

Beitragsserie: Probabilistische Expositionsabschätzung

Berücksichtigung von Variabilität und Unsicherheit in quantitativen Risikoabschätzungen (QRA)

¹Odile C.L. Mekel, ^{1,2}Rainer Fehr

¹Universität Bielefeld, Fakultät für Gesundheitswissenschaften, Postfach 10 01 31, D-33501 Bielefeld

²Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst NRW (Iögd), Postfach 20 10 12, D-33548 Bielefeld

Korrespondenzautorin: Dr. Odile C.L. Mekel; e-mail: odile.mekel@uni-bielefeld.de

Zusammenfassung. Anhand des Anwendungsbeispiels einer bewohnten Altlast wird eine probabilistische Expositionsabschätzung durchgeführt und es werden Möglichkeiten aufgezeigt, Variabilität und Unsicherheit in der Schätzung separat zu erfassen. Zur Charakterisierung der Variabilität personenspezifischer Variablen (z.B. Körpergewicht) werden in das Expositionsmodell Wahrscheinlichkeitsverteilungen eingesetzt; die stoffspezifischen Expositionsparameter werden konstant gehalten. Zusätzlich wird die Ungewißheit einer ausgewählten Variablen (Bodeningestionsrate) modelliert. Der Vergleich mit den *worst-case*-Schätzungen zeigt, daß diese in den oberen Randbereichen bzw. außerhalb der Bereiche der probabilistischen Schätzung liegen und somit sehr konservative, u.U. unrealistische Schätzungen liefern.

Schlagwörter: Altlasten; Cadmium, Expositionsabschätzung; Monte Carlo-Verfahren; probabilistische Expositionsabschätzung; QRA; quantitative Risikoabschätzung (QRA); Unsicherheit; Variabilität

Abstract

Using the example of residential living on a contaminated site, a probabilistic exposure assessment is performed with variability and uncertainty being modelled separately. Probability distributions are used in the exposure model in order to characterize person-related variables (e.g. body weight) only; chemical-specific parameters are being held constant. In addition, uncertainty concerning one selected variable (soil ingestion rate) was modelled. Comparing these results to conventional "worst case" estimates, we find those estimates located in the uppermost range of the probabilistic estimates. The worst case estimates tend to be highly conservative and possibly unrealistic.

Keywords: Cadmium; contaminated site; exposure assessment; Monte Carlo simulation; probabilistic exposure assessment; QRA; quantitative risk assessment (QRA); uncertainty; variability

1 Variabilität und Unsicherheit in quantitativen Risikoabschätzungen

Quantitative Risikoabschätzung (QRA) als Verfahren der Quantifizierung gesundheitlicher Risiken durch Umweltbelastungen gewinnt auch in Deutschland an Bedeutung und wird von der Gesundheitsministerkonferenz (GMK) in ihrer Entscheidung vom 17./18. November 1994 als zentrales Hilfsmittel für die Prioritätensetzung im umweltbezogenen Gesundheitsschutz gesehen. Quantitative Risikoabschätzungen bieten für das gesundheitspolitische Handeln rationale Entscheidungshilfen, die transparent und überprüfbar sind, und tragen damit zu einer Versachlichung der Umweltdiskussion bei.

Eine wichtige Voraussetzung für einen sinnvollen Einsatz von QRA ist die angemessene Berücksichtigung von Unsicherheiten in QRA. Jede QRA setzt gewisse Annahmen für die zahlreichen Modellparameter und Modellzusammenhänge voraus. Bei der Quantifizierung dieser Annahmen sind – neben den Sachzusammenhängen – zwei Aspekte besonders zu berücksichtigen, nämlich Variabilität und Ungewißheit. *Variabilität* betrifft die tatsächliche Streuung der betrachteten Phänomene und bezieht sich auf die Heterogenität nach

Raum, Zeit oder Personen (→ *Tabelle 1*). *Ungewißheit* (Unsicherheit¹) hingegen resultiert aus unvollständigem oder fehlendem Wissen über spezifische Faktoren, Parameter oder Modelle (→ *Tabelle 2*). Variabilität kann somit als eine Eigenschaft des untersuchten Systems, Ungewißheit als eine Eigenschaft des Untersuchers definiert werden. Da wir gerade in der Risikoabschätzung niemals eine vollständige Kenntnis über alle beteiligten Größen und ihre Zusammenhänge haben, ist für die Untersucher stets eine mehr oder minder ausgeprägte Ungewißheit im Spiel. Bei der Quantifizierung der Modellannahmen für eine Risikoabschätzung sind beide Aspekte, sowohl die Variabilität als auch die Ungewißheit, zu berücksichtigen.

Die Unterscheidung zwischen Variabilitäts- und Unsicherheitsquellen ist in zweifacher Hinsicht von Bedeutung. Der erste Aspekt betrifft die Interpretation der Ergebnisse: Wenn beispielsweise die Exposition abgeschätzt wird, ist es von Interesse zu wissen, wie diese Exposition innerhalb der betrachteten Bevölkerungsgruppe variieren kann. Neben die-

¹Die Begriffe "Ungewißheit" und "Unsicherheit" sind gegenseitig austauschbar und werden im weiteren nebeneinander verwendet. In der englischsprachigen Literatur wird hierfür der Begriff "uncertainty" verwendet.

Tabelle 1: Ursachen und Beispiele von Variabilität (EPA, 1997)

Kategorie	Ursache	Beispiel
Zeit	Langzeit- bzw. Kurzzeitschwankungen	Schadstoffbelastung Wetter Saisonalen Verzehr Wochenrhythmus des Aktivitätsmusters
Raum	Regionale bzw. kleinräumige Variabilität	Räumlich variable Immission Regionale Verzehrsgewohnheiten
Population	Inter-individuelle Variabilität	Persönliche Merkmale wie Körpergewicht, Alter Verhaltensweisen: Zeitbudget, Aktivitätsmuster

Tabelle 2: Ursachen und Beispiele von Unsicherheit (EPA, 1997)

Kategorie	Ursache	Beispiel
Szenario- Unsicherheit	Deskriptive Fehler	Fehlerhafte oder unvollständige Information
	Aggregationsfehler	Räumliche und zeitliche Approximation
	Beurteilungsfehler	Wahl eines fehlerhaften Modells
	Unvollständige Analyse	Übersehen eines wichtigen Expositionspfades
Parameter- Unsicherheit	Meßfehler	Ungenauere Messungen oder Messungen unter unangemessenen Bedingungen
	Stichprobenfehler	Kleine oder nicht-repräsentative Stichprobe
	Surrogatdaten	Chemikalien mit ähnlicher Struktur
Modell- Unsicherheit	Fehler in Beziehung	Fehlerhafte Folgerungen aus Korrelationen
	Modellierungsfehler	Ausschließen relevanter Parameter

ser Information über die Variabilität ist des weiteren die Zuverlässigkeit dieser Expositionsabschätzung von Bedeutung: Wie sicher sind wir, daß die Exposition und deren Variabilität richtig geschätzt wurden?

