



Schwermetalle in Regenwürmern Baden-Württembergs

 Dokumentation zum Ergebnisbericht



Baden-Württemberg

Schwermetalle in Regenwürmern Baden-Württembergs

 Dokumentation zum Ergebnisbericht

The text is centered below the title. It features a small black silhouette of a lion, which is the logo of the Baden-Württemberg state government, followed by the text 'Dokumentation zum Ergebnisbericht'.

HERAUSGEBER	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Postfach 10 01 63, 76231 Karlsruhe, www.lubw.baden-wuerttemberg.de
BEARBEITUNG	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Kay Rahtkens, Dr. Karl Theo von der Trenck Referat 23 - Medienübergreifende Umweltbeobachtung
REDAKTION	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Kay Rahtkens, Dr. Karl Theo von der Trenck Referat 23 - Medienübergreifende Umweltbeobachtung
BEZUG	www.lubw.baden-wuerttemberg.de
STAND	Februar 2006
BILDNACHWEIS	Kay Rahtkens

Inhaltsverzeichnis

0	ZUSAMMENFASSUNG	7
1	EINLEITUNG UND ZIEL DER UNTERSUCHUNG	9
1.1	Regenwürmer als Akkumulationsindikatoren	10
1.2	Regenwürmer als Reaktionsindikatoren	11
2	MATERIAL UND METHODEN	12
3	ERGEBNISSE	16
3.1	Messergebnisse	16
3.2	Ermittlung von Hintergrundgehalten in Regenwürmern Baden-Württembergs	17
3.3	Trendbeobachtung	19
4	ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEWERTUNG DES BODENS AM BEISPIEL REGENWURM	24
4.1	Das Bewertungskonzept	24
4.2	Berücksichtigung der Mobilität	27
4.3	Bewertung der Schwermetallgehalte der DBF	28
5	UNTERSUCHUNG DER AKKUMULATIONSNEIGUNG DER REGENWÜRMER FÜR METALLE	30
5.1	Belastete Flächen	30
5.1.1	Mit Cadmium belastete Flächen	30
5.1.2	Akkumulation von Cadmium	30
5.1.3	Mit Kupfer belastete Flächen	31
5.1.4	Akkumulation von Kupfer	31
5.1.5	Mit Chrom belastete Flächen	31
5.1.6	Akkumulation von Chrom	32
5.1.7	Ergebnisse von Korrelationsberechnungen	33
5.2	Unbelastete Flächen - Beziehungen zwischen Metallgehalten in Böden und den darin lebenden Regenwürmern	35
5.2.1	Die Bodenreaktion und die Schadstoffgehalte in Regenwürmern	35
5.2.2	Korrelationen zwischen Metallgehalten in unbelasteten Böden und Regenwürmern	37
5.2.3	Metall-Akkumulation in Regenwürmern aus unbelasteten Böden	39
5.3	Fazit aus den Akkumulationsuntersuchungen	40
6	DISKUSSION	41

6.1	Schadstoffgehalte in Regenwürmern	41
6.2	Der Belastungszustand der DBF und seine rechtliche Bedeutung	41
6.3	Fortführung der Dauerbeobachtung	44
6.4	Akkumulation von Schwermetallen durch Regenwürmer	45
6.5	Fazit der Bewertung	46
7	LITERATUR	48
8	ANHANG	57

0 Zusammenfassung

Regenwürmer werden seit Anfang der 80er Jahre verstärkt als Akkumulations- und Reaktionsindikatoren untersucht und diskutiert. Aufgrund ihrer Lebensweise, ihrer weiten Verbreitung und Häufigkeit in Böden, ihrer relativen Ortstreue, insbesondere aber wegen ihrer Akkumulationsfähigkeit für Schwermetalle und wegen ihrer Relevanz für ökosystemare Prozesse eignen sie sich grundsätzlich gut als Bioindikatoren.

Seit Mitte der 80er Jahre werden von der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU, ab 2006 Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, LUBW) an den 60 Wald-Dauerbeobachtungsflächen des Ökologischen Wirkungskatasters (ÖKWI) in Baden-Württemberg Regenwürmer auf Schwermetalle untersucht. Zunächst wurden nur Blei und Cadmium gemessen; im Laufe der Jahre kamen bei den Wiederholungsmessungen weitere Metalle und Metalloide wie Aluminium (Al), Arsen (As), Chrom (Cr), Kobalt (Co), Kupfer (Cu), Mangan (Mn), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg), Thallium (Tl), Vanadium (V) und Zink (Zn) in das Untersuchungsprogramm hinzu. Eine vergleichbare Studie mit diesem Parameterumfang ist weder auf nationaler noch internationaler Ebene bekannt.

In den 20 Jahren seit Beginn der Untersuchungen hat die Belastung der Regenwürmer mit Blei, Cadmium und Zink deutlich abgenommen. Für die ersten beiden Schwermetalle liegen Zeitreihenuntersuchungen seit 1985 und für Zink seit 1987 vor. Die Untersuchungen zeigen eine kontinuierliche Abnahme der Schadstoffgehalte im Landesdurchschnitt und eine überdurchschnittlich hohe Abnahme in den ehemals besonders belasteten Regenwurmhabitaten des Odenwaldes und des Schwarzwaldes. Dies gilt auch für andere Schwermetalle, so dass heute – mit wenigen Ausnahmen – die Schadstoffgehalte in den Regenwürmern von Waldstandorten ohne spezifische Belastung auf einem niedrigen Niveau liegen.

Aus der statistischen Betrachtung der Schwermetallgehalte der Regenwürmer wurden die Verteilung und Streuung der ermittelten Werte sowie andere statistische Verteilungscharakteristika berechnet. Erstmals wurden in Regenwürmern landesweite Hintergrundwerte, Normalwerte und Schwellenwerte für die untersuchten Elemente ermittelt.

Die Daten wurden auf Zusammenhänge von Schadstoffgehalten in Regenwürmern und Auflagen bzw. Mineraloberböden in Abhängigkeit von bestimmten Bodenkenngrößen wie Boden-pH und Humusgehalt geprüft. Es konnte kein enger Zusammenhang festgestellt werden. Allerdings konnte bei einigen Elementen eine Zunahme der Schadstoffgehalte in Regenwürmern mit abnehmendem Boden-pH ermittelt werden. Der pH-Wert bei dessen Unterschreiten die Schadstoffgehalte stark ansteigen ist elementspezifisch. Ab einem pH kleiner 5,5 ist mit einem Anstieg der Mobilität bei einer Reihe von Schwermetallen zu rechnen.

Bereits bei niedrigen mobilen Gehalten an Blei im Mineralboden (Standort: Murgschifferschaft) wurden an einzelnen Standorten stark erhöhte Gehalte in Regenwürmern gemessen. Andererseits müssen nicht zwangsläufig bei hohen mobilen Gehalten im Boden auch hohe Gehalte in Regenwürmern (z.B. Standort: Welzheim) akkumuliert werden. Generell fand an den gering bis unbelasteten Standorten des ÖKWI nur in wenigen Fällen eine Anreicherung von Schwermetallen in Regenwürmern über das Niveau ihres Lebensraumes Boden statt. Regenwürmer sprechen demnach bei den niedrigen Metallkonzentrationen in den Böden der Wald-Dauerbeobachtungsflächen noch nicht als Akkumulationsindikatoren für Schadstoffgehalte im Boden an. Anders bei belasteten Böden: Untersuchungen an Standorten mit jeweils einer Monokontamination durch Cadmium, Kupfer oder Chrom ergaben, dass erst oberhalb einer Schwellen-Konzentration von einigen hun-

dert Mikrogramm mobiles Metall pro Kilogramm im Oberboden auch eine Akkumulation der betreffenden Metalle im Wurmkörper zu beobachten ist.

Neben der Inventarisierung der Schwermetalle wurde auch der Frage nach Schwellenwerten für die Toxizität der Kontaminanten nachgegangen. In diesem Zusammenhang wurde eine Bewertung von Bodengehalten im Hinblick auf die Funktion der Böden als Lebensraum durchgeführt. Für diese Bewertung wurden sogenannte Risiko-Kennlinien der Metalle Cd, Cu, Ni, Pb und Zn erarbeitet. Für jeden Stoff lässt sich eine solche Kennlinie aufstellen, wenn im Boden die Hintergrundkonzentration, die Konzentration, die der Wirkungsschwelle bei chronischer Belastung von Regenwürmern entspricht, und die Konzentration, die kurzfristig eine 50prozentige Mortalität der Regenwürmer zur Folge hat, bekannt sind.

Bei der Bewertung der Wirkung eines Stoffes ist seine Mobilität, die einen sehr großen Einfluss auf seine Bioverfügbarkeit und Toxizität hat, zu berücksichtigen. Die Mobilität der Metalle wurde als Verhältnis des mobilen Gehaltes zum Gesamtgehalt definiert. Der mobile Gehalt war als Ammoniumnitrat-Extrakt ebenfalls für eine Reihe von Metallen gemessen worden. Für Kupfer ergab sich eine mittlere Mobilität von 0,5%, für Blei und Nickel jeweils 3%, für Zink 4% und für Cadmium rund 30%. Die Mobilität ist jedoch von vielen Faktoren abhängig und schwankt deshalb in einem weiten Bereich.

Die ökotoxikologische Bewertung anhand der Risiko-Kennlinien zeigt, dass die Belastung sämtlicher 60 Dauerbeobachtungsflächen mit Cd, Cu, Ni, Pb und Zn im Hintergrund- bzw. Vorsorgebereich liegt und den hier ermittelten, auf der Empfindlichkeit von Regenwürmern basierenden Prüfwert deutlich unterschreitet. Während die mobilen Gehalte an Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink im Oberboden der Dauerbeobachtungsflächen gleichmäßig um den Hintergrundwert schwanken, liegen die Bleigehalte schwerpunktmäßig knapp über dem Hintergrund (wenn auch deutlich unter der Wirkungsschwelle), was mit einer leichten verkehrsbedingten Bleibelastung der Dauerbeobachtungsflächen erklärt werden kann.

Mit Hilfe der Untersuchungen an monokontaminierten Standorten ist es gelungen, bislang nicht bekannte Schwellenwerte für die Akkumulation der Schwermetalle Cadmium, Kupfer und Chrom im Wurmkörper zu ermitteln. Diese Erkenntnisse sollen auch auf andere Elemente ausgedehnt und durch weitere Untersuchungen statistisch abgesichert werden.

Weiterer Forschungsbedarf besteht im Hinblick auf geogene Chromat(Cr^{VI})gehalte (Hintergrundwerte) in Böden sowie auf relevante toxikologische Endpunkte für Chrom^{III} und insbesondere das toxischere Chrom^{VI} aber auch für einige weniger häufig als Bodenbelastung auftretende Elemente (Arsen, Kobalt, Quecksilber), die als Kriterien für eine fundierte ökotoxikologische Bewertung benötigt werden.

1 Einleitung und Ziel der Untersuchung

Böden sind Lebensraum für eine Vielzahl sehr unterschiedlicher Lebewesen. Diese Bodenlebewesen umfassen die Klasse der Bakterien und Pilze, aber auch kleinere und mittlere Tiere (Meso- und Makrofauna), wie Fadenwürmer, Asseln, Milben, Springschwänze, Hundert- und Tausendfüßer, Spinnen und Regenwürmer. Auch gibt es zahlreiche Wirbeltiere, die zumindest zeitweilig im Boden leben, wie Mäuse, Maulwurf oder Ziesel.

Regenwürmer erfüllen dabei im Nährstoffkreislauf von Böden eine herausragende Rolle. Sie bringen durch ihre Fraßtätigkeit die Laubstreu in den Boden ein und versetzen diese bei der Darmpassage mit Mikroorganismen. Der Streuabbau wird durch die Vermischung von mineralischem Bodenmaterial und Mikroorganismen verstärkt in Gang gesetzt und die im Boden gebundenen Nährstoffe werden leichter verfügbar. Die Ausscheidungsprodukte der Regenwürmer sind mit Nährstoffen insbesondere Phosphor gegenüber dem Boden um ein Vielfaches angereichert (GRAFF 1971) und obendrein noch leichter pflanzenverfügbar. Sie sind nicht nur als relativ stabile Losungshaufen (Ton-Humus-Komplexe) auf dem Boden zu finden, sondern kleiden auch als Losungstapete die Wurmröhren aus, wo die darin enthaltenen Nährstoffe ebenfalls für Pflanzen besonders gut verfügbar sind. Auch auf den Luft- und den Wasserhaushalt der Böden üben die Regenwürmer über ihre Losungshaufen und ihre Röhren einen starken Einfluß aus; die Losungshaufen erhöhen die Gefügestabilität an der Oberfläche, mindern damit die Verschlammungsneigung und sichern den Gasaustausch zwischen Atmosphäre und oberem Bodenbereich. Die Röhren tiefgrabender Regenwurmarten leiten die Niederschläge von Starkregenereignissen schneller in tiefere Bodenbereiche und mindern dadurch Oberflächenabfluß und Erosion und verbessern die Wasserverteilung im Wurzelraum.

Regenwürmer gelten nach KRATZ (1994) aber auch als besonders gut geeignete tierische Biomonitore für metallische Verunreinigungen, da sie die folgenden Kriterien erfüllen:

- gute Akkumulationseigenschaften für Schwermetalle,
- gut handhabbare Körpermasse,
- weites Verbreitungsspektrum,
- relative Ortstreue und
- hohe Relevanz für ökosystemare Prozesse.

Seit 1984 untersucht die Landesanstalt für Umweltschutz in Karlsruhe auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen (Wald-DBF) des Ökologischen Wirkungskatasters (ÖKWI) die Schwermetallbelastung von Regenwürmern. Das Ziel dieser Untersuchungen ist es, mit Hilfe des Bioindikators „Regenwurm“ Schadstoffwirkungen auf den Lebensraum Boden mit seiner Biozönose (Bodenlebewelt) zu ermitteln.

Dabei ist eine ökotoxikologische Beurteilung der Wald-Dauerbeobachtungsflächen von besonderem Interesse, da bislang nur wenig Informationen über die toxikologische Einschätzung der Metallgehalte und die mögliche Übertragbarkeit (Indikationswert) auf andere Ökosystemkomponenten vorliegen. Als Beurteilungskriterium dienen die Empfindlichkeit der Regenwürmer gegenüber Schwermetallen (Reaktionsindikatoren) sowie die Anreicherung der Metalle im Wurmkörper (Akkumulationsindikatoren).

1.1 REGENWÜRMER ALS AKKUMULATIONSINDIKATOREN

Aus der Literatur ist bekannt, dass Regenwürmer in ihrem Körpergewebe Schwermetalle speichern, die sie aus dem Boden aufgenommen haben (IRELAND 1983, HEIKENS et al. 2001). Zum Beispiel geht aus einem Bericht von NEUHAUSER et al. (1995) hervor, dass die Biokonzentration der Metalle Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink von der Konzentration des jeweiligen Metalls im Boden abhing, und dass die Arten *Allolobophora tuberculata* und *Lumbricus rubellus* eine **ähnliche Akkumulationsneigung** aufwiesen. Allerdings war die Neigung zur Biokonzentration bei niedrigeren Metallkonzentrationen im Boden größer.

Van STRAALEN & BERGEMA (1995) haben den Einfluß des pH-Wertes auf die Bioverfügbarkeit und Akkumulation von Blei und Cadmium bei Bodenorganismen untersucht. Beides nahm in Regenwürmern mit zunehmendem Säuregehalt des Bodens progressiv zu. Viele von IRELAND (1983) zusammengetragene Untersuchungen belegen, dass Cadmium in Regenwürmern wesentlich mehr akkumuliert wird als Blei, Kupfer oder Zink. Kupfer und Zink werden als essentielle Schwermetalle für eine Reihe von biochemischen Prozessen benötigt. Infolgedessen können die Würmer deren Aufnahme aktiv regulieren (IRELAND 1983, STREIT et al. 1990). Somit ist die Bioakkumulation dieser Metalle stark vom jeweiligen physiologischen Zustand der Tiere abhängig.

Aus einer Studie von SPURGEON & HOPKIN (1999) ist ersichtlich, dass die Zinkgehalte im Körper des Regenwurms bei gleichen Bodenkonzentrationen in einem weiten Bereich streuen. Dieser Befund stellt für Zink die Eignung der Gehalte im Wurmkörper für eine Bewertung der Bodenbelastung in Frage und demonstriert allgemein einen nur losen Zusammenhang zwischen Metallgehalten im Boden und im Regenwurm, auf den auch andere Autoren schon hingewiesen haben (NEUHAUSER et al. 1995, ABDUL RIDA & BOUCHÉ 1997, PEIJNENBURG et al. 1999, HEIKENS et al. 2001, CONDER & LANNO 2003). Diese Feststellung gilt auch für Kupfer, wie die nachfolgend besprochenen Arbeiten zeigen.

Einerseits absorbierten Kokons (Embryonen) von *A. caliginosa* und *D. octaedra* aus wässrigen Lösungen von Kupferchlorid vergleichbare Mengen Kupfer wie auch unter Freilandbedingungen aus Kupferkontaminierten Böden (HOLMSTRUP et al. 1998). Die Konzentration im Wurmkörper bewegte sich in der Größenordnung von 200 mg Cu/kg (TM). Und in einer anderen Arbeit demonstrierten MARINO et al. (1992) die **Akkumulation von Kupfer** und anderen Schwermetallen aus straßennahen, schwermetallkontaminierten Böden in den Regenwurmarten *A. caliginosa*, *A. rosea*, *D. madeirensis*, *D. octaedra* und *L. friendi*. Andererseits relativierten diese Autoren (MARINO & MORGAN 1999a + b) in einer Folgestudie ihre Aussage dahingehend, dass Populationen von *L. rubellus*, die 90 Tage lang im Labor in schwermetallkontaminierter Erde gehalten wurden, ihre **Kupfer-** ebenso wie ihre Calcium-Konzentrationen **relativ konstant** hielten. Die Gesamtgehalte an Kupfer im Boden konnten nur 11 – 32 % der Variabilität der Kupfergehalte in den Würmern erklären (MORGAN & MORGAN 1988). Auch weitere Untersuchungen ergaben im Freiland **keine Korrelation** der Kupfergehalte in *Lumbricus rubellus* und *Aporrectodea caliginosa* mit den Gehalten im Boden (MARINUSSEN et al. 1997, MORGAN & MORGAN 1998, YEATES et al. 1994).

Eine Erklärung für diese Diskrepanz könnten die Beobachtungen von KOECKRITZ et al. (1999) liefern, die in der Umgebung von Kiel zwar eine positive Korrelation der Kupfergehalte in Regenwürmern (*A. caliginosa*) mit Cu-Konzentrationen im Boden zeigten. Allerdings war hier die Bodenkonzentration nicht die einzige Einflussgröße. Mit zunehmendem Körpergewicht nahmen die Kupfergehalte der Würmer exponentiell ab. Auch wird generell bei höheren Gehalten der meisten Metalle im Boden eine geringere Biokonzentration in

Regenwürmern beobachtet, was für eine Sättigung der Akkumulationsneigung spricht (NEUHAUSER et al. 1995).

Weiterhin ist zu beachten, dass nur der **lösliche Anteil** und nicht die Gesamtmenge eines Metalls im Boden für die Akkumulation im Gewebe von Regenwürmern verfügbar und für die Toxizität des entsprechenden Metalls von Belang ist. Die Löslichkeit wiederum ist abhängig vom **pH-Wert** des Bodens. Diese Zusammenhänge haben MARINUSSEN et al. (1997) am Beispiel des Kupfers aufgezeigt.

MARINO et al. (1998) zeigten in einem interessanten Experiment mit *L. rubellus*, dass eine Vorbelastung der Würmer mit Cadmium nach Transfer in einen kupferreichen Boden die Kupferbelastung der Tiere steigerte und dass Cu und Cd, aber nicht Zn, in den Würmern an ein **Metallothionein-homologes Protein** gebunden werden. Diese Beobachtungen können mit der Hypothese erklärt werden, dass Kupfer die Thionein-Synthese in Regenwürmern zwar selbst nicht effektiv induzieren kann, aber sehr fest an Cd-induziertes Thionein gebunden wird. Dabei wird Cadmium vom Thionein verdrängt, weil Cu-Thionein den stabileren Komplex darstellt. Ähnliche Ergebnisse wurden auch von WILLUHN et al. (1996) erzielt, die beschreiben, dass subtoxische Cd-Konzentrationen die Cu-Toxizität für *Enchytraeus buchholzi* reduzierten. Kupfer war für diese Würmer viel toxischer als Cadmium. Cadmium induzierte ein Gen für ein Metallothionein-ähnliches, Cystein-reiches Protein von 25 kDalton, das nicht mit Metallothionein identisch war und als CRP bezeichnet wurde. Diese Phänomene könnten eine mangelnde Korrelation zwischen Kupfergehalten im Boden und in Regenwürmern erklären und sollten zu einer vorsichtigen Interpretation eventuell niedriger Kupfergehalte in Regenwürmern aus kupferkontaminierten Böden Anlass geben.

Wegen dieser komplexen und nicht vollständig verstandenen Zusammenhänge zwischen den Metallgehalten im Boden und im Wurmkörper sind die Ergebnisse des Einsatzes von Regenwürmern als Akkumulationsindikatoren nicht immer einfach zu interpretieren. Die Untersuchung der Akkumulationsneigung von Regenwürmern unterschiedlicher Arten für SM auf belasteten Flächen ist in Kapitel 5.1 dargestellt. Kapitel 5.2 widmet sich den unbelasteten Flächen und untersucht den Einfluss des pH-Wertes und der Metallgehalte des Bodens auf die Akkumulationsneigung der Art *L. rubellus*.

1.2 REGENWÜRMER ALS REAKTIONSINDIKATOREN

Wegen der herausragenden Rolle des Regenwurms als Biomonitor für die Lebensraumfunktion des Bodens wurde am Beispiel der Lumbriciden die Frage geprüft, inwieweit diese Funktion unter verschiedenen Belastungsbedingungen beeinträchtigt ist. Hierzu wurde eine ökotoxikologische Bewertung des Bodens vorgenommen, die auf drei sogenannten Stützwerten basiert:

- die Hintergrundwerte der Metalle, die vom bodenbildenden Ausgangsgestein abhängig sind und einen unbelasteten Boden kennzeichnen (**H**),
- die höchsten Schwermetallkonzentrationen im Boden, die für Regenwürmer selbst bei chronischer Einwirkung noch nicht toxisch sind (Prüfwert, **P**),
- die Schwermetallkonzentrationen im Boden, die bei kurzzeitiger Einwirkung auf Regenwürmer tödlich wirken (50 % Mortalität \triangleq Letalwert, **L**).

Diese Daten wurden für die Metalle Cd, Cu, Pb, Ni und Zn aus der Literatur ermittelt und die Wald-Dauerbeobachtungsflächen nach diesem Schema bewertet (Abb. 11). Die Bewertungsergebnisse für belastete Flächen sind in den Tabellen 5, Kap. 5.1, und A8 bis A17 des Anhangs aufgeführt. Auf diese Weise gelingt

eine einheitliche Charakterisierung von Konzentrationen an Schwermetallen im Boden im Hinblick auf ihre Wirkung auf den Regenwurm sowie auf naturräumliche Gegebenheiten.

2 Material und Methoden

Unter den Bodentieren, die ständig im Boden einschließlich der Laubstreu von Wäldern leben, zählen die Regenwürmer (Lumbriciden) zu den größeren bis größten Tieren. Die mindestens 35 Regenwurmart, die für Deutschland bislang bestimmt wurden (GRAFF 1984), weisen ein weites Spektrum von Länge und Gewicht auf. Kleine Regenwurmart werden - auch als adulte Tiere - nicht länger als wenige Millimeter und wiegen meist deutlich unter 150 Milligramm (z.B. *Eiseniella tetraedra*). Große Arten wie der *Lumbricus terrestris* werden häufig 2 bis 7 Gramm schwer bei einer Länge von über 30 Zentimetern. Die größte in Baden-Württemberg lebende Art ist der *Lumbricus badensis*, der eine Länge von über 60 cm erreichen kann. *Lumbricus rubellus* (Abb.1) nimmt mit einem Gewicht von 40 Milligramm bis 3 Gramm und einer Länge von 7 bis 12 Zentimetern eine Mittelstellung ein (GEFAÖ 2000).



Abb.1: Adultes Exemplar von *Lumbricus rubellus* nach Entkotung in Seesand und physiologischer Kochsalzlösung (Photo: LfU)

Die Lebensweise der verschiedenen Regenwurmart ist sehr unterschiedlich. Manche wühlen sich in den Boden, andere kommen eher selten in den mineralischen Bereich der Böden und bevorzugen den Aufenthalt in der Laubstreu bzw. der humosen Auflage von Waldböden. Deshalb werden die Regenwurmart unterschieden in 3 Lebensformtypen:

- die *epigäischen* Arten, die ganz überwiegend in der Laubstreu leben,
- die *endogäischen* Arten, die in dem oberen Mineralbodenbereich leben, sich durch den Mineralboden fressen, aber keine dauerhaften Röhren anlegen, und
- die *anezischen* Arten, die als einzige Gruppe tiefreichende Röhrensysteme in Böden anlegen. Zu ihnen gehört die gemeinhin als *Regenwurm* bezeichnete Art *Lumbricus terrestris*.

Die von der Landesanstalt für Umweltschutz im Rahmen eines Biomonitoringprogrammes auf Wald-DBF untersuchte Regenwurmart - *Lumbricus rubellus* – gehört zu den Streubewohnern. Sie lebt bevorzugt zwischen den Laubblättern oder Nadeln so lange diese feucht bis nass sind. Dort ernähren sich die Regenwürmer

von den abgestorbenen Blättern und Nadeln und nehmen über die Fraßtätigkeit Nährstoffe ebenso wie Schadstoffe auf. Und auch über die Haut, die ständig mit dem Bodenwasser und den darin gelösten Stoffen in Kontakt ist, nimmt *L. rubellus* Nährstoffe und Schadstoffe auf, denn seine "Körperoberfläche ist ... weitgehend glatt, immer feucht und dient in ihrer Gesamtheit zur Atmung" (RÖMBKE 1995). In trockenen Zeiten ziehen sie sich unter Baumstämme oder auch in die oberflächennahe Bodenschicht zurück. Dort fressen sie sich durch den Oberboden, indem sie organische Substanzen (Blätter, abgestorbene Wurzeln, u.a.m.) und teilweise Bodenmaterial aufnehmen und anschließend wieder ausscheiden.

Wegen des dauerhaften Kontaktes mit dem Boden bzw. Bodenwasser und wegen ihrer Nahrungsquellen kann es in den Regenwürmern zu Anreicherungen von Schadstoffen gegenüber dem Boden kommen. Aus diesem Grund werden Lumbriciden als Akkumulationsindikatoren für Schadstoffe eingesetzt (ZÖTTL & LAMPARSKI 1981, MORGAN & MORGAN 1988, CORP & MORGAN 1991, NEUHAUSER et al. 1995). Schadstoffe können bei Regenwürmern aber auch Veränderungen an Organen und ihrem Verhalten einschließlich ihrer Vermehrung (Populationsdynamik) bewirken. Werden solche morphologischen, physiologischen oder soziologischen Veränderungen beobachtet, spricht man von einem Reaktionsindikator.

An der Landesanstalt für Umweltschutz werden Regenwürmer bereits seit 1984/85 in Biomonitoringprogrammen untersucht (LFU 1985, 1986, 1987, 1988, LFU & GWD 1999). An den 60 Wald-DBF des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg wurden erstmals 1985 an 30 und im Jahre 1986 an den restlichen 30 Dauerbeobachtungsflächen Regenwürmer der Art *Lumbricus rubellus* gesammelt, auf die beiden Schwermetalle Blei und Cadmium analysiert und die Ergebnisse vorgestellt (LFU 1987). In den Jahren 1987/88, 1990/93 und 1994 wurden diese Untersuchungen wiederholt. Ab 1987/88 wurde das Parameterspektrum erweitert um das Schwermetall Zink und ab 1993 um die Elemente Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Tl, und V. Seit 1994 ist auch das Schwermetall Quecksilber im Untersuchungsprogramm.

Im Laufe der Jahre mussten einige DBF innerhalb einer Gemeinde verlegt werden und einige Flächen fielen wegen Sturmschäden u. a. unvorhersehbaren Ereignissen aus. Einzelne Lücken in der Zeitreihenuntersuchung entstanden auch dadurch, dass an einigen DBF nicht zu jedem Probenahmezeitpunkt ausreichende Mengen an *L. rubellus*-Individuen gefunden werden konnten. Daraus ergibt sich, dass für Hg maximal 2 Messdaten pro Standort, für Cr, Cu, Mn, Ni, Tl, V und Al maximal 3 Messdaten pro Standort, für Zn maximal 4 Messdaten pro Standort und für Pb und Cd maximal 5 Messdaten pro Standort in einer Zeitreihe vorliegen.

Die Untersuchungen des Jahres 2000 wurden an insgesamt 49 Standorten durchgeführt, an denen *L. rubellus* Individuen gefangen werden konnten. Die Lage der einzelnen Standorte ist der Abbildung 2 zu entnehmen. Die Messwerte der Schwermetallgehalte in den Regenwürmern sind in der Tabelle 1 aufgelistet. Die 49 Standorte verteilen sich über alle Regionen von Baden-Württemberg und fast alle Höhenstufen; von den sandigen Niederterrassenböden um Mannheim (100 m ü.NN) bis in die Hochlagen des Südlichen Schwarzwaldes auf etwas über 1000 m ü. NN. Auch decken die Flächen eine große Spanne bei der Bodenreaktion ab; die pH-Werte reichen im Oberboden von sehr sauer (pH-Werte von 3,1) bis schwach alkalisch (pH-Werte von 7,2).

Die Probennahme erfolgte innerhalb der Pufferzone aber außerhalb der Kernzone der Dauerbeobachtungsflächen. Dabei wurde unter dem Laub und unter vorsichtig umgedrehtem Totholz der Boden nach Würmern abgesucht. Diese wurden im Gelände vorbestimmt. Pro Fläche sollten 20 bis 30, wenn möglich adulte Tiere

gesammelt werden. Die Regenwürmer wurden für den Transport ins Labor in mit gewaschenem Seesand gefüllte PE-Behälter überführt. Während des Transportes zum Labor wurde die Temperatur der Probenbehälter mittels einer vorgekühlten Kühlbox auf 8°C gehalten. Für die chemischen Analysen wurden sämtliche *L. rubellus* Individuen von einer Fläche zu einer Mischprobe vereinigt.

Zur Vorbereitung wurden die Regenwürmer in ihren mit Seesand gefüllten Transportdosen für 48 Stunden im Kühlschrank belassen, so dass ihr Darminhalt durch reinen Seesand ersetzt wurde. Zur endgültigen Entkotung wurden die Würmer auf ein feinmaschiges Sieb geschüttet, vorsichtig unter fließendem Leitungswasser vom Seesand befreit und danach für 5 Tage auf mit physiologischer Kochsalzlösung versetztem Filterpapier ausgelegt. Hier erfolgte eine zweite, gründlichere Bestimmung der Art. Das Filterpapier wurde jeden Tag gewechselt und dabei tote und beschädigte Tiere entfernt.

Nach 5 Tagen wurden die Tiere abgetrocknet und gewogen. Die Regenwürmer wurden durch Einfrieren bei -70°C getötet, anschließend bei -20°C im Gefrierschrank gelagert, für ca. 48-72 Stunden in einer Gefrier-trocknungsanlage getrocknet und zum Schluss in einer Planetenmühle gemahlen. Durch diesen letzten Arbeitsschritt wurde eine hohe Kobaltkontamination in die Regenwurmproben eingeschleppt, so dass der ursprünglich ebenfalls bestimmte Kobaltgehalt der Würmer nicht ausgewertet werden konnte.

Für den Probenaufschluss wurden ca. 200 mg homogenisiertes Probenmaterial in einem Teflon-PFA Gefäß mit 3 ml konzentrierter Salpetersäure und 1 ml 30 % Wasserstoffperoxid versetzt, zugedeckt über Nacht reagieren gelassen und anschließend in der Mikrowelle aufgeschlossen.

Nach dem Aufschließen wurde die Lösung in Polypropylen-Röhrchen auf 12,5 ml mit bidestilliertem Wasser aufgefüllt, gewogen und bis zur Messung im Kühlschrank bei 10°C aufbewahrt. Weitere Einzelheiten zu Probennahme und Probenaufbereitung können dem "Methodenhandbuch Ökotoxikologielabor" entnommen werden (LFU 1996a).

Im Jahr 2000 wurden die Elemente Al, As, Pb, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Tl, V und Zn in den Regenwürmern gemessen. Die Messung erfolgte am ICP-MS, wobei die Aufschlusslösungen 1:5 bzw. 1:50 (bei höheren Gehalten) verdünnt wurden. Quecksilber wurde am AAS mittels Kaltdampftechnik bestimmt. Da das Hauptaugenmerk auf die Schwermetalle gelegt wurde, werden die untersuchten Stoffe im Folgenden zur Vermeidung umständlicher Begriffe vereinfachend als *Schwermetalle* bezeichnet. Die Daten und die Bestimmungsgrenzen können der Tabelle 1 entnommen werden.

