Eine Anreicherung von Cu in Regenwürmern (*A. caliginosa*) findet allerdings kaum statt. Der gefundene Anreicherungsfaktor (BCF) ist < 1 , was bedeutet, dass Regenwürmer in der Lage sind, den Verbleib von Cu im Körper zu regulieren.

Stichwörter: Kupfer, Böden, Agrarökosysteme Indikatorenorganismen

Abstract

Numerous publications are available documenting the effects of copper based pesticides or contaminations from other copper sources on soil organisms in agriculture. Based on these investigations it may be considered that copper if applied over a long period of time harmfully affects many soil dwelling species. Due to different species dependent sensitivity to copper, dominance structure may be changed on copper polluted sites. Biodiversity decreases with increasing copper concentrations. Depending on the availability of mechanisms to detoxify, species may adapt to enhanced copper concentrations in soil. In general the herewith required input of energy seems to be high. In addition to copper content in soil other farming factors affecting the supply of minerals or regulating soil moisture may influence abundance, biomass and species diversity of soil organisms.

Micro-organisms may react in different ways; in general bacteria are more sensitive than fungi. Significant effects on short term respiration are observed at 50 mg Cu/kg soil. Mycorrhizal fungi adapted to heavy metal pollutions in soil may result in higher copper contents in the plant shoot relative to root concentrations. Generally arbuscular mycorrhiza (AM) colonization did not prevent plant metal concentrations far above normal values. On the other hand, AM also did not increase metal uptake to an alarming extent. Bacteria exposed to high levels of heavy metal concentrations may accumulate high concentrations being harmful to bacterivorous organisms, e. g. nematodes.

A comprehensive field survey including 52 vineyard and hop cultivation sites in Baden-Württemberg revealed a high site specific relationship of effects on the abundance of three copper-susceptible endogeic earthworm species as indicators of impairment of soil in its function as a habitat for soil biota. Critical concentrations derived from selected vineyards and hop fields abandoned 10 years before and 26 reference sites resulted in a threshold level of 33 mg total copper /kg soil. A field survey on the effects to the collembola community resulted in an effective concentration of 200 mg total copper/kg soil on the population level. In this study biodiversity linearly decreased with increasing copper concentration.

In recent studies using a probabilistic approach (species sensitivity distribution, SSD) critical concentrations are derived expecting harmful long term effects on representatives of the soil fauna at a level of 55 mg total copper /kg soil (41,25 kg Cu/ha). For comparison: Vineyard soils at the Mosel and Saar river having been under cultivation for a long time revealed total contents of more than 100 mg Cu/kg soil in 98% of all sites, and may end at top levels of up to 2880 mg/kg in the 0-20 cm upper soil layer. In addition data received with avoidance tests using the standard earthworm species *Eisenia fetida* (Annelidae) and free living species indicating a concentration of 56 mg Cu/kg soil at which earthworms try to escape from the soil substrate. An ongoing 3-year field study in charge of the European Copper Task Force showed as a preliminary result that the abundance of earthworms (mainly epigeic species) on two grassland sites was reduced at application rates of 40 kg Cu/ha (53 mg Cu/kg soil calculated on the basis of a 5 cm soil layer and a soil density of 1.5) following a 3 year application period. 40 kg Cu/ha is the tenfold application rate applied yearly in hop fields.

Accumulation of copper in earthworms (*A. caliginosa*) is not considered to happen to a relevant extent. The observed bio-concentration factor (BCF) is < 1 meaning that earthworms may successfully regulate the fate of copper in their body.

Key words: Copper, soil, agroecosystems, indicator organisms

Einleitung

Anders als bei organischen Verbindungen liegt der Wirkstoff Kupfer in elementarer Form vor und kann daher nicht abgebaut werden. Obschon nicht abbaubar, kann elementares Kupfer mit einer großen Bandbreite von Verbindungen reagieren, weshalb der bei weitem größte Teil des Kupfers im Boden oder in Gewässern rasch an mineralische Partikel gebunden, als unlösliches anorganisches Salz ausgefällt oder an organische Substanz gebunden wird. Diese Prozesse sind komplexer Natur, enden aber schließlich in der Festlegung freier Kupfer²⁺-Ionen, die als die biologisch wirksame Form gelten. Der größte Anteil des im Boden befindlichen Kupfers ist deshalb nicht bioverfügbar (DAR, 2003, auszugsweise).

Dieses Verhalten ist bei der Gegenüberstellung von toxischen Schwellenwerten und mit chemischen Aufschlussverfahren bestimmten Gesamtgehalten im Verlauf von Risikobetrachtungen für aquatische und terrestrische Lebensräume zu berücksichtigen (STRUMPF et al., 2002a und 2002b).

Auswirkungen solcher Alterungsprozesse von Kupferbelastungen haben im Experiment zu 8-fach höheren Wirkungsschwellen bei Regenwürmern im Vergleich mit frisch zudotierten Gehalten geführt (SCOTT-FORDSMAND et al., 2000). Die Übertragung von Schwellenwerten aus Laborversuchen auf Freilandbedingungen im Sinne einer Ri-

sikobetrachtung wird dadurch erheblich erschwert. Ausagekräftiger sind daher Freilandbeobachtungen an ausgewählten Indikatororganismen wie z. B. Regenwürmern.

Die nachfolgende Literaturlauswertung versucht einen Überblick über die Ergebnisse von Freiland- und Laborstudien zu geben mit Hilfe derer die Zusammenhänge zwischen Kupfergehalten und ihren Wirkungen auf biologische Parameter erhellt werden sollen. Darüber hinaus wird versucht, die Bedeutung standortlicher Einflüsse auf die Wirkungsausprägung darzustellen.