Der zweite Grund für die Differenzierung zwischen Variabilität und Unsicherheit liegt in den unterschiedlichen Konsequenzen, die sich hieraus für das präventive Handeln ergeben. Aufgrund der Variabilität der Expositionsbedingungen lassen sich häufig keine konzeptionell tragfähigen Obergrenzen der individuell möglichen Exposition definieren, wodurch z.B. Probleme bei der Ableitung von Schutzstandards entstehen können. Das Problem der Variabilität ist auch durch zusätzliche Untersuchungen nicht zu lösen, lediglich der Grad der Variabilität ist hierüber genauer charakterisierbar. Damit ergibt sich die Notwendigkeit einer politisch-administrativ zu verantwortenden Entscheidung bzgl. des anzustrebenden Sicherheitsniveaus bei umweltpolitischen Maßnahmen.

Im Gegensatz zur Variabilität sind Unsicherheiten prinzipiell durch ergänzende Untersuchungen reduzierbar.

Bei der Typisierung von Variabilitäts- und Unsicherheitska-

tegorien ist zu beachten, daß Variabilität und Unsicherheit häufig gleichzeitig auftreten. Bei der Ermittlung einer Schadstoffkonzentration kann z.B. durch ungeeignete Meßgeräte, Meßmethoden oder Stichprobenverfahren Unsicherheit über den wahren Wert und über die wahre Variation im Zeit und Raum auftreten.

Die deutliche Trennung zwischen Variabilität und Unsicherheit wird erst in den letzten Jahren in der Literatur behandelt (HAIMES et al., 1994). Der wesentliche Grund für Verwechslung und Unklarheit dürfte darin liegen, daß beide Phänomene durch die gleichen statistischen Größen beschrieben werden können. Obwohl Variabilität und Unsicherheit konzeptionell sehr verschieden sind, können sie oftmals beide durch Wahrscheinlichkeitsverteilungen bzw. Dichtefunktionen modelliert werden.

2 Methoden zur Berücksichtigung von Variabilität und Unsicherheit in QRA

2.1 Punktschätzungen

In herkömmlichen Expositions- und Risikoabschätzungen werden zur quantitativen Festlegung der Modellparameter üblicherweise einzelne Punktschätzer eingesetzt. Wenn die im Durchschnitt zu erwartenden Verhältnisse abgebildet bzw. modelliert werden sollen, werden für die Modellparameter mit einer empirisch beschreibbaren Variabilität geeignete statistische Kennwerte wie z.B. Mittelwert oder Median verwendet. Eine solche Schätzung wird im Deutschen als "wahrscheinlicher Fall" bezeichnet (AUH, 1995). Um den Variabilitätsphänomenen und Unsicherheiten in der Expositionsabschätzung Rechnung zu tragen, insbesondere vor dem Hintergrund der Gewährleistung eines hinreichenden Gesundheitsschutzes, werden oftmals gesundheitskonservative bzw. "ungünstige" Annahmen eingesetzt. Bisher wurde dabei so vorgegangen, daß eine Reihe von Parametern als 90. oder 95. Perzentile in die Expositionsabschätzung eingehen oder daß, beim Fehlen solcher Werte, Annahmen über die im ungünstigen Fall denkbaren Umstände getroffen werden. Man erhält auf diese Weise einen sogenannten "ungünstigen Fall" (*worst case*). Dabei stellen die Annahmen im ungünstigen Fall häufig eine Kombination von Variabilität und Unsicherheit bzgl. des Modellparameters dar.

Mit der Methode des ungünstigen Falles wird dann u.U. eine völlig unrealistische Belastungssituation beschrieben. Durch die mehrfache Verknüpfung mehrerer 90. oder 95. Perzentile werden Expositionswerte ermittelt, deren Überschreitung extrem unwahrscheinlich sein kann. So liefert z.B. eine Multiplikation von 3 Modellparametern, die jeweils als 95. Perzentilwert eingehen, ein Resultat, welches nur in etwa einem von 8.000 Fällen überschritten wird, bei 4 Parametern sind es einer von 160.000 Fällen, bei Multiplikation von 5 Parametern ist es bereits nur einer von 3.2 Millionen.

2.2 Probabilistische Verfahren

Im Gegensatz zu der deterministischen Expositions- und Risikoabschätzung verwenden probabilistische Schätzverfahren wie z.B. die Monte Carlo-Simulation nicht einzelne Punktschätzer, sondern die gesamte Wahrscheinlichkeits-

verteilung für die Modellparameter. Nach Vorgabe der statistischen Kenngrößen der Verteilungen werden Simulationswerte zufällig ausgewählt und mit anderen ebenfalls zufällig ausgewählten Werten entsprechend den Algorithmen des Expositionsmodells verknüpft. Die Ergebnisse mehrerer Simulationsläufe bilden sich wiederum in einer Verteilung ab. Diese Verteilung stellt das Ergebnis der Expositionsabschätzung dar, woraus dann statistische Kenngrößen wie Mittelwert, Standardabweichung und Perzentilwerte abgeleitet werden können.

Da bei probabilistischen Verfahren die vollständigen Verteilungen der Eingangsvariablen in die Schätzung eingehen, wird jede denkbare Ausprägung einer Variablen entsprechend ihrer Wahrscheinlichkeit mit den Ausprägungen der anderen Modellvariablen kombiniert. Man erhält hierdurch eine realistischere Nachbildung der auftretenden Exposition in einer Population.

Probabilistische Verfahren ermöglichen es somit, sich nicht auf einzelne mehr oder weniger willkürlich ausgewählte (obere) Perzentilwerte wie bei Punktschätzungen zu beschränken, sondern alle verfügbaren Informationen für die Schätzung zu verwenden.

