

Aus dem Institut für Agrarökologie

**Gudrun Schütze
Ulrich Dämmgen
Angela Schlutow**

**Rolf Becker
Hans-Dieter Nagel
Hans-Joachim Weigel**

**Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch
und Umwelt infolge der Anwendung von
cadmiumhaltigen Düngemitteln**

Manuskript, zu finden in www.fal.de

Published in: Landbauforschung Völkenrode 53(2003)2/3, pp.
63-170

**Braunschweig
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)
2003**

Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln

Gudrun Schütze¹, Rolf Becker¹, Ulrich Dämmgen², Hans-Dieter Nagel¹, Angela Schlutow¹ und Hans-Joachim Weigel^{2*}

Zusammenfassung

Cadmium (Cd) ist ein nicht-essentielles Schwermetall, das für Menschen, Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen oberhalb bestimmter Schwellenwerte toxisch ist. Belastungen durch Cd entstehen insbesondere, wenn es durch anthropogene Aktivitäten zusätzlich zu den geogenen Grundgehalten in die Umwelt eingetragen wird. Gegenwärtig gelangt Cd insbesondere auch durch phosphathaltige Düngemittel in die Böden und damit in die Nahrungskette. Im Rahmen der europäischen Rechtsangleichung der Vorschriften für Dünger sollte für Deutschland überprüft werden, ob und in welchem Umfang von den Cd-Frachten und -gehalten dieser Dünger Risiken sowohl für die Umwelt (Ökotoxikologie) als auch für die menschliche Gesundheit (Humantoxikologie) ausgehen. Dazu wurde eine umfangreiche Studie erstellt, in der eine entsprechende Risikobewertung für Deutschland vorgenommen wurde. Das Prinzip der Risikoabschätzung lehnte sich soweit wie möglich an Vorgaben der europäischen Kommission an und basiert auf Vergleichen vorhandener oder prognostizierter Belastungen mit Wirkungsschwellenwerten, unterhalb derer schädliche Wirkungen nach heutigem Stand des Wissens auszuschließen sind. Im Bereich der Ökotoxikologie erfolgte dies mit Hilfe eines Vergleiches von *Predicted Environmental Concentrations* (PEC), worunter sowohl aktuelle als auch zukünftige Cd-Gehalte im Boden sowie berechnete Werte für die Bodenlösung und für Pflanzen zu verstehen sind, mit *Predicted No Effect Concentrations* (PNEC). Ist dieser Quotient > 1 , besteht für den betrachteten Rezeptor ein Risiko. In Bezug auf die Wirkungen auf den Menschen wurden zunächst Cd-Aufnahme- bzw. Cd-Resorptionsraten ermittelt und die so ermittelten berechneten aktuellen oder prognostizierten Dosen (loads) mit *No Observed Adverse Effect Loads* (NOAEL) verglichen. PNEC- und NOAEL-Werte wurden aus gesetzlichen Vorschriften entnommen oder sind Richtwerte aus der Literatur (z. B. kritische Cd-Gehalte in Böden nach Bundesbodenschutzverordnung, Bodenqualitätskriterien; tolerierbare tägliche Cd-Aufnahmemengen für den Menschen nach WHO). Es wurden Szenarien mit durchschnittlichen und maximalen („worst case“) Belastungen und Empfindlichkeiten simuliert. Die für die ökotoxikologische Bewertung notwendige Bilan-

Abstract

Assessment of risks to human health and the environment from cadmium in fertilisers