Die Böden der Wald-DBF wurden in den Jahren 2003 chemisch und 1994 physikalisch und chemisch charakterisiert. Dazu gehörte die Bestimmung der Schwermetallgehalte des obersten Mineralbodenhorizontes im Königswasserextrakt (Gesamtgehalte nach DIN 38 414) und im Ammoniumnitratextrakt (mobile Gehalte nach DIN 19 730) sowie der Gesamtgehalte in der Auflage (Auswertung und Bewertung in Kap. 4.3 und 5.2). Die Auflagegehalte stammen aus der Meßreihe des Jahres 1994 (dabei waren jedoch lediglich die Elemente Cd, Cu, Mo, Pb und Zn bestimmt worden). Die Gesamtheit aller bodenchemischen und -physikalischen Messergebnisse der Grunduntersuchung an den Wald-DBF aus dem Jahre 1994 ist in einem zusammenfassenden Bericht (SOLUM, 1995) dargestellt.

Die statistischen Berechnungen erfolgten mit dem Programm *WinSTAT* für *Excel* bzw. wurden extern vergeben zur Auswertung der Akkumulationsuntersuchungen.

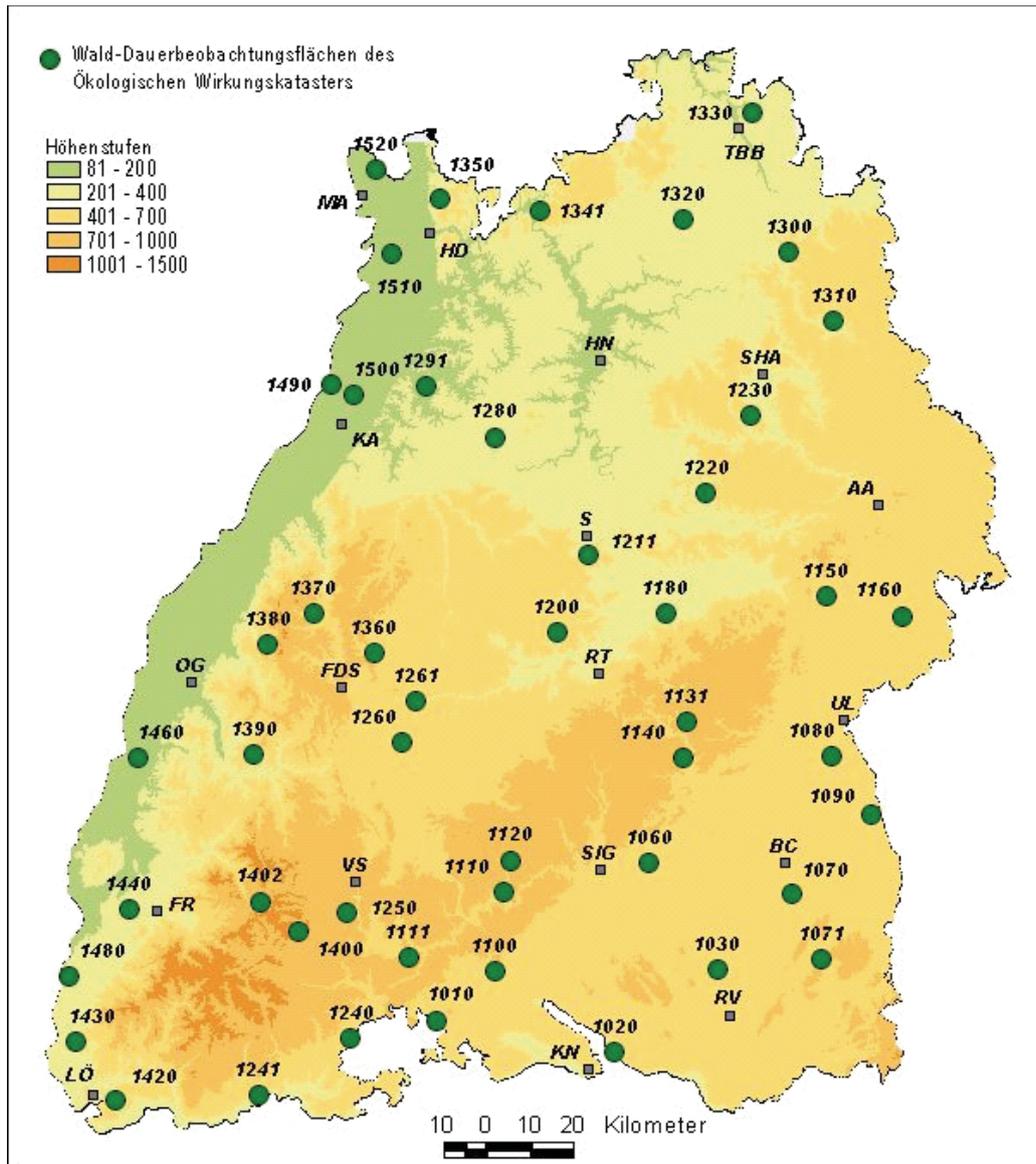


Abb. 2: Lage der Wald-Dauerbeobachtungsflächen des Ökologischen Wirkungskatasters und Fundorte der Regenwurmart *Lumbricus rubellus*. Die den Standortnummern zugehörigen Standortnamen (Gemeinden) sind Tab. 1 zu entnehmen.

3 Ergebnisse

3.1 MESSERGEBNISSE

Die Messwerte der Schwermetallgehalte in den Regenwürmern aus dem Jahre 2000 sind in der Tabelle 1 aufgelistet. Die statistischen Grundwerte sind in der Tabelle 2 zusammengefasst.

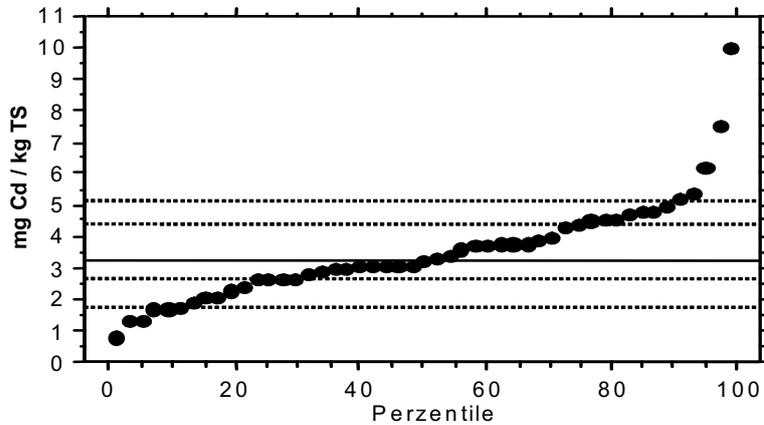
Tabelle 1: Stoffgehalte der Regenwürmer an den Standorten des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg (Werte < BG werden mit der halben BG angegeben).

Standortname/Stoff	Standort	Al	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Tl	V	Zn
Einheit:alle mg/kg TS	Nr												
BG		10	0,3	0,3	0,3	0,5	0,06	3	0,5	0,4	0,15	0,3	5
Engen	1010	290	0,86	2,1	6,4	5,4	0,07	16	48	0,2	0,075	1,3	180
Überlingen	1020	600	0,72	3,6	2,7	4,1	0,18	78	2	2,2	0,075	1,1	190
Bad Waldsee	1030	390	1,20	1,7	4,5	3,4	0,18	24	41	1,0	0,075	1,0	100
Riedlingen	1060	170	0,82	4,4	1,8	4,4	0,17	58	14	0,7	0,075	0,7	240
Biberach	1070	580	1,40	1,9	13,0	11,0	0,12	31	190	1,2	0,075	1,3	200
Leutkirch	1071	460	1,80	2,7	3,1	5,3	0,13	29	32	2,3	0,075	0,9	210
Ulm	1080	160	0,68	2,7	1,6	5,6	0,20	67	18	1,9	0,075	0,8	350
Wain	1090	110	1,30	3,4	2,2	6,1	0,25	76	1,9	0,7	0,075	0,7	290
Stockach	1100	220	1,00	3,7	2,5	4,2	0,18	50	0,8	0,9	0,075	0,7	250
Wehingen	1110	410	0,66	10,0	2,4	4,2	0,20	35	1,1	1,0	0,075	1,0	160
Immendingen	1111	310	0,58	7,5	2,0	3,8	0,25	25	1,3	0,9	0,075	1,1	300
Balingen	1120	310	0,85	4,6	5,3	4,1	0,14	25	77	0,7	0,075	0,8	190
Münsingen	1131	690	1,40	2,4	2,1	3,6	0,09	120	1,9	1,1	0,180	2,3	160
Zwiefalten	1140	420	1,20	4,6	5,2	3,3	0,13	30	1,0	0,7	0,075	0,9	190
Steinheim	1150	310	1,10	4,8	2,7	4,4	0,20	36	28	0,9	0,075	0,9	160
Giengen	1160	280	1,20	4,7	2,1	13,0	0,31	34	10	1,4	0,075	1,0	450
Kirchheim Teck	1180	210	1,10	3,8	1,5	3,8	0,27	120	0,8	1,3	0,075	0,9	190
Bebenhausen	1200	100	1,00	4,5	1,4	4,1	0,26	56	13	0,9	0,075	0,6	230
Stuttgart	1211	140	0,76	3,3	5,7	4,6	0,22	110	44	1,3	0,075	0,7	240
Welzheim	1220	210	0,87	6,2	1,6	4,5	0,21	120	0,8	36,0	0,075	0,8	240
Schwäbisch Hall	1230	110	1,00	3,7	1,2	5,4	0,24	87	5,8	8,6	0,075	0,6	280
Stühlingen	1240	51	0,41	0,8	1,0	5,9	0,09	13	0,3	0,2	0,075	0,8	270
Waldshut-Tiengen	1241	240	0,50	3,1	2,3	5,0	0,32	80	1,1	7,2	0,075	0,9	230
Donaueschingen	1250	420	1,80	3,0	3,4	3,0	0,17	14	46	1,4	0,075	0,8	510
Sulz	1260	250	1,00	2,1	2,8	3,6	0,18	33	1,2	1,0	0,075	0,8	160
Horb	1261	190	2,30	3,1	2,6	4,3	0,20	21	1,8	0,7	0,075	0,7	190
Maulbronn	1280	230	1,00	5,0	3,0	4,8	0,17	43	1,7	0,5	0,075	1,0	260
Bruchsal-Ost	1291	82	0,85	3,8	3,1	4,6	0,19	75	1,6	0,6	0,075	0,9	270
Künzelsau	1300	470	0,84	2,3	1,9	4,4	0,13	41	1,2	0,8	0,075	1,1	210
Crailsheim	1310	11	1,50	2,8	0,8	4,8	0,07	21	0,3	0,4	0,075	0,7	340
Hardheim	1320	570	0,84	3,1	4,2	3,9	0,17	82	1,4	1,5	0,075	1,2	190
Tauberbischofsheim	1330	430	0,93	2,9	2,5	4,3	0,15	59	1,3	0,8	0,075	0,9	180
Eberbach	1341	250	1,30	3,0	3,6	4,9	0,32	140	1,1	24,0	0,075	0,7	220
Schriesheim	1350	230	1,30	3,1	7,1	4,8	0,30	81	2,6	15,0	0,075	1,0	210
Pfalzgrafenweiler	1360	310	0,93	3,2	3,7	4,0	0,22	54	44	35,0	0,075	1,0	300
Murgschifferschaft	1370	360	1,60	5,4	4,5	3,9	0,15	33	1,3	280,0	0,240	1,1	280
Ottenhöffen	1380	300	1,70	5,2	2,6	4,5	0,30	47	41	67,0	0,220	0,8	320
Hausach	1390	350	0,92	4,3	11,0	8,9	0,22	80	7,6	13,0	0,075	1,1	300
Donaueschingen	1400	180	1,80	3,9	1,7	4,5	0,20	51	1,4	15,0	0,075	0,7	220
Furtwangen	1402	420	1,20	4,8	3,1	8,5	0,22	53	2,5	69,0	0,220	1,2	280
Bad Säckingen	1420	89	2,60	4,0	0,8	4,3	0,12	49	0,8	0,5	0,075	0,7	220
Kandern	1430	380	0,85	2,7	2,1	4,7	0,16	100	1,5	1,3	0,075	1,1	210
Freiburg	1440	120	0,59	3,1	2,5	4,1	0,17	83	1,5	1,6	0,075	0,7	220
Lahr	1460	150	0,57	1,8	2,7	3,8	0,14	19	1,4	0,9	0,075	0,8	170
Müllheim	1480	150	0,66	1,4	2,1	5,3	0,13	26	1,1	0,4	0,075	0,8	250
Karlsruhe Auwald	1490	220	2,20	1,3	4,3	4,5	0,15	21	1,6	0,8	0,075	1,0	220
Karlsruhe Hardtwald	1500	140	0,34	1,7	10,0	5,0	0,13	58	3,9	1,4	0,075	0,7	230
Schwetzingen	1510	330	1,20	3,8	3,2	4,5	0,19	77	4,9	1,7	0,075	1,1	180
Mannheim	1520	140	0,71	2,7	4,4	5,0	0,24	140	4,9	6,0	0,075	0,7	200

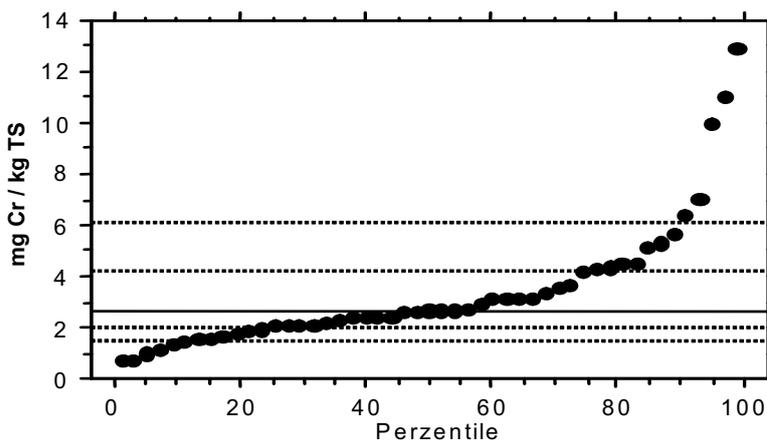
3.2 ERMITTLUNG VON HINTERGRUNDGEHALTEN IN REGENWÜRMERN BADEN-WÜRTTEMBERGS

Die Verteilung der Schwermetallgehalte in den Regenwürmern ist in Tabelle 2 statistisch charakterisiert und im Anhang graphisch dargestellt (Abb. A1 - A8). Exemplarisch stehen hierfür im Bericht die Abbildungen 3A bis 3C mit den Schwermetallen Cadmium, Chrom und Nickel.

A



B



C

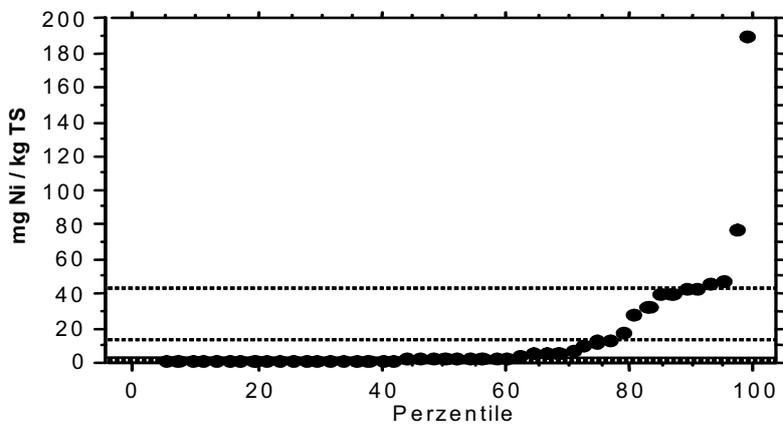


Abb.3: Typische Verteilungskurven (nach aufsteigendem Gehalt sortiert) von Elementgehalten in den Regenwürmern des ÖKWI Baden-Württemberg aus dem Jahr 2000 (A: Cadmium, B: Chrom, C: Nickel). Die Verteilungskurven (hier dargestellt nach Umrechnung in Perzentile) zeigen graphisch die Ausreißer nach oben (exponentiell ansteigender Ast) und unten (beginnende Kurve i.d.R. bis zum ersten Plateau).

Die gepunkteten Hilfslinien in den Graphiken von unten nach oben markieren das 10., 25., 75. und 90. Perzentil. Der Abstand der gepunkteten Linien zum Median (50. Perzentil, ausgezogene Linie) verdeutlicht die Schiefe der Verteilung. Bei einer Normalverteilung sind die Abstände des 25. und des 75. Perzentsils und des 10. und des 90. Perzentsils zum Median gleich. Streng normalverteilte Probenkollektive sind aber naturbedingt bei Umweltproben die Ausnahme. Eine Normalverteilung kann näherungsweise angenommen werden für die Elemente Aluminium, Arsen, Cadmium (Abb. 3A), Kupfer, Vanadium und Zink. Eine leichte Schiefe gilt für die Elemente Chrom (Abb. 3B), Mangan und Quecksilber. Eine deutliche Schiefe weisen die Gehalte der Elemente Blei und Nickel (Abb. 3C) auf.

Tabelle 2: Statistische Basiskennwerte der Schwermetalle in Regenwürmern (jeweils 49 Proben, alle Konzentrationsangaben in mg/kg TS Regenwurm)

Stoff	Al	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Tl	V	Zn
Arithm. Mittelwert	276	1,1	12,5	3,5	3,4	4,9	0,19	58	14,6	0,09	0,9	238
Standardabweichung	153	0,49	41,8	1,6	2,49	1,83	0,06	34,2	31	0,04	0,27	72
Variationskoeffizient	0,56	0,44	3,34	0,45	0,73	0,37	0,33	0,59	2,13	0,45	0,3	0,3
Minimalwert	11	0,3	0,2	0,8	0,8	3,0	0,07	13	0,2	0,08	0,6	100
10. Perzentil	100	0,58	0,51	1,7	1,4	3,6	0,12	21	0,81	0,075	0,68	160
25. Perzentil	150	0,79	0,75	2,7	2,05	4,2	0,14	29,5	1,2	0,075	0,72	190
Median	250	1,0	1,2	3,2	2,7	4,5	0,18	51	1,8	0,075	0,87	220
75. Perzentil	385	1,3	4,15	4,45	4,25	5,0	0,22	80	13,5	0,075	1,2	275
80. Perzentil			6,25						14,8			
85. Perzentil					4,5		0,25	83				
90. Perzentil	470	1,8	35	5,2	6,4	6,1	0,3	120	44	0,075	1,3	320
Maximalwert	690	2,6	280	10	13	13	0,32	140	190	0,24	2,3	510

Eine Möglichkeit den Bereich „normaler“ Hintergrundgehalte für ein Probenkollektiv zu ermitteln ist die Bestimmung des Hintergrundbereiches über die Kappung der 10 Prozent Anteile am unteren und am oberen Ende der Verteilungskurve. Als Hintergrundbereich wird danach derjenige zwischen dem 10. Perzentil und dem 90. Perzentil angenommen. Diese Vorgehensweise wurde bei der Ermittlung von Schwermetallgehalten in Böden verschiedener Ausgangsgesteine Baden-Württembergs (LFU 1994) angewandt. Die auf diese Weise ermittelten Hintergrundwerte für Böden gingen auch in die Bodenschutzgesetzgebung Baden-Württembergs ein (UM 1993).

Wegen der bei den Regenwurmdaten teilweise festgestellten Schiefe sollte für die Ermittlung der Hintergrundbereiche bei den Schwermetallen Chrom, Mangan und Quecksilber besser das 85. Perzentil als Obergrenze genommen werden und für die Schwermetalle Blei und Nickel das 80. Perzentil (Tab. 2). So ergeben sich die in Tabelle 3 angegebenen modifizierten Hintergrundbereiche.

Eine andere Vorgehensweise schlagen ERHARDT et al. (1996) vor mit einer Bestimmung des Normalbereiches und eines statistisch ermittelten Schwellenwertes, bei dessen Überschreitung eine auffällige Erhöhung gegenüber dem Normalbereich vorliegt. Für diese Untersuchung ergäbe ein Vorgehen nach ERHARDT Normalwerte, Normalbereiche und Schwellenwerte wie in Tabelle 3 errechnet wurde.

Ein Vergleich der 90. Perzentilwerte mit dem Wert der Obergrenze des Normalbereichs nach ERHARDT et al. (1996) zeigt, dass eine gute Übereinstimmung besteht bei den Elementen Aluminium, Arsen, Cadmium, Kupfer und Vanadium. Bei den Elementen Blei, Mangan und Nickel überschreitet der 90. Perzentilwert nicht nur den Normalbereich, sondern sogar den Schwellenwert für eine deutliche Erhöhung. Die aufgrund der Verteilungskurven (Abb. 3 A-C sowie Anhang, Abb. A1 - A8) modifizierten Hintergrundbereiche für Regenwürmer (Tab. 3) stellen eine sinnvolle Anpassung an eine Normalverteilung und damit an die durch das Normalbereich-Verfahren errechneten Werte dar.

Tabella 3: Metallgehalte [mg/kg] in den Regenwürmern der Dauerbeobachtungsflächen: Hintergrundbereiche, Normalwerte, Normalbereiche und Schwellenwerte

Stoff	Hintergrund- gehalt (10. - 90. Perzentil)	Modifizierter Hintergrund- bereich ⁽¹⁾	Normalwert ⁽²⁾	Normal- bereich ⁽²⁾	Schwellen- wert ⁽²⁾
Aluminium	100 – 470	100 – 470	247	< 483	607
Arsen	0,6 – 1,8	0,6 – 1,8	0,92	< 1,45	1,73
Blei	0,5 – 35	0,5 – 6,25	0,9	< 1,62	2,00
Cadmium	1,7 – 5,2	1,7 – 5,2	3,3	< 5,46	6,62
Chrom	1,4 – 6,4	1,4 – 4,5	2,3	< 3,77	4,56
Kupfer	3,6 – 6,1	3,6 – 6,1	4,4	< 5,47	6,06
Mangan	21 – 120	21 - 83	47	< 92	116
Nickel	0,8 – 44	0,8 – 14,8	1,3	< 2,13	2,59
Quecksilber	0,12 – 0,3	0,12 – 0,25	0,17	< 0,27	0,32
Thallium	BG ⁽⁴⁾	BG ⁽⁴⁾	n.b. ⁽³⁾	n.b. ⁽³⁾	n.b. ⁽³⁾
Vanadium	0,68 – 1,30	0,68 – 1,30	0,87	< 1,20	1,38
Zink	160 - 320	160 - 320	220	< 308	355

⁽¹⁾ ermittelt aus 10. – 90. Perzentil; Ausnahmen: für Chrom, Mangan und Quecksilber ermittelt aus 10. - 85. Perzentil und für Blei und Nickel aus 10. - 80. Perzentil.

⁽²⁾ berechnet nach ERHARDT et al. (1996)

⁽³⁾ n.b. = nicht bestimmbar, weil zu viele Daten unter der Bestimmungsgrenze

⁽⁴⁾ BG = Bestimmungsgrenze

3.3 TRENDBEOBACHTUNG UND REGIONALE UNTERSCHIEDE

Aus dem allmählichen Auf- und Ausbau des Untersuchungsprogrammes ergibt sich, dass aussagefähige Angaben zum zeitlichen Trend der Schadstoffbelastung am besten für die Schwermetalle mit der höchsten Zahl an Beobachtungen (Pb, Cd) und mit Einschränkung auch für Zink möglich sind. Die landesweit ermittelten **Medianwerte** von Blei, Cadmium und Zink zeigen eine eindeutige Abnahme von Untersuchungsjahr zu Untersuchungsjahr (Abb. 4). Alle Bleigehalte in Regenwürmern lagen im Jahr 2000 unter den der Erstuntersuchung aus dem Jahr 1985/86, ebenso wie die Cadmiumgehalte (Ausnahme: Leutkirch mit 2,6 mg Cd/kg 1985/86 gegenüber 2,7 mg Cd/kg in 2000). Auch beim Zink wurden im Jahr 2000 ganz überwiegend (91.2%) niedrigere Werte gemessen als im ersten Untersuchungszyklus 1987/88.

Auch die **Maximalwerte** von Blei, Cadmium und Zink in Regenwürmern sind zwischen 1985/86 und 2000 deutlich zurückgegangen. Bei Blei wurde 1985 in Hausach 958 mg/kg gemessen und 2000 in Murgschifferschaft noch 280 mg/kg; für Cadmium lagen die höchsten Werte bei 29,8 mg/kg (1985, Standort Wehingen)

und 10,0 mg/kg (2000, Standort Wehingen). Der höchste Zinkwert lag 1987 mit 1048 mg (Standort Lörrach) noch doppelt so hoch wie im Jahr 2000 (510 mg am Standort Donaueschingen).

Die standörtlichen und regionalen Veränderungen der Blei- und Cadmiumgehalte in den Regenwürmern sind in den beiden Karten (Abb. 5 und 6) dargestellt. Der Überblick zeigt bei Blei zum einen, dass die Gehalte in den Regenwürmern vieler Standorte der Gäulandschaften, der Hügel- und Bergländer des Keupers, der Schwäbischen Alb und des Alpenvorlandes, des Rheintales, aber auch der Standorte in der Nähe von Ballungsgebieten auf niedrigem Niveau schwanken. Auffällig dagegen sind die erhöhten bis stark erhöhten Bleigehalte in Regenwürmern aus der Anfangszeit dieser Untersuchungen in den Regionen Schwarzwald und Odenwald. An allen Flächen des Schwarzwaldes und des Odenwaldes sind die Bleigehalte im Jahre 2000 deutlich niedriger als noch 1985/86. Die Abnahmen betragen zwischen 1985/86 und 2000 bei Blei im Durchschnitt aller Standorte etwas mehr als drei Viertel (Abb. 4). An den in den 1980er Jahren besonders hoch belasteten Standorten mit ursprünglich mehr als 50 mg Pb/kg Regenwurm betragen die Abnahmen sogar bis zu 95 Prozent. Generell kann gesagt werden, dass die Bleigehalte in Regenwürmern, soweit sie 1985/86 nicht ohnehin auf niedrigem Niveau lagen, seit Mitte der 80er Jahre deutlich abgenommen haben und - bis auf einzelne Ausnahmen - einen gemessen an den Normalwerten (Tab. 3) insgesamt niedrigen Konzentrationsbereich erreicht haben.

Für Cadmium sind durchschnittliche Abnahmen von rund zwei Dritteln (Abb.4) ermittelt worden. In den von Bodenversauerung besonders betroffenen Gebieten des Odenwaldes und des Schwarzwaldes mit mehr als 5 mg Cd/kg wurden überdurchschnittliche Abnahmen gemessen.

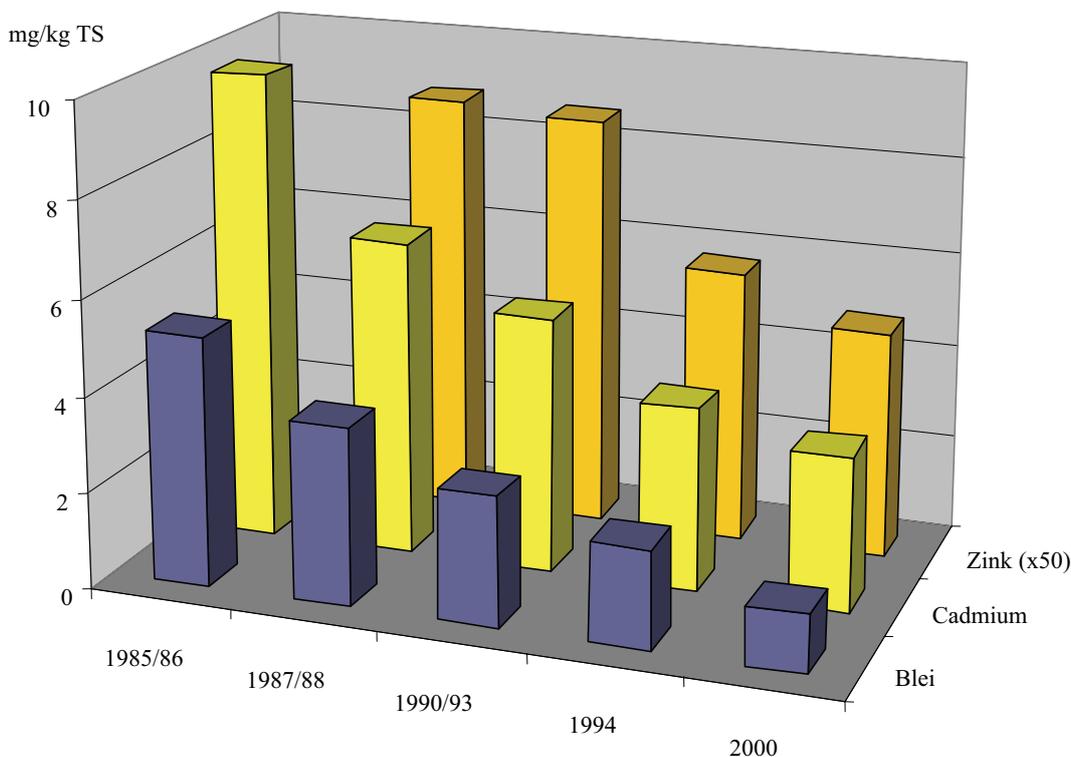


Abb.4: Zeitreihe der Medianwerte (mg/kg) von Blei, Cadmium und Zink (Werte x50) in Regenwürmern (*L. rubellus*) der Jahre 1985/86 bis 2000 von den Wald-DBF des ÖKWI

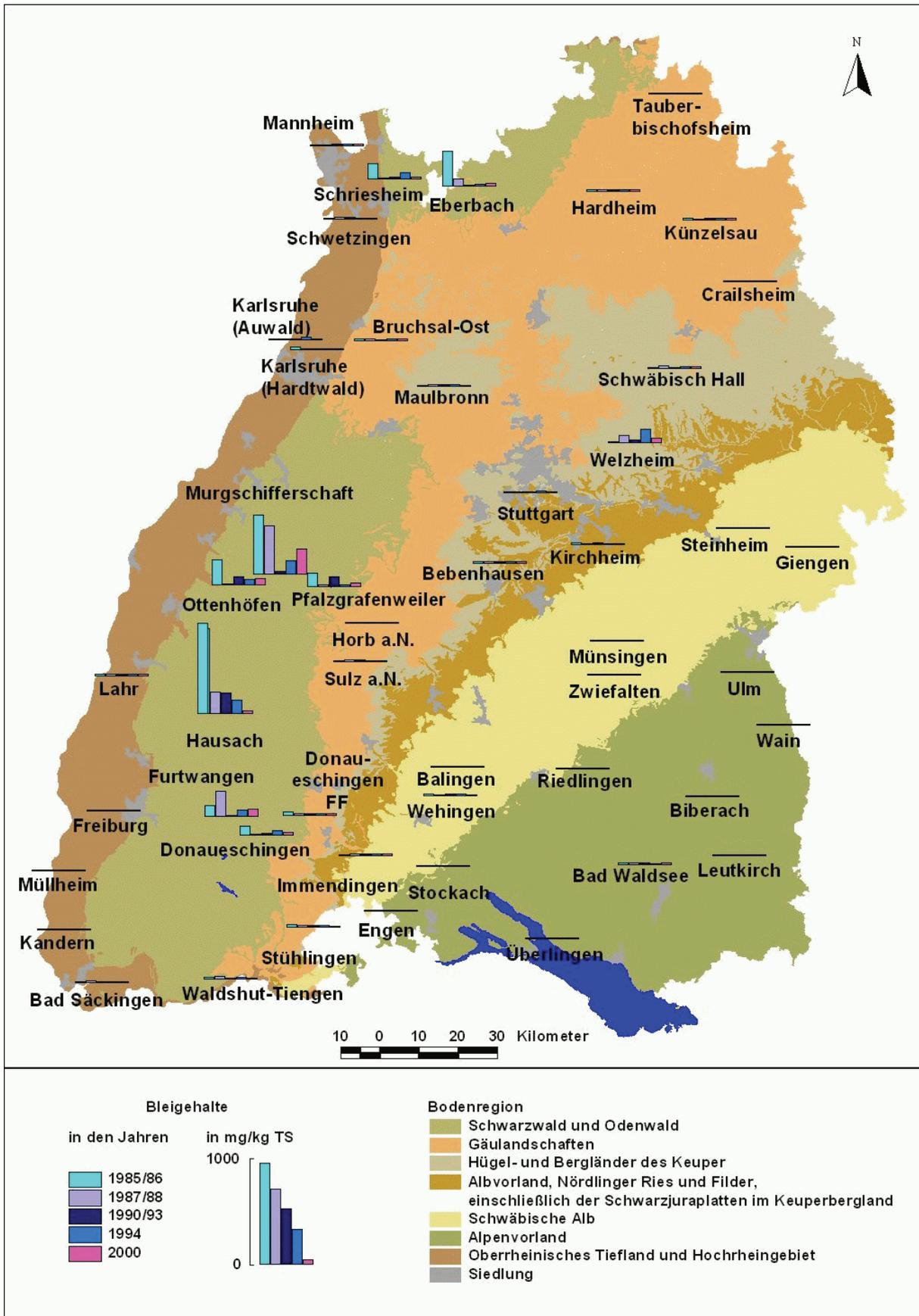


Abb. 5: Trendbeobachtung der Bleigehalte in Regenwürmern an den Standorten des Ökologischen Wirkungskatasters auf der Kartengrundlage von Bodenregionen

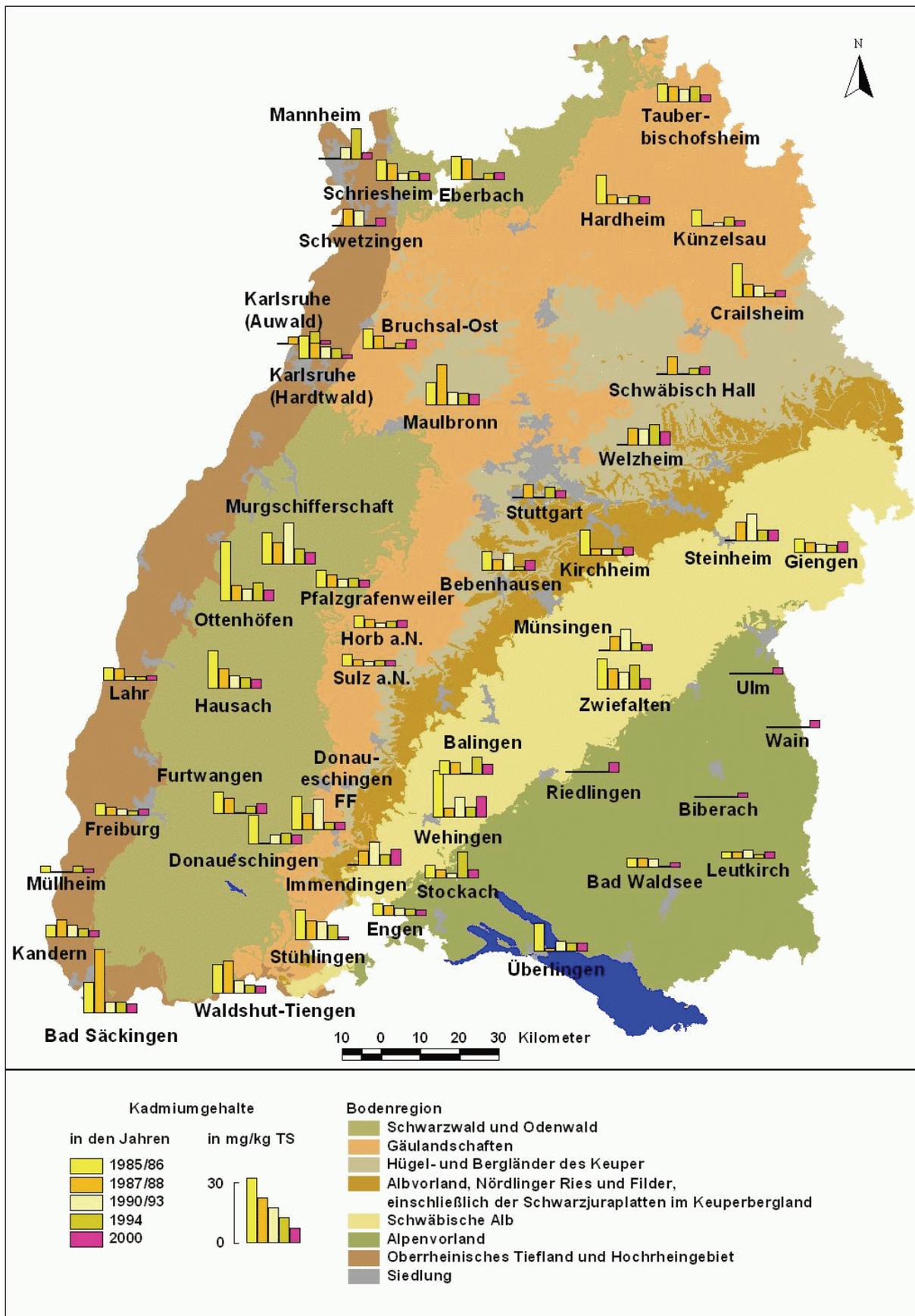


Abb. 6: Trendbeobachtung der Cadmiumgehalte in Regenwürmern an den Standorten des Ökologischen Wirkungskatasters auf der Kartengrundlage von Bodenregionen

Eine regionale Differenzierung der Veränderungen der Zinkgehalte in den Regenwürmern ist nicht möglich. Aber auch bei diesem Element gilt, dass die Abnahme an den ursprünglich höher belasteten Standorten überdurchschnittlich hoch ist (dargestellt in Abb. 7).