Zugleich liefern probabilistische Verfahren mehr Information als die Punktschätzungen. Das Ergebnis einer Punktschätzung liefert lediglich einen einzelnen Wert ohne Angaben von Streuungs- oder Vertrauensbereichen. Eine Quantifizierung der Streuung ist bei Punktschätzungen nicht möglich. Lediglich für die Punktschätzung des ungünstigen Falles (*worst case*) besteht mehr oder weniger Gewißheit, daß eine Exposition und das daraus resultierende gesundheitliche Risiko unter solchen Bedingungen sehr selten auftreten wird, aber eine Quantifizierung der Wahrscheinlichkeit des Auftretens dieses ungünstigen Falles ist nicht möglich.

Mit Hilfe zusätzlicher Sensitivitätsanalysen können in probabilistischen Expositions- bzw. Risikoabschätzungen die Modellparameter isoliert werden, die den größten Einfluß auf die Variabilität bzw. Unsicherheit im Endergebnis haben. Eine sinnvolle Sensitivitätsanalyse erfordert Angaben zur Variation, welche i.d.R. in Punktschätzungen nicht zur Verfügung stehen, aber relativ einfach aus der Wahrscheinlichkeitsverteilung zu entnehmen sind. Eine Sensitivitätsanalyse zur Beurteilung der Variabilität bzw. Unsicherheit in Punktschätzungen des ungünstigen Falles ist häufig nicht sinnvoll, weil bereits für einige Eingangsparameter deren Maximumwerte eingesetzt werden (z.B. 100% Resorption).

Allerdings ist das konventionelle Konzept der Punktschätzungen in der Expositionsabschätzung rechnerisch relativ einfach durchzuführen und nachzuvollziehen bzw. zu überprüfen. Probabilistische Expositions- und Risikoabschätzungen sind demgegenüber komplizierter und deshalb zeit- und ressourcenintensiver. Sie erfordern detaillierte Kenntnisse der den Eingangsparametern zugrundeliegenden (Verteilungs-)Annahmen. Erforderlich sind ebenfalls geeignete Software zur Durchführung der Berechnungen (Simulation) sowie Kenntnisse im Umgang mit diesen Programmen (NOLTE, MEKEL, FEHR, 1998).

Eine Gegenüberstellung der Vorzüge und Einschränkungen von Punktschätzungen und probabilistischen Schätzungen

in Expositions- und Risikoabschätzungen zeigt **Tabelle 3** (vgl. auch MEKEL, NOLTE, FEHR, 1997A; HEINEMEYER, 1999; MOSBACH-SCHULZ, 1999; SCHÜMANN, 1999; WINTERMEYER, 1999).

Tabelle 3: Vorzüge und Einschränkungen von Punktschätzungen und probabilistischen Schätzungen (nach Finley und Paustenbach, 1994)

Punktschätzungen	
Vorzüge	Einschränkungen
<ul style="list-style-type: none"> Einfache, zugängliche Berechnungsweise Akzeptiert, bekannt Ermöglichen eine obere Abschätzung ("<i>bounding estimate</i>") 	<ul style="list-style-type: none"> Führen durch Mehrfachverknüpfung ungünstiger Annahmen zu erheblichen Überschätzungen der tatsächlichen Exposition Liefern wenig Information für Risikomanagement und Öffentlichkeit Quantitative oder semi-quantitative Vertrauensbereiche nicht anzugeben Sensitivitäts- oder Unsicherheitsanalyse nicht aussagekräftig
Probabilistische Verfahren	
Vorzüge	Einschränkungen
<ul style="list-style-type: none"> Liefern sinnvollere Informationen für Risikomanagement und Öffentlichkeit Vermeiden Dissens über geeignete Punktschätzer Ergebnisse sind mit quantitativer Angabe der Unsicherheit zu verbinden Sensitivitätsanalysen erhalten mehr Bedeutung 	<ul style="list-style-type: none"> Komplizierter und deshalb zeitaufwendiger Überprüfung der Berechnungen schwieriger Werden nicht von derzeitigen regulatorischen Richtlinien unterstützt Berücksichtigung korrelierter Parameter u.U. schwierig

3 Exemplarische Darstellung der Trennung von Variabilität und Unsicherheit

Seit Anfang der 90er Jahre werden vor allem in den USA verstärkt probabilistische Expositionsabschätzungen als Alternative zu der herkömmlichen *worst-case*-Expositionsabschätzung durchgeführt. Anfangs stand die Charakterisierung der Variabilität in diesen Expositionsabschätzungen ganz im Vordergrund (Cal-EPA, 1996). Erst in letzter Zeit werden Methoden vorgeschlagen (sogenannte *second-order*- oder *two-way*-Analysen), die es ermöglichen, Variabilität und Unsicherheit separat in den probabilistischen Verfahren zu berücksichtigen (HAIMES et al., 1994; HOFFMAN UND HAMMONDS, 1994; COHEN et al., 1996; BURMASTER, 1997).

Im folgenden wird anhand eines Anwendungsbeispiels die probabilistische Modellierung demonstriert und die Möglichkeit aufgezeigt, Variabilität und Unsicherheit separat in der Schätzung zu erfassen.

Für ein Wohngebiet mit cadmiumbelastetem Boden wird eine Expositionsmodellierung für das Expositionsszenario "Wohnen auf der Altlast" für die vulnerable Gruppe der Kinder im Alter von 1 bis 3 Jahren vorgenommen. In diesem Szenario werden folgende Expositionspfade betrachtet:

- Direkte orale Aufnahme durch Verschlucken von Boden- und Staubpartikeln
- Inhalation von Innenraum- und Außenluft
- Verzehr von käuflich erworbener Nahrung.

Andere Expositionspfade wie Inhalation von Bodenpartikeln, Verzehr von selbstangebautem Gemüse, Aufnahme durch die Haut usw. werden aus Gründen der Übersichtlichkeit im Rahmen dieses Beispiels nicht weiter betrachtet, obwohl auch sie in der Praxis von Bedeutung sein können.

Für die Berechnung der Exposition werden die Modellgleichungen aus **Tabelle 4** verwendet.