Auswirkungen von Kupferbelastungen auf Regenwürmer als Indikatoren der Bodenzönose

Auswahl der Indikatorarten

„Bei der Auswahl bestimmter Tierarten als Indikatorgruppen sollten zwei Gesichtspunkte im Vordergrund stehen:

1. Berücksichtigung von Differentialarten, d. h. Arten, die aufgrund ihrer stenöken Lebensweise bestimmte Umweltbedingungen anzeigen.
2. Berücksichtigung von funktionell bedeutenden Arten bzw. Tiergruppen.“ (verkürzt nach KÜHLE, 1986).

Nach KÜHLE (1983) erscheinen Regenwürmer besonders für den zweiten Gesichtspunkt, die quantitativen Aspekte, als geeignete Indikatororganismen.

Die Bedeutung der Regenwürmer für den Boden liegt in der Ausübung von Schlüsselfunktionen in den Prozessen der Streuverarbeitung und Gefügebildung (BELOTTI und BECKER, 2001). Ein umfassender Überblick über ihre Leistungen findet sich bei EDWARDS (2004). Ihre fortdauernde und nachhaltige Aktivität gilt daher auch als nützlicher und wichtiger Beitrag für eine gute Weinbaupraxis (EJSACKERS et al., 2005). Bewirtschaftungsweisen, die die Reduktion von Regenwürmern bewirken, können daher zu einer Verringerung der Bodengesundheit führen (VAN ZWIETEN et al., 2004).

Populationsbestimmende Faktoren in Agrarökosystemen

Die Populationsparameter einer Regenwurmzönose auf landwirtschaftlich oder gartenbaulich genutzten Flächen sind multifaktoriell bestimmt. Neben standortlichen Rahmenbedingungen wie z. B. pH-Wert, Korngrößenverteilung, C_{org} und Nährelementen, wirken sich sowohl die Intensität chemischer Pflanzenschutzmaßnahmen als auch die Bodenbearbeitung auf die Gesamtabundanz und -biomasse und auch auf die Artenzusammensetzung aus (s. Tab. 1).

Nach der Untersuchung von 72 unterschiedlichen Agrarökosystemen, die neben Rebflächen auch dreierlei Typen von Obstanlagen (Apfel, Pfirsich und Kiwi) umfassten und sich darüber hinaus auch in der Bewirtschaftungsweise mit den Haupteinflussgrößen Kupfereinsatz und Bodenbearbeitung unterschieden, kommen PAOLETTI et al. (1998) zu einer Reihe von Schlussfolgerungen:

- Lebensraumtypen der Regenwurmgemeinschaft reagieren unterschiedlich auf Kupfer. Tiefengräber (an-

ektische Arten) und in der Streuauflage lebende (epigäische) Arten werden deutlich geringer reduziert als im Boden (endogäisch) lebende Arten. Endogäische Arten werden stark reduziert und verschwinden völlig ab Konzentrationen von 175 mg Cu/kg Boden. Hierzu passt die Beobachtung von CLUZEAU et al., 1987 (zitiert nach PAOLETTI et al., 1998) denen auffiel, dass Regenwurmzönosen in Weinbergen von anektischen Arten dominiert werden. Die Ursachen hierfür werden in unterschiedlichem Aufnahme- und Ausscheidungsverhalten und in unterschiedlicher ökologisch bedingter Exposition vermutet. Diese gruppenspezifische Indikatoreigenschaft lässt somit die Unterscheidung zwischen den Haupteinflussfaktoren zu. Die endogäische Art *Allolobophora chlorotica* beispielsweise wird durch Bodenbearbeitung kaum beeinflusst, reagiert aber sehr empfindlich auf Kupfer.

- Die Vielfalt der Regenwurmgemeinschaft war mit 15 Arten am größten in Agrarökosystemen mit äußerst geringem chemischem Eintrag wie z. B. beim Kiwianbau. In Systemen mit höherem Mitteleinsatz des Wein- und Obstbaus wurden 8 bis 9 Arten auf Flächen ohne Bodenbearbeitung und 6 bis 7 Arten auf solchen mit Bodenbearbeitung gefunden.
- Die Artenvielfalt wird zudem stark von der landwirtschaftlichen Praxis beeinflusst. In den am geringsten gestörten Habitaten der Kiwi- und Pfirsichanlagen ohne Bodenbearbeitung war die Regenwurmbiomasse 1,3-3,5 mal so groß wie in Apfel- und Rebanlagen ohne Bodenbearbeitung und 2-5 mal größer als in solchen mit Bodenbearbeitung.

Die vorteilhaften Auswirkungen der Bodendeckung und des Mulchens in Weinanlagen auf die Regenwurmpopulation in Böden unterschiedlicher Wasserhaltekapazität im Vergleich zu Anlagen mit offen gehaltenen Böden beschreiben BUCKERFIELD und WEBSTER (1996), für Standorte des Barossa Valley in Südaustralien, wo ein Anstieg der Gesamtabundanz um 155% beobachtet wurde. „Die Basis für die Entwicklung eines abundanz- und biomassereichen Lumbricidenbesatzes in Weinbergen ist, ... die Sicherung eines ausreichenden nutritiven Potentials“ (KÜHLE, 1986).

Untersuchungen in unterschiedlich bewirtschafteten Hopfengärten Bayerns konnten den Einfluss der Gründüngung und Bodenbedeckung auf den Regenwurm- und Laufkäferbesatz zeigen. In den Untersuchungen des Jahres 1986 wurden in dem Hopfengarten mit Gründüngung im Durchschnitt pro m^2 Bodenfläche 97,7 Regenwürmer mit einem Gewicht von 144,9 g registriert. Im Vergleich zu dem Hopfengarten ohne Gründüngung wurden mit Gründüngung um 849% mehr Regenwürmer gezählt, mit einem Gewicht (Regenwurmbiomasse) welches um 473% höher war (BAUCHHENS und ROSSBAUER, 1988).