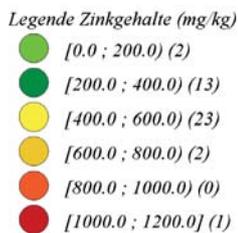
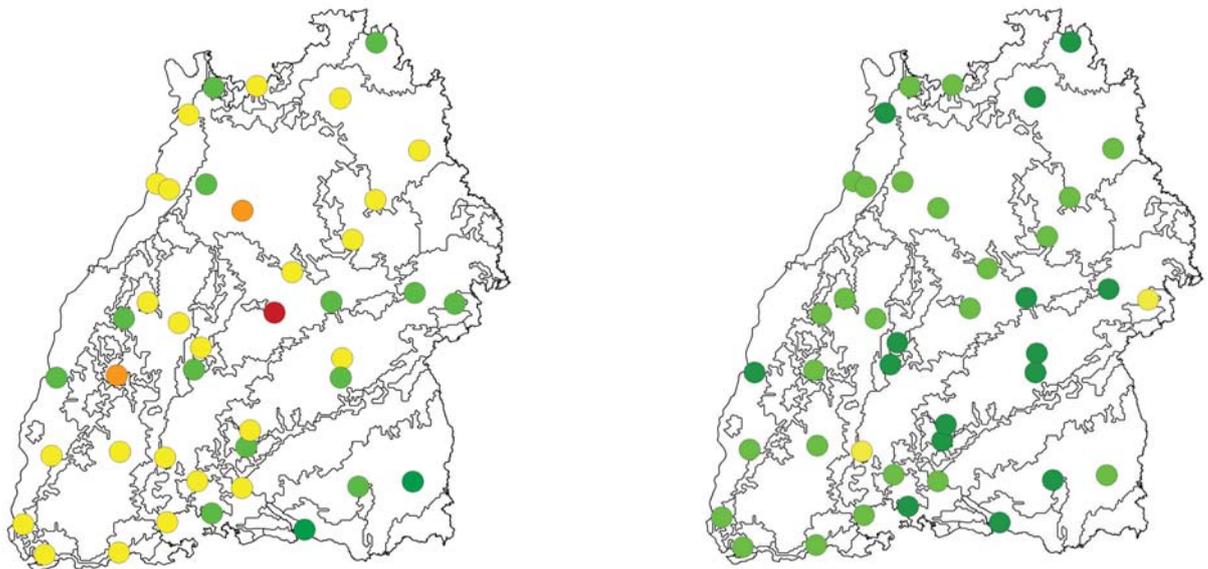


Abb. 7: Zinkgehalte in den Regenwürmern im Vergleich der Jahre 1987/88 (links) und 2000 (rechts). In Klammern: Anzahl der Messwerte je Kategorie in 1987/88.

Verallgemeinernd ist somit eine spürbare Entlastung der Regenwürmer im Hinblick auf Schwermetalle festzustellen. Diese Entwicklung ging generell, aber nicht immer standortbezogen und regional betrachtet, parallel mit der Entwicklung der Schadstoffgehalte in epiphytischen Moosen (LFU 2005). Diese Moose eignen sich besonders gut zur Indikation von immissionsbedingten Einträgen, weil sie ihren Nährstoffbedarf direkt und ausschließlich durch die Aufnahme aus der Atmosphäre beziehen. Sie werden deshalb von der Landesanstalt für Umweltschutz seit 1990 an den Walddauerbeobachtungsflächen des ÖKWI untersucht. Die Ergebnisse der ersten drei Beobachtungsjahre 1990, 1995 und 2000 sind für eine ganze Reihe von Schwermetallen in den Umweltdaten 2003 des Landes Baden-Württemberg (LFU 2003) dokumentiert. Zwar gingen die Schadstoffgehalte in den Moosen ebenso wie bei den Regenwürmern seit 1990 auf den meisten Flächen kontinuierlich zurück, doch ist dieser Rückgang in den versauerungsgefährdeten Gebieten des Odenwaldes und des Schwarzwaldes bei den Regenwürmern deutlich höher, so dass der Rückgang nicht nur auf Verbesserungen in der Immissionssituation zurückzuführen ist, sondern auch in einer Verbesserung der Bodenverhältnisse.

4 Ökotoxikologische Bewertung des Bodens am Beispiel Regenwurm

4.1 DAS BEWERTUNGSKONZEPT

Der Boden hat eine wichtige Funktion als Lebensraum für Bodenorganismen. Ob unter den gegebenen Belastungen diese Funktion noch erfüllt werden kann, wurde durch eine ökotoxikologische Bewertung des Bodens am Beispiel des Regenwurms geprüft (siehe auch Anhang, Kap. 4). Diese basiert auf drei so genannten Stützwerten:

- dem Hintergrundwert (**H**); er beschreibt die natürliche Konzentration der Metalle im Boden, die vom Boden bildenden Ausgangsgestein abhängig ist
- dem Prüfwert (**P**); er charakterisiert die Schwermetallkonzentration im Boden, die für Regenwürmer selbst bei chronischer Einwirkung noch nicht toxisch ist, ab der aber eine Wirkung zu erwarten ist (Wirkungsschwelle)
- dem Letalwert (**L**); er stellt die Schwermetallkonzentration im Boden dar, die bei kurzzeitiger Einwirkung eine 50%ige Mortalität bei Regenwürmern zur Folge hat. (LC_{50} -Wert)

Die Wald-Dauerbeobachtungsflächen wurden dem jeweils vorliegenden Ausgangsgestein zugeordnet und hierfür wurden die jeweiligen Hintergrundwerte (**H**) bestimmt. Abbildung 8 zeigt die Lage der zwölf wichtigsten Gesteinsarten Baden-Württembergs (LFU 1994).

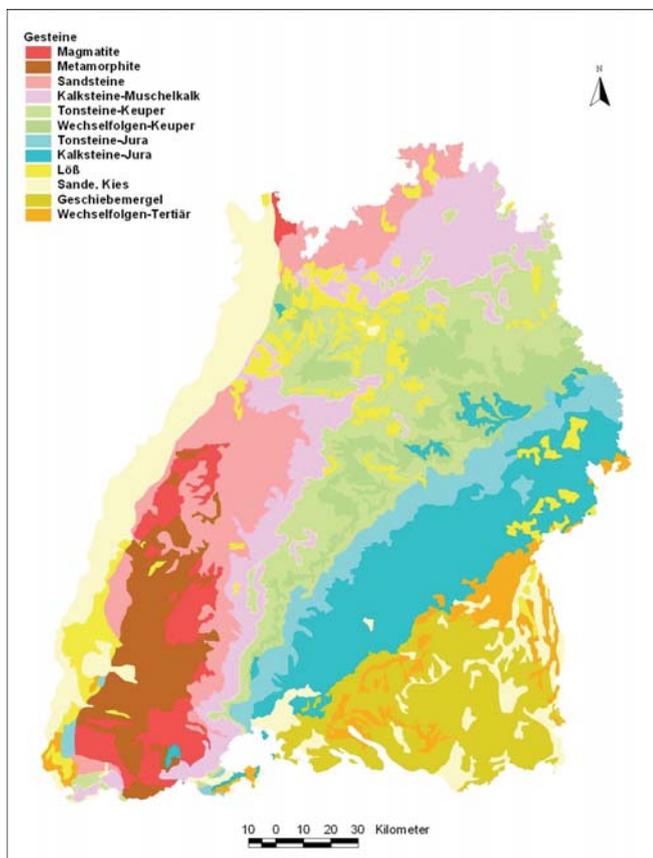


Abbildung 8: Gesteinskarte Baden-Württembergs zur Ermittlung gesteinsabhängiger Hintergrundwerte.

Als Beispiel sind die **mittleren Kupfergehalte** in Böden aus diesen 12 typischen Ausgangsgesteinen und ihre **Standardabweichung** dargestellt (Abb. 9). Besonders groß ist die Standardabweichung bei Tonsteinen und Metamorphiten.

Ausgangsgesteine	N	X	Std.	Min.	Max.	80 % d. Beobachtungen
Magmatite	29	6,5	3,5	1,5	13,0	2,5 - 12,0
Metamorphite	50	25,9	17,7	4,7	73,0	7,6 - 52,9
Sandsteine	74	5,0	4,4	0,2	27,0	1,3 - 9,9
Kalksteine-Muschelkalk	39	33,0	9,8	13,0	48,0	18,7 - 46,0
Tonsteine-Keuper	22	38,9	29,7	14,0	134,0	17,2 - 94,7
Wechselfolgen-Keuper	15	9,5	5,8	2,1	20,0	2,7 - 18,3
Tonsteine-Jura	39	32,4	16,8	9,4	77,0	15,0 - 65,0
Kalksteine-Jura	83	27,2	10,6	4,5	57,0	15,4 - 45,0
Löß	202	16,9	6,6	4,2	48,0	8,8 - 23,0
Sande, Kies	81	8,2	6,3	1,2	32,3	2,1 - 17,0
Geschiebemergel	90	15,9	6,4	4,9	35,0	7,2 - 24,2
Wechselfolgen-Tertiär	6	17,5	9,9	9,8	36,0	9,8 - 36,0

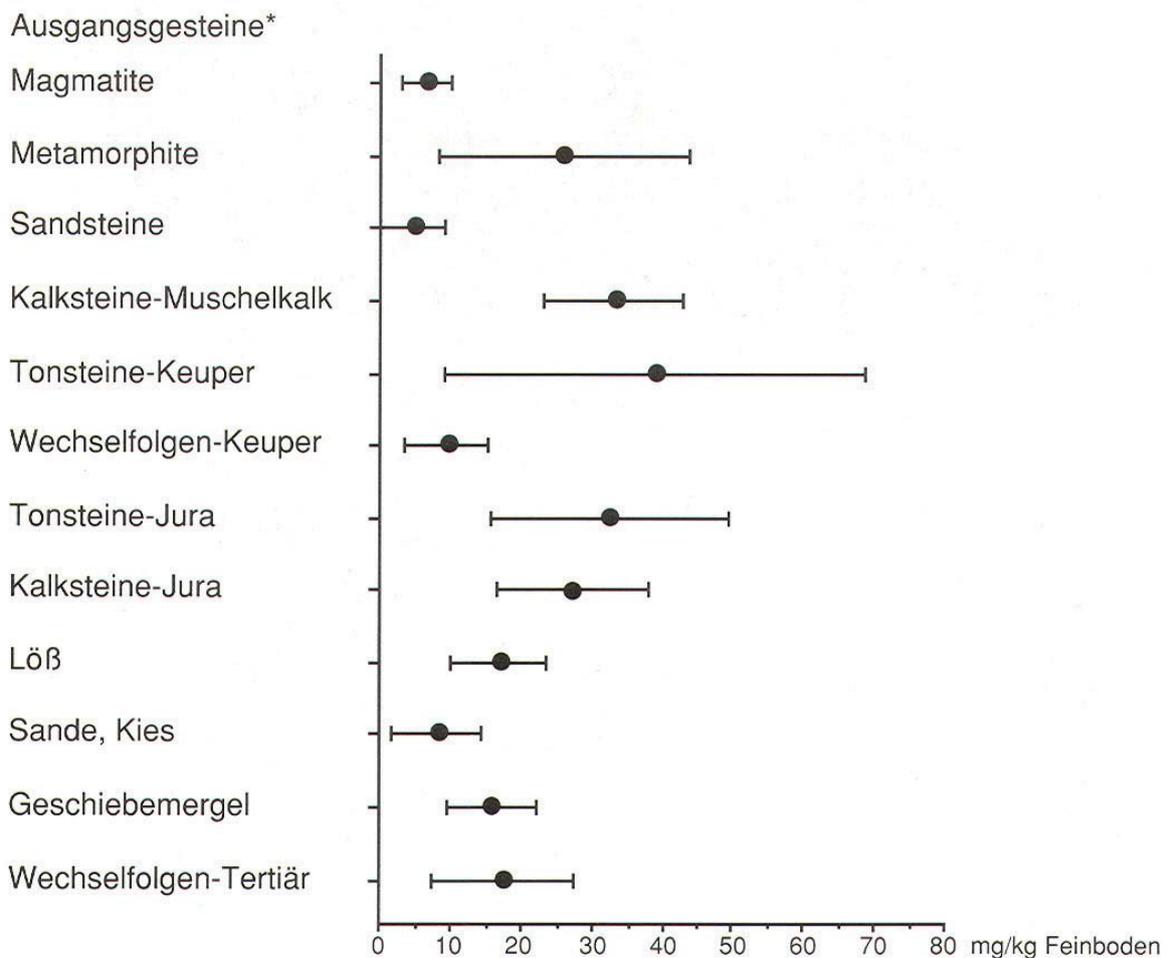


Abb. 9: Kupfergehalte in Böden verschiedener Ausgangsgesteine (Mittelwert +/- Standardabweichung) übernommen aus LFU (1994).

Die Prüf- und Letalwerte wurden für die Metalle Cd, Cu, Pb, Ni und Zn¹ aus der Literatur ermittelt (Anhang 4.4). Um die Schädlichkeit der Metallkonzentrationen für ein bestimmtes Schutzgut (hier den Regenwurm) zu vergleichen, werden die entsprechenden Konzentrationen für **H**, **P** und **L** einer Bewertungsskala (Risiko-Index *r*) zugeordnet und als Risiko-Kennlinien (RKL) abgebildet (Tab. 4 sowie Abb. 10; siehe auch Anhang, Abb. A22). Die Vergleichbarkeit unterschiedlicher Schadstoffe ist eine wesentliche Voraussetzung für jedes Priorisierungsverfahren.

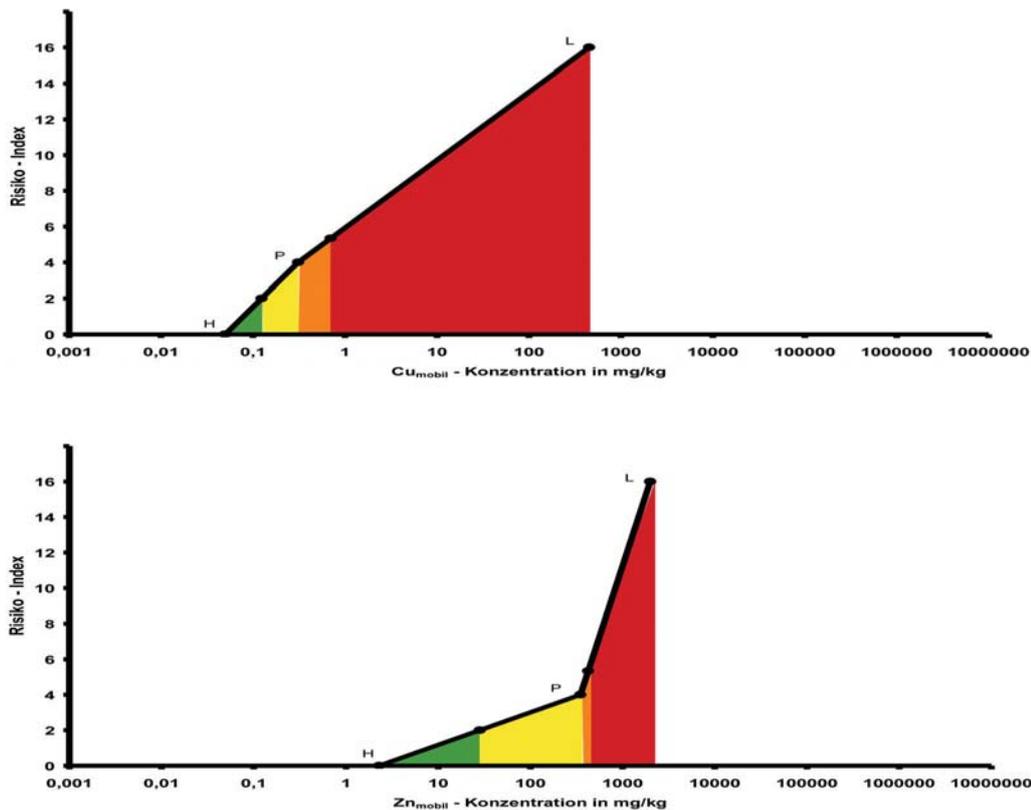


Abb. 10: Umwelttoxikologischer Vergleich von Kupfer und Zink über Risiko-Kennlinien. Der Hintergrundwert (**H**) zeigt den Bereich an (grün), der keine Schädwirkung auf den Regenwurm erwarten lässt. Der Prüfwert (**P**), Übergang von gelb zu orange, entspricht der Wirkungsschwelle chronischer Toxizitätstests. Der **L**-Wert beschreibt die kurzzeitig tödlich wirkenden Konzentration (50%-Mortalität). Auf halber Strecke zwischen **H** und **P** kann ein Vorsorgewert (**V**) definiert werden (Übergang von grün zu gelb). Zwischen **P** und **L** (Übergang von orange zu rot) wird der Belastungswert (**B**) dargestellt.

In Abbildung 10 werden die RKL für Kupfer- und Zinkkonzentrationen dargestellt. Bei chronischer Einwirkung ist Kupfer 1200fach toxischer als Zink. Das geht aus der Lage der jeweiligen Prüfwerte (**P** = Übergang von gelb nach orange) auf der Abszisse hervor. Im Hinblick auf die akute Toxizität (**L**) besteht jedoch nur ein 4,4facher Unterschied, da die Risiko-Kennlinie des Zinks in der oberen Zone sehr steil verläuft. Daraus ergibt sich beim Zink ein schmaler Toleranzbereich des Prüfwertes (orangefarben).

¹ Für Chrom sind die Bewertungskriterien bisher noch nicht vollständig. Dies liegt daran, dass anthropogene Chromkontaminationen des Bodens in der Regel als sechswertiges Chrom (Chromat) vorliegen, das natürlicherweise nur in Spuren vorkommt und eine wesentlich höhere Toxizität aufweist als das häufigere dreiwertige Chrom. Deshalb wird vor allem ein Bewertungsmaßstab für Chrom^{VI} benötigt. Für diese Cr-Spezies konnten ein P- und ein L-Wert aus Arbeiten von RÜDEL abgeleitet werden (RÜDEL & TERYTZE 1999, RÜDEL et al. 2001, UBA 2001), dagegen fehlt bisher noch die Erfassung der gesteinsabhängigen Cr^{VI}-Konzentrationen als Grundlage für einen H-Wert.

Genau umgekehrt verhält es sich bei Kupfer und Zink mit Vorsorge- und Besorgnisbereich (grüne bzw. gelbe Zone der RKL). Durch den größeren Abstand zwischen Hintergrund- und Prüfwert beim Zink (Faktor 150) im Vergleich zum Kupfer (Faktor 6) sind der Vorsorge- und der Besorgnisbereich beim Zink sehr viel breiter.

Durch die Wahl des Mittelwertes einer Gesteinsart als Nullpunkt der Bewertungsskala können sich im Hintergrundbereich bei geringen Konzentrationen auch negative Zahlen als Bewertungsindex ergeben (Abb. 11).

4.2 BERÜCKSICHTIGUNG DER MOBILITÄT

Bei der Bewertung der Wirkung eines Stoffes ist seine Mobilität im Boden, die seine Bioverfügbarkeit und damit seine Toxizität bestimmt, zu berücksichtigen.

Der mobile Gehalt der Metalle wurde aus dem Ammoniumnitrat-Extrakt bestimmt, und die Mobilität wurde als Verhältnis des mobilen Gehaltes zum Gesamtgehalt ausgedrückt (Anhang 4.4, Tab. A1). Da die Mobilität von vielen Faktoren abhängig ist, schwankt sie in einem weiten Bereich.

Beim Kupfer beträgt die Mobilität im Mittel nur 0,5 %. Demnach ist die **Risiko-Kennlinie für den Gesamtgehalt** gegenüber der für den mobilen Gehalt durchschnittlich um den Faktor 200 nach rechts verschoben (Anhang, Abb. A22).

In Tabelle 4 sind die Stützstellen der Risiko-Kennlinien für die mobilen Bodengehalte der Metalle Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink zusammengestellt (zum Vergleich auch P und L für Chromat).

Tabelle 4: Übersicht über die Stützstellen der Risiko-Kennlinie für die mobilen*) Gehalte der Metalle Cd, Cu, Ni, Pb, Zn

Gehalt, mg/kg Boden, TM	Cr ^{VI} _{mob}	Cu _{mob}	Cd _{mob}	Ni _{mob}	Pb _{mob}	Zn _{mob}
H (r = 0)		0,05 (= 10 · 0,005; LfU, 1994)	0,03 (= 0,1 · 0,3; LfU, 1994)	0,9 (= 29 · 0,03; LfU, 1994)	1,3 (= 43 · 0,03; LfU, 1994)	2,3 (= 58 · 0,04; LfU, 1994)
P (r = 4)	0,1 (UBA, 2001)	0,31 (aus B und L abgeleitet)	2,5 (van Straalen & Bergema, 1995)	50 (Ma, 1983)	100 (van Straalen & Bergema, 1995)	350 (Spurgeon & Hopkin, 1999)
B (r = 5,3)		0,7 (Belotti et al., 1997)				
L (r = 16)	15 (UBA, 2001)	453 (Kula, 1999)	1300 (Khalil et al., 1996)	1000 (Ma, 1983)	3000 (Ma, 1983)	ca. 2000 (Spurgeon & Hopkin, 1999)

*) Die mobilen Gehalte wurden aus den Gesamtgehalten berechnet unter Zugrundelegung einer aus den 60 Dauerbeobachtungsflächen gemittelten Mobilität der Metalle (Anhang, Tab. A1), und zwar 30% beim Cd, 4% beim Zn, 3% bei Ni und Pb und 0,5% beim Cu (für Cr^{VI} wurde 100% angenommen).

Mit Hilfe dieser Kriterien können die Ergebnisse von Messungen bewertet werden. Die Metalle wurden in Tabelle 4 in der Reihenfolge ihrer chronischen Toxizität geordnet (ansteigende P-Werte: $\text{Cr}^{\text{VI}} < \text{Cu} < \text{Cd} < \text{Ni} < \text{Pb} < \text{Zn}$). Da die RKL für die einzelnen Metalle unterschiedlich steil verlaufen (Abb. 10) würde sich nach der akuten Toxizität eine andere Reihenfolge ergeben (ansteigende L-Werte: $\text{Cr}^{\text{VI}} < \text{Cu} < \text{Ni} < \text{Cd} < \text{Zn} < \text{Pb}$).

Die ökotoxikologischen Daten für Chrom^{VI} wurden zu Vergleichszwecken mit aufgeführt. Diese Oxidationsstufe des Chroms ist typisch für anthropogene Bodenkontaminationen und wesentlich toxischer als Chrom^{III}. In unbelasteten Böden kommt Chrom^{VI} lediglich in Spuren vor (RÜDEL & TERYTZE 1999). Im Rahmen des Bodenmeßnetzes wurden die lithogenen/pedogenen Gehalte an Gesamtchrom bestimmt (LFU 1994). Die für eine vollständige Risiko-Kennlinie des Chromats notwendigen Hintergrundgehalte an Chrom^{VI} fehlen bislang.

4.3 BEWERTUNG DER SCHWERMETALLGEHALTE DER DBF

Wendet man dieses Bewertungsverfahren auf die 2003 gezogenen Bodenproben der Walddauerbeobachtungsflächen an, so ergeben sich für diese keine bis geringe Belastungen mit den Metallen Cd, Cu, Pb, Ni und Zn (siehe Streudiagramme, Abb. 11).

Der Risiko-Index (r) zur Bewertung der Lebensraumfunktion des Bodens der Dauerbeobachtungsflächen schwankt für alle Schwermetalle um Null (d.h. die Gehalte an mobilem Schwermetall liegen im Hintergrundbereich). Quasi identische Verhältnisse resultierten aus der Messkampagne des Jahres 1994. Die Ergebnisse des Jahres 1994 sind hier nicht dargestellt. Sie wurden bereits 2001 auf einem Statusseminar des Bundesumweltministeriums zur Bodenbiologie vorgestellt (v.d. TRENCK 2001). In beiden Untersuchungsjahren lagen alle 60 bewerteten Flächen im Hintergrundbereich und streuten um den Nullwert.

Lediglich beim Blei fällt auf, dass die meisten Flächen mit $r > 0$ bewertet wurden, während der Risiko-Index der anderen Metalle gleichmäßig auf die Bereiche über und unter der Nulllinie verteilt war. Dies könnte auf eine leichte, **verkehrsbedingte Bleibelastung** der Dauerbeobachtungsflächen hinweisen, die aber deutlich unter der Wirkungsschwelle blieb.

Im Ergebnis lagen **alle 60 Wald-Dauerbeobachtungsflächen des Landes** ausnahmslos im Bereich einer tolerierbaren Belastung, weit überwiegend sogar im Bereich einer vernachlässigbaren Belastung mit Cu, Cd, Zn, Pb und Ni.

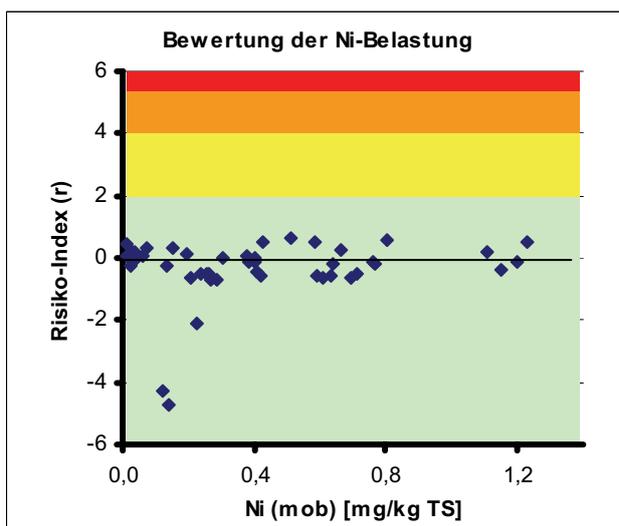
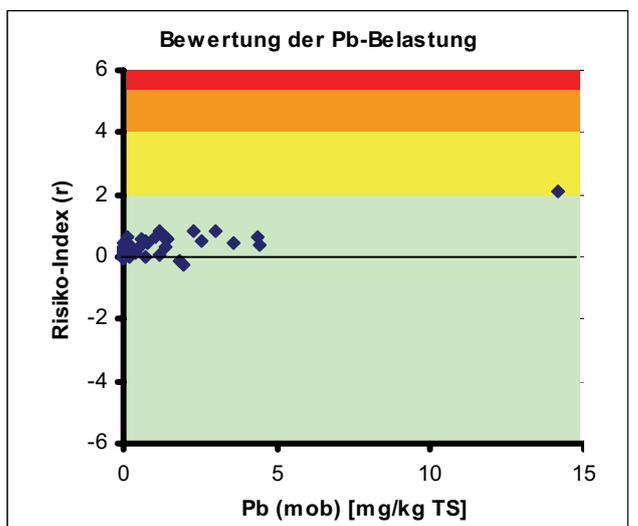
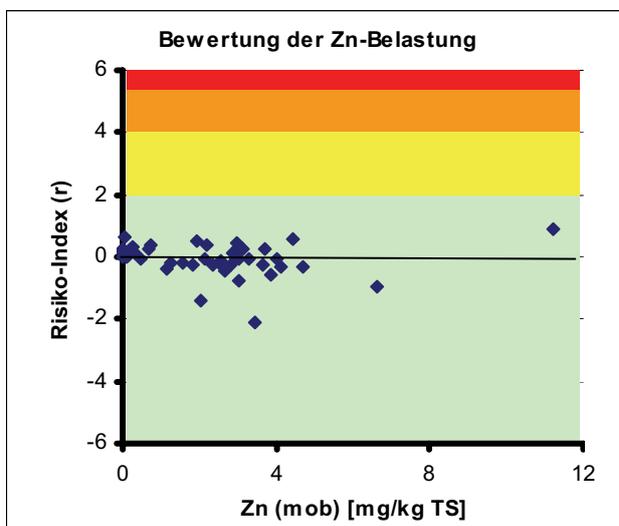
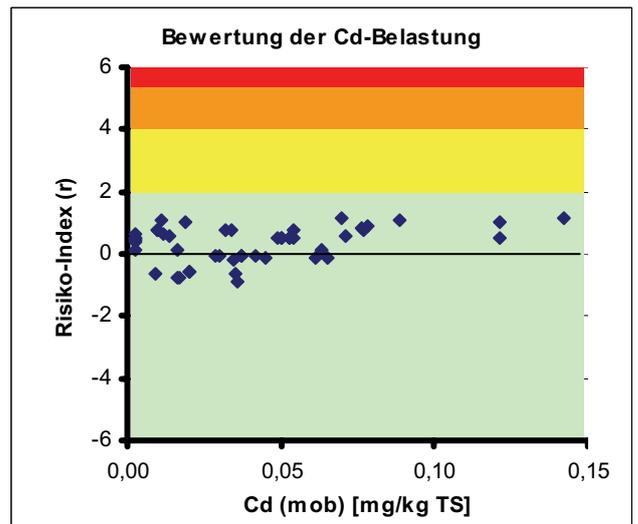
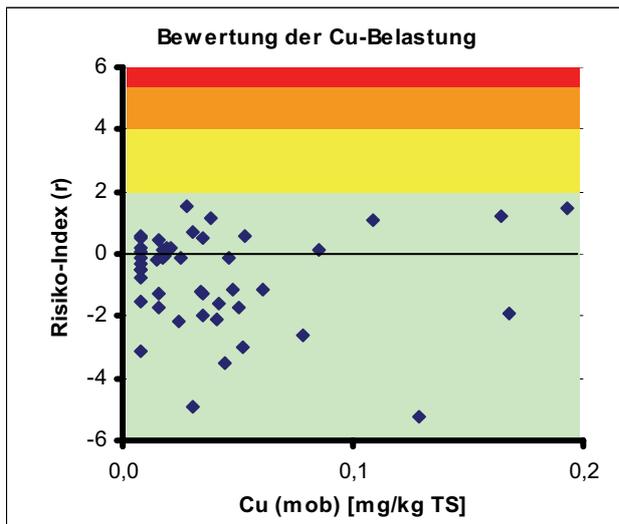


Abb.11: Bewertung der Schwermetallbelastung der Wald-Dauerbeobachtungsflächen im Jahr 2003.