Tabelle 4: Modellgleichungen zur Berechnung der oralen Exposition (weitere Erläuterungen im Text)

[Gl. 1]	$E(B) = \frac{A(B/S) \times C_b \times 0.001 \times \frac{t(au)}{t(au) + t(wa, in)} \times t(k)}{KG}$
[Gl. 2]	$E(S) = \frac{A(B/S) \times C_s \times 0.001 \times \frac{t(wa, in)}{t(au) + t(wa, in)} \times t(k)}{KG}$
[Gl. 3]	$t(wa, in) = 24 - t(au) - t(sl)$
[Gl. 4]	$E(N) = \frac{A(N) \times C_n}{KG}$
[Gl. 5]	$E_{oral} = (E(B) + E(S) + E(N)) \times r_o$

mit:

A(B/S)	Aufnahmerate Boden- und Staubingestion	[mg/d]
A(N)	tägliche Nahrungsaufnahme	[kg/d]
C _b	Konzentration im Boden	[µg/kg]
C _n	Konzentration in der Nahrung	[ng/kg]
C _s	Konzentration im Hausstaub	[µg/kg]
E(B)	Exposition durch Ingestion von Bodenpartikeln	[ng/(kg·d)]
E(N)	Exposition durch die übliche Nahrung	[ng/(kg·d)]
E(S)	Exposition durch Ingestion von Hausstaubpartikeln	[ng/(kg·d)]
E _{oral}	gesamte orale resorbierte Exposition	[ng/(kg·d)]
KG	Körpergewicht	[kg]
r _o	oraler Resorptionskoeffizient	[-]
t(au)	Aufenthaltszeit im Freien	[h/d]
t(k)	Anteil des Jahres, in dem Bodeningestion stattfinden kann	[-]
t(sl)	tägliche Schlafzeit	[h/d]
t(wa, in)	Zeit, die in Innenräumen täglich wach zugebracht wird	[h/d]
0.001	Umrechnungsfaktor für die unterschiedlichen Einheiten	[-]

Im Anwendungsbeispiel wird die Exposition parallel nach drei verschiedenen Verfahren geschätzt:

- Punktschätzung: ungünstiger Fall (*worst case*)
- Probabilistische Expositionsabschätzung mit Charakterisierung der Variabilität
- Probabilistische Expositionsabschätzung mit Charakterisierung von Variabilität und Ungewißheit.

In allen drei Verfahren werden die stoffspezifischen Modellparameter wie Resorptionskoeffizienten, Konzentrationen

in den Umweltmedien sowie human-toxikologische Kenngrößen im Rahmen dieses Beispiels konstant gehalten (→ **Tabelle 5**), obwohl auch sie prinzipiell variabel sind. Diese Werte wurden der Literatur bzw. vorliegenden Gutachten entnommen (MEKEL, NOLTE, FEHR, 1997b).

Tabelle 5: Stoffgebundene Expositionsparameter für Cadmium

Konzentration in Kontaktmedien			
Boden (C _b)	7.6	mg Cd/kg	Crößmann, 1987
Hausstaub (C _s)	30.4	mg Cd/kg	^(a)
Nahrung (C _n)	4	µg Cd/kg	Becker et al., 1993; Müller et al., 1993
Resorption			
oral (r _o)	0.05	-	WHO, 1996
Duldbare Aufnahme			
PTWI (WHO)	7	µg Cd/(kg·Wo.)	WHO, 1996

^(a) nach Ihme (1994) und Lin (1994) beträgt die Cd-Konzentration im Hausstaub das 4fache der Konzentration im Boden

Zur Charakterisierung der Variabilität von personenspezifischen Variablen (z.B. Körpergewicht, Atemrate usw.) werden in das Expositionsmodell statistische Wahrscheinlichkeitsverteilungen eingesetzt (→ **Tabelle 6**). Grundlage für die Aufstellung dieser Verteilungen bildet der vom Ausschuß für Umwelthygiene (AUH) herausgegebene Bericht "Standards zur Expositionsabschätzung" (AUH, 1995). Die notwendigen statistischen Kenngrößen zur Charakterisierung der Verteilungen wurden in einigen Fällen unter Hilfsannahmen oder nach Expertenurteil geschätzt, da im AUH-Bericht nur aggregierte Daten zu finden sind. Des weiteren wurde die Verteilungsform der jeweiligen Modellvariablen nicht überprüft, sondern aus der Literatur übernommen.

Da für Kinder im Alter von 1 – 3 Jahren in Deutschland keine repräsentativen Daten zum Nahrungsverzehr zur Verfügung stehen, wurden ersatzweise Verzehrdaten aus einer für die Niederlande repräsentativen nationalen Verzehrsstudie (WVC en LNV, 1993) herangezogen. Diese Daten liegen als Mittelwertangaben vor. Deshalb wurde für die *worst-case*-Schätzung für diese Altersgruppe der 95. Perzentilwert aus dem Verhältnis des 95. Perzentilwerts zum Mittelwert der deutschen Nationalen Verzehrsstudie (ADOLF et al., 1995) der einzelnen höheren Altersgruppen abgeleitet. Für den Gesamtverzehr beträgt dieses Verhältnis 1.5 - 1.6. Die Standardabweichung wurde auf 0.3 (kg/d) geschätzt.

Für die *worst-case*-Schätzung wurden ebenfalls die Empfehlungen für Punktschätzwerte dem AUH-Bericht entnommen (→ **Tabelle 6**).

Zusätzlich zu der charakterisierten Variabilität der personenspezifischen Modellparameter wird in dem dritten Ansatz die Unsicherheit für einen dieser Parameter, nämlich die durch Kleinkinder ingestierte Bodenmenge, modelliert. Es ist bekannt, daß von Kind zu Kind große Schwankungen in der täglich aufgenommenen Bodenmenge auftreten (RUCK, 1990). Die Studienmethodik und das Studiendesign der jüngsten Untersuchungen zu dieser Thematik lassen allerdings noch viele Fragen offen. Fraglich ist u.a., inwieweit die Boden-

Tabelle 6: Personengebundene Expositionsparameter für Kinder (1-3 Jahre)

	Punktschätzung ungünstiger Fall	Probabilistische Schätzung^(a)	Literatur
Boden- und Staubaufnahme (A(B/S)) [mg/d]	100	Cumul: ≤ 10% = 0 50% = 16 90% = 67 95% = 110 Max. = 1391	Nach AUH (1995) und Finley et al. (1994) hergeleitet
Verzehr üblicher Nahrung (A(N)) [g/d]	2004	Lognorm: μ=1334 σ=300	Aus NVS-NL (WVC en LNV, 1993) hergeleitet
Körpergewicht (KG) [kg]	7.9	Tnorm: Min=7.6 μ=12.33 σ=1.93	Nach AUH (1995) hergeleitet
Aufenthaltszeit außen (t(au)) [h/d]	2	Lognorm: μ=2 σ=0.603	Nach AUH (1995) und Lin (1994) hergeleitet
Schlafzeit (t(sl)) [h/d]	12	Lognorm: μ=12 σ=0.81	Nach AUH (1995) und Lin (1994) hergeleitet

^(a)Cumul = kumulative Verteilung = Summenverteilung
Lognorm = Log-Normalverteilung; Tnorm = trunkeerte Normalverteilung

menge richtig erfaßt wurde, durch welche Verteilungsform die Variabilität beschrieben werden kann und welcher Einfluß saisonale Faktoren haben.