Ableitung kritischer Kupfergehalte für landwirtschaftlich genutzte Böden

Die zuvor dargestellten Ergebnisse zeigen einerseits die Schwierigkeiten auf, mit denen bei der Interpretation sol-

Tab. 1. Auswirkungen von Kupfer auf Regenwürmer unter Freilandbedingungen (Monitoring)

Kultur	Standorte	Gesamt-Cu [mg/kg]	Endpunkt	Auswirkung	Quelle
Wein	3 unbelastete + 3 belastete	0,81 - 1,5 bzw. 38,3 - 100,3	Taxonomische Diversität Abundanz Funktionelle Diversität:	Rückgang von 5-8 auf 2-4 Arten, Fehlen der Aporetodea-Arten Rückgang von 499-747 auf 217-240 Ind./m ² (<i>Octolasion lacteum</i> Cu-to- lerant) Humusgehalt, Luftkapazität Humusform: Keine Unter- schiede	BELOTTI und BECKER, 2001
Wein	Mittl. Neckar: 13 belast. + 5 Ref.-Flächen Enz: 11 + 7 Rems: 14 + 7	8,2 - 12,74 + 0,62 - 4,6 11,05 - 139,1 + 4,7 - 5,8 6,8 - 100,3 + 0,7 - 2,9	Schwellenwert- ableitung Prüfwert (BBodSchG)	33 mg/kg	BELOTTI, 1998
Hopfen	Tettngang: 14 + 7	6,2 - 84,9 + 1,8 - 3,8			
Wein	Weinfeldern in Stel- lenbosch + Grünland + zudotierter Grün- land- und Wein- bergsboden	Wein: 10-21 Grünland: 5 16,6 (Grünl. + Cu) 30,5 (Weinb. + Cu)	Abundanzen: 10 - 25 Ind./m ² 30 - 115 Ind./m ²	Meidungsverhalten, geringe Verweildauer, schwache Wiederbesiedlung, geringere Grabungsaktivität	EIJSACKERS et al., 2005
Wein, Obst	72 Standorte der Emilia Romagna	> 140 in einigen Weinbergen	Abundanz, Biom- asse, Artenvielfalt	Wegfall von <i>A. chlorotica</i> bei 170 ppm	PAOLETTI et al., 1998
Avocado	Avocado-anbau in NSW, Australien	Kupferspritzungen von 15 x 3-6 kg Mit- tel/ha Bodenrückstände: 280-340 in 0-2 cm Schicht, 176-345 in 2-10 cm Schicht Referenzflächen: 13	Wirkung auf Mikro- org. und Regen- würmer	Reduktion von C _{mic} bei an- gehobenem C _{org} in den Plantagen Bodenatmung und meta- bolischer Quotient an- gehoben Regenwurm-Abundanzen von <0,1-2,5 Würmer/m ² bei Rückständen von 180-338 mg Cu/kg Boden, Referenzfläche: 70 W./m ²	VAN ZWIETEN et al., 2004

cher unter Freilandbedingungen gewonnenen Parameter zu rechnen ist, weisen aber auch den Weg, wie sich einzelne Faktoren möglicherweise herausfiltern lassen. Zur Darstellung der Bedeutung einzelner Faktoren eines Wirkungsgefüges mag es also hilfreich sein, solche Indikatoren auszusü-

chen, die in ihrer Reaktion spezifisch wie die oben erwähnten endogäischen Arten für Kupfer sind oder eher empfindlich auf mechanische Bodenbearbeitung reagieren.

In einer von BELOTTI (1998) durchgeführten Freilanduntersuchung auf 52 Flächen mit Kupferkontamination

durch Cu-Fungizide an 4 Standorten des Wein- und Hopfenanbaus in Baden-Württemberg ist die faktorielle Trennung in zweifacher Hinsicht gelungen:

- Als Indikator wurde die Abundanz dreier kupfersensibler endogäischer Regenwurmart, *Aporrectodea rosea*, *Aporrectodea caliginosa* und *Allolobophora chlorotica* herangezogen und
- Bewirtschaftungseinflüsse wurden durch Wahl von Flächen, die mindestens 10 Jahre nicht mehr in Nutzung standen (Brachen, unbearbeitete Gärten, Wiesen, extensiv genutzte Weiden und Rasenflächen) ausgeschlossen.

Die mit Hilfe von unbelasteten Referenzstandorten für jeden Standort getrennt vorgenommenen Einstufungen als „normal“ oder „gestört“ führten als Ergebnis eines probabilistischen Ableitungsansatzes zu einer relativ störungsfreien Grenzwertableitung mit einem Betrag von 0,677 µg bioverfügbarem Kupfer/kg Boden, was unter Berücksichtigung empirisch ermittelter Umrechnungsfaktoren im Mittel einem Gesamtkupfergehalt von 33 mg/kg Boden entspricht. Grundlage für die Ableitung eines solchen Umrechnungsfaktors ist eine Untersuchung an insgesamt 324 Flächen, wonach gezeigt werden konnte, dass im Mittel maximal 3% des im Boden vorhandenen Kupfers bioverfügbar (mit NH₄NO₃ extrahiert) sind.

In neueren Arbeiten (JÄNSCH et al., 2007) werden mittels eines probabilistischen Ansatzes Schwellenwerte für Qualitätskriterien der Habitatfunktion des Bodens aus einer Verteilung von Erwartungswerten (Species sensitivity distribution, SSD) abgeleitet, nach denen längerfristige schädliche Wirkungen auf Vertreter der Bodenfauna bei Bodenkonzentrationen von 55 mg Gesamt-Cu/kg Boden (41,25 kg Cu/ha) erwartet werden können. Zum Vergleich: Alte Weinbergböden an Mosel und Saar haben zu 98% Gehalte, die über 100 mg Cu/kg Boden liegen und können als Spitzenwert bis zu 2880 mg/kg in der Bodenschicht 0-20 cm erreichen. VAN ZWIETEN et al. (2004) nennen 180-338 mg/kg (Cu-Gesamtgehalt) als die Grenze, bei der in australischen (New South Wales) Anlagen keine Regenwürmer mehr gefunden wurden.