Dargestellt ist der Risiko-Index in Abhängigkeit vom Gehalt an mobilem Kupfer, Cadmium, Zink, Blei und Nickel im Oberboden. Die Metallgehalte streuen gleichmäßig um die Nulllinie (Hintergrund). Nur Blei liegt mit seinem Schwerpunkt leicht über Null ($r = 0,35$ im Mittel).

5 Untersuchung der Akkumulationsneigung der Regenwürmer für Metalle

5.1 BELASTETE FLÄCHEN

In den Jahren 2002 und 2003 wurden neue Flächen mit möglichst einer Monobelastung (Belastung mit einem einzigen Schwermetall) ausgewählt, um die Akkumulationsneigung von Regenwürmern unterschiedlicher Arten bei Bodenbelastungen zu prüfen (Tab. 5). Die Belastung mit nur einem Schwermetall wurde angestrebt, um Störvariable möglichst auszuschalten. Geprüft wurden Standorte, die in der Vergangenheit mit chromhaltigen Abfällen aus der Gerberei (Weinheim), mit cadmiumhaltigen Ablagerungen aus einem Emaillierbetrieb (Ortenberg, Abb. 12) oder mit kupferhaltigen Fungiziden im Hopfenanbau (Tettang) beaufschlagt worden waren.

Abb. 12: Profil eines schwermetall-kontaminierten Bodens in der Kinzigau bei Ortenberg. Über natürlichen Sedimenten der Kinzig (> 90 cm unter Geländeoberkante) wurden ca. 50 Zentimeter cadmiumhaltige Schlämme aus einem Emaillierbetrieb abgelagert und diese mit ca. 40 cm natürlichem Bodenmaterial abgedeckt. Kastenprofil, angefertigt von der Firma solum, Freiburg, im Auftrag der LfU.



0 – 40 cm Abdeckung mit natürlichem Bodenmaterial

40 – 90 cm anthropogene Ablagerungen von cadmiumhaltigen Schlämmen

> 90 cm unter Geländeoberkante natürliches, kiesig-lehmiges Auensediment der Kinzig

5.1.1 MIT CADMIUM BELASTETE FLÄCHEN

Die vergleichende Bewertung der Schwermetallbelastungen des Standortes Ortenberg (Abb. 12) ergibt, dass **Cadmium** dort tatsächlich vorherrscht (Bewertungsindex $r = 7,48$ in 2002 bzw. $r = 4,41$ in 2003, Tab. 5), obwohl die Fläche auch mit Kupfer und Chrom kontaminiert ist (siehe auch Anhang, Tab. A8 – A17).

5.1.2 AKKUMULATION VON CADMIUM

Die Cadmiumbelastung des Oberbodens spiegelt sich in mehr als 100fach erhöhten Cadmiumkonzentrationen in den Regenwürmern dieser Stichprobe wieder (Abb. 13). Dieser Unterschied ist statistisch hochsignifikant ($p < 0,0001$). Abbildung 13 zeigt deutlich das dichte Cluster der unbelasteten

Flächen, innerhalb dessen die Cd-Gehalte im Wurmkörper nur schlecht mit den Gehalten im Oberboden korrelieren, das aber überragt wird von den Ergebnissen der Würmer von wenigen Flächen, die so hoch belastet sind, dass die Korrelation deutlich zu Tage tritt.

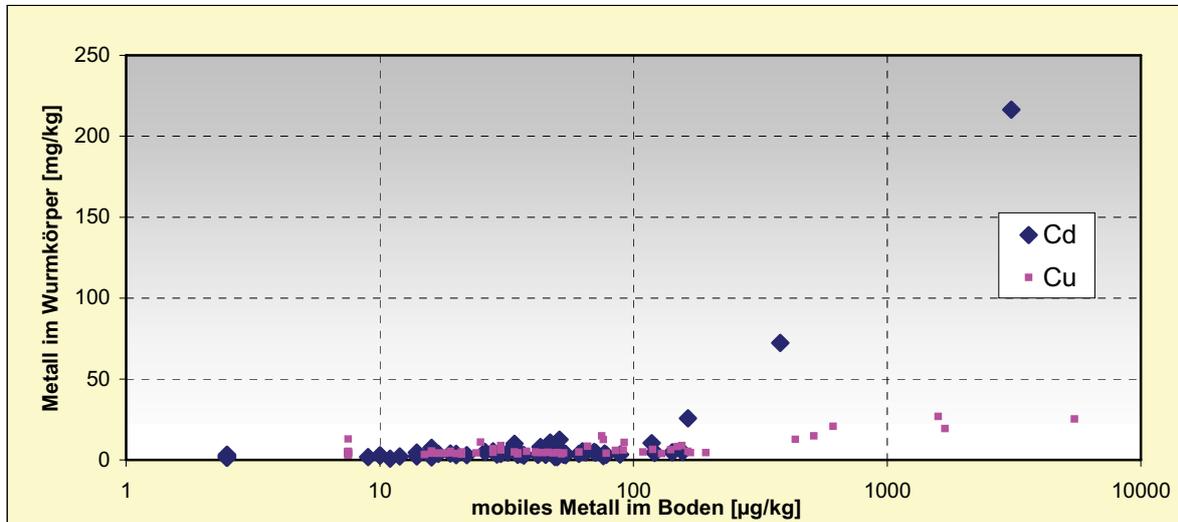


Abb. 13: Streudiagramm der Cd- und Cu-Gehalte im Wurmkörper gegen die mobilen Gehalte im Boden. Es wurden die Daten sowohl der Dauerbeobachtungsflächen aus dem Jahr 2000 als auch der belasteten Flächen aus 2002 und 2003 aufgetragen; $n = 67$. Zur Vermeidung einer übermäßigen Skalenstauchung wurde das am höchsten belastete Datenpaar ($15.300 \mu\text{g Cd/kg Boden}$, $502 \text{ mg Cd/kg Wurm}$) nicht dargestellt. $R^2_{\text{Cadmium}} = 0,95$; Akkumulation im Wurmkörper bei Bodengehalten oberhalb von ca. $200 \mu\text{g/kg}$. $R^2_{\text{Kupfer}} = 0,49$; Akkumulation bei Bodengehalten oberhalb von $P (= 310 \mu\text{g/kg})$.

5.1.3 MIT KUPFER BELASTETE FLÄCHEN

Die mit **Kupfer** belasteten Flächen in der Gegend um Tettnang weisen eindeutig den Charakter einer Monokontamination auf: Die Bewertungsindizes (r-Werte) aller anderen Schwermetalle liegen sämtlich unter 1 (Tab. 5). Der über die Risiko-Kennlinie mögliche Vergleich von Standorten mit qualitativ unterschiedlichen Belastungen zeigt, dass der Standort Lochbrücke in beiden Jahren die höchste Belastung des gesamten Untersuchungsprogrammes aufweist (ermittelt wurden $r = 8,76$ in 2002 bzw. $r \approx 6,8$ in 2003).

5.1.4 AKKUMULATION VON KUPFER

Die Belastung des Oberbodens mit mobilem Kupfer führte zu einer Anreicherung von Kupfer in Regenwürmern um ca. den Faktor 3 gegenüber dem Kontrollstandort (Abb. 13). Auch diese Anreicherung ist statistisch hochsignifikant ($p < 0,0001$), und auch im Hinblick auf Kupfer bilden die Wald-DBF ein dichtes Cluster niedriger Werte ohne erkennbare Korrelation von Metallkonzentration im Wurmkörper mit mobilem Metall im Boden.

5.1.5 MIT CHROM BELASTETE FLÄCHEN

Die mit Gerbereiabfällen kontaminierten Standorte in der Umgebung von Weinheim wiesen erhöhte **Chrom**gehalte im Boden auf, insbesondere im Hinblick auf den Gesamtgehalt. Dieser korrelierte nur teilweise mit mobilem Chrom. Wegen seiner größeren Toxizität wurde auch Chrom^{VI} in den Böden bestimmt, das besonders auf einer belasteten Fläche in Schönau erhöht im Boden auftrat (Tab. 5). Die

Chromgehalte der Böden konnten aber nicht anhand einer RKL bewertet werden, da die entsprechenden Stützstellen nicht vollständig bekannt sind. Es fehlt bislang der **H-Wert** für die ausschlaggebende sechswertige Wertigkeitsstufe des Chroms. Daher sind in Tabelle 5 für Chrom keine Risikoindizes, sondern Konzentrationen eingetragen.

Für die Begleitmetalle Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei und Zink ergab die Bewertung niedrige Risikoindizes, die in Tabelle 5 angegeben sind ($r < 2$, grüner Bereich). Daraus geht hervor, dass die Begleitmetalle auf diesen Flächen die Hintergrundkonzentrationen nur unwesentlich überschreiten. Sie spielen damit auf den chrombelasteten Flächen nur eine untergeordnete Rolle und stellen keine toxische Belastung dar.

5.1.6 AKKUMULATION VON CHROM

Im Körper der Regenwürmer von den mit Gerbereiabfällen kontaminierten Böden fand sich signifikant ($p = 0,014$) mehr Chrom als auf den übrigen Flächen. Allerdings waren die Körperkonzentrationen nur durchschnittlich auf das Doppelte erhöht, obgleich die Gehalte im Oberboden (Cr_{ges} bzw. Cr_{mob}) um das Vier- bis Fünffache über dem Hintergrund lagen. Die hohen Chrom^{VI}-Konzentrationen des Bodens in Schönau (Tab. 5) gingen ebenfalls mit signifikant erhöhten Chromgehalten in den Regenwürmern einher. Am besten korrelierten die Chromgehalte im Körper der Würmer von den belasteten Flächen mit sechswertigem Chrom im Boden (Abb. 14). Ausgenommen sind zwei Standorte in Weinheim-Rittenweier, die im Jahr 2003 die höchsten Werte aufwiesen (ca. 12 mg Cr/kg Wurmkörper). Diese Standorte zeichneten sich aber bei nur mäßigen Cr^{VI} -Gehalten von 70 bzw. 80 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Boden durch sechsfach erhöhte Gehalte an Gesamtchrom im Boden aus, was die erhöhten Gehalte in den Regenwürmern erklären könnte.

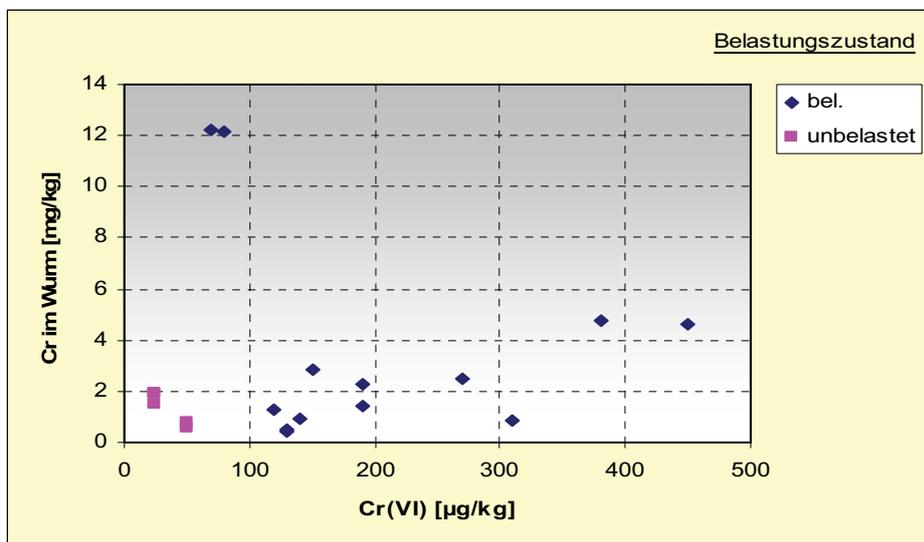


Abb. 14: **Streudiagramm der Chromgehalte im Wurmkörper gegen die Gehalte an Cr^{VI} im Boden.** Daten von den belasteten Flächen aus 2002 und 2003; $n = 18$. Akkumulation im Wurmkörper bei Bodengehalten oberhalb von ca. 150 - 300 $\mu\text{g } Cr^{VI}/\text{kg}$. Die Ausreißer weisen hohe Gesamtchromgehalte von 136 bzw. 182 mg/kg auf.

5.1.7 ERGEBNISSE VON KORRELATIONSBERECHNUNGEN

Insgesamt betrachtet lassen sich zwischen belasteten und unbelasteten Standorten für einige Elemente jeweils z.T. hoch signifikante Unterschiede im Akkumulationsverhalten der Regenwürmer nachweisen. Es konnten aber keine statistisch abgesicherten Korrelationen zwischen den Bodengehalten und den Gehalten in den Regenwürmern festgestellt werden. Dies liegt vor allem an der ungleichen Verteilung der Daten. Abbildung 13 zeigt deutlich, dass die Wald-DBF einen "unbelasteten Datenpool" bilden, dem ein sehr viel kleinerer "belasteter Datenpool" gegenübersteht. Beide Klassen unterscheiden sich signifikant in ihren Werten. Ohne weitere Messungen an belasteten Flächen lassen sich Prognosen zur Boden- bzw. Regenwurmbelastung aber nicht statistisch absichern.

Tab. 5: Ausgewählte Bewertungsergebnisse belasteter Flächen

Standort	Gesteinsgruppe	Untersuchungsjahr	Konzentration			Risiko-Index				
			C _{I,ges} [mg/kg]	C _{I,mob} [µg/kg]	Cr ^{VI} [µg/kg]	Cd [r]	Cu [r]	Ni [r]	Pb [r]	Zn [r]
Weinheim Rittenweier 1	1 (Magmatite)	2002	176	113	190	1,43	1,60	1,26	0,59	0,73
Weinheim Schönau	3 (Buntsandstein)	2002	38	108	270	0,46	1,29	0,42	0,18	0,35
„		2003	55	26	450	0,50	<0,93	0,68	0,08	0,04
Ortenberg 1 (Abb. 12)	9 (Lößlehm, Quartär)	2002	53	59	310	7,48	5,17	0,01	1,00	0,78
„		2003	43	<20	380	4,41	1,72	-0,15	0,60	0,53
Tett nang Lochbrücke 1	11 (Quartär)	2002	22	<20	<100	0,25	8,76	-0,31	<0,25	0,22
„		2003	26	<20	<50	0,64	6,73	-0,24	<0,26	0,28
Tett nang Lochbrücke 2	11 (Quartär)	2003	24	<20	<50	0,67	6,83	-0,25	<0,26	0,22
Küßnach	12 (Wechselfol- gen Tertär)	2002	40	<20	<100	<0,51	-0,97	0,09	<0,38	<0,32
„		2003	40	<20	<50	<0,65	-0,52	<0,38	<0,37	<0,32

Die untersuchten Flächen in der Umgebung Weinheims (Rittenweier und Schönau) weisen eine Monobelastung mit Chrom auf. Die Flächen in Lochbrücke bei Tett nang sind lediglich mit Kupfer belastet. Ihre Belastung ist die gravierendste für das Schutzgut Regenwürmer (höchste r-Werte in 2002 und 2003). In Ortenberg handelt es sich um eine vorrangig mit Cadmium belastete Fläche, die aber auch Beimengungen von Chrom und Kupfer enthält. Der Standort Küßnach dient als unbelastete Kontrollfläche. Der Risiko-Index (r) zeigt den Belastungszustand an: vernachlässigbar (r = 0); tolerierbar (r = 4 mit einem Toleranzbereich bis 5,3); kurzfristig letal (r = 16).

5.2 UNBELASTETE FLÄCHEN -

BEZIEHUNGEN ZWISCHEN METALLGEHALTEN IN BÖDEN UND DEN DARIN LEBENDEN REGENWÜRMERN

Die auf den Wald-DBF untersuchte Regenwurmart *L. rubellus* besiedelt ein weites Spektrum unterschiedlicher Böden. Darunter sind sandige wie auch lehmige Böden; kiesige Böden werden dagegen gemieden. In trockenen Böden (z.B. Schwetzingen und Mannheim) kommt *L. rubellus* ebenso vor, wie in feuchten und sogar in zeitweilig sehr feuchten bis nassen (Auen-) Böden (z.B. Karlsruhe Auwald). Bevorzugt werden aber feuchte und durch Schatten vor Austrocknung geschützte Böden besiedelt.

Nach einer Untersuchung aus Schleswig-Holstein (IRMLER 1999) ist die Bedeutung der einzelnen Bodenparameter in den drei Biotoptypen (Acker, Grünland, Wald) unterschiedlich. Die Biomasse der Regenwurmpopulation eines Standortes ist danach mit der Bodenreaktion (pH-Wert), dem Humusgehalt und dem Calciumgehalt des Bodens positiv korreliert. Für die meisten Regenwurmartens sind die Bodenreaktion und der Wassergehalt des Bodens die wichtigsten ökologischen Faktoren.

5.2.1 DIE BODENREAKTION UND DIE SCHADSTOFFGEHALTE IN REGENWÜRMERN

Die Bodenreaktion (auch Bodenacidität) gibt die Menge an Säureradikalen im Boden an. Die Säureradikale entstehen durch Verwitterung des Gesteins infolge natürlicher und anthropogener Säureinträge hauptsächlich über die Luft („Saurer Regen“), mikrobieller Abbauprozesse sowie Wurzelatmung. Der Grad der Bodenreaktion wird angegeben als pH-Wert, wobei der Boden umso saurer ist, je niedriger der pH-Wert.

L. rubellus kommt in Baden-Württemberg sowohl in basischen Böden mit pH-Werten größer 7 (z.B. Stühlingen, Müllheim und Karlsruhe-Auwald) wie auch in sauren bis sehr sauren Böden vor. Von allen Regenwurmartens, die häufig in Wäldern vorkommen, zählt die hier untersuchte zu den säureverträglichsten (acidotoleranten) Arten. Auch in den sauersten Waldböden des ÖKWI mit einem pH von 3.1 (Furtwangen, Murgschifferschaft und Pfalzgrafenweiler) wurden Individuen der Art *L. rubellus* gefunden.

In den Böden wirken Karbonate, Tonminerale und Humus als Puffer gegenüber Säuren. Man unterscheidet dabei verschiedene Pufferbereiche, die sich aber teilweise überlagern. In Böden, in denen Karbonate vorliegen, werden Säureinträge durch Lösung des Kalkes neutralisiert. Man spricht deshalb vom **Karbonatpuffer**; in diesen Böden werden pH-Werte zwischen 7 und 8 gemessen. Im pH-Wertbereich zwischen 4,2 und 7,0 werden Säuren durch Austausch von Alkali- und Erdalkaliionen sowie variabler Ladung der organischen Substanz abgepuffert, weshalb man vom **Austauscherpuffer** spricht. Unterhalb pH-Werten um 4,2 wird durch Zerstörung von Tonmineralen und Silikaten (**Silikatpuffer**) die Bodenlösung abgepuffert.

Bei den Regenwürmern der Wald-DBF konnte für Blei und Mangan eine signifikante Zunahme der durchschnittlichen Gehalte im Silikatpufferbereich festgestellt werden (Abb. 15).

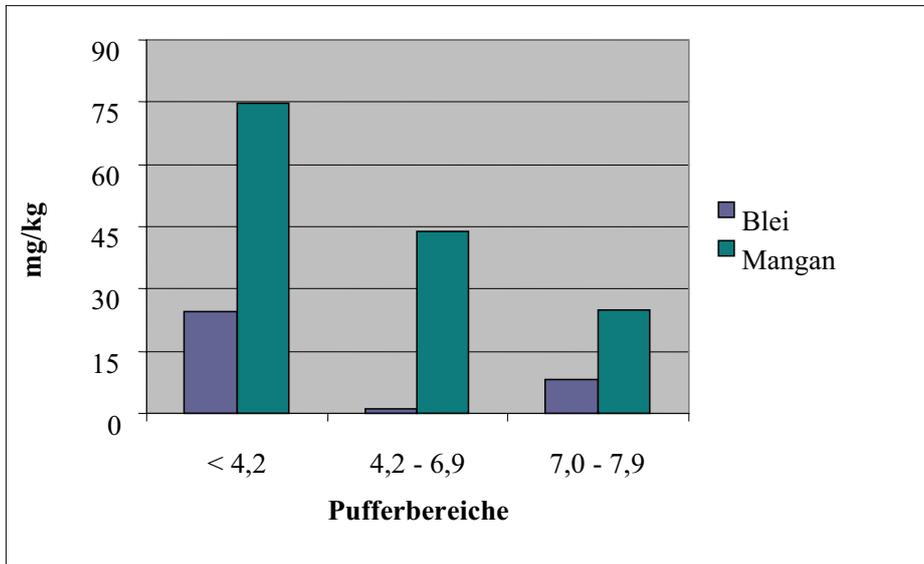


Abb. 15: Blei- und Mangangehalte in Regenwürmern aus Böden unterschiedlicher Pufferbereiche

Für andere Metalle ergab sich kein deutlicher Zusammenhang zwischen der Bodenreaktion und den Schadstoffgehalten in den Regenwürmern. Die statistische Auswertung lieferte Korrelationskoeffizienten (R) mit Beträgen von durchweg kleiner 0,4; meist waren die Korrelationsfaktoren sogar sehr viel niedriger. Die stärkste Beziehung zwischen dem pH-Wert und einem Schwermetallgehalt in Regenwürmern konnte bei den Elementen Blei (R = 0,30), Mangan (R = 0,54) und Quecksilber (R = 0,51) festgestellt werden. Anschaulicher als die Werte der Korrelationskoeffizienten macht die Darstellung als Streudiagramme (Abb. 16 und 17 sowie Anhang A10 - A16) die Zusammenhänge deutlich.

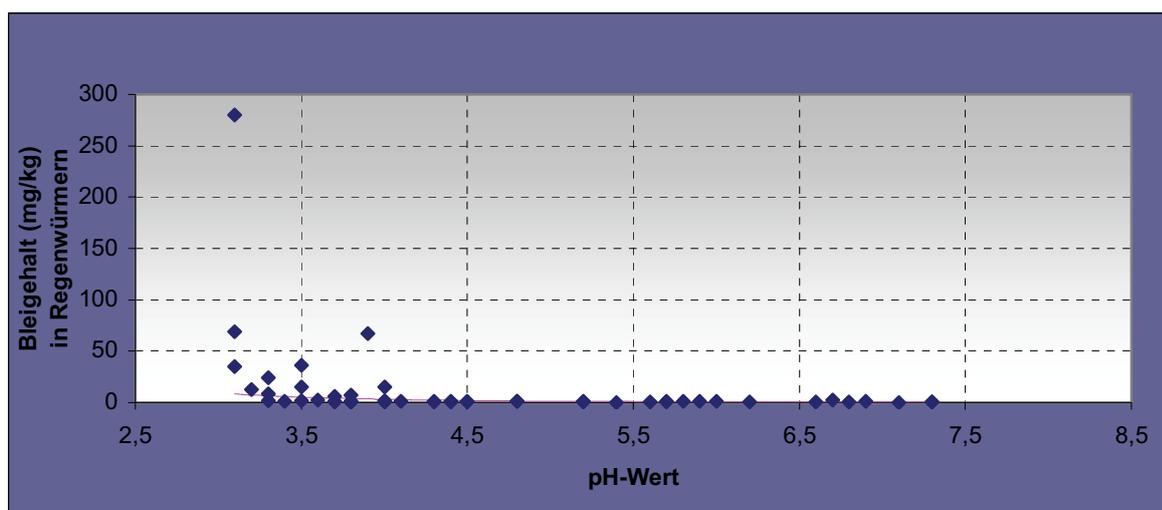


Abb. 16: Die Bleigehalte in Regenwürmern zeigten erst unterhalb pH 4 eine Abhängigkeit vom Boden-pH

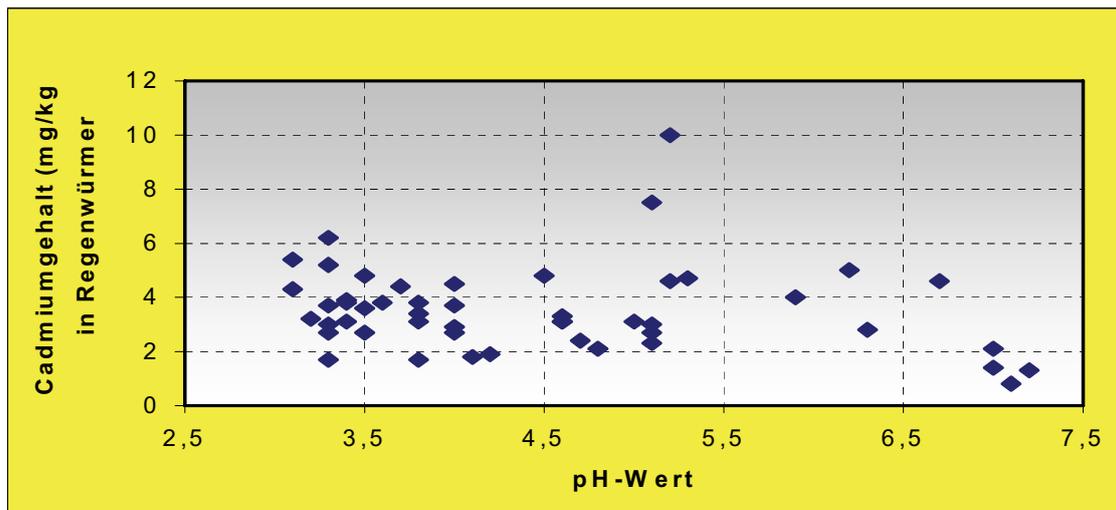


Abb. 17: Die Cadmiumgehalte in Regenwürmern waren unabhängig von Boden-pH-Werten zwischen 3 und 7

5.2.2 KORRELATIONEN ZWISCHEN METALLGEHALTEN IN UNBELASTETEN BÖDEN UND REGENWÜRMERN

Wenn auch in den wenig belasteten Böden der DBF i.d.R. keine enge Beziehung zwischen dem Boden-pH und den Schwermetallgehalten in den Regenwürmern gefunden wurde, wirkt der Säuregehalt des Bodens dennoch auf den Stoffhaushalt von Regenwürmern und zwar dadurch, dass er die Mobilität von einigen Schwermetallen in Böden stark beeinflusst. Ab einem pH kleiner 5,5 ist mit einem Anstieg der Mobilität bei einer Reihe von Schwermetallen zu rechnen (PRÜEB 1992).

Die Mobilität von Schwermetallen in Böden – bestimmt als NH_4NO_3 -lösliche Gehalte (PRÜEB 1992) - wurde deshalb als Untersuchungsmethode im Landesbodenschutzgesetz Baden-Württemberg (UM 1993) zur Prüfung der Beeinträchtigung der Bodenfunktion „Filter und Puffer für Schadstoffe“ für Bodenorganismen, Pflanzen und Wasser festgelegt.

Die mobilen Gehalte der Schwermetalle können prinzipiell über die Haut und durch die Dorsalporen im Kontakt mit dem Bodenwasser, sowie durch Inkorporation bei der Nahrungsaufnahme in Regenwürmer gelangen. Die Schleimhäute der Regenwürmer können allerdings eine Ionenbarriere darstellen (MAKESCHIN 1993). Die Gesamtgehalte in Böden spielen möglicherweise über die Inkorporation von mineralischen und organischen Bodenbestandteilen eine Rolle.

Aus diesen Gründen wurden die im Jahr 2000 gemessenen Schwermetallgehalte der *L. rubellus* Individuen von den Wald-DBF (n= 49) auf mögliche Zusammenhänge mit der Mobilität der Metalle geprüft. Aus den chemischen Bodenuntersuchungen der **Auflage**, also aus dem Bereich, in dem die epigäisch lebende Art *L. rubellus* sich hauptsächlich aufhält, lagen Daten lediglich zu den Gesamtgehalten von Blei, Cadmium, Kupfer, Zink sowie Molybdän vor; mobile Gehalte in der Auflage sind messtechnisch nicht bestimmbar. Für den obersten Mineralbodenhorizont (**Oberboden**) lagen die Gesamtgehalte und die mobilen Gehalte der Elemente Aluminium, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Quecksilber, Thallium, Vanadium und Zink vor. Zusätzlich wurde das Metalloid Arsen gemessen.

Die errechneten Beziehungen der Gesamtgehalte und der mobilen Gehalte dieser Elemente im Boden zu den Gehalten in Regenwürmern sind durchweg gering und in Tabelle 6 als Korrelationskoeffizienten angegeben. Dabei konnte nur für die Blei-, Cadmium- und Zinkgehalte eine geringe Korrelation mit dem Gehalt in der Auflage errechnet werden sowie für die Cadmiumgehalte mit dem mobilen Cadmium im Oberboden.

Tabelle 6: Korrelationskoeffizienten (R) verschiedener Bodenbereiche und Extraktionsverfahren zu Schadstoffgehalten in Regenwürmern (49 Wald-DBF, davon eine ohne Auflage; n.b. = nicht bestimmt; Werte kleiner Bestimmungsgrenze (BG) sind mit halber BG in die Berechnung eingegangen)

	Standorte	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Tl	Zn
Bodenbereich (Extraktions- verfahren)	n	----- Korrelationskoeffizienten -----								
Auflage (Gesamtgehalte)	48	n.b.	0,30	n.b.	-0,04	n.b.	n.b.	0,43	n.b.	0,27
Mineralboden (Ge- samtgehalte)	49	-0,12	0,19	-0,07	-0,02	0,25	0,08	-0,04	-0,04	0,00
Mineralboden (mobile Gehalte)	49	0,11	0,33	0,00	-0,01	-0,22	-0,17	0,26	-0,02	0,23

Die Darstellung der Ergebnisse als Streudiagramme macht deutlich, dass sich die Beziehungen erst bei differenzierter Betrachtung zeigen (Abb.18 und 19). So findet man bei niedrigen Bleigehalten in der Auflage (bis 50 mg/kg) nur sehr niedrige Bleigehalte in den Regenwürmern und mit zunehmenden Gehalten in den Auflagen auch zum Teil deutlich erhöhte Gehalte in Regenwürmern (Abb. 18). Andererseits können bereits bei relativ niedrigen mobilen Gehalten an Blei im Mineralboden (Standort: Murgschifferschaft; 1940 µg Pb/kg Boden, 280 mg Pb/kg TS Regenwurm) stark erhöhte Gehalte in Regenwürmern gemessen werden (Abb. 19), nicht aber zwangsläufig bei hohen mobilen Gehalten im Oberboden auch hohe Gehalte in Regenwürmern (z.B. Standort: Welzheim; 14184 µg Pb/kg Boden, 36 mg Pb/kg TS Regenwurm). Eine Erklärung hierfür konnte nicht gefunden werden.

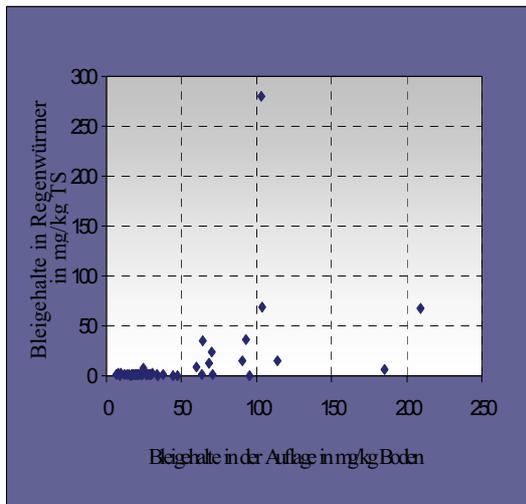


Abb. 18: Bleigehalte in Regenwürmern in Beziehung zu den Bleigesamtgehalten in der Auflage; erst ab Bleigehalten größer 50 mg/kg Boden kam es zu Anreicherungen in Regenwürmern.

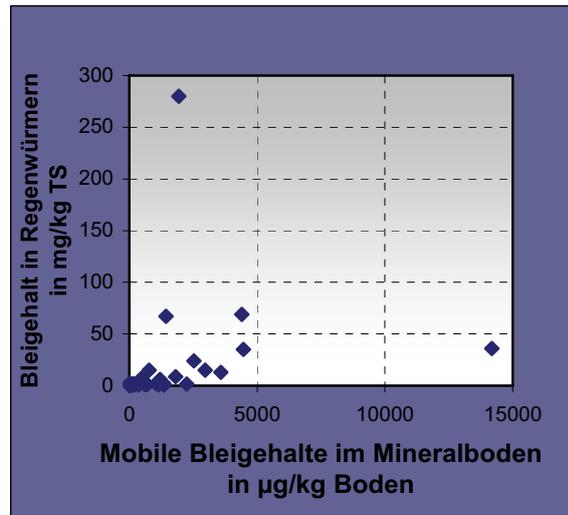


Abb. 19: Bleigehalte in Regenwürmern in Abhängigkeit von mobilem Blei im obersten Mineralbodenhorizont. Zwar stieg der Bleigehalt in Regenwürmern tendenziell mit steigenden mobilen Bleigehalten im Boden an, dennoch wurden die höchsten Bleigehalte in Würmern bei relativ geringen mobilen Bodenbleigehalten gemessen.

Für die anderen Schwermetalle können auch bei Betrachtung der Ergebnisse als Streudiagramme keine verallgemeinerbaren Beziehungen weder von Gesamtgehalten im Mineralboden zu Regenwurmgehalten, noch von mobilen Gehalten im Boden zu Regenwurmgehalten festgestellt werden (s. Tabelle 6).