The toxicity of the heavy metal cadmium (Cd) for human health, plants, animals and micro-organisms is well known. Human activities have resulted in the release of Cd into the environment from a variety of sources. Growing concern about the Cd contamination of soils and food-chain transfer of Cd has prompted a particular debate about the impact of Cd from phosphorus (P) fertilisers on human health and the environment. A study was carried out to estimate the impact of Cd in fertilisers on the environment (ecotoxicology) and on human health (toxicology) under German conditions. The risk assessment was performed by applying adopted EU principles on risk assessments of new and existing substances and a related guidance document for Cd. With respect to ecotoxicology the concentration of Cd which is likely to be found in the environment of concern (*predicted environmental concentration = PEC*) was compared with concentrations below which adverse effects are not expected to occur (*predicted no effect concentration = PNEC*). If the resulting PEC/PNEC ratio is > 1 , there is a risk for adverse effects on the system under consideration. Risk characterisation for human health was carried out by comparing *no observed adverse effect levels NOAELs* (e.g. tolerable daily Cd intake = TDI) and total Cd uptake and Cd resorption, respectively, by the population. All environmental and human health assessments were carried out for different scenarios including average and “worst case” Cd exposure and Cd dose-response conditions. To characterise the environmental exposure, a calculation of Cd budgets (input/output relation) for agricultural soils revealed an average Cd input surplus from all sources of ca. $7 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Cd if fertiliser supply rates were based on average crop fertiliser requirements and on averaged fertilisation recommendations. When calculations were based on the actual total P fertiliser consumption in Germany which is currently lower than based on averaged crop fertiliser requirements, a Cd input surplus from all sources of ca. $3 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Cd was obtained. In nearly all scenarios the share of Cd input from mineral fertilisation of the total Cd input was at least ca. 40%. A similar percentage of the total Cd input into soils resulted from atmospheric deposition. Current and predicted Cd soil concentrations (PEC) calculated from the Cd soil balances were compared to available PNEC values for different soil

¹ ÖKO-DATA, Hegermühlenstraße 58, 15344 Strausberg

² Institut für Agrarökologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

* Autor für Korrespondenz

zierung der Cd- Ein- und -Austräge in bzw. aus Böden aus allen Quellen (Mineral- und Wirtschaftsdüngung, Deposition), die flächendifferenziert durchgeführt wurde, ergab z. B. auf der Basis pflanzenbedarfsgerechter Düngung und im Sinne einer vorsorgenden Betrachtung im Durchschnittsfall einen Cd-Bilanzüberschuss für Acker- und Grünlandflächen von ca. $7 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Cd. Bei Betrachtung der gegenwärtig tatsächlich ausgebrachten Mengen an phosphathaltigen Düngern ergab sich ein Saldo von ca. $3 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Cd. In fast allen Eintragungsszenarien lag der Anteil des Cd aus der mineralischen Düngerfraktion am Gesamt-Cd-Eintrag bei mindestens 40 %. Prozentual gleich große Cd-Einträge resultieren aus der atmosphärischen Cd-Deposition. Die berechneten gegenwärtigen bzw. zukünftigen Cd-Bodengehalte ergaben im Vergleich mit den verfügbaren PNEC-Werten für durchschnittliche Cd-Expositionsszenarien keine unmittelbaren Hinweise auf Risiken für die betrachteten Bodenfunktionen. Im Hinblick auf den Cd-Belastungspfad Boden \rightarrow Pflanze \rightarrow pflanzliche/tierische Nahrungsmittel \rightarrow Mensch wurde über die Verzehrsmengen pflanzlicher und tierischer Lebensmittel und deren Cd-Gehalte die Cd-Exposition des Menschen abgeschätzt. Im Durchschnittsfall (durchschnittliche Ernährungsgewohnheiten und Cd-Gehalte der Lebensmittel, Nichtraucher) ergab der Vergleich mit derzeit gültigen NOAEL-Werten z. B., dass diese tolerierbaren Wirkungsschwellen bereits zu ca. 40 % ausgeschöpft sind. Sowohl bei der ökotoxikologischen als auch bei der humantoxikologischen Bewertung zeigten sich beträchtliche Spannbreiten der Risiken einer Cd-Belastung durch phosphathaltige Düngemittel, wenn unterschiedliche Expositions- und Empfindlichkeitsszenarien betrachtet wurden.