Eine aktuelle, bislang 3-jährige Freilandstudie im Auftrag der „European Copper Task Force“ (KLEIN, 2008) hat als vorläufiges Ergebnis gezeigt, dass die Regenwurmpopulationen an 2 Grünlandstandorten bei jährlichen Aufwandmengen von 40 kg Cu/ha (53 mg Cu/kg Boden bezogen auf 5 cm Bodenschicht und einer Bodendichte von 1,5) nach 3 aufeinander folgenden jährlichen Anwendungen reduziert werden, wobei davon insbesondere epigäische Arten betroffen sind. 40 kg Cu/ha ist das 10-fache der im Hopfenbau jährlich angewandten Aufwandmenge. Diese Ergebnisse scheinen im Widerspruch zu denen von PAOLETTI et al. (1998) zu stehen, wonach eher endogäischen Arten empfindlich reagieren. Die Ursachen sind aber wohl darin zu suchen, dass in jener Arbeit die Auswirkungen gealterter Rückstände interpretiert wurden, während hier die Auswirkungen aktueller Spritzbehandlungen beobachtet werden. Zu berücksich-

tigen ist aber auch, dass der Versuch auf einer Grünlandfläche angelegt wurde. „... Dauerbegrünungsflächen (in Weinbergen, red. Anmerkung) oder herbizidbehandelte Flächen (ohne Bodenbearbeitung) stellen aus ökotoxikologischer Sicht, und zwar hinsichtlich einer potentiellen Kontamination für Regenwürmer des epigäischen und anektischen Lebensformtyps, ein größeres Gefahrenmoment dar, als Flächen, die mechanisch offen gehalten werden. Für endogäische Arten birgt jedoch die Einarbeitung der Chemikalien bezüglich einer potentiellen Kontamination ein größeres Gefahrenmoment, wenngleich aus toxikologischer Sicht die hiermit verbundene „Verdünnung“ selbst bei stark toxischen Substanzen nur eine Schädigung im subletalen Bereich vermuten lässt“ (KÜHLE, 1986). Es bleibt abzuwarten, wie sich die Beprobungsergebnisse im Laufe der Sequestrierung des Kupfers im Hinblick auf die lebensraumgruppenspezifischen Wirkungen verändern.

Auswirkungen auf das Verhalten von Regenwürmern

Aus Meidungsversuchen an der Standardart *Eisenia fetida* und Freilandarten liegen Daten vor, die zeigen, dass bei 56 mg Cu/kg Boden, Würmer versuchen, entsprechenden Substratkonzentrationen zu entkommen. Ähnliche Ergebnisse liegen für *Aporrectodea tuberculata*, einer für boreale Regionen typischen Art, vor und zwar unabhängig davon, ob sie an Schwermetallbelastungen (Kupfer und Zink) adaptiert war oder nicht (LUKKARI et al., 2005). In weiteren Versuchen mit Feldeböden, denen unterschiedliche Kupfer/Zink Konzentrationen zudotiert worden waren und in Tests mit Verdünnungsreihen schwermetallbelasteter Feldeböden aus der Umgebung einer Cu-Ni-Schmelze wurde erneut ein klares Meideverhalten beobachtet, allerdings mit artspezifischen Unterschieden in der Empfindlichkeit. Die endogäisch lebende Art *Aporrectodea tuberculata* reagierte dabei deutlich empfindlicher als die beiden epigäischen Arten *Dendrobaena octaedra* und *Lumbricus rubellus* (s. Tab. 2). Dieses Ergebnis entspricht den Befunden von PAOLETTI (1998), der den epigäischen Arten ebenfalls eine geringere Empfindlichkeit zuschrieb. In Meidungstests mit Verdünnungsreihen von Böden aus Avocadoanbau mit Cu-Gesamtgehalten von 176-345 mg Cu/kg Boden fand VAN ZWIETEN (2004), bereits bei Konzentrationen von 4-34 mg Cu/kg Boden signifikantes Meidungsverhalten. Bei 200 mg Cu/kg Boden lag die Meidungsrate bei 80%.

Bioverfügbare Kupfergehalte und Cu-Körpergehalte von Regenwürmern

Für *Aporrectodea caliginosa* und *Lumbricus rubellus* wurden kritische Körpergehalte („critical body residues“, CBR) bestimmt, die bei 40 mg/kg Körpergewicht (KG) für die Fruchtbarkeit (Kokonproduktion) und bei 60 mg/kg KG für letale Effekte liegen. Auf Flächen mit breiter Metallbelastung gesammelte adulte Würmer der Art *L. rubellus* wiesen Cu-Körpergehalte zwischen 8 und 60 mg/kg auf (physiologischer Toleranzbereich). Allerdings war die Kolonisierungsrate eines künstlich belasteten Feldes bereits bei Körpergehalten von 25 mg Cu/kg

Tab. 2. Auswirkungen auf Regenwürmer unter Laborbedingungen und in Freilandversuchen