5.2.3 METALL-AKKUMULATION IN REGENWÜRMERN AUS UNBELASTETEN BÖDEN

Es gibt verschiedene Definitionen für Anreicherung (= Akkumulation). In Kapitel 5.1 ist die relative Anreicherung von Cadmium, Kupfer und Chrom über dem Grundgehalt im Regenwurm dargestellt. Am gebräuchlichsten (IRELAND 1983) ist der **Quotient** aus Gehalt in einem lebenden Medium – hier Gesamtgehalten in **Regenwürmern** – zu dem Gehalt **im Boden**. Bei Werten > 1 spricht man von Akkumulation.

Bei den auf den Wald-DBF untersuchten Elementen konnten Akkumulationsfaktoren für den Bereich Oberboden berechnet werden. Die Zahl der Regenwurmproben die einen Akkumulationsfaktor > 1 aufwiesen, ist für jedes Element unterschiedlich (Tabelle 7). In nahezu allen Böden wurde **Cadmium** und **Zink** von den Regenwürmern akkumuliert, in über 80 Prozent aller Böden **Quecksilber**, in fast einem Viertel **Nickel**, in jeder siebten Probe **Kupfer** und andere Elemente nur in wenigen Fällen (0 bis 6 Prozent). Die maximalen Anreicherungsfaktoren schwanken zwischen dem Doppelten (Arsen) und dem 76fachen (Cadmium) der Bodengehalte.

Tabelle 7: Zahl und prozentualer Anteil der Regenwurmproben mit Akkumulation, sowie maximaler Anreicherung

Akkumulationsbereich Oberboden	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Tl	Zn
Zahl der Proben mit Akkumulation	2	4	48	0	8	11	40	2	48
Prozentualer Anteil	4%	8%	98%	0%	16%	22%	82%	4%	98%
Maximaler Anreicherungsfaktor	2	18	76	0	4	14	6	5	34

Die Faktorenanalyse ergab die höchste Korrelation der Akkumulationsfaktoren jedoch nicht mit den Metallgehalten im Boden, sondern mit dem Boden-pH. Im Anhang sind die Ergebnisse als Streudiagramme in Beziehung zum Boden-pH dargestellt (Anhang Abbildungen A17 bis A21).

5.3 FAZIT AUS DEN AKKUMULATIONSUNTERSUCHUNGEN

Diese Untersuchung zeigt, dass die aus der Literatur bekannte Akkumulationsneigung von Regenwürmern für Schwermetalle bei Bodengehalten erst oberhalb des Hintergrundbereiches greift. Auf den unbelasteten Wald-DBF traten für die Elemente Arsen, Blei, Chrom, Kupfer und Thallium keine oder kaum über den Akkumulationsfaktor 1 hinausgehende Anreicherungen auf. Nur für die Elemente **Cadmium**, **Quecksilber** und **Zink** wurden häufig Akkumulationen ermittelt (Tab. 7). Jedoch ergab sich keine ausgeprägte Korrelation zwischen den Metallgehalten im Wurm und im Boden (Tab. 6). Daraus wäre zu folgern, dass Regenwürmer als *Indikatoren* (Akkumulationsindikatoren) in Böden mit einem Schadstoffgehalt im Hintergrundbereich ungeeignet sind.

Dennoch erwies der Regenwurm insgesamt gesehen sehr wohl seine Eignung als Belastungsindikator im Bereich geringer Belastungen, wie der abnehmende Trend der landesweiten Durchschnittsgehalte von Blei, Cadmium und Zink in den Regenwürmern der Wald-DBF in der Zeit von 1985 bis 2000 zeigt (Abb. 4, 5, 6 und 7).

Untersuchungen an belasteten Böden mit dem Ziel, für Cadmium, Kupfer und Chrom die Schwelle der Akkumulationsneigung zu ermitteln, führten zu positiven Ergebnissen (Abb. 13 und 14). Aber wegen zu geringer Anzahlen belasteter Würmer ergaben sich noch keine signifikanten Korrelationen zwischen Boden- und Wurmgehalten. Zur besseren Charakterisierung des Regenwurms als Akkumulationsindikator wird eine Fortsetzung der Untersuchungen an belasteten Flächen empfohlen.

6 Diskussion

6.1 SCHADSTOFFGEHALTE IN REGENWÜRMERN

Aus der vorliegenden Untersuchung können für eine Reihe von Metallen Hintergrundbereiche und Normalwerte der Gehalte in Regenwürmern der Art *L. rubellus* von unbelasteten Wald-Standorten Baden-Württembergs abgeleitet werden (Tab. 3 und 8). Verglichen mit diesen Normalwerten liegen die Mittelwerte der Metallgehalte in *L. rubellus* Individuen von Auenböden des Rheins aus einer bislang unveröffentlichten Untersuchung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (14 Standorte) deutlich höher mit Ausnahme des Bleis, dessen Mittelwert in Auen dem Normalwert im Wald entspricht (Tab. 8). Das gleiche Belastungsniveau dieser beiden Kollektive (jeweils 0,9 mg Pb/kg) ist ebenfalls ein Hinweis auf eine leichte noch verbliebene verkehrsbedingte Bleibelastung der Wald-DBF (siehe Abb. 11).

DOHLE et al. (1999) fanden in Regenwürmern (*L. rubellus*) von Auenböden des Unteren Odertales Pb-Gehalte von wenigen mg/kg bis knapp unter 60 mg/kg, Cd-Gehalte von rund 7 bis 30 mg/kg und Cu-Gehalte von bis zu 62 mg/kg.

In einer Untersuchung für die LfU Baden Württemberg (LFU 1996b) konnte BAUR in Böden des Ballungsgebietes Mannheim deutlich erhöhte Schadstoffgehalte in Regenwürmern (allerdings überwiegend an anderen Regenwurmartensorten als in dieser Untersuchung) ermitteln. Die Gehalte sind in Tabelle 8 dargestellt. Die Gehalte der einzigen *L. rubellus*-Probe wurden ebenfalls in Tabelle 8 aufgenommen, um zu zeigen, bis zu welchen Gehalten diese Art einzelne Schwermetalle anreichern kann.

In Waldböden von Berlin wurden Pb-Gehalte von wenigen mg/kg bis über 150 mg/kg, Cd-Gehalte bis 36,7 mg/kg, Zn-Gehalte bis 1766 mg/kg und Cu-Gehalte bis über 35,4 mg/kg gemessen (KRATZ 1994, WEIGMANN 1993). In den Würmern aus kontaminierten Böden wurden dagegen weit höhere Schadstoffgehalte gefunden. Die Maximalwerte einiger kontaminierter Standorte sind ebenfalls in der Tabelle 8 aufgelistet.

In dieser Zusammenstellung der Messwerte verschiedenartigster Proben nehmen die Regenwürmer von den Wald-DBF im Hinblick auf eine Schwermetallbelastung den niedrigsten Rang ein. Damit wird das Ergebnis der ökotoxikologischen Bewertung der Bodengehalte bestätigt, die diese Flächen als weitgehend unbelastet einstuft (Kap. 4.3, Abb. 11). Von einer hohen Schwermetallbelastung des Waldbodens kann vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse nicht gesprochen werden.

6.2 DER BELASTUNGSZUSTAND DER DBF UND SEINE RECHTLICHE BEDEUTUNG

Das Bewertungsergebnis der Dauerbeobachtungsflächen ist insofern bemerkenswert, als für den Prüfwert der RKL ein strengerer Maßstab angelegt wurde als von der ordnungsrechtlich begründeten Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) gefordert wird. Dies hat zur Folge, dass die hier ermittelten Prüfwerte planungsrechtliche Entscheidungen absichern können, wie nachfolgend erläutert wird.

Nach internationaler Praxis (van STRAALEN & DENNEMAN 1989, van STRAALEN 1990, WAGNER & LØKKE 1991, JENSEN & FOLKER-HANSEN 1995, SCOTT-FORDSMAND & PEDERSEN 1995, CROMMENTUIJN et al. 1997, de BRUIJN et al. 1999) basieren Bodenbewertungskonzepte auf der Wirkungsschwelle im Tierversuch (*no observed effect concentration*, NOEC).

Die NOEC entspricht dem als EC_0 bezeichneten Beginn der Dosis-Wirkungs-Kurve (EC_0 = höchste Konzentration, die bei 0% der Population den gesuchten Effekt auslöst). Sie wird im Planungsrecht zugrunde gelegt, um Schäden ausschließen zu können. Dagegen wurden in Deutschland ordnungsrechtlich begründete Eckpunkte zur Beurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen → Bodenorganismen erarbeitet, die wegen dem in der BBodSchV geforderten Gefahrenbezug auf der EC_{50} basieren, also der Konzentration, die bei 50% der Population den gesuchten Effekt auslöst (WILKE et al., 2002). Zwischen diesen beiden Werten wird oft auch noch die EC_{10} oder EC_{20} der Dosis-Wirkungs-Kurve ermittelt, die ungefähr mit der LOEC (*lowest observed effect concentration*) gleichzusetzen ist und aufgrund ihrer Überschreitung der Wirkungsschwelle ebenfalls ein Eingreifen rechtfertigen würde und daher für ordnungsrechtlich begründete Bewertungskriterien verwendet werden könnte. Den hier verwendeten Prüfwerten wurden dagegen die planungsrechtlich relevanten NOEC zugrunde gelegt.

Tabelle 8: Metalle in Regenwürmern der Wald-DBF Baden-Württembergs und Vergleichswerte [mg/kg TS]

Tabelle 8: Metalle in Regenwürmern der Wald-DBF Baden-Württembergs und Vergleichswerte [mg/kg TS]

	Wald-DBF ⁽¹⁾		Auenböden ⁽²⁾		Mannheimer Böden ⁽³⁾			Kontam. Standorte in B-W		max. Literaturwert <i>L. rubellus</i>
	modif. Hintergrundbereich	Normalwert	Mittelwert	Min. – Max.	Mittelwert	Min. – Max.	<i>L. rubellus</i>	Wert 1	Wert 2	
Aluminium	100 – 470	247								
Arsen	0,6 – 1,8	0,9	3,1	0,9 – 5,4						
Blei	0,5 – 6,3	0,9	0,9	0,5 – 1,5	4,6	0,11 – 38,6	38,6	300 ⁽⁶⁾ <i>A. limicola</i>	3,6 ⁽⁶⁾ <i>L. rubellus</i>	10.410 ⁽⁴⁾
Cadmium	1,7 – 5,2	3,3	5,4	1,3 – 12	10,0	0,75 – 53,7	21,5	609 ⁽⁷⁾ <i>L. rubellus</i> , juv.	200 ⁽⁷⁾ <i>L. rubellus</i>	580 ⁽⁴⁾
Chrom	1,4 – 4,5	2,3	4,9	1,4 – 24				40 ⁽⁶⁾ <i>A. limicola</i>	40 ⁽⁶⁾ <i>O. tyrtaeum</i>	
Kupfer	3,6 – 6,1	4,4	6,3	4,6 – 9,2	16,8	1,48 – 38,9	38,9	71 ⁽⁶⁾ <i>L. rubellus</i>	66 ⁽⁸⁾ <i>L. rubellus</i>	66 ⁽⁵⁾
Mangan	21 – 83	47								
Nickel	0,8 – 14,8	1,3	1,9	0,7 – 5,4				41 ⁽⁷⁾ <i>A. longa</i>	24 ⁽⁶⁾ <i>L. rubellus</i>	
Quecksilber	0,12 – 0,25	0,17	0,3	0,13 – 1,3						
Thallium	BG	n.b.	0,7	0,51 – 1,0						
Vanadium	0,68 – 1,3	0,87								
Zink	160 – 320	220	310	220 – 520	1210	215 – 3176	1191	1290 ⁽⁶⁾ <i>A. longa</i>	410 ⁽⁶⁾ <i>L. rubellus</i>	3870 ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Tabelle 3

⁽²⁾ 14 Standorte am Rhein (LfU, unveröffentlicht)

⁽³⁾ Schadstoffgehalte in Regenwürmern (verschiedene Arten, inkl. *L. rubellus*) des Ballungsgebietes Mannheim (LfU 1996b)

⁽⁴⁾ Schadstoffgehalte in Regenwürmern (*L. rubellus*) kontaminierter Standorte (MORGAN & MORGAN, 1991)

⁽⁵⁾ Kupfergehalte in Regenwürmern (*L. rubellus*) kontaminierter Standorte (CORP & MORGAN, 1991)

⁽⁶⁾ Weinheim

⁽⁷⁾ Ortenberg

⁽⁸⁾ Tettnang

Die Tatsache, dass die Belastung der Wald-DBF trotz des angelegten strengen, planungsrechtlichen Maßstabs als gering zu bewerten ist, rechtfertigt im Nachhinein das angewendete Bewertungskonzept als realistisch und verwaltungstauglich und widerlegt die vielfach geäußerten Befürchtungen (BVB 2000, WILKE et al. 2004), die NOEC lägen so niedrig, dass sie Vorsorgewerte sogar teilweise unterschreiten würden. Die praktische Anwendbarkeit der NOEC-Werte ist nicht zuletzt auf die Berücksichtigung der Mobilität der Bodenkontaminanten zurückzuführen.

Eine neuere Arbeit stellt die Ableitung von Prüfwerten für den Boden als Lebensraum für Bodenorganismen am Beispiel des Kupfers dar (WILKE et al. 2004). Die darin nach verschiedenen Verfahren von der Empfindlichkeit diverser Bodenorganismen abgeleiteten „Arbeitsprüfwerte“ liegen bei 5 bzw. 20,2 mg Cu/kg Boden. Bei einer Spannweite der Mobilität von 0,03% bis 1,65% (Anhang, Tabelle 5) können die entsprechenden Werte für mobiles Kupfer zwischen 1,5 und 333 µg Cu_{mob}/kg schwanken. Dieser Bereich enthält auch den in der gegenwärtigen Untersuchung zugrunde gelegten Prüfwert von 310 µg Cu_{mob}/kg. Auffällig ist, dass der Wert von 310 µg Cu_{mob}/kg, der auf der Basis eines NOEC-Wertes (Wirkungsschwelle) abgeleitet wurde, keinesfalls niedriger, sondern in der gleichen Größenordnung liegt wie der Wert von 20,2 mg Cu_{ges}/kg nach WILKE et al. (2004), der auf EC₅₀-Werten beruht, die die Wirkungsschwelle deutlich überschreiten (20,2 mg Cu_{ges}/kg entsprechen 101 µg Cu_{mob}/kg bei einer Mobilität von 0,5%). Dieser Vergleich relativiert die dem Konzept der ökotoxikologisch begründeten Prüfwerte für die BBodSchV innewohnenden Befürchtungen zumindest im Hinblick auf Regenwürmer (BVB 2000, WILKE et al. 2004). Bei der Erarbeitung dieser Werte war nämlich angenommen worden, die NOEC lägen in vielen Fällen so niedrig, dass sie sogar teilweise die Hintergrundkonzentration unterschreiten würden.

6.3 FORTFÜHRUNG DER DAUERBEOBACHTUNG

Aufgrund ihrer Lage und Anzahl können die DBF als repräsentativ für unbelastete Waldflächen des Landes Baden-Württemberg gelten. Die landesweit im Trend abnehmende, sehr geringe Schwermetallbelastung von Flächen abseits bekannter Schadstoff-Emittenten ist als erfreulicher Erfolg der Luftreinhaltepolitik des Landes und des Bundes zu werten.

In der Natur findet aber ein stetiger Eintrag von Schwermetallen durch atmosphärische Deposition statt. Deswegen gilt es zu beurteilen, wie lange dieser Eintrag noch ohne Schädigung der Bodenlebewelt vonstatten gehen kann, obwohl derzeit die Belastungen noch im Hintergrundbereich liegen. Daher ist es notwendig die Dauerbeobachtung an den Waldflächen fortzuführen, um den anhaltenden Schadstoffeintrag zu beobachten und zu bewerten. Nur so wird es möglich bei Erreichen des Vorsorgewertes Empfehlungen für notwendige Minderungsmaßnahmen zu geben.

Die Dauerbeobachtung bekommt zusätzliche Bedeutung, da neue Erkenntnisse des Umweltbundesamtes belegen, dass verschiedene hochwirksame Chemikalien, die in Wasser und Boden vorkommen, selbst in geringen Konzentrationen schädliche Wirkungen auf Lebewesen ausüben. Dies konnte mit neuen ökoto-

xikologischen Testsystemen, die bisher noch nicht für Routineuntersuchungen eingeführt sind, nachgewiesen werden (UBA 2004).

6.4 AKKUMULATION VON SCHWERMETALLEN DURCH REGENWÜRMER

Die oben beschriebenen Untersuchungen beurteilen die Schädlichkeit von Metallkonzentrationen im Boden für Bodenlebewesen, hier am Beispiel des Regenwurmes. Ebenso wurde der Frage nachgegangen, inwieweit sich Metalle in Regenwürmern anreichern und damit in der Nahrungskette weitergegeben werden können.

An schwermetallbelasteten Standorten wurden Kupfer und besonders Cadmium oberhalb einer scharfen Grenze (ca. 300 µg/kg an mobilem Cu bzw. ca. 200 µg/kg an mobilem Cd im Oberboden) im Körper der Regenwürmer akkumuliert (Abb. 13). Die Grenze entspricht beim Kupfer etwa dem Prüfwert-Niveau, beim Cadmium liegt sie etwas niedriger. Auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen Baden-Württembergs wird diese Grenze derzeit nicht erreicht. In dem Konzentrationsbereich unterhalb dieser Grenze ist das Akkumulationsverhalten der Regenwürmer nicht eindeutig. Diesbezügliche Beispiele werden im Kapitel 5.2.2 näher dargestellt und diskutiert.

Der wesentliche Unterschied zwischen beiden Schwermetallen liegt im Grad der Akkumulation. Bei Cadmium wurde maximal eine ca. 100fache Anreicherung gegenüber Hintergrundgehalten beobachtet, dagegen stiegen die Kupfergehalte im Körper der Würmer von belasteten Flächen nur auf das ca. Dreifache an. Die außerordentliche Akkumulationsneigung des Cadmiums wird schon von IRELAND (1983) beschrieben. Die Erklärung für diesen Unterschied könnte in der physiologischen Funktion der Schwermetalle liegen: Während homöostatische Mechanismen der Würmer sozusagen naturbedingt für mehr oder weniger konstante Gehalte des essentiellen Metalls Kupfer sorgen, haben die Tiere einer Anflutung des nicht-essentiellen Cadmiums nichts entgegen zu setzen. Auch das essentielle Metall Chrom passt mit seiner nur geringen Akkumulationsneigung in dieses Erklärungsmodell.

Beim Chrom verkompliziert das Auftreten verschiedener Oxidationsstufen die Situation. Die wenigen Messungen von Regenwürmern aus chrombelasteten Böden reichten lediglich aus, auch bei diesem Schwermetall eine gewisse Akkumulationsneigung aufzuzeigen (Abb. 14), nicht aber um Gesetzmäßigkeiten zu untersuchen.

Die Akkumulationsneigung der Regenwürmer für Blei konnte nicht auf spezifisch belasteten Flächen überprüft werden, da derartige Flächen bisher nicht im Untersuchungsprogramm enthalten sind.

Diese Ergebnisse bestätigen die Befunde einer umfangreichen Literaturstudie über die Bioakkumulation von Schwermetallen in Invertebraten des Lebensraums Boden (HEIKENS et al. 2001). Die von diesen Autoren ausgewerteten 72 Studien an Lumbriciden zeigen, dass bei Blei-, Cadmium- und Kupfer-Bodengehalten, die um mehrere Größenordnungen variieren, die Gehalte im Körper der darin lebenden Regenwürmer mit den Bodenkonzentrationen positiv korreliert sind. Dagegen ist die Körperkonzentration

von Zink (ein essentielles Schwermetall) recht konstant über einen weiten Bereich von Bodenkonzentrationen. Allerdings reichen die in Baden-Württemberg untersuchten Bodenkonzentrationen selbst auf den belasteten Flächen nicht an das Kontaminationsniveau der von HEIKENS et al. (2001) betrachteten Flächen heran.

Auch wenn Zink nach diesen Befunden nicht von Regenwürmern akkumuliert wird, sind Zinkkonzentrationen im Boden, die die NOEC überschreiten, wegen des geringen Abstandes zur LC_{50} nach dem Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) als Hinweis auf ein erhöhtes Gefährdungspotential zu werten (FÜLL et al. 2003). Das erhöhte Gefährdungspotential ist auch aus dem geringen Abstand zwischen P und L auf der Risiko-Kennlinie für Zink abzulesen (Abb. 10, Tab. 4).

6.5 FAZIT DER BEWERTUNG

Untersuchungen an den **Wald-Dauerbeobachtungsflächen** in Baden-Württemberg zeigen dass nach einem signifikanten Rückgang während der letzten 20 Jahre die aktuelle Belastung der Flächen mit Cadmium, Kupfer, Blei, Nickel und Zink für Regenwürmer weit überwiegend im Hintergrund- bis Vorsorgebereich liegt.

Entscheidend für die Aussagefähigkeit eines Bewertungskonzeptes ist die Berücksichtigung der **Mobilität** (Bioverfügbarkeit) einer Bodenverunreinigung. Sie macht meist nur einen geringen Bruchteil des Gesamtgehaltes eines Schadstoffes aus und kann damit den Risikoindex um Größenordnungen nach unten korrigieren (siehe Anhang Abb. A 22). Mit der alleinigen Bewertung des mobilen Anteils der betrachteten Schwermetalle macht das angewendete Bewertungsverfahren keine Aussage über Schadstoffdepots im Boden, die für Regenwürmer aktuell nicht verfügbar sind, aber in Zukunft (z.B. durch saure Niederschläge) mobilisiert werden können.

Untersuchungen an Standorten mit jeweils einer **Monokontamination durch Cadmium, Kupfer oder Chrom** ergaben, dass bei Cadmium- und Kupfer-Konzentrationen im Oberboden, die nahe der Wirkungsschwelle für Regenwürmer im chronischen Test (NOEC) liegen, auch eine Akkumulation der betreffenden Metalle im Wurmkörper zu beobachten ist, aber kaum unterhalb dieser Schwelle. Da diese Hypothese bisher nur auf wenige Daten gestützt ist, sind zu ihrer Untermauerung weitere Untersuchungen an monokontaminierten Flächen erforderlich.

Ebenso besteht Forschungsbedarf im Hinblick auf die Ermittlung von Bewertungskriterien, die als Stützstellen für weitere Risiko-Kennlinien benötigt werden. Zur Bewertung der relevanten, weil toxischeren, Cr^{VI} -Spezies sind zwar Dank der Arbeiten des Fraunhofer-Instituts in Schmallenberg die Toxizitätsschwellen (P und L) bekannt (RÜDEL & TERYTZE 1999, RÜDEL et al. 2001, UBA 2001), aber es fehlen die gesteinsabhängigen geogenen Chromatgehalte, die als H-Werte besonders zur Bewertung der DBF von Bedeutung sind. Die Faustregel eines ca. 10%igen Chromatanteils am Gesamtchrom trifft nur auf anthropogene Chromatkontaminationen zu, während dieser Anteil bei geogenem Chrom im Spurenbereich liegt und deshalb schwer zu ermitteln ist (UBA 2001). Für einige weniger häufig als Bodenbelastung auftretenden

de Elemente (Arsen, Kobalt, Quecksilber) werden dagegen als Kriterien für eine fundierte ökotoxikologische Bewertung die Toxizitätsschwellen (P und L) benötigt.

7 Literatur

ABDUL RIDA, A.M.M. & M.B. BOUCHÉ (1997): Heavy metal linkages with mineral, organic and living soil compartments. **Soil Biol. Biochem.** **29**, 649-655

BELOTTI, E., MÜLLER, M., ERDT, S., ECKL, P., DOPPLER, S., BERNREUTHER, T., NAGEL, S., PAUL, G., BECK, O., GENSICKE, J., HUMMEL, M., WINKLER, K., KUSCHE, TH., WIDMAIER, S. & M. RICHTER (1997): Beeinträchtigung des Bodens als Filter und Puffer für Schadstoffe gegenüber endogäischen Regenwürmern. **Abschlußbericht** der Firma ÖKOplan, Sindelfingen, im Auftrag der LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe

BELOTTI, E. (1998): Assessment of a soil quality criterion by means of a field survey. **Applied Soil Ecology** **10**, 51-63

BELOTTI, E. & J. BECKER (2001): Auswirkungen von kupferbelasteten Weinbergböden auf das Artenspektrum und die Funktion von Regenwurmzönosen. **Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.** **95**, 15-18

de BRUIJN, J., T. CROMMENTUIJN, K. van LEEUWEN, E. van der PLASSCHE, D. SIJM, M. van der WEIDEN (1999): Environmental risk limits in the Netherlands: Part II: Risk Limits. RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene), The Netherlands

BVB (2000): Bundesverband Boden: Diskussionen im Fachausschuss 4.2 "Biologische Bewertung von Böden", der von 1997 bis 2001 Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen → Bodenorganismen zur Aufnahme in eine künftige Novelle der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) erarbeitete.

R. CHAUSSOD, D. CLUZEAU, A. DESCOTES, M. GRINBAUM, D. MONCOMBLE, G. VALENTIN (1996): Medium-term effects of herbicides and fungicides on the biological activity of vineyard soils in Champagne. **Seizieme conference du COLUMA Reims**, France, 6-8 decembre 1995, Tagungsband 1996

CLUZEAU, D. & L. FAYOLLE (1988): Effects on earthworms of pesticide treatments, especially copper, in Champagne vineyards. **Comptes Rendus de l'Academie d' Agriculture de France** **74**, 109-117

CONDER, J.M. & R.P. LANNO (2003): Lethal critical body residues as measures of Cd, Pb, and Zn bioavailability and toxicity in the earthworm *Eisenia fetida*. **JSS – J Soils & Sediments** **3**(1), 13-20

CORP, N. & A. J. MORGAN (1991): Accumulation of heavy metals from polluted soils by the earthworm *Lumbricus rubellus*: Can laboratory exposure of "control" worms reduce biomonitoring problems? **Environmental Pollution** **74**, 39-52

CROMMENTUIJN, T., M.D. POLDER, E.J. van der PLASSCHE (1997): Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account. **Report** No. 6011501 001, RIVM, Bilthoven, 260 S.

CURRY, J.P. & D.C.F. COTTON (1980): Effects of heavy pig slurry contamination on earthworms in grassland. In: D.L. Dindal, (ed.) "Soil Biology as Related to Land Use Practices". US EPA, Washington, 336-343, zit. von Belotti et al., 1997

DOHLE, W., R. BORNKAMM & G. WEIGMANN (1999): Das Untere Odertal – Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozöosen und Arten. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

ERHARDT, W., K. HÖPKER & I. FISCHER (1996): Verfahren zur Auswertung von Ergebnissen standardisierter Graskulturen und Schwellenwerte zur Bewertung immissionsbedingter Stoffanreicherungen. **UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.** **4**, 237-240

FÜLL, C., C. SCHULTE, C. KULA (2003): Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Regenwürmer. **UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.** **15**(2), 78-84

GEFAÖ (2000): Bodenbiologische Untersuchungen Polder Altenheim - Untersuchungsprogramm 2000. Abschlussbericht im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe 2001 (unveröffentlicht)

van GESTEL, C.A.M., W.A. van DIS, E.M. DIRVEN-van BREEMEN, P.M. SPARENBURG, R. BAERSELMAN (1991) The influence of Cd, Cu and PCP on growth and sexual development of *Eisenia andrei* (Oligochaeta; Annelida). **Biol. Fertil. Soils** **12**, 117-121

van GESTEL, C.A.M., E.M. DIRVEN-van BREEMEN, R. BAERSELMAN (1993) Accumulation and elimination of Cd, Cr and Zn on growth and reproduction of *Eisenia andrei* (Oligochaeta; Annelida). **Science Total Environ. Suppl.** 585-597, zit. von HENDRIKS et al., 1995

GRAFF, O. (1971): Stickstoff, Phosphor und Kalium in der Regenwurmlosung auf der Wiesenversuchsfläche des Sollingprojektes. **Ann. Zool. Ecol. Anim.** **4**, 503 - 512

GRAFF, O. (1984): Unsere Regenwürmer. **Lexikon für Freunde der Bodenbiologie.** 2. Unveränderte Auflage, Hannover, 1983

HEIKENS, A., W.J.G.M. PEIJNENBURG, A.J. HENDRIKS (2001): Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates. **Environmental Pollution** **113**, 385-393

HENDRIKS, A.J., W.C. MA, J.J. BROUNS, E.M. de RUITER-DIJKMAN, R. GAST (1995): Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms, and shrews in Rhine-Delta floodplains. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** **29**, 115-127

HOLMSTRUP, M., B.-F. PETERSEN, M.M. LARSEN (1998) Combined effects of Cu, desiccation, and frost on the viability of earthworm cocoons. **Environmental Toxicology and Chemistry** **17**, 897-901

IRELAND, M.P. (1983): Heavy metal uptake and tissue distribution in earthworms. In: J.E. SATCHELL "Earthworm Ecology"; 247-265; London, New York, 1983

IRMLER, U. (1999): Die standörtlichen Bedingungen der Regenwürmer (*Lumbricidae*) in Schleswig-Holstein. **Faun.-Ökol. Mitt.** **7**, 509-518

JENSEN, J. & P. FOLKER-HANSEN (1995): Soil quality criteria for selected organic compounds. Danish Environmental Protection Agency, **Working Report No. 47**

KHALIL, M.A., H.M. ABDEL-LATEIF, B.M. BAYOUMI, N.M. van STRAALEN & C.A.M. van GESTEL (1996): Effects of metals and metal mixtures on survival and cocoon production of the earthworm *A. caliginosa*. **Pedobiologia** **40**, 548-556

KOECKRITZ, T., U. IRMLER, P. WEPPE (1999): Heavy metal content in *Aporrectodea caliginosa* in the city of Kiel. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science** **1999**, 162-482

KRATZ, W. (1994): Ökotoxikologische Bioindikation: Schwermetallkonzentrationen (Pb, Cd, Cu, Zn) in Lumbriciden aus dem Monitoringprogramm Naturhaushalt Berlin und Umland. **Zeitschrift f. angewandte Zoologie** **80**, 391-413, 1994

KULA, C. (1999): Auswirkungen von Kupfer auf die terrestrische Flora und Fauna. Vortrag im Rahmen des 2. Fachgespräches über "Pflanzenschutz im ökologischen Landbau - Probleme und Lösungsansätze -" am 5. 11. 1998 in Darmstadt. In: **Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft; Heft 53**, 38-43

L. LANDNER & R. REUTHER (2004) Metals in society and in the environment. A critical review of current knowledge on fluxes, speciation, bioavailability and risk for adverse effects of copper, chromium, nickel and zinc. 406 pp. Kluwer Academic Publishers – Dordrecht/Boston/London

LFU (1985): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden Württemberg. Jahresbericht 1984 der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe 1985

LFU (1986): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden Württemberg. Jahresbericht 1985 der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe 1986

LFU (1987): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden Württemberg. Jahresbericht 1986 der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe 1987

LFU (1988): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden Württemberg. Jahresbericht 1987 der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe 1988

LFU (1994): Handbuch Boden - Schwermetallgehalte in Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen Baden-Württembergs. Materialien zum Bodenschutz, Band 3 (2. Auflage des Sachstandsberichts 4, erweitert um Angaben zu den Elementen Cadmium und Thallium), Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

LFU (1996a): Methodenhandbuch Ökotoxikologielabor. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe 1996 (unveröffentlicht)

LFU (1996b): Biomonitoring von Schwermetallen im Stadtgebiet von Mannheim mit Lumbriciden als Akkumulationsindikatoren. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe 1996

LFU (2003): Umweltdaten 2003. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 272 S.