Die AUH-Empfehlungen zur Bodeningestion stützen sich auf eine Publikation von Finley et al. (1994), welche auch für die oben beschriebene probabilistische Expositionsabschätzung übernommen wurde. Diese publizierten Daten basieren auf einer Studie aus dem Jahre 1989 (CALABRESE et al., 1989). Die Autoren dieser Studie haben 1995 ihre Daten erneut analysiert und kommen je nach Analyseverfahren zu unterschiedlichen Ergebnissen (STANEK und CALABRESE, 1995a; STANEK und CALABRESE, 1995b). Ohne auf die Details dieser Unterschiede einzugehen ist festzuhalten, daß der Modellparameter "Bodeningestionsrate" mit großen Ungewißheiten behaftet ist. Zwecks Charakterisierung dieser Ungewißheit werden diese in der Literatur vorgeschlagenen Verteilungen (→ *Tabelle 7* und *Abb. 1*) in die probabilistische Schätzung eingesetzt und separat simuliert. Zusätzlich zu den erwähnten Publikationen wird die von Lin (1994) vorgeschlagene Verteilung der Bodeningestionsrate eingesetzt. Diese Verteilung basiert auf einer Literaturübersicht und Expertenurteil von Lin (1994).

Von den genannten Autoren werden unterschiedliche Verteilungsformen vorgeschlagen. Sowohl von Finley et al. (1994) als auch von Stanek und Calabrese (1995a) wird eine empirische Summenverteilung vorgeschlagen. Im Gegensatz zu den Log-Normalverteilungen haben diese Summenverteilungen durch die Angabe eines Maximalwertes eine feste Obergrenze. Des weiteren fällt auf, daß die empirischen Verteilungen im oberen Wertebereich 5% der Fälle gleichmäßig über einen großen Bereich verteilen, wie z.B. bei Stanek und Calabrese (1995a) über einen Bereich von 208 bis 7703 mg Bo-

den pro Tag. Die Verteilung im oberen Bereich hängt dadurch stark vom Maximalwert ab.

Von Lin (1994) und von Stanek und Calabrese (1995b) werden Log-Normalverteilungen mit unterschiedlicher Lokation des Mittelwertes vorgeschlagen. Ein weitaus größerer Unterschied zwischen diesen Verteilungen liegt in der Streuung der Erwartungswerte, die bei Stanek und Calabrese (1995b) deutlich größer ist. Bereits diese sehr verschiedenen Angaben zur Verteilungsform und zur Lokation der zentralen Tendenzen der Verteilungen zeigen die Unsicherheit, die mit der Beschreibung der Variabilität des Parameters "Bodeningestion" verbunden ist.

Die praktische Umsetzung der probabilistischen Schätzungen erfolgte mit der Software @RISK (Palisade Corporation, 1996). Die Anzahl der Iterationsläufe lag für diese Berechnungen bei 10.000.

Tabelle 7: Täglich aufgenommene Menge Boden und Staub (mg/d) durch Kleinkinder (1-3 J.) nach Angaben verschiedener Autoren

Autor	Verteilungsform	Kenngrößen der Verteilung
Finley et al., 1994	Empirisch (kumulativ)	≤ 10% = 0
		50% = 6
		90% = 67
		95% = 110
		Max. = 1391
Lin, 1994	Lognormal	μ = 250 σ = 130
Stanek und Calabrese, 1995a	Empirisch (kumulativ)	25% = 10
		50% = 45
		75% = 88
		90% = 186
		95% = 208 Max. = 7703
Stanek und Calabrese, 1995b	Lognormal	μ = 104 σ = 758

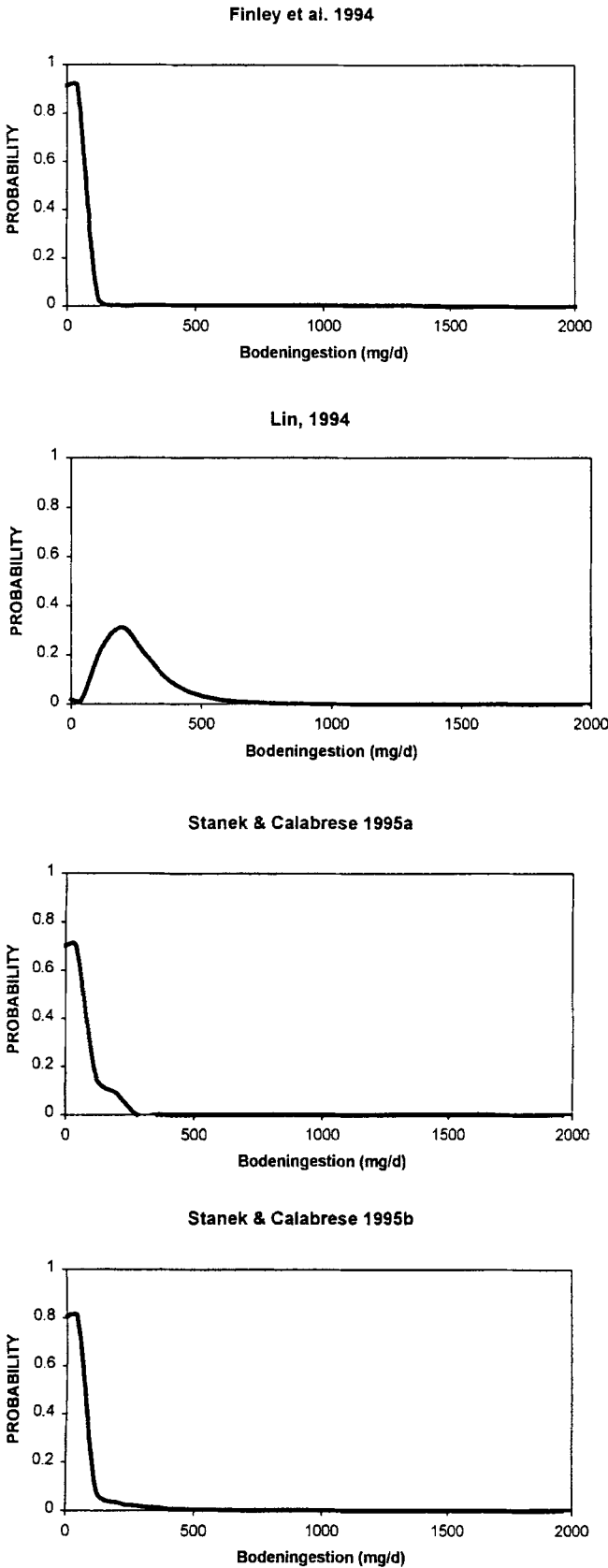


Abb. 1: Verteilungen für die täglich aufgenommene Menge von Boden und Staub (mg/d) durch Kleinkinder (1-3 J.) nach Angaben verschiedener Autoren