Prüfsubstanz	Matrix	Art	Konz., Aufwand [mg Cu/kg]	Endpunkt	Auswirkung Schwellenkonz. [mg Cu/kg]	Quelle
Kupferoxychlorid	Rinderdung-Substrat	<i>E. fetida</i>	8,92 - 346,85	Wachstum Kokonproduktion Überlebensrate Reproduktions- erfolg	Sign. bei 8,92 bzw. 15,92	HELLING et al., 2000
Kupferoxychlorid	Grünland	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	4,25 kg a.i./ha Max.: 46,7 mg Cu/kg Boden	Abundanz, Biomasse, Stressbiomarker (NRRT der Coelomocyten)	Keine Ja (1 M. nach beh.)	MABOETA et al., 2003
CuCl ₂ + ZnCl ₂	Waldboden (SF) zudotiert (Cu + Zn)	<i>Aporrectodea tuberculata</i> , (endog.)	19 - 300	Vermeidungsverhalten Biomasse Reproduktion Mortalität (LC50)	Sign. bei 56 150 122 333	LUKKARI et al., 2005a
Cu + Zn + Pb + Cd 1590 + 81 + 57 + 1 mg/kg	Belasteter Boden (341 mg Cu/kg + 59 mg/kg Zn)	<i>Aporrectodea tuberculata</i> , (endog.) <i>Dendrobaena octaedra</i> , <i>Lumbricus rubellus</i> (beide epig.)	25% (341 mg Cu/kg + 59 mg/kg Zn)	Vermeidungsverhalten:	48/80 Cu/Zn 120/200 300/500	LUKKARI et al., 2005b
Cu-Altlast 176-345 mg Cu/kg	Avocadoanbau (NZ)	Regenwürmer	Verdünnungsreihen	Vermeidungsverhalten	4-34 (80% bei 200)	VAN ZWIETEN, 2004
Cu-Altlast 15-1369 mg Cu/kg	Sandiger Lehm	<i>Eisenia fetida</i>	Gradient	Fertilität	NOEC: 211 EC10: 248	SCOTT-FORDSMAND et al., 2000
Hintergrundbelastung + CuCl ₂ · H ₂ O	Feldboden + Zudotierung		0 - 1400		NOEC: 100 EC10: 34	
Hintergrundbelastung + CuCl ₂ · H ₂ O	Feldboden + Zudotierung	<i>Dendrobaena octaedra</i>	40 - 200	Populationswachstumsrate λ	Förderung: 80 Hemmung: 200	BINDESBØL et al., 2007

reduziert. Die Ursachen für diesen niedrigen Wert werden auch in der Wirkung anderer Metalle und einem Meidungseffekt gesehen. Die im Regenwurmkörper gemessenen Cu-Gehalte (s. Tab. 3) korrelierten gut mit dem CaCl₂-extrahierbaren Anteil im Boden (MA, 2005). Die Eignung von Regenwürmern als Bioakkumulationsindikatoren für metallische Bodenverunreinigungen (KRATZ, 1994) wird allerdings von anderen Autoren (RAHTKENS und VON DER TRENCK, 2007) in Frage gestellt oder bedarf zumindest weiterer Untersuchungen zum Verständnis der Mechanismen und Grenzen der Schwermetallakkumulation. Anhand von Daten aus Wald-Dauerbeobachtungsflächen konnte gezeigt werden, dass für Kupfer die Akkumulationsschwelle bei ca. 300 µg mobilem Gehalt/kg Boden liegt, was der chronisch toxischen Wirkungsschwelle entspricht. Die bis dahin mehr oder weniger konstanten Gehalte des essentiellen Metalls Kupfer werden homöostatischen Mechanismen zugeschrieben. Insgesamt konnten zwischen belasteten und

unbelasteten Standorten für einige Elemente jeweils z. T. hochsignifikante Unterschiede im Akkumulationsverhalten der Regenwürmer nachgewiesen werden. Statistisch abgesicherte Korrelationen zwischen den Bodengehalten und den Gehalten in den Würmern konnten nicht festgestellt werden.

Sonstige Bodenmakro- und Bodenmikroorganismen

Über die Auswirkungen von kupferhaltigen Pflanzenschutzmitteln und Einträgen aus anderen kupferhaltigen Quellen in der Landwirtschaft auf Bodenorganismen existiert neben den oben bereits dargestellten Arbeiten eine umfangreiche ältere Literatur (z. B. NIKLAS und KENNEL, 1978; SCHWAB, 1987; SCHRUFFT et al., 1982). Aus diesen Untersuchungen lässt sich ableiten, dass Kupfer bei langjähriger Anwendung schädigend auf viele Arten von Bodenorganismen wirkt, das Ausmaß der Effekte aber

Tab. 3. Kupfer-Gesamtgehalte und Körpergehalte adulter Würmer der Art *Lumbricus rubellus* (verkürzt aus MA, 2005)

Fläche	Textur-Klasse	N	Cu-HNO ₃ [mg/kg]	Cu-Wurm [mg/kg]
naturbelassen	Sand	07	02,4 – 10	08,1 – 18
naturbelassen	Toniger Lehm	03	10 – 29	09 – 15
Schmelze	Sand	22	06,2 – 130	08,3 – 58
Überflutungsfläche	Toniger Lehm	26	17 – 174	13 – 56

auch von anderen Einflussgrößen wie der Humuswirtschaft mitgeprägt wird. Eine Studie zu den Auswirkungen auf Springschwänze (*Collembola*) im Freiland wies Populationseffekte ab ca. 200 mg Cu/kg Boden nach (PEDERSEN et al., 1999). In dieser Studie sank die Biodiversität linear mit steigender Kupferkonzentration.