LFU (2005): Signale aus der Natur – 20 Jahre biologische Umweltbeobachtung. Bearbeitung und Redaktion: Referat 23; Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), Karlsruhe, Dezember 2005

LFU & GWD (1999): Auswirkungen der Ökologischen Flutungen der Polder Altenheim, Ergebnisse des Untersuchungsprogramms der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und der Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein 1993-1996, Materialien zum Integrierten Rheinprogramm, Bd. 9, Lahr

MA, W.C. (1982): The influence of soil properties and worm related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. **Pedobiologia** **24**, 109-119

MA, W.C. (1983): Regenwormen als bio-indicators van bodemverontreiniging. **Report of the Reeks Bodembescherming 15**, Staatsuitgeverij, Den Haag, The Netherlands (zit. von Hendriks et al. 1995)

MA, W.C. (1984): Sublethal toxic effects of Cu on growth, reproduction and litter breakdown activity in the earthworm *Lumbricus rubellus*, with observations on the influence of temperature and soil pH. **Environmental Pollution A33**, 207-219 (zit. von Hendriks et al., 1995)

MAKESCHIN, F. (1993): Regenwurmfauna und Bodenchemismus saurer Waldböden. **Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Ges.** **69**, 123-126

MARINO, F., A. LIGERO, D.J.D. COSIN, A. KRETZSCHMAR (1992): Heavy metals and earthworms on the border of a road next to Santiago (Galicia, northwest of Spain). Initial Results. **4th International Symposium on Earthworm Ecology 24**: 1705-1709

MARINO, F., S.R. STURZENBAUM, P. KILLE, A.J. MORGAN (1998): Cu-Cd interactions in earthworms maintained in laboratory microcosms: The examination of a putative copper paradox. **Comparative Biochemistry and Physiology 120**, 217-223

MARINO, F. & A.J. MORGAN (1999a): The time-course of metal (Ca, Cd, Cu, Pb, Zn) accumulation from a contaminated soil by three populations of the earthworm *Lumbricus rubellus*. **Applied Soil Ecology 1999**, 12-177

MARINO, F. & A.J. MORGAN (1999b): Equilibrated body metal concentrations in laboratory exposed earthworms: Can they be used to screen candidate metal-adapted populations? **Applied Soil Ecology 1999**, 178-189

MARINUSSEN, M.P.J.C., S.E.A.T.M. van der ZEE, C.A. EDWARDS (1997): Cu accumulation by *Lumbricus rubellus* as affected by total amount of Cu in soil, soil moisture and soil heterogeneity. **5th International Symposium on Earthworm Ecology** held in Columbus, Ohio, USA, 5-9 July 1994; Proceedings **Vol. 29**, 641-647

MARTIN, N.A. (1986): Toxicity of pesticides to *Allolobophora caliginosa* (*Oligochaeta: Lumbricidae*). **New Zealand Journal of Agricultural Research 29**, 699-706

MORGAN, J. E. & A. J. MORGAN (1988): Earthworms as biological monitors of cadmium, copper, lead and zinc in metalliferous soils. **Environmental Pollution 54**, 123-138

MORGAN, J. E. & A. J. MORGAN (1991): Differences in the accumulated metal concentrations in two epigeic earthworm species (*Lumbricus rubellus* and *Dendrodrilus rubidus*) living in contaminated soils. **Bull. Environ. Contam. Toxicol. 47**, 296-301

MORGAN, J.E. & A.J. MORGAN (1998): The distribution and intracellular compartmentation of metals in the endogeic earthworm *Aporrectodea caliginosa* sampled from an unpolluted and a metal-contaminated site. **Environmental Pollution 99**, 167-175

NEUHAUSER, E.F., R.C. Loehr, D.L. Milligan, M.R. Malecki (1985): Toxicity of metals to the earthworm *Eisenia fetida*. **Biol. Fertil. Soils 1**, 149-152 (zit. in Khalil et al., 1996)

NEUHAUSER, E. F., Z. V. CUKIC, M. R. MALECKI, R. C. LOEHR & P. R. DURKIN (1995): Bioconcentration and Biokinetics of heavy metals in the earthworm. **Environmental Pollution 89**, 293-301

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** **1998**, 10-22

PEIJNENBURG, W.J.G.M., R. BAERSELMAN, A.C. de GROOT, T. JAGER, L. POSTHUMA, R.P.M. van VEEN (1999): Relating environmental availability to bioavailability: Soil-type-dependent metal accumulation in the Oligochaete *Eisenia andrei*. **Ecotox. Environ. Safety** **44**, 294-310

POSTHUMA, L. & J. NOTENBOOM (2000): Toxic effects of heavy metals in 3 worm species exposed in artificially contaminated soil substrates and contaminated field soils. Report No. 719102048, National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands;
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/719102048.html>

PRÜEB, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden. Verlag Grauer, Wendlingen, 1992

RÖMBKE, J. (1995): Regenwürmer und Enchytraeiden. In: **Tagungsband „Lebensraum Boden“** - Bodenökologische Arbeitsgemeinschaft Bremen e.V. (Hrsg.), Bremen 1995

RÜDEL, H. & K. TERYTZE (1999): Determination of extractable Cr(VI) in soils using a photometric method. **Chemosphere** **39**(4), 697-708

RÜDEL, H., A. WENZEL & K. TERYTZE (2001) Quantification of soluble Cr(VI) in soils and evaluation of ecotoxicological effects. **Environmental Geochemistry and Health** **23**, 219-224

SCHNEIDER, K., J.-U. VOSS, J. OLTMANN, F. KALBERLAH (2001): Einfluss der Resorptionsverfügbarkeit auf die Toxizität von Verbindungen der Schwermetalle Ni, Cr, Cd und Pb. **Umweltmed. Forsch. Prax.** **6**(1), 15-24

SCOTT-FORDSMAND, J.J. & M.B. PEDERSEN (1995): Soil quality criteria for selected inorganic compounds. Danish Environmental Protection Agency, **Working Report No. 48**, 200 p.

SOLUM (1995): Ökologisches Wirkungskatster Baden-Württemberg – **Endbericht** zu den bodenphysikalischen und bodenchemischen Untersuchungen. Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe 1995 (unveröffentlicht)

SPURGEON, D.J., S.P. HOPKIN, D.T. JONES (1994): Effects of Cd, Cu, Pb and Zn on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny): Assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution** **84**, 123-130

SPURGEON, D.J. & S.P. HOPKIN (1995): Extrapolation of the laboratory-based OECD earthworm toxicity test to metal-contaminated field sites. **Ecotoxicology** **4**, 190-205

SPURGEON, D.J. & S.P. HOPKIN (1996): Risk assessment of the threat of secondary poisoning by metals to predators of earthworms in the vicinity of primary smelting works. **Science of the Total Environment** **187**, 167-183

SPURGEON, D.J. & S.P. HOPKIN (1999): Tolerance to zink in populations of the earthworm *Lumbricus rubellus* from uncontaminated and metal-contaminated ecosystems. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** **37**, 332-337

D.J. SPURGEON, S.P. HOPKIN, D.T. JONES (1999): Effects of variations of Cd, Cu, Pb and Zn on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny): Assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution** **84**, 123-130, zit. von Belotti et al., 1997

van STRAALLEN, N. (1990): New methodologies for estimating the ecological risk of chemicals in the environment. **Proceedings** 6th International IAEG Congress, © Balkema ISBN 90 6191 130 3, Rotterdam, p. 165-173

van STRAALLEN, N.M. & W.F. BERGEMA (1995): Ecological risks of increased bioavailability of metals under soil acidification. **Pedobiologia** **39**, 1-9

van STRAALLEN, N. & C.A. DENNEMAN (1989): Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. **Ecotoxicology and Environmental Safety** **18**, 241-251

STREIT, B. (1984): Effects of high Cu concentration on soil invertebrates (earthworms and oribated mites): Experimental results and a model. **Oecologia** **64**, 381-388

STREIT, B., C. KRÜGER, G. LAHNER, S. KIRSCH, G. HAUSER, B. DIEHL (1990): Aufnahme und Speicherung von Schwermetallen durch Regenwürmer in verschiedenen Böden. **UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.** **2**(1), 10-13

von der TRENCK, K.T. (1997): Verunreinigte Böden: Prüfwerte und Konzepte – ein kritischer Überblick. **UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.** **9**(2), 97-106

von der TRENCK, K.T. (2001): Ableitung von Bodenwerten zum Schutz von Böden – Erfahrungen aus Baden-Württemberg. Vortrag auf dem BMU/UBA-Statusseminar Bodenbiologie, Bonn, 22. - 23. 10. 2001

von der TRENCK, K.T., J. RUF & H.H. DIETER (1993a): Integriertes Risiko-Management am Beispiel Altlasten. In: H. Fiedler, R. Demuth, R.E. Lob und O. Hutzinger, Hrsg., "Tagungsband 3 der Eco-Informa '92", **ECO-INFORMA Press, Bayreuth**, 279-293

von der TRENCK, K.T., J. RUF & H.H. DIETER (1993b): Zusammenführung von Altlastenbewertung und Sanierungszielfindung. **UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.** **5**, 135-144

von der TRENCK, K.T. & J. RUF (1994): Grundlagen der konzentrationsbezogenen Bewertung anhand von Risiko-Kennlinien. Vortrag auf Kongreß 29 "Grundwassersanierung" im Rahmen des Umwelttechnologieforums **UTECH Berlin 1994**, IWS-Schriftenreihe Band **19**, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 111-127

von der TRENCK, K.T. & JARONI, H. (2001): Vergleichende Bewertung von Umweltschadstoffen anhand von Risiko-Kennlinien. In: G. Rippen, Hrsg., "**Handbuch Umweltchemikalien**", **Band 1**, II-1.2.1, S. 1-116 + Anhang (56. Erg. Lfg. 9/01), ecomed Verlag, Landsberg

UBA (2001): Verteilung und Wirkung von Chrom(VI) am Beispiel unterschiedlich belasteter Böden. **UBA-Texte 20/01** von H. Rüdell, W. Hammel & A. Wenzel, Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungsbericht 298 73 247, UBA-FB 000119; Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin

UBA (2004): Auch kleinste Schadstoffmengen schädigen die Umwelt – Molekularbiologisches Testsystem weist Wirkungen von Chemikalien auch in niedrigen Konzentrationen nach. **Umwelt 10/2004**, 601-602

UM (1993): Dritte Verwaltungsvorschrift zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden (VwV Anorganische Schadstoffe) vom 24. August 1993, UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG. **GABl.** **41(30)**, 1029-1036

WAGNER, C. & H. LØKKE (1991): Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. **Water Res.** **25(10)**, 1237-1242

WEIGMANN, G. (1993): Regionale Aspekte der Schwermetallbelastung von Regenwürmern in stadtnahen Wäldern. **Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Ges.** **69**, 119-122

WILKE, B.-M., A. BEYLICH, M. HERRCHEN, W. KRATZ, A. MARSCHNER, U. NECKER, S. PIEPER, J. RÖMBKE, F. RIEPERT, F. RÜCK, K. TERYTZE, Ch. THROL, K.T. v.d. TRENCK (2002): Eckpunkte zur Beurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen – Bodenorganismen. Textzahl 9310, S. 1-60, in D. Rosenkranz et al., Hrsg., "**Bodenschutz – Ergänzbare Handbuch**", 35. Erg. Lfg. I/02, Erich Schmidt Verlag, Berlin

WILKE, B.-M., K. HUND-RINKE, S. PIEPER, J. RÖMBKE, A. MARSCHNER (2004): Entwicklung von Prüfwertempfehlungen für ausgewählte Schadstoffe zum Schutz des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen. **UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.** **16**(3), 155-160

WILLUHN, J., A. OTTO, H. KOEWIUS, F. WUNDERLICH (1996): Subtoxic cadmium concentrations reduce copper toxicity in the earthworm *Enchitraeus buchholzi*. **Chemosphere** **32**, 2205-2210

YEATES, G. W., V. A. ORCHARD, T. W. SPEIR, J. L. HUNT & M. C. C. HERMANS (1994): Impact of pasture contamination by Cu, Cr, As timber preservative on soil biological activity. **Biology and Fertility of Soils** **18**, 200-208

ZÖTTL, H. W. & F. LAMPARSKI (1981): Schwermetalle (Pb, Cd) in der Bodenmakrofauna des Südschwarzwaldes. **Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Ges.** **32**, 509-518

8 Anhang

1 WEITERE VERTEILUNGSKURVEN DER METALLGEHALTE IN REGENWÜRMERN (ZU KAP. 3.2)

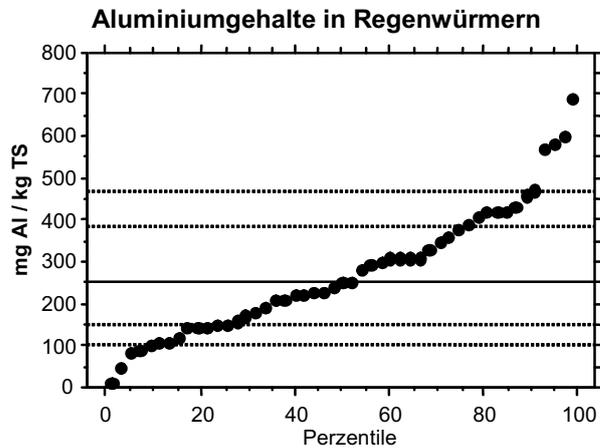


Abb. A1: Verteilung der Aluminiumgehalte in Regenwürmern an den Standorten des ÖKWI 2000

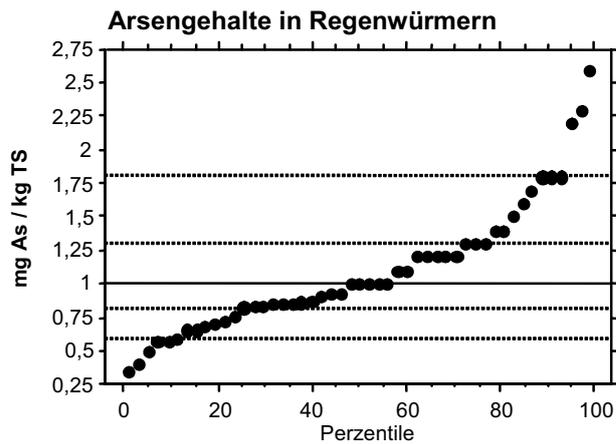


Abb. A2: Verteilung der Arsengehalte in Regenwürmern an den Standorten des ÖKWI 2000

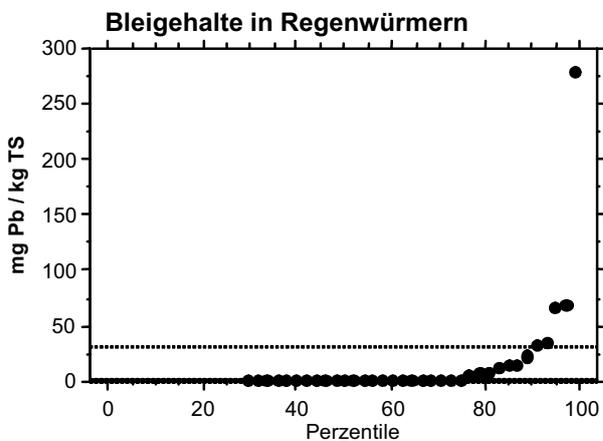


Abb. A3: Verteilung der Bleigehalte in Regenwürmern an den Standorten des ÖKWI 2000

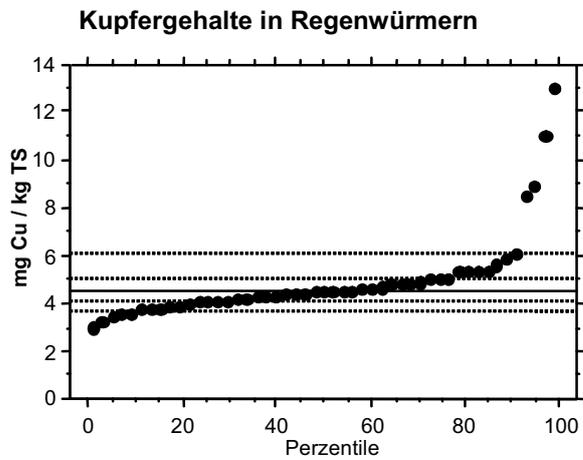


Abb. A4: Verteilung der Kupfergehalte in Regenwürmern an den Standorten des ÖKWI 2000

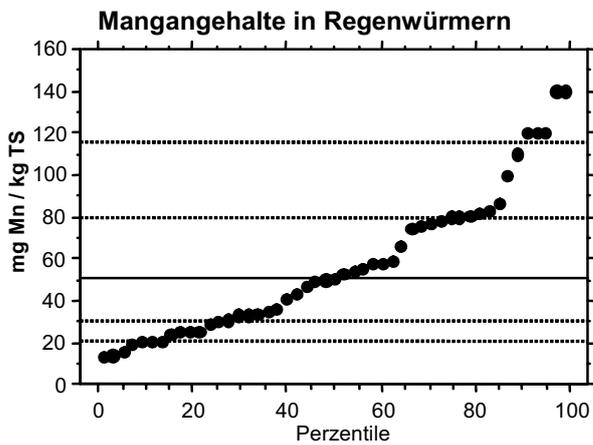


Abb. A5: Verteilung der Mangangehalte in Regenwürmern an den Standorten des ÖKWI 2000

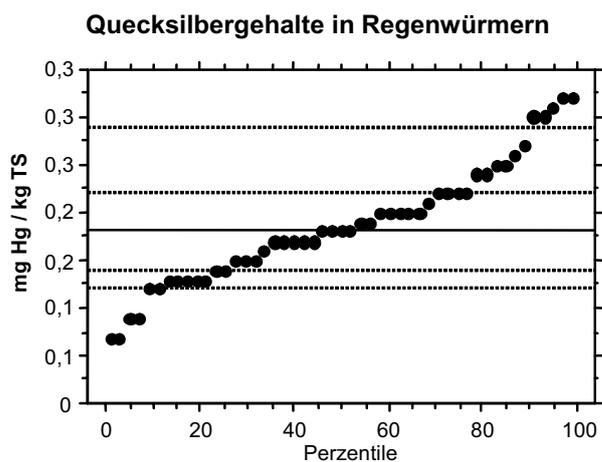


Abb. A6: Verteilung der Quecksilbergehalte in Regenwürmern an den Standorten des ÖKWI 2000

Vanadiumgehalte in Regenwürmern

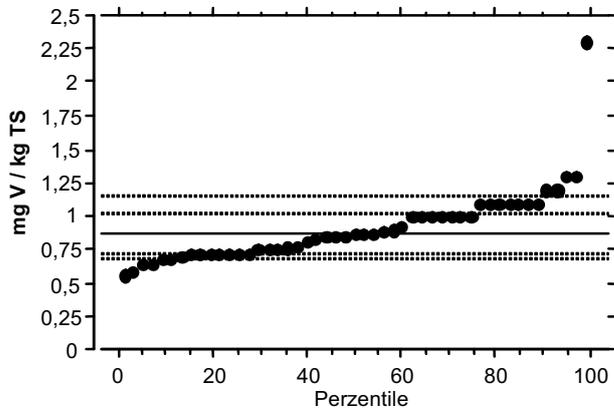


Abb. A7: Verteilung der Vanadiumgehalte in Regenwürmern an den Standorten des ÖKWI 2000

Zinkgehalte in Regenwürmern

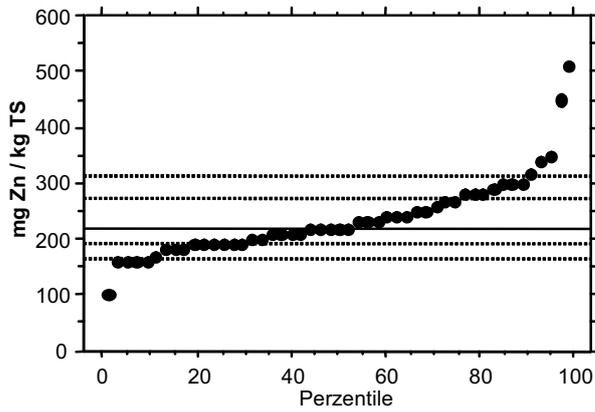


Abb. A8: Verteilung der Zinkgehalte in Regenwürmern an den Standorten des ÖKWI 2000

2. BEZIEHUNGEN ZWISCHEN DEN SCHWERMETALLGEHALTEN IM BODEN UND IM REGENWURM
(SIEHE KAP. 5.2.1.)

Schadstoffgehalte in Regenwürmern in Abhängigkeit vom pH

Im Bereich pH < 7 bis pH 4 liegen die Bleigehalte in den Regenwürmern auf sehr niedrigem Niveau und erst unterhalb von pH 4 kann es zu Anreicherungen an Blei kommen (Abb. 16). Eine ähnliche Situation liegt vor bei Mangan, wobei erhöhte Mangangehalte bereits ab pH < 5 erwartet werden können (Abb. A9).

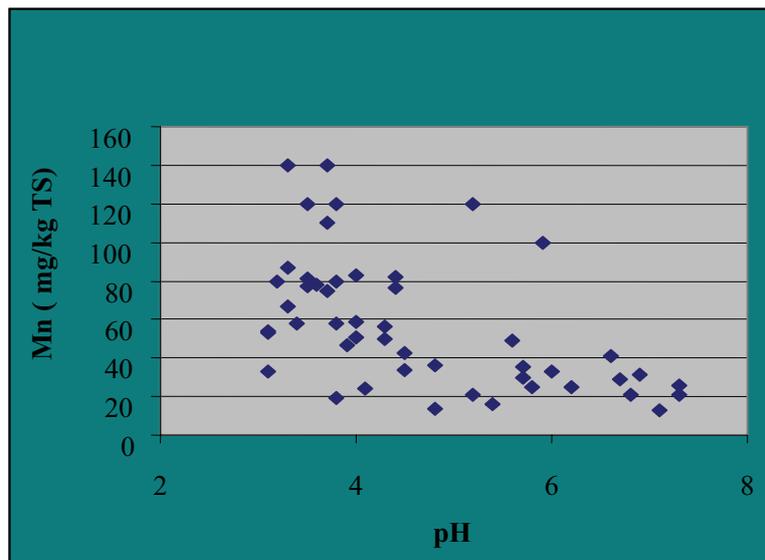


Abb. A9: Mangangehalte in Regenwürmern in Abhängigkeit vom Boden-pH

Bei einer Reihe von Schwermetallen (Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Zink) und Aluminium ist ebenfalls eine negative Beziehung zwischen Stoffgehalt in Regenwürmern und dem Boden-pH erkennbar; das bedeutet je niedriger der pH-Wert, desto höher ist der Schadstoffgehalt in Regenwürmern. Diese Beziehung gilt jedoch nicht sehr streng, die höchsten Gehalte in Regenwürmern wurden bei diesen Schwermetallen nicht bei dem niedrigsten pH-Wert ermittelt. Als Beispiel für Cadmium dient die Abbildung 17 (Bericht) und für Chrom, Kupfer, Quecksilber und Zink die Abbildungen A10 bis A13 (Anhang).

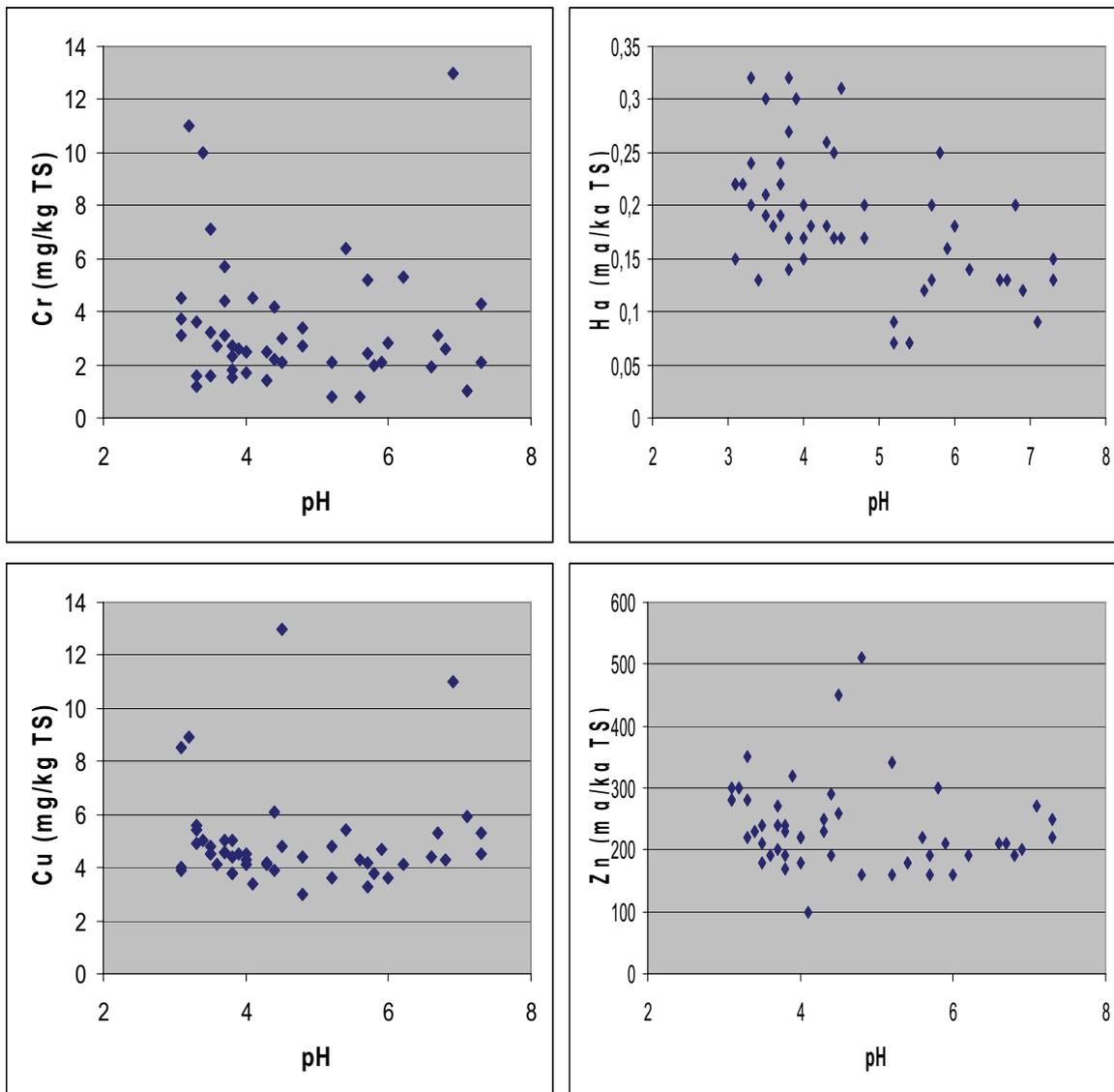


Abb. A10 – A13: Chrom- (A10), Kupfer- (A11), Quecksilber- (A12) und Zinkgehalte (A13) in Regenwürmern in Abhängigkeit vom Boden-pH

Eine dritte Gruppe von Elementen zeigt keinerlei Beziehung zwischen dem Stoffgehalt in den Regenwürmern und dem Boden-pH. Zu dieser Gruppe zählen Arsen (Abb. A14), Nickel (Abb. A15) und Vanadium (Abb. A16).

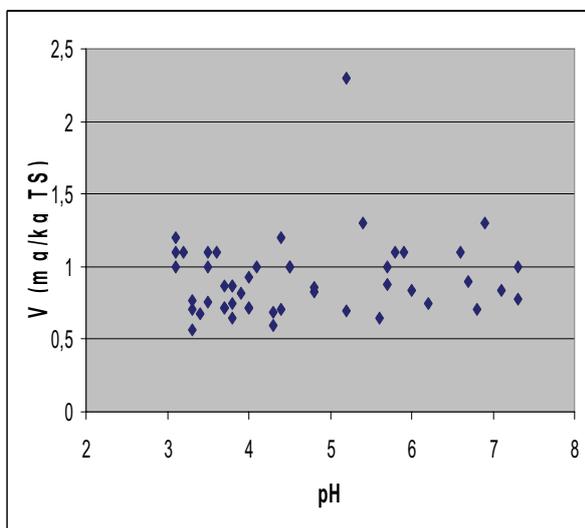
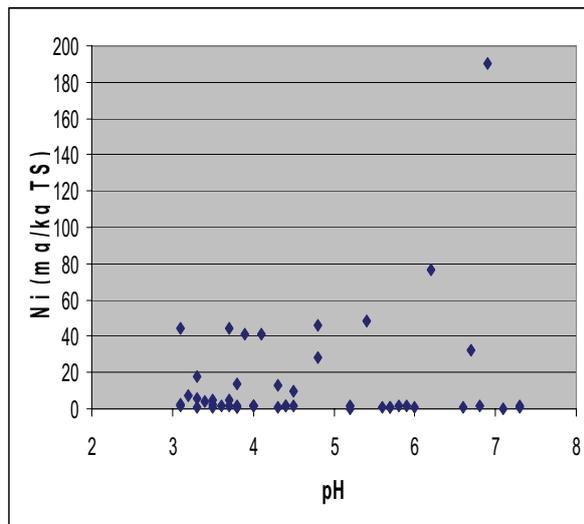
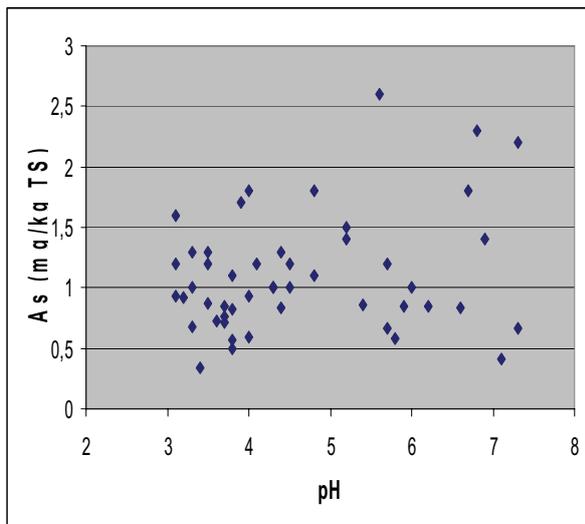


Abb. A14 – A16: Arsen-, Nickel- und Vanadiumgehalte in Regenwürmern in Abhängigkeit vom Boden-pH

3 WEITERE STREUDIAGRAMME ZUR METALLAKKUMULATION IN REGENWÜRMERN IN WENIG BELASTETEN BÖDEN (ZU KAP. 5.2.3)

Eine Akkumulation von Blei in Regenwürmern gegenüber dem Boden fand nur in Ausnahmefällen (hier Standort: Murgschifferschaft 18fach) statt. Zunahmen des Akkumulationsfaktors auf Werte > 1 sind ab $\text{pH} < 4$ möglich aber unwahrscheinlich (Abb. A17). Generell wurde an den Standorten des ÖKWI aber nur in wenigen Fällen (8%) eine Anreicherung von Blei in Regenwürmern über das Niveau ihres Lebensraumes Boden beobachtet (Tab. 7).

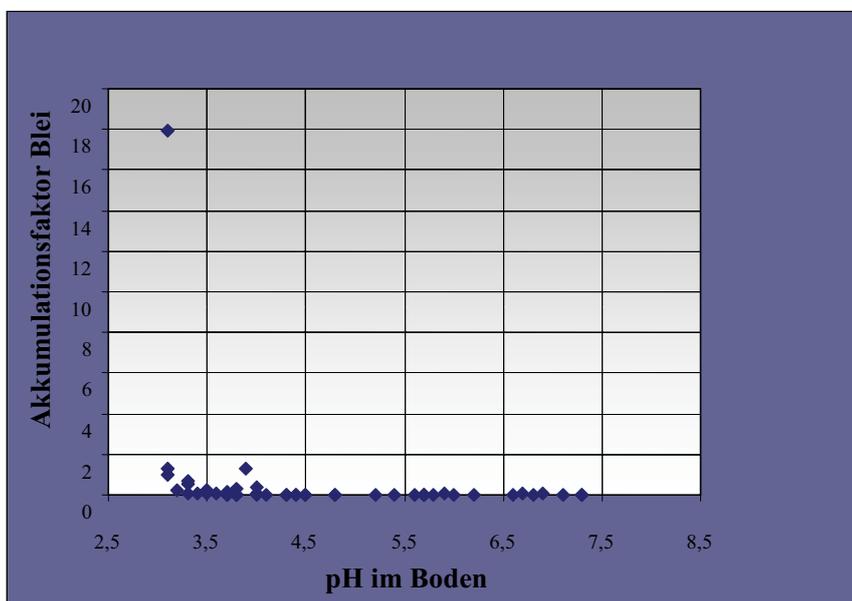


Abb. A17: Akkumulationsfaktoren für Blei in Regenwürmern in Abhängigkeit vom pH

Im Gegensatz dazu fand bei Cadmium, Quecksilber und Zink in fast allen Regenwurmproben eine Akkumulation statt (Tab. 7). Für Cadmium (Abb. A18), Zink (Abb. A20) und Kupfer (Abb. A21) steigt der Akkumulationsfaktor mit sinkendem Boden-pH.

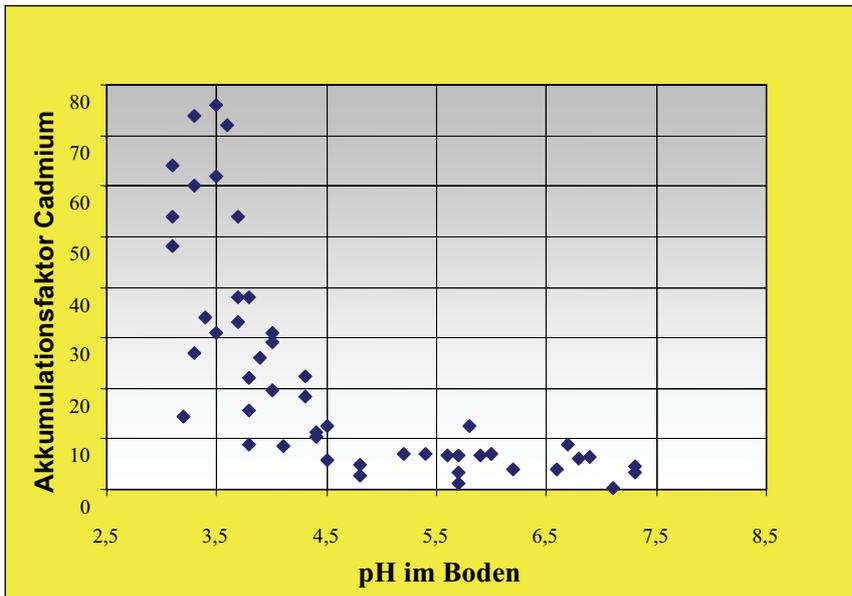


Abb. A18: Akkumulationsfaktoren für Cadmium in Regenwürmern in Abhängigkeit vom pH

Eine Akkumulation von Cadmium fand in allen Regenwurmproben (Ausnahme: Stühligen) statt. Die Höhe der Akkumulation ist stark pH-abhängig. Ab pH-Werten < 4.5 ist eine erhöhte Akkumulation möglich und wahrscheinlich. Der Vergleich mit den Cadmium-Bodengesamtgehalten zeigt, dass hohe Akkumulationsfaktoren nicht - wie bei einem guten Indikator zu erwarten wären - bei hohen Bodengehalten zu finden sind, sondern nur bei niedrigen Cadmium-Gesamtgehalten in Böden (Abb. A19).