4 Ergebnisse

Ein Beispiel dafür, welche zusätzliche Information entsteht, wenn die Variabilität einzelner Modellparameter in die Expositionsabschätzung einbezogen wird, zeigt die **Abb. 2**. Im oberen Teil der Abbildung ist das Ergebnis der probabilistischen Schätzung als Verteilung angegeben. Die gleiche Verteilung kann auch als kumulative Verteilung dargestellt werden, aus der dann auf einfache Weise Perzentilwerte ablesbar sind (→ *unterer Abschnitt der Abb. 2*). In den Abbildungen ist nach Empfehlung von Morgan und Henrion (1992) der arithmetische Mittelwert der probabilistischen Schätzung mit einem schwarzen Punkt angegeben.

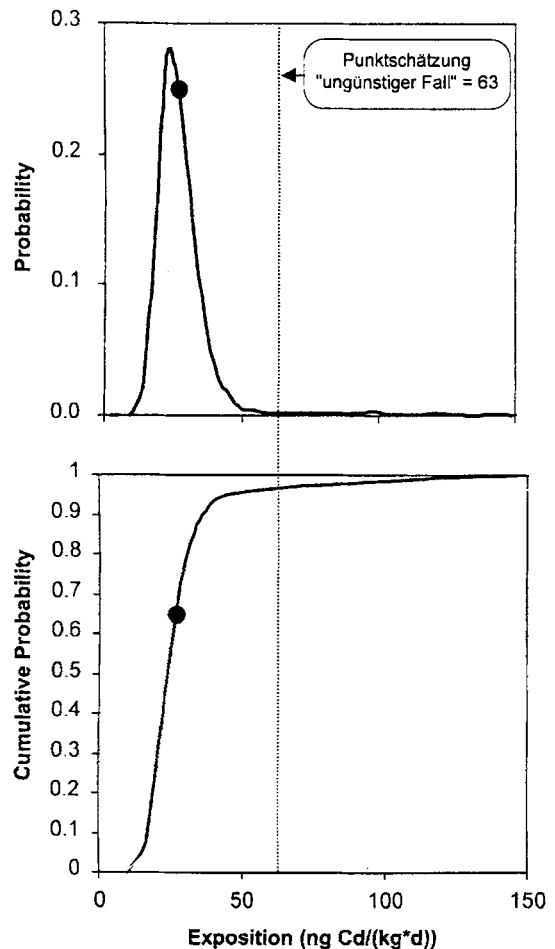


Abb. 2: Statistische Verteilung für die orale Exposition gegenüber Cadmium (ng/(kg*d)) für Kinder (1-3 J.) im Szenario "Wohnen auf einer Altlast" bei einer Bodenkonzentration von 7.6 mg Cd/kg Boden. Der Punkt kennzeichnet den arithmetischen Mittelwert der Verteilung

In dem betrachteten Expositionsszenario mit einer Cadmiumkonzentration von 7.6 mg Cd/kg Boden streut die Aufnahme von Cadmium durch Boden und Hausstaub sowie durch den Verzehr üblich gekaufter Nahrung bei den Kindern zwischen 9.6 und 200 ng Cd pro Kilogramm Körpergewicht und Tag. Aus den Verteilungen läßt sich ablesen, wie hoch die orale Exposition für Anteile der exponierten Kinderpopulation sein wird. Aus den Verteilungen geht beispielsweise hervor, daß der Medianwert und der arithmetische

Mittelwert unterhalb von 30 ng Cd/(kg*d) liegen. Ca. 10% dieser Kinder wäre nach dieser Schätzung theoretisch einer höheren Exposition als 35 ng Cd/(kg*d) ausgesetzt. Des weiteren ist zu erkennen, daß die Punktschätzung für den ungünstigen Fall deutlich über dem 95. Perzentilwert der probabilistischen Schätzung liegt.

In Abb. 3 findet sich die grau markierte Verteilung aus Abb. 2 wieder, die auf den Daten von Finley et al. beruht. Die vier Kurven gemeinsam illustrieren die Unsicherheit, die mit der geschätzten Variabilität verbunden ist. Im vorliegenden Fall bestand Unsicherheit über die Variabilität eines Modellparameters (i.e. Bodeningestionsrate). Deshalb wurden zusätzlich drei Varianten simuliert, in denen für diesen Parameter jeweils unterschiedliche Annahmen bzgl. der Eingangsverteilung getroffen wurden. Die Ergebnisse dieser Varianten sind durch die weiteren Kurven in Abb. 3 dargestellt. Auch hier sind die arithmetischen Mittelwerte (→ Tabelle 8) der Verteilungen

durch schwarze Punkte gekennzeichnet. Insgesamt erhält man hierdurch eine anschauliche Darstellung der möglichen Streuung der Schätzung.

Bei dieser zusätzlichen Berücksichtigung der Unsicherheit in der Variabilität für die Schätzung der Bodeningestionsrate zeigt sich, daß die Exposition in dem Szenario "Wohnen auf einer Altlast" Werte zwischen 8.9 und ca. 9800 ng Cd/(kg*d) einnehmen kann (→ Tabelle 8). Die Mittelwerte und Medianwerte aus diesen Verteilungen zeigen eine recht geringe Streuung (27 - 43 ng Cd/(kg*d)). Dagegen zeigen sich größere Unterschiede in den oberen Randbereichen dieser Verteilungen (> 95. Perzentilwert) (→ Tabelle 8). Gerade diese Randbereiche sind im Hinblick auf hinreichenden Gesundheitsschutz für die Gesamtbevölkerung von besonderer Bedeutung.