Aufgrund unterschiedlicher artspezifischer Empfindlichkeit gegenüber Kupfer kann es zur Verschiebung des Artengefüges auf kupferbelasteten Standorten kommen. Insgesamt sinkt die Biodiversität mit steigendem Kupfergehalt (PEDERSEN et al., 1999). 10-jährige Kupferbehandlungen (KORTHALS et al., 1996) in Aufwandmengen von 250, 500 und 750 kg Cu/ha auf einer landwirtschaftlich genutzten Fläche führten bei der niedrigsten Aufwandmenge und einem pH von 4 zu Effekten insbesondere bei der Artenzusammensetzung und der Abundanz der trophischen Gruppen der Nematodengemeinschaft. So reduzierten die Kombination von hohen Kupfermengen und niedrigem pH die bakteriovoren Nematoden am meisten, während die hyphenfressenden Arten zunahmen. Phytophage Nematodenarten zeigten die stärksten Abundanzunterschiede und schienen damit die Auswirkungen auf die Primärproduzenten widerzuspiegeln. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen PEN-MOURATOV et al. (2008), die an Freilanpopulationen in der Umgebung eines Schwermetalle emittierenden Industriekomplexes mit abnehmender Konzentration einen Übergang von fungivoren und phytophagen Arten zu bakteriovoren und pilzfressenden Arten beobachteten. GEORGIEVA et al. (2002) beschreiben längerfristige Wirkungen von Klärschlamm mit zudotierten Schwermetallen (Ni, Zn + Ni, Cu, Zn + Cu und Zn) auf Nematodengemeinschaften eines Agroökosystems, wobei besonders die Abundanzen bakterienfressender Gattungen negativ mit Zn- und Cu-Gehalten korrelierten. Zu den empfindlichsten Gruppen gehörten Allesfresser und räuberisch lebende Nematoden, die signifikant durch Cu Cu+Zn und Zn Behandlungen reduziert wurden. Die Ni und Zn + Ni Behandlungen hatten keine signifikanten Auswirkungen auf die Nematodengemeinschaften.

Mikroorganismen reagieren unterschiedlich, Bakterien sind in der Regel empfindlicher als Pilze. Signifikante Effekte auf die Kurzzeitatmung treten ab ca. 50 mg Cu/kg Boden auf. VAN-ZWIETEN (2004) fand eine signifikant verringerte mikrobielle Biomasse trotz erhöhten C_{org}-Gehaltes in Avocadoplantagen New South Wales, Australien, bei Gesamtkupfergehalten zwischen 280 und

340 mg/kg Boden. Ähnliches wurde von ESSWEIN und SCHWARZ (1939, zitiert in SCHOLL und ENKELMANN, 1984) berichtet, die beobachtet hatten, dass durch eine plötzliche Anhebung des Kupfergehaltes im Boden auf 60 mg/kg die Populationsdichte aerober Bakterien wesentlich zurück ging. EIBACH (1982, zitiert in SCHOLL und ENKELMANN, 1984), konnte nachweisen, dass die im Zusammenhang mit der Phosphoresorption stehende Mykorrhiza durch Fungizide stark in Mitleidenschaft gezogen wird und führt die reduzierte Substanzbildung bei Topfversuchen mit Reben darauf zurück.

Die Aufnahme von Schwermetallen durch Pflanzenwurzeln in Verbindung mit Mykorrhizapilzen unterliegt offenbar Anpassungsprozessen, die aber unter Laborbedingungen nicht zu klaren synergistischen Effekten hinsichtlich einer erhöhten Toleranz gegenüber einer Schwermetallaufnahme führten, aber von den Autoren (SUDOVÁ et al., 2008) auch nicht völlig ausgeschlossen werden. WEISSENHORN et al. hatten bereits 1995 in einer Studie über den Einfluss der arbuskulären Mykorrhiza (AM) auf die Schwermetallaufnahme durch Pflanzen auf das Verhalten metalltoleranter Stämme hingewiesen, die bei der Wiederbesiedlung kontaminierter Flächen und ungünstiger Nährstoffsituation (P-Mangel) eine positive Rolle spielen können. Schwermetallangepasste Stämme haben in Topfversuchen mit Maispflanzen allerdings zu erhöhten Kupfergehalten im Spross geführt. Insgesamt verhinderte AM nicht die erhöhte Aufnahme bei hohen Kontaminationen, verstärkte sie aber auch nicht in alarmierender Weise. Ein abweichendes, stärker ausgeprägtes Verhalten, insbesondere unter sauren Bodenbedingungen, wird jedoch von den Autoren nicht ausgeschlossen. In einem anderen Topfversuch (LIN et al., 2007) mit drei Leguminosenarten wurde die Cu-Konzentration im Spross durch die Wurzelbesiedlung mit dem Mykorrhizapilz *Glomus mosseae* reduziert. Die Autoren leiteten daraus ab, dass Schwermetalle durch AM immobilisiert werden, was dazu führt, dass die Translokation in den Spross und damit die Toxizität von Schwermetallen verringert wird.

Resistente Bakterien können z. T. hohe Metall-Konzentrationen akkumulieren, die bakteriophage Organismen (z. B. Nematoden) schädigen können (DOELMAN et al., 1984). Die Vorhersagbarkeit von Effekten an einzelnen Standorten ist erschwert durch eine hohe Standortabhängigkeit der Kupfer-Wirkungen. So können niedriger pH-Wert oder niedriger organischer Gehalt des Bodens

die Auswirkungen von Kupfer erhöhen. Anpassungsmechanismen an erhöhte Kupferkonzentrationen sind je nach Art in Abhängigkeit vom Vorhandensein von Entgiftungsmechanismen möglich. Allgemein scheint hierfür jedoch ein hoher Energieaufwand erforderlich zu sein. Für Regenwürmer scheinen ca. 100 mg/kg (SCOTT-FORDSMAND et al., 2000) eine Schwelle für Effekte auf Populationen im Freiland zu sein.