Schlüsselworte: Belastung, Cadmium, Gesundheit, Mensch, Phosphat-Dünger, Risikobewertung, Umwelt

receptors. The resulting PEC/PNEC ratios based on average Cd exposure conditions did not point to an immediate Cd risk for soil biology. For the Cd exposure pathway soil \rightarrow plant \rightarrow plant/animal foodstuffs \rightarrow man, total human Cd uptake and resorption were calculated from food consumption and Cd contents of foodstuffs, respectively. Under average conditions (average eating habits and average Cd content of foodstuffs, non-smoker) the resulting total Cd body burden was already ca. 40 % of the current NOAEL. There was considerable variability in the risk characterisation of Cd impacts from P fertilisers for both the ecotoxicological and the human health assessment when different scenarios of Cd exposure and Cd susceptibility were considered.

Key words: Cadmium, human health, phosphate, fertilizer, risk assessment, environment

Kurzfassung

Das Britische Beratungsunternehmen Environmental Resources Management (ERM) hat im Auftrag der europäischen Kommission Studien erstellt, in denen die Anforderungen an Risikoanalysen zur Bewertung von Cadmium (Cd) in Düngemitteln beschrieben werden. Als Grundlage für die hier vorgelegte deutsche Risikoabschätzung dienten dabei die Arbeiten "A study to establish a programme of detailed procedures for the assessment of risks to health and the environment from cadmium in fertilisers" (Februar 2000) und "Study on data requirements and programme for data production and gathering to support a future evaluation of the risks to health and the environment from cadmium fertilisers" vom März 1999 (European Commission, Directorate General III; Directorate General Industry). In einigen Punkten gibt es methodische Abweichungen, weil Daten nicht zugänglich waren, oder die vorgeschlagenen Arbeitsschritte für die Bundesrepublik Deutschland nicht relevant sind.

Die Wirkungen des Cd aus Düngemitteln auf den Menschen und die Umwelt sind von einer Reihe äußerer Bedingungen abhängig (landwirtschaftliche Nutzungs- und Bewirtschaftungssysteme, Ertragsfähigkeit der Böden, Klima, Mobilität des Cd im Boden usw.). Aus der Kombination dieser Faktoren ließe sich eine große Anzahl von Wirkungsbeziehungen konstruieren, die zur Ausweisung sehr unterschiedlicher Empfindlichkeiten führen würden. Die gravierendsten Probleme sind bei der Verknüpfung von hohen Empfindlichkeiten mit hohen Belastungen zu erwarten (sogenannte "worst case"-Szenarien). Gegenstand der Risikoabschätzung sind deshalb Szenarien sowohl mit durchschnittlichen als auch mit maximalen Belastungen und Empfindlichkeiten. Mit den Durch-

schnittsszenarien sollen die Bedingungen, wie sie auf dem überwiegenden Anteil der landwirtschaftlichen Nutzflächen anzutreffen sind, charakterisiert werden, während die ungünstigsten möglichen Bedingungskombinationen nur relativ selten auftreten werden. Anhand des nachfolgenden Schemas (Abb. 1) ist modellartig dargestellt, wie bei der Bearbeitung der Aufgabenstellung, eine Bewertung der mit der Anwendung von Cd-haltigen Düngern verbundenen Risiken für die Umwelt und die menschliche Gesundheit zu erarbeiten, vorgegangen wurde.