Tabelle 8: Statistische Kenngrößen der Verteilungen für die orale Exposition gegenüber Cadmium (ng/(kg*d)) für Kinder im Szenario "Wohnen auf einer Altlast" bei einer Bodenkonzentration von 7.6 mg Cd/kg Boden unter Berücksichtigung der Unsicherheit für die Variabilität der Bodeningestionsrate

	ng Cd / (kg*d)					
	Mw.	50.0%	95.0%	97.5%	99.5%	max. simulierter Wert ^(a)
Finley et al., 1994	27	23	44	81	133	202
Lin, 1994	43	40	68	77	94	151
Stanek & Calabrese, 1995a	43	26	59	331	612	867
Stanek & Calabrese, 1995b	31	24	55	82	215	9821

^(a) Maximaler simulierter Wert bei 10.000 Iterationen

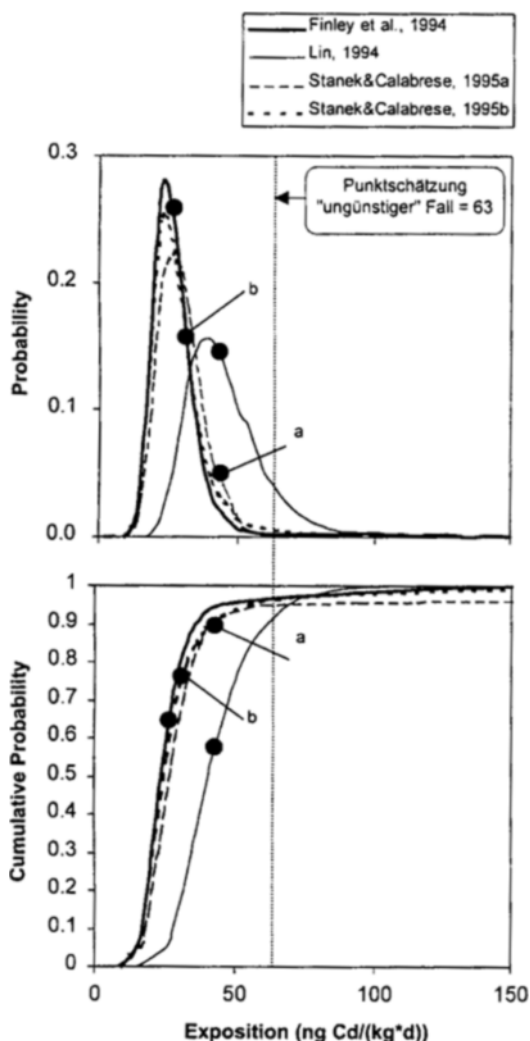


Abb. 3: Statistische Verteilungen für die orale Exposition gegenüber Cadmium (ng/(kg*d)) für Kinder (1-3 J.) im Szenario "Wohnen auf einer Altlast" bei einer Bodenkonzentration von 7.6 mg Cd/kg Boden unter Berücksichtigung der Unsicherheit über die Variabilität in der Bodeningestionsrate. Der Punkt kennzeichnet jeweils den arithmetischen Mittelwert der Verteilung (a = Stanek & Calabrese, 1995a; b = Stanek & Calabrese 1995b)

Im vorliegenden Fall wurde lediglich die Unsicherheit über die Variabilität eines einzelnen Modellparameters untersucht. Dieser Fall ist relativ einfach darzustellen und abzuschätzen. Für die Analyse unsicherer Variabilitätsverteilungen mehrerer Modellparameter sind Methoden erst im Entstehen (FREY und RHODES, 1996; PRICE et al., 1996; BURMASTER, 1997).

5 Schlußfolgerungen

Probabilistische Verfahren bieten die Möglichkeit, sowohl Variabilität als auch Unsicherheit von Modellparametern in Expositions- bzw. Risikoabschätzungen besser zu berücksichtigen. Hierdurch werden die Probleme, die bei der Mehrfachverknüpfung ungünstiger Annahmen in konventionellen *worst-case*-Schätzungen bestehen, vermieden oder zumindest transparent gemacht. Vorliegende Erfahrungen zeigen, daß solche Punktschätzungen zu erheblichen Überschätzungen des tatsächlichen gesundheitlichen Risikos führen können. Des weiteren liefern probabilistische Verfahren mehr Information als die Punktschätzungen, weil die Ergebnisse als statistische Verteilungen dargestellt werden, aus denen sich Information über die Variation der Schätzung entnehmen läßt. Herkömmliche Punktschätzungen liefern demgegenüber lediglich einen einzelnen Schätzwert ohne Angaben zur Streuung oder Auftrittswahrscheinlichkeit und sind deshalb wenig informativ für das Risikomanagement.

Im Hinblick auf die Interpretation der Ergebnisse von Exposi-

tionsabschätzungen und auf die Konsequenzen, die sich hieraus für das Risikomanagement ergeben, ist es wichtig, Variabilität und Unsicherheit in der probabilistischen Expositionsabschätzung separat erfassen zu können. Den neu entwickelten Konzepten für eine adäquate methodische Trennung zwischen Variabilität und Unsicherheit in Monte-Carlo-Simulationen dürfte zukünftig eine große Bedeutung zukommen.