Schlussfolgerungen

Die oben tabellarisch zusammengestellten Schwellenwerte decken eine weite Konzentrationsspanne von Kupfergesamtgehalten ab, was nicht verwundert, da unterschiedliche Arten unterschiedlicher Lebensräume mit unterschiedlichen Wirkungsparametern sowie unterschiedliche Standorte mit entsprechend verschiedenen Eigenschaften und ihren Einflüssen auf die Verfügbarkeit und damit auch Ökotoxizität von Kupfer maßgebend für die Spanne sind. Säurebasierte Kupfergesamtgehalte sind daher keine überzeugende Bezugsgröße für die Ableitung allgemeingültiger Schwellenwerte. DAoust et al. (2006) fanden in Laborversuchen mit 10 künstlich hergestellten Böden, dass die Kupfertoxizität mit abnehmendem pH, organischer Substanz und Tonanteil zunahm. Mit der wasserlöslichen Cu-Fraktion war die Regenwurmmortalität allerdings nicht ausreichend erklärbar. Der mit CaCl_2 extrahierte Anteil eignete sich am besten für die Vorhersage von Effekten, erklärte aber auch nur 30-44% der Variabilität in der Toxizität. 50% der Variabilität ließen sich durch Bodenparameter und Kupfergehalt erklären. Die restlichen Anteile werden Alterungsprozessen zugeschrieben, die mit diesem Versuchsansatz nicht erfasst wurden. Trotz all dieser Variabilität in den Schwellenwerten als Ausdruck solcher Einflussgrößen, die sich um Elemente von Bewirtschaftungsweisen mit ihren Auswirkungen auf die Ernährungssituation, Exposition der Lebensräume oder Verdünnung des Kupferintrags erweitern lassen, wird ein erhebliches Gefährdungspotential insbesondere für Regenwürmer aufgezeigt, das sich in Anlagen mit hohen Kupfergehalten aus langjähriger Kupferanwendung durch Arten- und Abundanzrückgang längst manifestiert hat.

Literatur

- BAUCHENS, J., G. ROSSBAUER, 1988: Bodenfruchtbarkeit in Hopfengärten – festgestellt anhand des Regenwurmbesatzes. Hopfendurschau, 39, 44-45.
- BELOTTI, E., 1998: Assessment of a soil quality criterion by means of field survey. Applied Soil Ecology 10, 51-63.
- BELOTTI, E., J. BECKER, 2001: Auswirkungen von kupferbelasteten Weinbergsböden auf das Artenspektrum und die Funktion von Regenwurmzönosen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 95, 15-18.
- BINDESBØL, A.-M., M. BAYLEY, C. DAMGAARD, M. HOLMSTRUP, 2007: Life-history traits and population growth rate in the laboratory of the earthworm *Dendobaeana octaedra* cultured in copper-contaminated soil. Applied Soil Ecology 35, 46-56.
- BUCKERFIELD, J.C., K.A. WEBSTER, 1996: Earthworms, mulching, soil moisture and grape yields: earthworm response to soil management practices in vineyards, Barossa Valley, South Australia 1995. Australian & New Zealand Wine Industry Journal 11 (1), 47-53.
- CLUZEAU, D., M. LÉBOUVIER, P. TRAHEN, M.B. BOUCHÉ, C. BADOUR, A. PERRAUD, 1987: Relations between earthworms and agricultural practices in the vineyards of Champagne, Preliminary results, In: Bonvicini Pagliai, A.M., P. Omodeo (Eds.), On Earthworms, Mucchi, Modena, 465-484.
- DAoust, C.M., C. BASTIEN, L. DESCHÈNES, 2006: Influence of soil properties and Aging on the toxicity of Copper on Compost Worm and Barley. J. Environ. Qual. 35, 558-567.
- DAR, 2003: Copper, Dossier According to Directive 91/414/EEC for European Union Copper Task Force, Summary and Assessment, Document M-II (Tier II) Annex II Section 6, Point 8: Ecotoxicological studies, November 2003.
- DOELMAN, P., G. NIEBOER, J. SCHROOTEN, M. VISSER, 1984: Antagonistic and synergistic Toxic Effects of Pb and Cd in a simple Foodchain: Nematodes Feeding on Bacteria or Fungi. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 32, 717-723.
- EDWARDS, C.A. (Ed.) 2004: Earthworm Ecology, second ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- EJLSACKERS, H., P. BENEKE, M. MABOETA, J.P.E. LOUW, A.J. REINECKE, 2005: The implications of copper fungicide usage in vineyards for earthworm activity and resulting sustainable soil quality. Ecotoxicology and Environmental Safety 62, 99-111.
- FRAMPTON, G.K., S. JANSCH, J.J. SCOTT-FORDSMAND, J. RÖMBKE, P.J. VAN DEN BRINK, 2006: Effects of pesticides on soil invertebrates in laboratory studies: a review and analysis using species sensitivity distributions. Environ. Toxicol. Chem. 25, 2480-2489.
- GÄRTEL, W., 1985: Pflanzenschutzmittel und Boden. Berichte über die Landwirtschaft, 198, 123-133.
- GEORGIEVA, S.S., S.P. MCGRATH, D.J. HOOPER, B.S. CHAMBERS, 2002: Nematode communities under stress: the long-term effects of heavy metals in soil treated with sewage sludge. Applied Soil Ecology 20, 27-42.
- HELLING, B., S.A. REINECKE, A.J. REINECKE, 2000: Effects of the Fungicide Copper Oxylchloride on the Growth and Reproduction of *Eisenia fetida* (Oligochaeta). Ecotoxicology and Environmental Safety 46, 108-116.
- JANSCH, S., J. RÖMBKE, H.-J. SCHALLNASS, K. TERYTZE, 2007: Derivation of soil values for the path 'soil-soil organisms' for metals and selected organic compounds using species sensitivity distribution. Environ. Sci. Pollut. Res. 14 (5), 308-318.
- KLEIN, O., 2008: A Field Study to Evaluate the Effects of Copper on the Earthworm Fauna in Central Europe. Draft Interim Report 2007 - Year 4 Version 1, Study code: 20031343/G1-NFEW.
- KÖCKRITZ, T., U. IRMLER, P. WEPPE, 1999: Schwermetallbelastung von *Aporrectodea caliginosa* (Oligochaeta, Lumbricidae) im Raum Kiel. J. Plant Nutr. Soil Sci. 162, 477-482.
- KORTHALS, G.W., A.D. ALEXIEV, T.M. LEXMOND, J.E. KAMMENG, T. BONGERS, 1996: Long-term effects of copper and pH on the nematode community in an agroecosystem. Environmental Toxicology and Chemistry 15 (6), 979-985.
- KÜHLE, J.C., 1983: Die Bedeutung von Regenwürmern als Bioindikatoren – am Beispiel deutscher Weinbergsböden. Verhandlg. D. Ges. f. Ökologie (Mainz 1981) 10, 115-126.
- KÜHLE, J.C., 1986: Modelluntersuchungen zur strukturellen und ökotoxikologischen Belastung von Regenwürmern in Weinbergen Mitteleuropas (Oligochaeta: Lumbricidae) Diss. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 391 S.
- LIN, A.-J., X.-H. ZHANG, M.-H. WONG, Z.-H. YE, L.-Q. LOU, Y.-S. WANG, Y.-G. ZHU, 2007: Increase of multi-metal tolerance of three leguminous plants by arbuscular mycorrhizal fungi colonization. Environ Geochem Health 29, 473-481.
- LUKKARI, T., M. AATSINKI, A. VÄISÄNEN, J. HAIMI, 2005a: Toxicity of copper and zinc assessed with three different earthworm tests. Applied Soil Ecology 30, 133-146.
- LUKKARI, T., J. HAIMI, 2005b: Avoidance of Cu- and Zn-contaminated soil by three ecologically different earthworm species. Ecotoxicology and Environmental Safety 62, 35-41.
- MA, W.C., 2005: Critical body residues (CBRs) for ecotoxicological soil quality assessment: copper in earthworms. Soil Biology & Biochemistry 37, 561-568.
- MABOETA, M.S., S.A. REINECKE, A.J. REINECKE, 2003: Linking lysosomal biomarker and population responses in a field population of *Aporrectodea caliginosa* (Oligochaeta) exposed to the fungicide copper oxylchloride. Ecotoxicology and Environmental Safety 56, 411-418.
- NIKLAS, J., W. KENNEL, 1978: Lumbricidenpopulationen in Obstanlagen der Bundesrepublik Deutschland und ihre Beeinflussung durch Fungizide auf Basis von Kupferverbindungen und Benzimidazolderivaten. Zeitsch. Pflanzenk. Pflanzenschutz 85 (12), 705-713.
- PAOLETTI, M.G., D. SOMMAGGIO, M.R. FAVRETTO, G. PETRUZZELLI, B. PEZZAROSSA, M. BARBAFIERI, 1998: Earthworms as useful bioindicators