Die Bewertung des Risikos, das von Cd in Düngemitteln ausgeht, soll sowohl in Richtung der Wirkungen auf die menschliche Gesundheit (Humantoxikologie) als auch auf die Umwelt (Ökotoxikologie) erfolgen. Grundprinzip einer solchen Risikoabschätzung ist der Vergleich vorhandener oder prognostizierter Belastungen mit Schwellenwerten, unterhalb derer schädliche Wirkungen nach heutigem Stand des Wissens auszuschließen sind. In Bezug auf die Wirkungen auf den Menschen wird dieser Vergleich auf der Basis von Aufnahme- bzw. Resorptionsraten des Cd innerhalb bestimmter Zeiträume durchgeführt. Die berechneten aktuellen oder prognostizierten Dosen (Loads) werden mit *No Observed Adverse Effect Loads* (NOAELs) verglichen. Dagegen erfolgt die Risikoabschätzung im Bereich der Ökotoxikologie mit Hilfe eines Vergleiches von *Predicted Environmental Concentrations* (PEC), worunter sowohl aktuelle als auch zukünftige Gehalte im Boden sowie berechnete Werte für die Bodenlösung und Pflanzen zu verstehen sind, mit *Predicted No Effect Concentrations* (PNEC). Die NOAELs und PNECs werden aus gesetzlichen Vorschriften entnommen oder sind Richtwerte aus der Literatur.

Heutige Gehalte und Belastungen sind ebenfalls aus Literaturstudien und Datensammlungen zu entnehmen

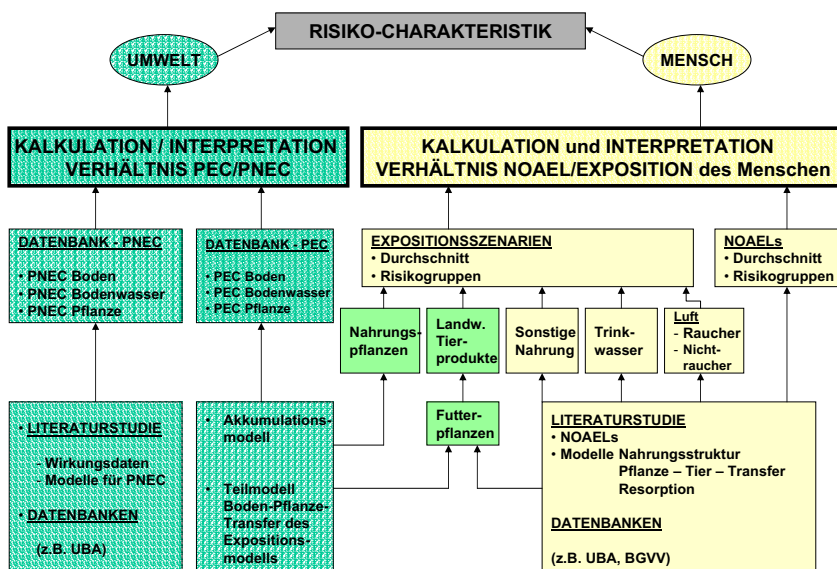


Abb. 1: Arbeitsverlaufs-Schema für die vorliegende Studie (Erläuterungen im Text)

oder werden auf der Grundlage dieser Daten berechnet. Die zukünftigen Gehalte und Belastungen werden auf der Basis eines Akkumulationsmodells prognostiziert. Es ist grundsätzlich davon auszugehen, dass die Cd-Gehalte der Böden die Konzentrationen im Boden- und Sickerwasser sowie auch die Gehalte in den unteren Gliedern von Nahrungsketten (Pflanzen, Bodentiere) bestimmen. Dadurch bilden sie gleichzeitig die Grundlage für eventuelle Belastungen auch übergeordneter Konsumenten bis hin zum Endverbraucher (Tier/Mensch).

1 Risiken durch Cd für die menschliche Gesundheit

Hauptquellen für die Aufnahme von Cd durch den Menschen sind Nahrungsmittel und Trinkwasser (Magen-Darm-Trakt) sowie Zigarettenrauch und (z. B. arbeitsplatzbedingt) erhöhte Gehalte der Atemluft (Atemwege). Kleinkinder können durch die direkte Aufnahme von Staub und Boden zusätzlich exponiert sein. Die dermale Aufnahme ist vernachlässigbar gering.