6 Literatur

- ADOLF, T.; SCHNEIDER, R.; EBERHARDT, W. et al. (1995): Ergebnisse der Nationalen Verzehrsstudie (1985-1988) über die Lebensmittel- und Nährstoffaufnahme in der Bundesrepublik Deutschland. VERA-Schriftenreihe Band XI, Wissenschaftlicher Fachverlag Dr. Fleck, Niederkleen
- AUH (Ausschuß für Umwelthygiene) (1995): Standards zur Expositionsabschätzung. Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene. Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales Hamburg (Hrsg.), Hamburg
- BECKER, K.; KRAUSE, C.; NÖLKE, P. et al. (1993): Blei, Cadmium, Quecksilber, Arsen, Nitrit, und Nitrat in Nahrungsduplikaten. In: Anke, M. et al. (ed.): Mengen- und Spurenelemente. 13. Arbeitstagung, 9. und 10. Dezember 1993. Verlag MTV Hammerschmidt, Gersdorf, 125-133
- BURMASTER, D.E. (1997): Computations illustrating variability and uncertainty. Alceon Technical and Policy Memorandum, 22 May 1997. Alceon, Cambridge
- BURMASTER, D.E.; THOMPSON, K.M.; MURRAY, D.M. (1996): Comments on the US Environmental Protection Agency's Exposure Factors Handbook. SAB Review Draft EPA/600/P-95/002 a, b, c, August 1996. Alceon, Cambridge
- CALABRESE, E.J.; BARNES, R.; STANEK, E.J. et al. (1989): How much soil do young children ingest: An epidemiologic study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 10, 123-137
- Cal-EPA (California Environmental Protection Agency) (1996): Air toxics hot spots program. Risk assessment guidelines. Part IV. Technical support document: Exposure assessment and stochastic analysis (Public review draft), December 1996, Office of Environmental Health Hazard Assessment, Cal-EPA, Berkeley, CA
- COHEN, J.T.; LAMPSON, M.A.; BOWERS, T.S. (1996): The use of two-stage Monte Carlo simulation techniques to characterize uncertainty and variability in risk analysis. *Human and Ecological Risk Assessment* 2(4) 939-971 (zitiert nach Burmaster et al., 1996)
- CROSSMANN, G. (1987): Cadmiumgehalte in Gemüsepflanzen aus Hausgärten in Bielefeld-Hagenkamp – Bewertungen und Folgerungen. Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUF), Münster
- EPA (Environmental Protection Agency) (1997): Exposure factors handbook. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment. EPA/600/P-95/002Fa, August 1997, Washington, D.C.
- FINLEY, B.; PAUSTENBACH, D. (1994): The benefits of probabilistic exposure assessment: Three case studies involving contaminated air, water, and soil. *Risk Analysis* 14, 53-73
- FINLEY, B.; PROCTOR, D.; SCOTT, P. et al. (1994): Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment. *Risk Analysis* 14, 533-553
- FREY, H.C.; RHODES, D.S. (1996): Characterizing, simulating and analyzing variability and uncertainty: An illustration of methods using an air toxics emissions example. *Human and Ecological Risk Assessment* 2(4) 762-797 (zitiert nach Burmaster et al., 1996)
- HAIMES, Y.Y.; BARRY, T.; LAMBERT, J.H. (eds.) (1994): When and how can you specify a probability distribution when you don't know much? *Risk Analysis* 14, 661-703
- HEINEMEYER, G. (1999): Probabilistische Schätzung der inhalativen Exposition vs. Punktschätzung, dargestellt am Beispiel der Freisetzung von Xylol aus Farben. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. (in Druck)
- HOFFMAN, F.O.; HAMMONDS, J.S. (1994): Propagation of uncertainty in risk assessments: The need to distinguish between uncertainty due to lack of knowledge and uncertainty due to variability. *Risk Analysis* 14, 707-712
- IHME, W. (1994): Allgemeines Modell zur Quantifizierung der Exposition des Menschen durch kontaminierte Böden. Dissertation. Verlag Shaker, Aachen
- LIN, Y. (1994): Simulationsmodell zur Cadmium-Exposition durch Altlasten vor und nach der Sanierung. VDI-Fortschrittberichte Reihe 15: Umwelttechnik Nr. 130. VDI Verlag, Düsseldorf
- MEKEL, O.; NOLTE, E.; FEHR, R. (1997a): Quantitative Risikoabschätzung (QRA): Möglichkeiten und Grenzen ihres Einsatzes im umweltbezogenen Gesundheitsschutz in Nordrhein-Westfalen. Bericht III: Anwendung probabilistischer Verfahren in quantitativer Risikoabschätzung. Ministerium für Frauen, Jugend, Familie und Gesundheit (MFJFG) NRW, Düsseldorf
- MEKEL, O.; NOLTE, E.; FEHR, R. (1997b): Quantitative Risikoabschätzung (QRA): Möglichkeiten und Grenzen ihres Einsatzes im umweltbezogenen Gesundheitsschutz in Nordrhein-Westfalen. Bericht II: Exemplarische QRA: Wohnen auf einer Altlast. Ministerium für Frauen, Jugend, Familie und Gesundheit (MFJFG) NRW, Düsseldorf
- MORGAN, M.G.; HENRION, M. (1992): Uncertainty. A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis. Cambridge University Press, Cambridge
- MOSBACH-SCHULZ, O. (1999): Methodische Aspekte probabilistischer Modellierung. UWSF –Z. Umweltchem. Ökotox. 11 (5) 292-298
- MÜLLER, M.; ANKE, M.; THIEL, C.; HARTMANN, E. (1993): Zur Cadmiumaufnahme Erwachsener in den neuen Bundesländern. *Ernährungs-Umschau* 40, 240-243
- NOLTE, E.; MEKEL, O.C.L.; FEHR, R. (1998): Software-Werkzeuge für den praktischen Einsatz quantitativer Risikoabschätzung (QRA) im umweltbezogenen Gesundheitsschutz. *Umweltmed. Forsch. Prax.* 3, 351-358
- Palisade Corporation (1996): @RISK. Risk Analysis and Simulation Add-In for Microsoft® Excel or Lotus® 1-2-3. Windows® Version. Release March 1996. Newfield, USA
- PRICE, P.S.; SHU, S.H.; HARRINGTON, J.R.; KEENAN, R.E. (1996): Uncertainty and variation in indirect exposure assessments: An analysis of exposure to tetrachlorodibenzo-p-dioxin from a beef consumption pathway. *Risk Analysis* 16, 263-277
- RUCK, A. (1990): Bodenaufnahme durch Kinder – Abschätzungen und Annahmen. In: Rosenkranz, G., Harref, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz – Ergänzbares Handbuch. BoS 5. Lfg. V/90, 1-22
- SCHÜMANN, M. (1999): Probabilistische Modelle der Expositionsabschätzung – Möglichkeiten der Validierung und des Vergleichs. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. (in Druck)
- STANEK, E.J.; CALABRESE, E.J. (1995a): Daily estimates of soil ingestion in children. *Environ. Health Persp.* 103 (3) 276-285
- STANEK, E.J.; CALABRESE, E.J. (1995b): Soil ingestion rates for use in site evaluations based on the best tracer method. *Human Ecol. Risk Assess.* 1(2) 133-156 (zitiert nach Cal-EPA, 1996; EPA, 1997)
- WHO (1996): Guidelines for drinking-water quality. Vol. 2, Health criteria and other supporting information, 2nd ed., World Health Organisation, Geneva
- WINTERMEYER, D. (1999): Probabilistische Expositionsabschätzungen zur Beurteilung der gesundheitlichen Auswirkungen von Umweltbelastungen. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 11 (4) 228-233
- WVC en LNV (Ministerie van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij) (1993): Zo eet Nederland. Resultaten van de Voedselconsumptiepeiling 1992. Voorlichtingsbureau voor de Voeding, Den Haag

Eingegangen am: 31.03.1999

Akzeptiert am: 15.04.1999

Online-Publikation am: 26.11.1999