- of agroecosystem sustainability in orchards and vineyards with different inputs. *Applied Soil Ecology* 10, 137-150.
- PEN-MOURATOV, S., N. SHUKUROV, Y. STEINBERGER, 2008: Influence of industrial heavy metal pollution on soil free-living nematode population. *Environ. Pollution* 152, 172-183.
- RAHTKENS, K., K.T. VON DER TRENCK, 2007: Schwermetalle in Regenwürmern Baden-Württembergs Teil 2: Ökotoxikologische Bewertung des Bodens. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 19 (1), 27-36.
- SCHOLL, W., R. ENKELMANN, 1984: Zum Kupfergehalt von Weinbergböden. *Landwirtsch. Forschung* 37, 3-4.
- SCHRUF, G., W. ULSHÖFER, G. WEGNER, 1982: Faunistisch-ökologische Untersuchungen von Regenwürmern (Lumbricidae) in Rebanlagen. *Die Weinwissenschaft* 1, 11-35.
- SCHWAB, H., 1987: Einfluß der Humuswirtschaft und der Schwermetallgehalte des Bodens auf Größe und artliche Zusammensetzung von Regenwurmpopulationen in Keuper-Weinbergen im Raum Stuttgart. *Die Weinwirtschaft* 42, 86-101.
- SCOTT-FORDSMAND, J.J., J.M. WEEKS, S.P. HOPKINS, 2000: Importance of contamination history for understanding toxicity of Copper to earthworm *Eisenia fetida* (Oligochaeta: Annelida), using neutral-red retention assay. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19 (7), 1774-1780.
- STRUMPF, T., B.-D. TRAULSEN, W. PESTEMER, 2002a: Verfügbarkeit von Kupfer in landwirtschaftlich genutzten Böden mit hohen Kupfergehalten. I. Eine Bestandsaufnahme. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 54 (7), 161-168.
- STRUMPF, T., B.-D. TRAULSEN, W. PESTEMER, E. BODE, 2002b: Verfügbarkeit von Kupfer in landwirtschaftlich genutzten Böden mit hohen Kupfergehalten. II. Auswirkungen von Kupfereinträgen. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 54 (9), 226-232.
- SUDOVÁ, R., P. DOUBKOVÁ, M. VOSÁTKA, 2008: Mycorrhizal association of *Agrostis capillaris* and *Glomus intraradices* under heavy metal stress: Combination of plant clones and fungal isolates from contaminated and uncontaminated substrates. *Appl. Soil Ecology* 40, 19-29.
- TSGE, 2007: Review and assessment of results from the field study with copper and earthworms for the European Copper Task Force.
- VAN ZWIETEN, L., G. MERRINGTON, M. VAN ZWIETEN, 2004: Review of impacts on soil biota caused by copper residues from fungicide application. *SuperSoil 2004: 3rd Australian New Zealand Soils Conference*, 5-9 December 2004, University of Sydney, Australia.
- WEISSEHORN, I., C. LEYVAL, J. BERTHELIN, 1995: Arbuscular mycorrhizal contribution to heavy metal uptake by maize (*Zea mays* L.) in pot culture with contaminated soil. *Mycorrhiza* 5, 245-251.