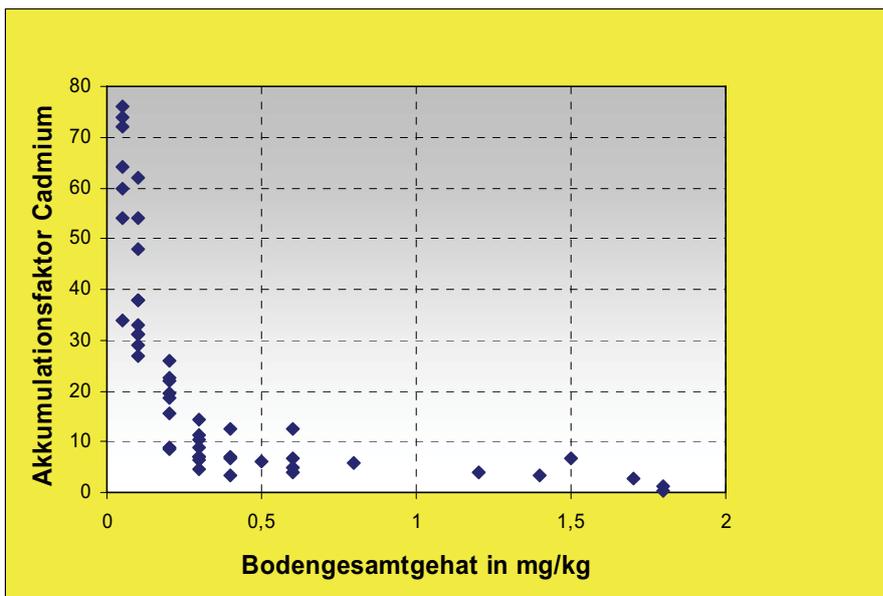


Abb. A19: Akkumulationsfaktoren für Cadmium in Regenwürmern in Abhängigkeit vom Cadmiumgesamtgehalt im Boden

In allen Regenwurmproben (Ausnahme: Steinheim) wurde Zink akkumuliert. Eine verstärkte Akkumulation von Zink wurde ab pH Werten kleiner 4 beobachtet (Abb. A 20).

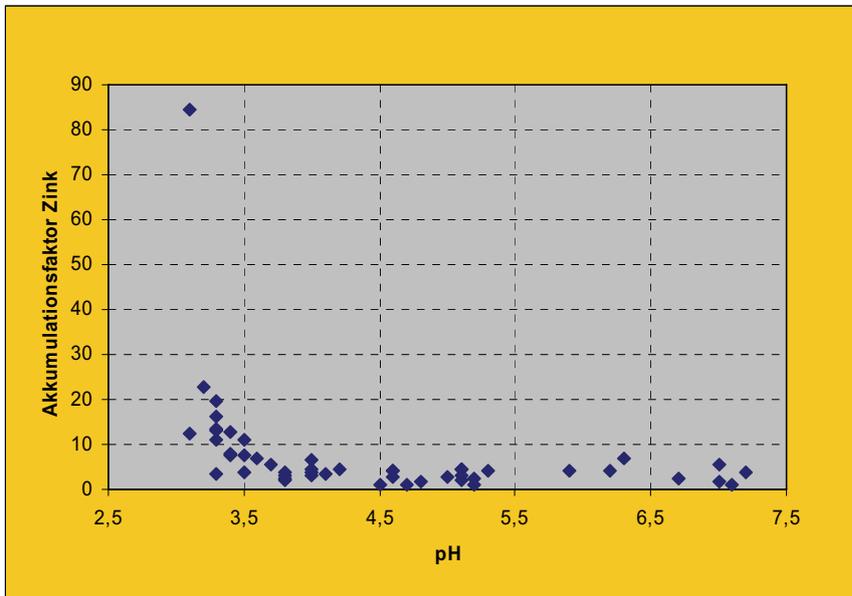


Abb. A20: Akkumulationsfaktoren für Zink in Regenwürmern in Abhängigkeit vom pH

Eine Akkumulation von Kupfer in Regenwürmern war auf den Wald-DBF in der Regel nicht zu beobachten (16 Prozent; s.a. Tab. 7). Sie ist ab pH-Werten < 4,0 möglich, aber erst bei pH-Werten im Oberboden von kleiner 3,4 die Regel (Abb. A21). Ähnlich wie bei Cadmium und Zink liegen alle Akkumulationsfaktoren > 1 bei niedrigen Kupfergehalten in Böden.

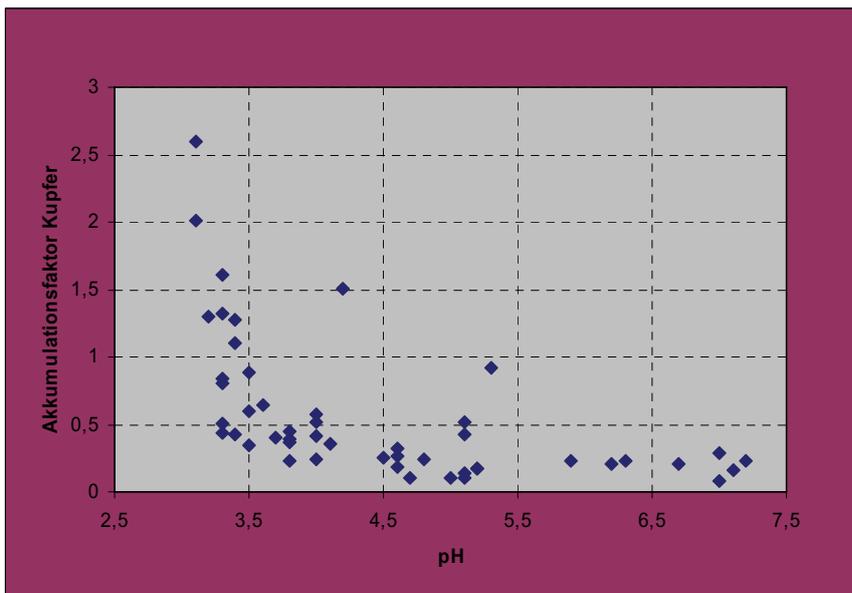


Abb. A21: Akkumulationsfaktoren für Kupfer in Regenwürmern in Abhängigkeit vom pH

Diese Untersuchung zeigt, dass Regenwürmer als Indikatoren von Schadstoffgehalten in Böden mit einem Schadstoffgehalt im Hintergrundbereich nur bedingt geeignet sind. Für die Elemente Blei, Kupfer, Arsen, Chrom und Thallium konnten keine oder kaum Anreicherungen über den Akkumulationsfaktor 1 ermittelt werden. Nur für die Elemente Cadmium, Quecksilber und Zink wurden häufig Akkumulationen ermittelt. Der Grund für die schwachen Korrelationen zwischen Metallgehalt im Wurmkörper und im Boden mag in dem geringen Belastungsgrad liegen, der für die untersuchten Wald-DBF charakteristisch ist.

4 ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEWERTUNG

Die Empfindlichkeit der Regenwurmgemeinschaften gegenüber Schwermetallbelastungen ist bisher noch wenig erforscht. Aus den in der Literatur verstreut vorhandenen Informationen über die toxische Wirkung von Schwermetallen auf Regenwürmer sind aber Kriterien ableitbar, die eine vorläufige Bewertung der hier betrachteten Dauerbeobachtungsflächen zulassen.

4.1 BEWERTUNG VON BODENBELASTUNGEN MIT HILFE DER RISIKO-KENNLINIE

Auch wenn Schwermetallgehalte in den Würmern bisher nicht eindeutig mit Bodenbelastungen erklärt werden können, ist eine Bewertung von Bodenbelastungen mit Hilfe der an Regenwürmern gewonnenen Toxizitätsdaten und Hintergrundgehalten möglich. Diesem Zweck dient die sogenannte Risiko-Kennlinie für den betreffenden Schadstoff (siehe Bericht: Abb. 10). Darunter ist eine Bewertungsfunktion zu verstehen, die zur Bewertung und Priorisierung von Bodenbelastungen durch Altlasten im Land Baden-Württemberg entwickelt wurde (v.d. TRENCK et al. 1993a + b; v.d. TRENCK & RUF 1994; v.d. TRENCK, 1997; v.d. TRENCK & JARONI 2001). Die Kennlinie basiert auf drei Stützstellen, den Bewertungskriterien, die für alle Schadstoffe äquivalent sind. Mit ihrer Hilfe werden die in den Umweltmedien gemessenen Konzentrationen unterschiedlicher Stoffe auf eine gemeinsame Skala (den Risikoindex) abgebildet und damit vergleichbar. Die Skaleneinteilung des Risikoindex wurde so gewählt, dass die Bewertungsergebnisse mit denen des früher im Land Baden-Württemberg angewendeten formalen Altlastenbewertungsverfahrens kompatibel sind. Als Bewertungskriterien und Stützstellen der Risiko-Kennlinie dienen:

- 1) Der geogene **Hintergrundwert (H)** = vernachlässigbares Risiko) als zustandsbezogenes Kriterium und
- 2) als wirkungsbezogene Kriterien
 - A) der **Prüfwert** als Schwellenwert chronischer Wirkungen (**P** = tolerierbares Risiko) und
 - B) der **L-Wert**, die in der Umwelt akut tödlich (letal) wirkende Konzentration, die einem extremen Risiko entspricht.

Der Abstand zwischen **H** und **P** gibt den **Spielraum für vorsorgendes Handeln** an.

Aus dem Abstand zwischen **P** und **L** lassen sich bei Prüfwertüberschreitungen Maßnahmenwerte ableiten (**Spielraum für nachsorgendes Handeln**).

Damit ist die Risiko-Kennlinie ein Werkzeug zum Management von Schadstoffen in der Umwelt. Sie bietet:

- eine übersichtliche Darstellung einheitlich abgeleiteter Handlungsschwellen (Vorsorgewerte, Prüfwerte, Maßnahmenwerte)
- die Möglichkeit der Priorisierung kontaminierter Flächen oder Bereiche,
- einen Maßstab zum Vergleich unterschiedlicher Schadstoffe und zu ihrer Aggregation in Wirkungsbilanzen.

Die verwendeten Kriterien sind aus anderen Bewertungsansätzen bekannt; neu ist ihre problemgerechte Verknüpfung zu einer Kennlinie.

4.2 DIE BEDEUTUNG DES SCHUTZGUTES

Durch die wirkungsbezogenen Kriterien ist die Risiko-Kennlinie abhängig von der Empfindlichkeit der Schutzgüter und damit schutzgut-spezifisch, d.h. für jedes Schutzgut ist eine eigene Kennlinie aufzustellen. In die wirkungsbezogenen Kriterien gehen eine Schwellendosis [die Wirkungsschwelle (**ED₀**) oder die letale Dosis (**LD₅₀**)] und jeweils ein nutzungsabhängiges Expositionsszenarium ein. Das Expositionsszenarium hat eine bestimmte Aufnahmerate des zu bewertenden Umweltmediums durch den betrachteten Organismus (das Schutzgut) zur Folge.

Als Schutzgüter kommen nicht nur der Mensch, sondern z.B. auch die Lebensraumfunktion des Bodens in Betracht, die durch Bodentierarten wie Regenwürmer repräsentiert werden kann.

4.3 METALLOXITIZITÄT UND –BIOVERFÜGBARKEIT FÜR BODENLEBEWESEN NACH DEM NIEDERLÄNDISCHEN ANSATZ

Viele Daten zur **Toxizität** von Schwermetallen für Bodenlebewesen können einem niederländischen Bericht von CROMMENTUIJN et al. (1997) über in der Umwelt maximal zulässige Konzentrationen entnommen werden. In den Niederlanden wurden die ökotoxikologisch maximal zulässigen Konzentrationen (*maximum permissible concentrations*, MPC) in einem sog. "Zusatzrisiko-Ansatz" unter Berücksichtigung von Hintergrundkonzentrationen erarbeitet (*added risk approach*). Dieser Ansatz geht von einem maximalen Zusatzgehalt aus (*maximum permissible addition*, MPA), der zu dem Hintergrund hinzuaddiert wird. Das Ergebnis ist die maximal zulässige Konzentration.

Für den Boden dienen als Ausgangspunkt die NOEC-Werte chronischer Tests an einer möglichst breiten Palette von Bodenorganismen unter Einbeziehung von Regenwürmern. Bei unzureichendem Organismenspektrum wurden aber auch Ergebnisse akuter Mortalitätstests (LC₅₀-Werte) unter Einbeziehung von Sicherheitsfaktoren verwendet.

Den Autoren war dabei klar, dass die **Bioverfügbarkeit** der geprüften Stoffe ein entscheidender Faktor ist, der bei allen Bewertungen berücksichtigt werden muss (CROMMENTUIJN et al., 1997; POSTHUMA & NOTENBOOM, 2000; SPURGEON et al., 1994; SPURGEON & HOPKIN, 1995, 1996; siehe auch SCHNEIDER et al., 2001; LANDNER & REUTHER, 2004). Die Bioverfügbarkeit von Metallen hängt von einem komplexen

Satz von Faktoren ab, zu denen die Bodenchemie, biologische Faktoren und Umwelteinflüsse zählen. Oft reicht das vorhandene Wissen nicht aus, um den Einfluß dieser Faktoren quantitativ zu berücksichtigen (z.B. den Einfluß des Boden-pH). Daher wurden zur Ableitung der MPC-Werte einige Annahmen gemacht, z.B. diejenige, dass in einem **Labortest** die dem Boden zugesetzte Konzentration eines Metalls **vollständig bioverfügbar** ist, und dass sich **im Freiland** der bioverfügbare Anteil der Gesamtkonzentration so verhält **wie die im Labor** zugesetzte Konzentration. Diese Annahmen wurden für den hier vorliegenden Bericht übernommen.

4.4 KONSTRUKTION VON RISIKO-KENNLINIEN UNTER BERÜCKSICHTIGUNG VON MOBILITÄT UND TOXIZITÄT FÜR REGENWÜRMER

Zur Konstruktion der Risiko-Kennlinien wurden Daten zur Empfindlichkeit von Regenwürmern gegenüber einzelnen Metallen aus der Literatur gewonnen (P und L) und in Kombination mit Hintergrundgehalten (H) als Bewertungskriterien für Bodenbelastungen verwendet. Ein kompletter Satz von Bewertungskriterien (H, P und L) wird als Stützstellen der Risiko-Kennlinie bezeichnet (v.d. TRENCK & JARONI, 2001). In Tabelle 4 (siehe Bericht) sind die Stützstellen für Kupfer, Cadmium, Nickel, Blei und Zink aufgelistet (für Chrom^{VI} auch P und L, während H nur für den toxikologisch nicht ausschlaggebenden Parameter „Gesamtchrom“ bekannt ist). Dabei entspricht die Reihenfolge der Metalle ihrer durch den Prüfwert (P) ausgedrückten chronischen Toxizität.

Da nur der bioverfügbare Anteil für die Toxizität relevant ist, wurden die Toxizitätsschwellen für mobiles (in Ammoniumnitrat lösliches) Schwermetall eingetragen (Me_{mob}). Die Hintergrundwerte wurden der Literatur (LFU, 1994) als Gesamtgehalte entnommen und mit Hilfe der aus den 60 untersuchten Dauerbeobachtungsflächen gemittelten Mobilität in lösliche Hintergrundgehalte umgerechnet. Als **Mobilität** wurde das Verhältnis des mobilen Gehaltes zum Gesamtgehalt definiert (Tab. A1). Da die Mobilität von vielen Faktoren abhängig ist, schwankt sie in einem weiten Bereich.

Beim Kupfer beträgt die Mobilität im Mittel nur 0,5 %. Im konkreten Beispiel war eine noch geringere **Mobilität von 0,06%** zugrunde zu legen, so daß die RKL_{gesamt} um den Faktor 1700 nach rechts verschoben ist (Abb. A22).

Tabelle A1: Mobilität von Schwermetallen im Oberboden der 60 Wald-DBF der LfU Baden-Württemberg

Metall	Daten aus 1994		Daten aus 2003	
	mittlere Mobilität [%]	Streubreite der Mobilität [%]	mittlere Mobilität [%]	Streubreite der Mobilität [%]
Cd	27	0,3 - 88,3	24	4,0 - 72
Zn	4,4	0,05 - 33	6,3	0,27 - 57
Ni			3,1	0,34 - 25
Pb	3,3	0,005 - 24	2,5	0,032 - 16
Cu	0,5	0,03 - 1,65	0,5	0,04 - 4,2
Cr			0,5	0,02 - 1,0

Unter Berücksichtigung der Mobilität ergibt sich eine Reihung nach der Toxizität als Cu > Cd > Ni > Pb > Zn (siehe Bericht, Tab. 4). Die Ursache für die abweichende Reihung der Toxizität bei MA (1982) und KHALIL et al. (1996), wo dem Cadmium die größere Toxizität zugeordnet wird, ist darin zu sehen, dass Cadmium [Mobilität (M) = 30%] in der Regel sehr viel besser bioverfügbar ist als Kupfer (M = 0,5%). Demnach sind beim Kupfer wesentlich höhere Gesamtgehalte erforderlich, um die gleiche Konzentration an löslichem Metall zu erreichen als beim Cadmium. Der Vergleich von Gesamtgehalten verschleiert also die wahre Toxizität des Kupfers.

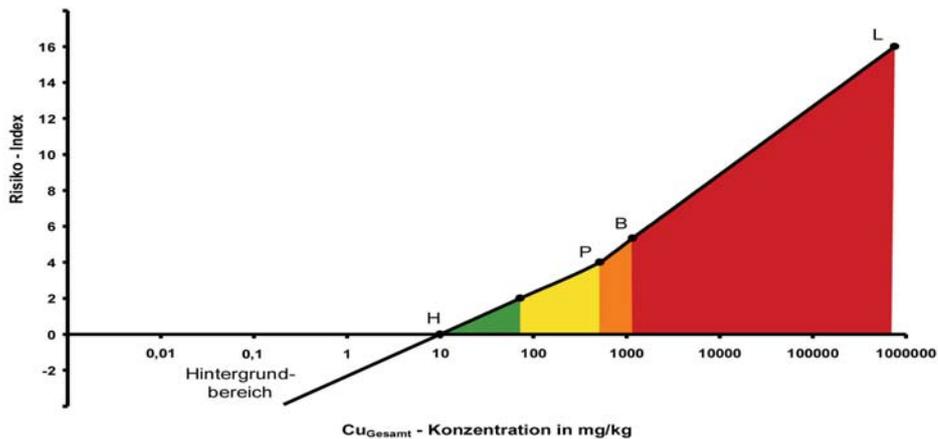
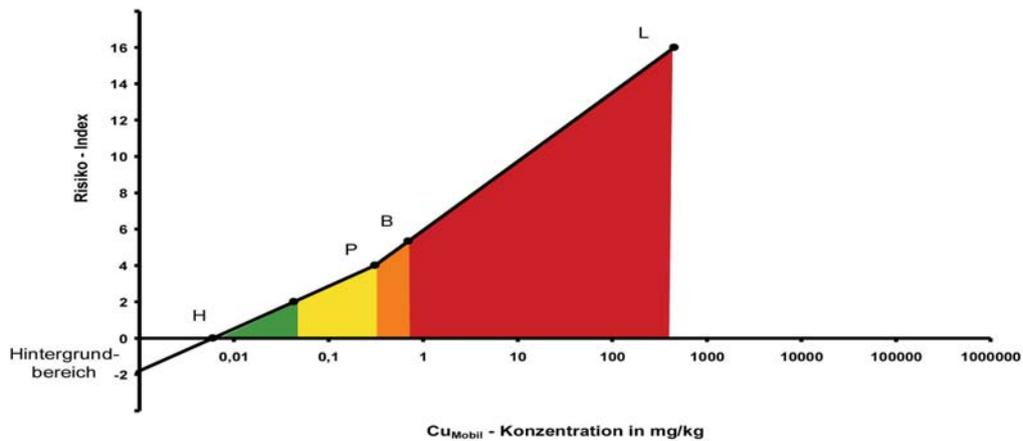


Abb. A22: Risiko-Kennlinien zur Bewertung von Kupfergehalten im Boden auf der Grundlage der toxischen Wirkung des Kupfers auf Regenwürmer. Als Bewertungskriterien dienen der Hintergrundwert (H), der Prüfwert (P) und der Letalwert (L). Als Hintergrundwert wurde im Beispiel der 90. Perzentilwert der in Baden-Württemberg gemessenen Gehalte unbelasteter Böden der empfindlichsten Kategorie (Sandböden) gewählt (LfU, 1994). Der Prüfwert (Übergang von gelb nach orange) entspricht der Wirkungsschwelle chronischer Toxizitätstests und der L-Wert der kurzzeitig tödlich wirkenden Konzentration. Auf halber Strecke zwischen H und P kann ein Vorsorgewert definiert werden (Übergang von grün nach gelb). Der Belastungswert (B) entspricht einem Neuntel der Strecke zwischen P und L (Übergang von orange nach rot).

Nur der mobile Anteil des Kupfers ist bioverfügbar. Der große Unterschied in der Toxizität zwischen Gesamtgehalten (untere Grafik) und mobilen Gehalten (obere Grafik) ergibt sich aus der sehr geringen Mobilität des Kupfers.

4.4.1 KUPFER

4.4.1.1 BEWERTUNG DES KUPFERS NACH DATEN VON BELOTTI

Für Kupfer wird eine exemplarische Bewertung der Lebensraumfunktion des Bodens durch Arbeiten von BELOTTI ermöglicht (BELOTTI et al., 1997; BELOTTI, 1998; BELOTTI & BECKER, 2001). Diese Autoren ermittelten in einer Freilandstudie die Kupferempfindlichkeit der Regenwurmart *A. rosea*, *A. caliginosa* und *A. chlorotica* in 54 durch ehemaligen Wein- oder Hopfenanbau mit Kupfer belasteten Böden Baden-Württembergs und erarbeiteten damit Grundlagen für die Ableitung eines Regenwurm-spezifischen Prüfwertes für kupferbelastete Böden.

Mit Hilfe einer logistischen Regressionsbeziehung schätzt BELOTTI die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen einer gestörten Regenwurmpopulation in Abhängigkeit vom Gehalt an **mobilem** Kupfer (Cu_{mob} als Ammoniumnitrat-Extrakt des Bodens). Aus einem Schätzwert von 677,5 µg/kg für die 50%ige Wahrscheinlichkeit einer Störung lässt sich ein Belastungswert (B_{Cu-mob}) von **ca. 0,7 mg Cu_{mob} / kg** für alle Flächen mit pH zwischen 4,5 und 7,5 und Humusgehalt zwischen 2 und 8% ableiten.

4.4.1.2 KRITIK AN DER BELOTTI-STUDIE: IST KUPFER DER AUSSCHLAGGEBENDE SCHADSTOFF?

Es ist nicht auszuschließen, dass in einigen oder allen der untersuchten Flächen andere Schadstoffe anwesend waren, die das Ergebnis beeinflusst haben könnten. Dann wäre die Toxizität der Böden nicht dem Kupfer allein zuzuschreiben und der BELOTTI-Bericht (1997, 1998) wäre damit eigentlich nicht geeignet, einen Prüfwert abzuleiten, da nicht sichergestellt ist, dass die belasteten Böden Kupfer als einzigen Schadstoff enthalten. In Wein- und Hopfenanbaugebieten können auch Quecksilberkontaminationen vorkommen, falls die verwendeten Pfähle mit Quecksilber imprägniert (kyanisiert) waren. Zur Behandlung der Kulturen selbst kommen Pestizide zum Einsatz, die neben Kupfer die Regenwurmpopulation beeinflussen können. Diese Kritik wird aber durch die Befunde weiterer Autoren relativiert, die ebenfalls Feldversuche zur Kupferempfindlichkeit von Regenwürmern in Wein- und Obstkulturen angestellt haben.

Nach 5 Jahren der Anwendung diverser Fungizide¹ und Herbizide¹ auf **Versuchsflächen in der Champagne** waren die Gehalte organischer Pestizid-Wirkstoffe im Boden nur niedrig oder nicht nachweisbar, während lediglich Kupfer aus Bordeaux-Mischung¹ in den obersten Zentimetern des Bodens angereichert war. Die Häufigkeit und die Biomasse der Regenwürmer waren auf den mit Bordeaux-Mischung behandelten Flächen vermindert, aber nicht auf anders behandelten Flächen (CHAUSSOD et al., 1996).

Das gleiche Phänomen eines Rückganges von Regenwurmpopulationen, insbesondere von *A. caliginosa* und *A. chlorotica* wurde auch aus **norditalienischen** Obstkulturen und Weingärten berichtet (PAOLETTI et al., 1998). Beide Berichte stimmen darin überein, dass es für Veränderungen der Boden-Mikroflora durch die Applikation von Kupfer keine Hinweise gab (CHAUSSOD et al. 1996; PAOLETTI et al. 1998).

¹ Fungizide wie Folpel, Mancozeb, elementarer Schwefel, Mehltaubekämpfungsmittel (mit Fosetyl, Al, Cymoxanil und Fluzilazol); Herbizide wie Chlorthiamid, Diuron, Norflurazon und Isoxaben sowie $CuSO_4$ enthaltende Bordeaux-Mischung

Auch CLUZEAU und FAYOLLE (1988) erklären das fast vollständige Fehlen von Regenwürmern in Böden von 60 Jahre lang im Weinanbau genutzten Flächen der **Champagne** mit dem durch häufige Pestizid-Anwendung dreifach über dem empfohlenen Maximalwert liegenden Kupfergehalt dieser Böden.

So kann vorläufig angenommen werden, dass es sich auch bei der Studie von BELOTTI (1997, 1998) um eine Monokontamination des Bodens mit Kupfer handelt. Damit sind die in dem Bericht genannten Eckwerte zur Ermittlung eines Prüfwertes verwendbar. Auf jeden Fall lässt sich das Prinzip der Bewertung von Böden mit Hilfe der Risiko-Kennlinie auch mit vorläufigen Daten erläutern. Schließlich können die abgeleiteten Prüfwerte später bei Vorliegen besser abgesicherter Daten korrigiert werden.

4.4.1.3 BERÜCKSICHTIGUNG DER TATSÄCHLICHEN MOBILITÄT DES KUPFERS IM BODEN

Da die Mobilität einen wesentlichen Einfluss auf die Toxizität des Kupfers hat (IRELAND, 1983) und sehr abhängig von den Bodeneigenschaften ist, wird eine Bewertung unter Einbeziehung der Mobilität durchgeführt. Dies ist durch die Aufstellung einer Risiko-Kennlinie für Kupfergehalte im Boden auf der Grundlage der von BELOTTI et al. (1997) ermittelten Kupferempfindlichkeit von Regenwürmern möglich, wenn bei der Bewertung des Gesamtgehaltes an Kupfer¹ das fallspezifische Szenarium (die tatsächlich gemessene Mobilität des Kupfers) berücksichtigt wird.

Der Belastungswert des Gesamtgehaltes (B_{ges}) ergibt sich als Verhältnis aus dem Belastungswert des mobilen Gehaltes und der Mobilität (siehe oben). Dabei ist die Mobilität (M) als das Verhältnis von Ammoniumnitrat-extrahierbarem zu Gesamtkupfer definiert

$$(M = \text{Cu}_{\text{mob}}/\text{Cu}_{\text{ges}}).$$

$$B_{\text{Cu-ges}} = B_{\text{Cu-mob}}/M = B_{\text{Cu-mob}} \cdot \text{Cu}_{\text{ges}}/\text{Cu}_{\text{mob}}$$

¹ BELOTTI et al. (1997) schlagen vor, für die Aufstellung eines Prüfwertes für den Gesamtgehalt eines Bodens an Kupfer von einer **Kupfermobilität von 3 %** auszugehen. Eine empirische Verteilung der Kupfermobilität von 241 Böden zeigt, dass dieser Parameter sowohl für Tongehalte < 30 % als auch für höhere Tongehalte in der Regel zwischen 0,05 % und 1 % schwankt und einen Maximalwert von 2,75 % aufweist (siehe auch Tab. A1). Somit beinhaltet die Rechnung mit einer Mobilität von 3 % in der Regel eine Sicherheitsmarge von einem Faktor 3 oder größer, in wenigen Ausnahmen darunter. Ein **Belastungswert für Gesamtkupfer** ($B_{\text{Cu-ges}}$) errechnet sich aus dem von BELOTTI ET AL. (1997) vorgeschlagenen Belastungswert für mobiles Kupfer und der Kupfermobilität von 3% als:

$$B_{\text{Cu-ges}} = B_{\text{Cu-mob}}/M;$$

d.h. $B_{\text{Cu-ges}} = 0,7 \text{ mg/kg} / 0,03 \approx 23 \text{ mg/kg}$. Unter den genannten Bedingungen einer vorsichtigen Abschätzung ergibt sich also ein Belastungswert für Gesamtkupfer von **23 mg/kg**.

Geht man von Anteilen von 1 % bzw. 0,05 % an mobilem Kupfer aus, so liegt der Belastungswert für Gesamtkupfer bei **70 mg/kg** bzw. **1400 mg/kg**.

$$(B_{\text{Cu-ges}} = 0,7 \text{ mg/kg} / 0,01 = 70 \text{ mg/kg}; B_{\text{Cu-ges}} = 0,7 \text{ mg/kg} / 0,0005 = 1400 \text{ mg/kg})$$

4.4.1.4 BERECHNUNG DES PRÜFWERTES AUS DEM BELASTUNGSWERT

Der Belastungswert (**B_{mob}** oder **B_{ges}**) entspricht einer mit 50%iger Wahrscheinlichkeit geschädigten Population (BELOTTI et al., 1997), also einem **deutlichen Effekt**. Er ist daher nicht mit dem Prüfwert der Risiko-Kennlinie (v.d. TRENCK et al., 1993; v.d. TRENCK & JARONI 2001) gleichzusetzen, der in der Regel den Wirkungsschwellenwert darstellt, sondern korrespondiert eher mit der oberen Toleranzgrenze des Prüfwertes (**P_{max}**):

$$B \triangleq P_{\max}$$

Ursprünglich war der P_{max}-Wert als obere toxikologische Toleranzgrenze des Prüfwertes definiert und wurde anhand der Risiko-Kennlinie aus dem Prüfwert abgeleitet (V.D. TRENCK et al., 1993; V.D. TRENCK & JARONI 2001). Zu dieser Berechnung wird außer dem Prüfwert (P) die in der Umwelt letal wirkende Konzentration (L) benötigt:

$$P_{\max} = P \cdot (L/P)^{1/9}$$

Bei Kenntnis von B (= P_{max}) und L kann auch umgekehrt der Prüfwert (P) aus der Risiko-Kennlinie abgeleitet werden:

$$P = (P_{\max})^{9/8} / (L)^{1/8} \quad \text{oder} \quad P = B^{9/8} / L^{1/8}$$

4.4.1.5 DIE FÜR REGENWÜRMER LETALE KUPFER-KONZENTRATION

Zur Ableitung einer auf Regenwürmer letal wirkenden Konzentration (**L-Wert**) können von BELOTTI et al. (1997) zitierte Angaben verwendet werden. Danach war bei Regenwürmern, die in Schweinegülle mit einem Kupfergehalt von 101 mg/kg gehalten wurden, nach 3 Monaten eine starke Zunahme der Mortalität zu verzeichnen. Bei einer Konzentration von 483 mg/kg trat dieser Effekt schon nach einem Monat ein. Dieser kürzere Zeitraum entspricht eher einem akuten Test. Bestätigt wird der letztere Wert durch die an *Eisenia foetida* in LUFA-Boden bestimmte akute Toxizität des Kupfers, die eine **LC₅₀ von 453 mg/kg** ergab, während die NOEC für die Reproduktion von Regenwürmern bei 32 mg/kg lag (KULA, 1999). Bei diesen Ergebnissen muss davon ausgegangen werden, dass das Testmedium frisch angesetzt wurde und vollständig mobiles Kupfer enthielt ($M = Cu_{\text{mob}}/Cu_{\text{ges}} = 1$; dies entspricht der Annahme von CROMMENTU-IJN et al. (1997).

4.4.1.6 ZUSAMMENSTELLUNG DER BEWERTUNGSGRUNDLAGEN FÜR KUPFER

Als maßgeblich für die Bewertung von Kupferkontaminationen werden die niedrigste LC₅₀ von 453 mg/kg (Tab. A2) und der daraus und aus dem Belastungswert für mobiles Kupfer (BELOTTI et al., 1997) abgeleitete Prüfwert von 0,31 mg/kg zugrunde gelegt (Bericht, Tab. 4).

Tabelle A2: Daten zur Toxizität von Kupfer für Regenwürmer (k. A. = keine Angabe)

Toxizität	Testsystem	Kupfergehalt im Medium [mg/kg] (Effekt)	Kupfergehalt im Regenwurm [mg/kg]	Literatur
Akut	<i>E. fetida</i>	453 (LC ₅₀)	-	KULA (1999)
	k. A.	483 (30d-LC)	100	CURRY & COTTON (1980)
	k. A.	643 (14d-LC ₅₀)	-	NEUHAUSER et al. (1985)
	k. A.	1000 (LC ₅₀)	-	MA (1983)
	<i>A. caliginosa</i>	1400 (14d-LC ₅₀)	-	KHALIL et al. (1996)
	<i>Octolasion cyaneum</i>	-	100 - 120	STREIT (1984)
Chronisch	56 Prozesse MPA	3,5 (NOECs)	-	CROMMENTUIJN et al. (1997)
	12 Spezies MPA	24 (NOECs)	-	CROMMENTUIJN et al. (1997)
	<i>L. terrestris</i>	30 (NOEC)	-	MA (1983)
	<i>E. fetida</i>	32 (Reprod.-NOEC)	-	KULA (1999)
	<i>E. fetida</i>	32	-	SPURGEON et al. (1994)
	56 Prozesse MPC	40 (NOECs)	-	CROMMENTUIJN et al. (1997)
	<i>E. andrei</i>	56 (NOEC, Wachstums- hemmung)	-	van GESTEL et al. (1991)
	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	70 (56d-EC ₁₀ , Kokon- Prod.)	-	KHALIL et al. (1996)
	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	106 (EC ₁₀₀ , Wachstums- hemmung)	-	MARTIN (1986)
	k. A.	130 (EC)	-	MA (1984)

In der Literatur gefundene NOEC-Werte (Tab. A2) liegen sämtlich höher, weil bei diesen Werten nicht der hohe Anteil an gebundenem, nicht bioverfügbarem Kupfer berücksichtigt wurde.

4.4.2 BEWERTUNG VON CADMIUM UND BLEI NACH DATEN VON VAN STRAALEN & BERGEMA (1995)

Nach Untersuchungen von van STRAALEN & BERGEMA (1995) war die Bioverfügbarkeit des Bleis stärker vom pH-Wert abhängig als die des Cadmiums. Auch zeigte die Empfindlichkeit von acht Spezies von Bodeninvertebraten für Blei eine deutlich schmalere Verteilung [NOEC-Mittelwert und Standardabweichung (σ) = 512 \pm 2 mg/kg] als für Cadmium (NOEC-Mittelwert $\pm \sigma$ = 12,5 \pm 5,5 mg/kg). Das hat zur Konsequenz, dass bei zunehmender Versauerung des Bodens der Prozentsatz der Organismen, die durch

freigesetzte Metall-Äquivalente geschädigt werden, im Fall des Bleis schneller ansteigt als im Fall des Cadmiums.

Beide Mechanismen führen dazu, dass das ökologische Risiko durch Blei bei einer Absenkung des pH-Wertes wesentlich schneller zunimmt als das Cadmium-bedingte Risiko, auch wenn die absolute Empfindlichkeit gegenüber Cadmium deutlich größer ist als gegenüber Blei.

Tabelle A3: Daten zur Toxizität von Cadmium für Regenwürmer (k. A.: keine Angabe)

<i>Toxizität</i>	<i>Testsystem</i>	<i>Cadmiumgehalt im Medium [mg/kg] (Effekt)</i>	<i>Cadmiumgehalt im Regenwurm [mg/kg]</i>	<i>Literatur</i>
Akut	k. A.	500 (LC ₅₀)	-	MA (1983)
	<i>A. caliginosa</i>	1300 (14d-LC₅₀)	-	KHALIL et al. (1996)
	k. A.	1840 (14d-LC ₅₀)	-	NEUHAUSER et al. (1985)
	<i>E. fetida</i>	-	620	CONDER & LANNO (2003)
Chronisch	13 Spezies MPC	1,6 (NOECs)	-	CROMMENTUIJN et al. (1997)
	<i>A. caliginosa</i>	1,9 (56d-EC ₁₀ Kokon-Prod.)	-	KHALIL et al. (1996)
	<i>E. andrei</i>	10 (EC, Wachstum)	13	van GESTEL et al. (1993)
	<i>L. terrestris</i>	10 (NOEC, Wachstum)	-	MA (1983)
	8 Spezies Mittelwert	12,5 (NOECs)	-	van STRAALEN & BERGEMA (1995)
	<i>E. fetida</i>	39,2 (NOEC, Kokon-Prod.)	-	SPURGEON et al. (1994)

Die Verteilung der NOEC-Werte für Bodeninvertebraten kann als Grundlage für einen Prüfwert zum Schutz der Lebensraumfunktion des Bodens dienen. Ein Sicherheitsfaktor von 5 auf den Mittelwert gewährleistet, dass auf Prüfwertniveau nur die NOEC eines kleinen Prozentsatzes aller Organismen überschritten wird. Daraus können **Prüfwerte** von 2,5 mg/kg für Cadmium (Tab. 4 und A3) und ca. 100 mg/kg für Blei (Tab. 4 und A4) abgeleitet werden.

Ein Vergleich dieser Prüfwerte mit den Hintergrundwerten (Tab. 4) zeigt eine ähnliche Reihung im Bereich des geogenen Hintergrundes (für Cd: H_{Quartär} = 0,1 mg/kg und für Pb: H_{Sandstein} = 43 mg/kg; LFU 1994).

Die Daten der Tabelle A3 kennzeichnen die akute und chronische Toxizität von Bodenverunreinigungen durch Cadmium. Die beiden Extremwerte der akuten Toxizität, 500 und 1840 mg/kg, liegen um den Faktor 3,7 auseinander. Als maßgeblich wird der Wert von 1300 mg/kg als der niedrigste durch Angaben zur Testspezies und Versuchsdauer charakterisierte Wert betrachtet.

Die Spanne der numerischen Angaben zur chronischen Toxizität reicht von 1,6 bis 10 mg/kg. Keiner der Werte kann jedoch als maßgeblich für Regenwürmer gelten. Bei der niedrigsten Zahl handelt es sich um eine maximal zulässige Konzentration, die aus NOEC-Werten von 13 Bodentierarten ermittelt wurde (CROMMENTUIJN et al., 1997). Die beiden nächsten Zahlen sind EC-Werte, die schon messbare Effekte zeigen und damit über der Wirkungsschwelle liegen.

Dagegen gibt der von van STRAALEN & BERGEMA (1995) ermittelte Wert von 12,5 mg/kg als Mittelwert der NOECs von acht Spezies das Zentrum der Verteilung der Wirkungsschwellen an. Wird diese Zahl durch einen Sicherheitsfaktor von 5 geteilt, so erhält man mit 2,5 mg/kg einen Wert, der den unteren Rand der Verteilung repräsentiert (siehe oben). Dieser Wert wird als Prüfwert zugrunde gelegt (Bericht, Tabelle 4).

Tabelle A4: Daten zur Toxizität von Blei für Regenwürmer

<i>Toxizität</i>	<i>Testsystem</i>	<i>Bleigehalt im Medium [mg/kg] (Effekt)</i>	<i>Literatur</i>
Akut	Regenwurm, k. A.	3000 (LC₅₀)	MA (1983)
Chronisch	13 Spezies, MPC	149 (NOECs)	CROMMENTUIJN et al. (1997)
	Regenwurm, k. A.	200 (NOEC)	MA (1983)
	8 Spezies, Mittelwert	512 (NOECs)	van STRAALEN & BERGEMA (1995)
	<i>E. fetida</i>	1810 (NOEC, Kokon- Prod.)	SPURGEON et al. (1994)

k. A.: keine Angabe

Für die akute Regenwurmtoxizität von Blei fand sich als einzige Angabe eine LC₅₀ von 3000 mg/kg, die damit maßgeblich ist (Tab. A4).

Der Mittelwert aus acht NOEC-Werten von Bodentieren liegt bei 512 mg/kg (Tab. A4). Teilt man diesen Wert durch einen Sicherheitsfaktor von 5, um an den unteren Rand der Verteilung zu gelangen, so erhält man einen Wert von ca. 100 mg/kg. Dieser Wert wird als **Prüfwert** zugrunde gelegt (siehe oben). Er wird durch die von MA (1983) mit 200 mg/kg angegebene NOEC für Regenwürmer und durch den niederländischen MPC-Wert von 149 mg/kg, der aus 13 NOEC-Werten ermittelt wurde, gut bestätigt.

4.4.3 BEWERTUNG VON NICKEL NACH DATEN VON MA (1983)

Für die akute Toxizität von Nickel fand sich nur ein einziger Wert (Tab. A5).

Tabelle A5: Daten zur Toxizität von Nickel für Regenwürmer

<i>Toxizität</i>	<i>Testsystem</i>	<i>Nickelgehalt im Medium [mg/kg] (Effekt)</i>	<i>Literatur</i>
Akut	k. A.	1000 (LC ₅₀)	MA (1983)
Chronisch	k. A., Regenwurm	65 (NOEC)	CROMMENTUIJN et al. (1997)
	<i>Lumbricus terrestris</i>	50 (NOEC)	MA (1983)
	3 Spezies, MPC	38	CROMMENTUIJN et al. (1997)

k. A.: keine Angabe

Die Angaben zur chronischen Toxizität von Nickel liegen eng zusammen mit Werten von 38, 50 und 65 mg/kg (Tab. A5). Die von MA (1983) angegebene NOEC für *L. terrestris* von 50 mg/kg ist am besten definiert und wird daher als Prüfwert zugrunde gelegt.

4.4.4 BEWERTUNGSKRITERIEN FÜR ZINK NACH DATEN VON SPURGEON & HOPKIN (1999)

Eckdaten zur Bewertung Zn-belasteter Flächen lassen sich einer Arbeit von SPURGEON UND HOPKIN (1999) entnehmen (Tab. A6). Danach liegt der Prüfwert im Bereich der chronischen NOEC der Kokon-Produktion von *L. rubellus* von ca. 350 mg/kg, während der L-Wert bei der 14-Tage-LC₅₀ dieser Spezies von ca. 2000 mg/kg anzusiedeln ist. Weniger empfindlich scheint *A. caliginosa* mit einer 14-Tage-LC₅₀ von 4800 mg/kg und einer 7-Tage-LC₅₀ von 5100 mg/kg zu sein.

Von den in Tabelle A6 zusammengetragenen Daten zur Toxizität des Zinks wird der Wert von 2000 mg/kg als maßgeblich für die akute Toxizität zugrunde gelegt, weil er der kleinste nach Spezies und Versuchsdauer definierte Wert ist. Bei dem Wert von 662 mg/kg fehlt die Angabe der Art, und der Wert von 1264 mg/kg kann wegen der Versuchsdauer von 42 Tagen nicht mehr als akute Toxizität bezeichnet werden.

Die chronische Toxizität wird am besten durch die Wirkungsschwelle der Kokon-Produktion von 350 mg/kg ausgedrückt (Tab. A6). Bei allen höheren Werten ist die Effektschwelle schon überschritten, und der NOEC-Wert von 320 mg/kg ist nicht genauer definiert. Bei den beiden übrigen Werten handelt es sich um MPA- bzw. MPC-Werte, die nicht allein die Toxizität gegenüber Regenwürmern charakterisieren.

Tabelle A6: Daten zur Toxizität von Zink für Regenwürmer (*Lumbricus rubellus*, *Aporrectodea caliginosa*, *Eisenia foetida*)

Toxizität	Testsystem	Zinkgehalt im Medium [mg/kg] (Effekt)	Zinkgehalt im Regenwurm [mg/kg]	Literatur
Akut	k. A.	662 (14d-LC ₅₀)	-	NEUHAUSER et al. (1985)
	<i>L. rubellus</i>	1264 (42d-LC ₅₀)	1200-3600	SPURGEON & HOPKIN (1999)
	<i>L. rubellus</i>	ca. 2000 (14d-LC₅₀)	800-3300	SPURGEON & HOPKIN (1999)
	<i>A. caliginosa</i>	5100 (7d-LC ₅₀)	-	KHALIL et al. (1996)
	<i>E. foetida</i>	-	535	CONDER & LANNO (2003)
Chronisch	7 Spezies MPA	132 (NOECs)	-	CROMMENTUIJN et al. (1997)
	25 Prozesse MPC	160 (NOECs)	-	CROMMENTUIJN et al. (1997)
	<i>E. foetida</i>	320 (NOEC)	14	van GESTEL et al. (1993)
	<i>L. rubellus</i>	350 (42d-NOEC, Ko- kon-Prod.)	900-3800	SPURGEON & HOPKIN (1999)
	k.A.	560 (EC)	14	van GESTEL et al. (1993)
	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	568 (56d-EC ₁₀ , Kokon- Prod.)	-	KHALIL et al. (1996)
	<i>L. rubellus</i>	600 (42d-EC ₅₀ Kokon- Prod.)	1000-3000	SPURGEON & HOPKIN (1999)
	<i>E. foetida</i>	199 (56d-NOEC, Ko- kon-Prod.)	-	SPURGEON et al. (1994)

k. A. = keine Angabe

4.5 BERECHNUNGSBEISPIELE

Die nachfolgenden Tabellen (A8 – A17) enthalten für die Schwermetallgehalte im Boden der belasteten Flächen die Angaben zur Berechnung der Bewertungsindizes. Zum Verständnis der Skalenwerte des Risiko-Index können die Angaben der folgenden Tabelle A7 dienen.

Tabelle A7: Vergleichswerte für den Risiko-Index

Risiko-Index (r)	Bezeichnung	Risiko
0	Hintergrundwert (H)	vernachlässigbar
2	Vorsorgewert (V)	<i>Toleranzgrenze des Hintergrundwertes</i>
4	Prüfwert (P)	tolerierbar
5,3	Belastungswert (B)	<i>Toleranzgrenze des Prüfwertes</i>
16	letal wirkende Konzentration (L)	extrem

Tab. A8: Cadmium (2002)

BERECHNUNG DES BEWERTUNGSINDEXES (r)

Position	Gesteinsgruppe	mittlere H_{ges} [mg/kg]	M = $C_{\text{mob}}/C_{\text{ges}}$	H_{mob} = $H_{\text{ges}} \cdot M$ [mg/kg]	P_{mob} [mg/kg]	L_{mob} [mg/kg]	C_{gemessen} [mg/kg]	Formel 1) oder 2)	r
Hemsbach Rittenweier I 6418, R= H=	9 (Quartär) 1 (Magmatite)	0,11 0,11	0,30 0,197	0,033 0,0306	2,5 2,5	1300 1300	0,045 0,118	1 1	0,29 1,43
Rittenweier I unten	1 (Magmatite)	0,11	0,078		2,5	1300	0,047	1	1,20
Schönau 6518	3 (Buntsand- stein)	0,09	0,34	0,0306	2,5	1300	0,051	1	0,46
Ortenberg I am Weg 7513	9 (Löß + Löß- lehm, Quartär)	0,11	0,16		2,5	1300	15,3	2	7,48
Ortenberg II Mitte	9 (Löß + Löß- lehm, Quartär)	0,11	0,24		2,5	1300	0,379	1	2,35
Ortenberg III am Deich Ergeten v 8324 Wangen R=3551 000 H=5283 250	9 (Löß + Löß- lehm, Quartär) 11 (Geschiebe- lehm)	0,11 0,11	0,21 0,087		2,5 2,5	1300 1300	0,164 0,026	1 1	1,69 0,72
Ergeten h R=3551 000 H=5283 300 Lochbrücke I 8323 TT R=3540 300 H=5281 300 Küfnach	11 (Geschiebe- lehm) 11 (Quartär)	0,11 0,11	0,093 0,15		2,5 2,5	1300 1300	0,028 0,022	1 1	0,73 0,25
8316 Klettgau R=3452 200 H=5273 670	12 (Wechsel- folgen Tertiär)	0,12	0,017		2,5	1300	<0,005	1	<0,51

Belastungswert: $P_{\text{max}} = P \cdot (L/P)^{1/9} = 5,01 \text{ mg/kg}$ für mobiles Cd (Ammoniumnitrat-Extrakt)
 Vorsorgewert: in Lochbrücke 1: ($H_{\text{ges}} = 0,11 \text{ mg/kg}$) $\cdot (M = 0,047) \rightarrow (H_{\text{mob}} = 0,00517 \text{ mg/kg});$ $V = (H \cdot P)^{1/2} = 0,11 \text{ mg/kg}$

Tab. A9: Kupfer (2002)

BERECHNUNG DES BEWERTUNGSINDEXES (r)

Position	Gesteinsgruppe	mittlere H_{ges} [mg/kg]	M = C_{mob}/C_{ges}	H_{mob} = $H_{ges} \cdot M$ [mg/kg]	P_{mob} [mg/kg]	L_{mob} [mg/kg]	$C_{gemessen}$ [mg/kg]	Formel 1) oder 2)	r
Hemsbach Rittenweier I 6418, R= H=	9 (Quartär)	16,9	0,012	0,1955	0,3	453	0,14	1	-3,12
Rittenweier I 6418, R= H=	1 (Magmatite)	6,5	0,0046	0,0297	0,3	453	0,075	1	1,60
Rittenweier I 6418, R= H=	1 (Magmatite)	6,5	0,0094	0,0609	0,3	453	0,119	1	1,68
Schönau 6518	3 (Buntsand- stein)	5	0,010	0,0517	0,3	453	0,091	1	1,29
Ortenberg I am Weg 7513	9 (Löß + Löß- lehm, Quartär)	16,9	0,010	0,1639	0,3	453	0,613	2	5,17
Ortenberg II Mitte	9 (Löß + Löß- lehm, Quartär)	16,9	0,012	0,2102	0,3	453	0,515	2	4,89
Ortenberg III am Deich Ergeten v 8324 Wangen R=3551 000 H=5283 250	9 (Löß + Löß- lehm, Quartär)	16,9	0,012	0,1966	0,3	453	0,434	2	4,61
Ergeten h R=3551 000 H=5283 300	11 (Geschiebe- lehm)	15,9	0,0061	0,0971	0,3	453	0,149	1	1,52
Lochbrücke I 8323 TT R=3540 300 H=5281 300 Küfnach	11 (Geschiebe- lehm)	15,9	0,0054	0,0859	0,3	453	0,155	1	1,89
Lochbrücke I 8323 TT R=3540 300 H=5281 300 Küfnach	11 (Quartär)	15,9	0,011	0,1672	0,3	453	5,48	2	8,76
8316 Klettgau R=3452 200 H=5273 670	12 (Wechselfol- gen Tertiar)	17,5	0,0066	0,1158	0,3	453	0,092	1	-0,97

1) $c < P \rightarrow r = 4 + 4 \cdot \frac{[lg(c/P)]}{[lg(P/H)]}$

2) $c > P \rightarrow r = 4 + 12 \cdot \frac{[lg(c/P)]}{[lg(L/P)]}$

Belastungswert:

Vorsorgewert:

$P_{max} = P \cdot (L/P)^{1/9} = 0,68 \text{ mg/kg}$ für mobiles Cu (Ammoniumnitrat-Extrakt)

in Lochbrücke 1: ($H_{ges} = 15,9 \text{ mg/kg}$) \cdot ($M = 0,011$) \rightarrow ($H_{mob} = 0,1672 \text{ mg/kg}$); $V = (H \cdot P)^{1/2} = 0,22 \text{ mg/kg}$

BERECHNUNG DES BEWERTUNGSINDEXES (r)

Tab. A11: Blei (2002)

Standort	Gesteinsgruppe	mittlere H gesamt (mg/kg)	M (Cmob/Cges)	Hmob (M*Hges)	Pmob	Lmob	c (gemessen) (mg/kg)	Formel	r
Hemsbach	9 (Quartär)	26,3	0,001	0,0283	100	3000	0,027	1 oder 2	-0,02
Rittenweier oben	1 (Magnetite)	25,1	0,0016	0,0400	100	3000	0,127	1	0,59
Rittenweier unten	1 (Magnetite)	25,1	0,0006	0,0145	100	3000	0,046	1	0,52
Schönau	3 (Buntsandstein)	19,8	0,008	0,1577	100	3000	0,211	1	0,18
Ortenberg I (am Weg)	9 (Löß + Lößlehm, Quartär)	26,3	0,002	0,0449	100	3000	0,311	1	1,00
Ortenberg II (Mitte)	9 (Löß + Lößlehm, Quartär)	26,3	0,004	0,0945	100	3000	0,299	1	0,66
Ortenberg III (am Deich)	9 (Löß + Lößlehm, Quartär)	26,3	0,003	0,0718	100	3000	0,23	1	0,64
TT 1 (Ergeten vorn)	11 (Geschiebelehm)	19,3	0,0005	0,0097	100	3000	0,02	1	<0,31
TT 1 (Ergeten hinten)	11 (Geschiebelehm)	19,3	0,0006	0,0107	100	3000	0,02	1	<0,28
TT 3 (Lochbrücke)	11 (Quartär)	19,3	0,001	0,0113	100	3000	0,02	1	<0,25
Küßnach	12 (Wechselfolgen, Tertär)	20	0,0004	0,0082	100	3000	0,02	1	<0,38

c (grün): bei <BG wurde BG eingetragen

- 1) $c < P \rightarrow r = 4 + 4[\lg(c/P)/\lg(P/H)]$
- 2) $c > P \rightarrow r = 4 + 12[\lg(c/P)/\lg(L/P)]$

Belastungswert: $P_{\max} = P \cdot (L/P)^{1/9} = 146 \text{ mg/kg}$ für mobiles Pb (Ammoniumnitrat-Extrakt)
 Vorsorgewert: in Ortenberg I: ($H_{\text{ges}} = 26,3 \text{ mg/kg}$) $\cdot (M = 0,002) \rightarrow (H_{\text{mob}} = 0,0449 \text{ mg/kg}); \quad V = (H \cdot P)^{1/2} = 2,1 \text{ mg/kg}$

Tab. A12: Zink (2002)

BERECHNUNG DES BEWERTUNGSINDEXES (r)

Standort	Gesteinsgruppe	mittlere H gesamt (mg/kg)	M (Cmob/Cges)	Hmob (M*Hges)	Pmob	Lmob	c (gemessen) (mg/kg)	Formel	r
Hemsbach	9 (Quartär)	56,7	0,022	1,2341	350	2000	1,48	1 oder 2	0,13
Rittenweier oben	1 (Magmatite)	45,2	0,0236	1,0674	350	2000	3,07	1	0,73
Rittenweier unten	1 (Magmatite)	45,2	0,0157	0,7098	350	2000	2,12	1	0,71
Schönau	3 (Buntsandstein)	29,7	0,045	1,3427	350	2000	2,17	1	0,35
Ortenberg I (am Weg)	9 (Löß + Lößlehm, Quar-tär)	56,7	0,013	0,7540	350	2000	2,5	1	0,78
Ortenberg II (Mitte)	9 (Löß + Lößlehm, Quar-tär)	56,7	0,020	1,1091	350	2000	2,23	1	0,49
Ortenberg III (am Deich)	9 (Löß + Lößlehm, Quar-tär)	56,7	0,016	0,9018	350	2000	1,67	1	0,41
TT 1 (Ergeten vorn)	11 (Gesschiebelehm)	51,7	0,0142	0,7365	350	2000	0,926	1	0,15
TT 1 (Ergeten hinten)	11 (Gesschiebelehm)	51,7	0,0143	0,7380	350	2000	0,885	1	0,12
TT 3 (Lochbrücke)	11 (Quartär)	51,7	0,036	1,8657	350	2000	2,49	1	0,22
Küßnach	12 (Wechselfolgen, Terti-är)	56,5	0,0004	0,0228	350	2000	0,05	1	<0,32

c (grün): bei <BG wurde BG eingetra-gen

1) $c < P \rightarrow r = 4 + 4[\lg(c/P)/\lg(P/H)]$
 2) $c > P \rightarrow r = 4 + 12[\lg(c/P)/\lg(L/P)]$

Belastungswert: $P_{max} = P \cdot (L/P)^{1/9} = 425 \text{ mg/kg}$ für mobiles Zn (Ammoniumnitrat-Extrakt)
 Vorsorgewert: in Ortenberg I: ($H_{ges} = 56,7 \text{ mg/kg}$) $\cdot (M = 0,013) \rightarrow (H_{mob} = 0,754 \text{ mg/kg})$;

$V = (H \cdot P)^{1/2} = 16,2 \text{ mg/kg}$

Tab. A13: Cadmium (2003)

BERECHNUNG DES BEWERTUNGSINDEXES (r)

Position	Gesteinsgruppe	mittlere H_{ges} [mg/kg]	M = C_{mob}/C_{ges}	H_{mob} = $H_{ges} \cdot M$ [mg/kg]	P_{mob} [mg/kg]	L_{mob} [mg/kg]	$C_{gemessen}$ [mg/kg]	Formel 1) oder 2)	r
Rittenweier 1									
6418	1 (Magmatite)	0,11	0,071	0,00781	2,5	1300	0,064	1	1,46
R=									
H=									
Rittenweier 2									
	1 (Magmatite)	0,11	0,26	0,0286	2,5	1300	0,156	1	1,52
Schönan	3 (Buntsandstein)	0,11	0,22	0,0242	2,5	1300	0,043	1	0,50
Ortenberg	9 (Löß + Lößlehm, Quaritär)	0,11	0,16	0,0176	2,5	1300	3,09	2	4,41
Lochbrücke 1									
8323 TT	11 (Quartär)	0,11	0,047	0,00517	2,5	1300	0,014	1	0,64
R=3540 300									
H=5281 300									
Lochbrücke 2									
8323 TT	11 (Quartär)	0,11	0,053	0,00583	2,5	1300	0,016	1	0,67
R=3540 250									
H=5281 300									
Küfnach									
8316 Klettgau	12 (Wechselfolgen Tertiar)	0,12	0,0125	0,0015	2,5	1300	<0,005	1	<0,65
R=3452 200									
H=5273 670									

Belastungswert: $P_{max} = P \cdot (L/P)^{1/9} = 5,01 \text{ mg/kg}$ für mobiles Cd (Ammoniumnitrat-Extrakt)
 Vorsorgewert: in Lochbrücke 1: ($H_{ges} = 0,11 \text{ mg/kg}$) $\cdot (M = 0,047) \rightarrow (H_{mob} = 0,00517 \text{ mg/kg})$; $V = (H \cdot P)^{1/2} = 0,11 \text{ mg/kg}$

1) $c < P \rightarrow r = 4 + 4[\lg(c/P)/\lg(P/H)]$
 2) $c > P \rightarrow r = 4 + 12[\lg(c/P)/\lg(L/P)]$

Tab. A14: Kupfer (2003)

BERECHNUNG DES BEWERTUNGSINDEXES (r)

Position	Gesteinsgruppe	mittlere H_{ges} [mg/kg]	M $= C_{\text{mob}}/C_{\text{ges}}$	H_{mob} $= H_{\text{ges}} \cdot M$ [mg/kg]	P_{mob} [mg/kg]	L_{mob} [mg/kg]	C_{gemessen} [mg/kg]	Formel 1) oder 2)	r
Rittenweier 1	1 (Magmatite)	6,5	0,00065	0,004225	0,3	453	<0,015	1	<1,19
Rittenweier 2	1 (Magmatite)	6,5	0,0017	0,01105	0,3	453	0,021	1	0,78
Schönau	1 (Magmatite)	6,5	0,00093	0,006045	0,3	453	<0,015	1	<0,93
Ortenberg	9 (Löß + Löß- blehm, Quar- tär)	16,9	0,0016	0,02704	0,3	453	0,076	1	1,72
Lochbrücke 1	11 (Quartär)	15,9	0,0028	0,04452	0,3	453	1,59	2	6,73
Lochbrücke 2	11 (Quartär)	15,9	0,0030	0,0477	0,3	453	1,69	2	6,83
Küßnach	12 (Wechsel- folgen Tertiär)	17,5	0,0021	0,03675	0,3	453	0,028	1	-0,52

- 1) $c < P \rightarrow r = 4 + 4[\lg(c/P)/\lg(P/H)]$
 2) $c > P \rightarrow r = 4 + 12[\lg(c/P)/\lg(L/P)]$

Belastungswert: $P_{\text{max}} = P \cdot (L/P)^{1/9} = 0,68 \text{ mg/kg}$ für mobiles Cu (Ammoniumnitrat-Extrakt)

Vorsorgewert: in Ortenberg: ($H_{\text{ges}} = 16,9 \text{ mg/kg}$) $\cdot (M = 0,0016) \rightarrow (H_{\text{mob}} = 0,02704 \text{ mg/kg}); V = (H \cdot P)^{1/2} = 0,09 \text{ mg/kg}$

Tab. A15: Nickel (2003)

BERECHNUNG DES BEWERTUNGSINDEXES (r)

Position	Gesteinsgruppe	mittlere H_{ges} [mg/kg]	M $= C_{\text{mob}}/C_{\text{ges}}$	H_{mob} $= H_{\text{ges}} \cdot M$ [mg/kg]	P_{mob} [mg/kg]	L_{mob} [mg/kg]	C_{gemessen} [mg/kg]	Formel 1) oder 2)	r
Rittenweier 1	1 (Magmatite)	6,5	0,00473	0,3075	50	1000	0,232	1	-0,22
Rittenweier 2	1 (Magmatite)	6,5	0,03700	0,2405	50	1000	1,480	1	1,36
Schönau	1 (Magmatite)	6,5	0,01035	0,0673	50	1000	0,207	1	0,68
Ortenberg	9 (Löß + Löß- blehm, Quar- tär)	28,7	0,01679	0,4819	50	1000	0,403	1	-0,15
Lochbrücke 1	11 (Quartär)	26,3	0,00339	0,0892	50	1000	0,061	1	-0,24
Lochbrücke 2	11 (Quartär)	26,3	0,00428	0,1126	50	1000	0,077	1	-0,25
Küßnach	12 (Wechsel- folgen Tertiär)	25,3	0,00034	0,0087	50	1000	<0,02	1	<0,38

1) $c < P \rightarrow r = 4 + 4[\lg(c/P)/\lg(P/H)]$

2) $c > P \rightarrow r = 4 + 12[\lg(c/P)/\lg(L/P)]$

Belastungswert: $P_{\text{max}} = P \cdot (L/P)^{1/9} = 69,7 \text{ mg/kg}$ für mobiles Ni (Ammoniumnitrat-Extrakt)

Vorsorgewert: in Rittenweier 2: ($H_{\text{ges}} = 6,5 \text{ mg/kg}$) \cdot ($M = 0,037$) \rightarrow ($H_{\text{mob}} = 0,2405 \text{ mg/kg}$); $V = (H \cdot P)^{1/2} = 3,5 \text{ mg/kg}$

Tab. A16: Blei (2003)

BERECHNUNG DES BEWERTUNGSINDEXES (r)

Position	Gesteinsgruppe	mittlere H_{ges} [mg/kg]	M $= C_{\text{mob}}/C_{\text{ges}}$	H_{mob} $= H_{\text{ges}} \cdot M$ [mg/kg]	P_{mob} [mg/kg]	L_{mob} [mg/kg]	C_{gemessen} [mg/kg]	Formel 1) oder 2)	r
Rittenweier 1	1 (Magmatite)	25,1	0,000567	0,0142	100	3000	0,076	1	0,76
Rittenweier 2	1 (Magmatite)	25,1	0,008476	0,2127	100	3000	2,28	1	1,54
Schönau	1 (Magmatite)	25,1	0,002215	0,0556	100	3000	0,064	1	0,08
Ortenberg	9 (Löß + Löß- blehm, Quar- tär)	26,3	0,001932	0,0508	100	3000	0,159	1	0,60
Lochbrücke 1	11 (Quartär)	19,3	0,000568	0,0110	100	3000	<0,02	1	<0,26
Lochbrücke 2	11 (Quartär)	19,3	0,000575	0,0111	100	3000	<0,02	1	<0,26
Küßnach	12 (Wechsel- folgen Tertiar)	20,0	0,000427	0,0085	100	3000	<0,02	1	<0,37

- 1) $c < P \rightarrow r = 4 + 4[\lg(c/P)/\lg(P/H)]$
 2) $c > P \rightarrow r = 4 + 12[\lg(c/P)/\lg(L/P)]$

Belastungswert: $P_{\text{max}} = P \cdot (L/P)^{1/9} = 146 \text{ mg/kg}$ für mobiles Pb (Ammoniumnitrat-Extrakt)
 Vorsorgewert: in Rittenweier 2: ($H_{\text{ges}} = 25,1 \text{ mg/kg}$) \cdot ($M = 0,0085$) \rightarrow ($H_{\text{mob}} = 0,213 \text{ mg/kg}$); $V = (H \cdot P)^{1/2} = 4,6 \text{ mg/kg}$

Tab. A17: Zink (2003)

BERECHNUNG DES BEWERTUNGSINDEXES (r)

Position	Gesteinsgruppe	mittlere H_{ges} [mg/kg]	M $= C_{\text{mob}}/C_{\text{ges}}$	H_{mob} $= H_{\text{ges}} \cdot M$ [mg/kg]	P_{mob} [mg/kg]	L_{mob} [mg/kg]	C_{gemessen} [mg/kg]	Formel 1) oder 2)	r
Rittenweier 1	1 (Magmatite)	45,2	0,0177	0,800	350	2000	3,19	1	0,91
Rittenweier 2	1 (Magmatite)	45,2	0,0331	1,500	350	2000	5,26	1	0,92
Schönan	1 (Magmatite)	45,2	0,0323	1,460	350	2000	1,55	1	0,04
Ortenberg	9 (Löß + Löß- blehm, Quar- tär)	56,7	0,0146	0,828	350	2000	1,84	1	0,53
Lochbrücke 1	11 (Quartär)	51,7	0,0261	1,349	350	2000	1,98	1	0,28
Lochbrücke 2	11 (Quartär)	51,7	0,0351	1,815	350	2000	2,42	1	0,22
Küßnach	12 (Wechsel- folgen Tertiar)	56,5	0,00041	0,023	350	2000	<0,05	1	<0,32

1) $c < P \rightarrow r = 4 + 4[\lg(c/P)/\lg(P/H)]$

2) $c > P \rightarrow r = 4 + 12[\lg(c/P)/\lg(L/P)]$

Belastungswert:

$P_{\text{max}} = P \cdot (L/P)^{1/9} = 425 \text{ mg/kg}$ für mobiles Zn (Ammoniumnitrat-Extrakt)

Vorsorgewert:

in Rittenweier 2: ($H_{\text{ges}} = 45,2 \text{ mg/kg}$) $\cdot (M = 0,033) \rightarrow (H_{\text{mob}} = 1,5 \text{ mg/kg})$
 $V = (H \cdot P)^{1/2} = 22,9 \text{ mg/kg}$