Für die Risikoabschätzung in dieser Studie sind vor allem chronische Effekte zu betrachten, die durch die langjährige Aufnahme relativ kleiner (d. h. für akute toxische Reaktionen nicht relevanter) Dosen hervorgerufen werden können. Cd wird in der menschlichen Niere, der Leber und dem Muskelgewebe akkumuliert, wobei die Konzentrationen mit steigendem Lebensalter zunehmen. Bei Überschreiten einer Konzentration von 200 mg kg^{-1} Cd in der Nierenrinde wird im allgemeinen von schädigenden Wirkungen auf die Niere ausgegangen. Nach einer neueren belgischen Studie (CADMIBEL-Studie) können nach Buchet et al. (1990) erste Effekte jedoch schon bei Konzentrationen von 50 mg kg^{-1} Cd auftreten. Zusätzlich wurde in dieser Studie ein Zusammenhang zwischen Cd-Exposition der Bevölkerung und der Demineralisierung des Skelettes nachgewiesen, die zu einer erhöhten Brüchigkeit der Knochen führt. Sowohl die Blut-Hirn-Schranke als auch die Plazenta-Schranke können durch Cd überwunden werden.

Wird Cd über den Atemtrakt aufgenommen, kann es kanzerogen wirken, wobei vor allem Lungentumore beobachtet wurden. Für dieses Risiko besteht aber kein Zusammenhang zu Belastungen der Nahrungskette über den Eintrag in den Boden mit Cd-haltigen Düngemitteln. Die inhalative Cd-Belastung muss dennoch in die Betrachtung einbezogen werden, da die Gesamtmenge von aufgenommenem und resorbiertem Cd die Akkumulation in den Geweben bestimmt. Die Resorption von eingeatmetem Cd ist mit bis zu 50 % deutlich höher als bei der Aufnahme über den Magen-Darm-Trakt (5 %). Dadurch nehmen Raucher zusätzlich Cd in etwa der gleichen Menge wie über die Nahrung auf.

Neben Rauchern sind Menschen, die bestimmte Lebensmittel mit teilweise sehr hohen Cd-Gehalten bevorzugen, besonders exponiert. Hinzu kommt eine

erhöhte Exposition von Bevölkerungsgruppen, die physiologisch bedingt eine höhere Cd-Resorptionsrate haben, wie Menschen mit Calcium-, Eisen- oder Proteinmangel. Frauen, Kinder, Diabetiker und ältere Personen sind bei gleicher Dosis hinsichtlich der Akkumulation und der toxischen Wirkungen empfindlicher als andere Teile der Bevölkerung.

Der von FAO/WHO (1992) für Cd festgesetzte, vorläufige tolerierbare wöchentliche Einnahmewert (*Provisional Tolerable Weekly Intake* PTWI) pro Kilogramm Körpergewicht (KG) beträgt $7 \mu\text{g (kg KG)}^{-1}$ Cd. Das entspricht einer täglichen Cd-Aufnahme (*Tolerable Daily Intake* TDI) von $1 \mu\text{g (kg KG)}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Eine erwachsene Person mit einem angenommenen mittleren Gewicht von 70 kg darf demnach täglich bis zu $70 \mu\text{g}$ Cd aufnehmen. Aufgrund der neueren Ergebnisse der o.g. CADMIBEL-Studie wird die von der FAO/WHO angegebene tolerierbare Dosis als zu hoch angesehen. Deshalb wird z.Z. empfohlen, diesen Wert auf die Hälfte, also $0,5 \mu\text{g (kg KG)}^{-1} \text{ d}^{-1}$ Cd abzusenkten. Daraus würde eine tägliche tolerierbare Aufnahme von $35 \mu\text{g}$ Cd durch einen Erwachsenen resultieren. In Deutschland soll sich die tägliche Cd-Aufnahme eines Durchschnittserwachsenen zwischen 10 und $40 \mu\text{g (kg KG)}^{-1} \text{ d}^{-1}$ bewegen (Enquete-Kommission 1994).

2 Risiken durch Cadmium für die Umwelt

In der vorliegenden Studie sind nur Wirkungen auf Rezeptoren der terrestrischen Ökosysteme betrachtet worden. Mögliche Auswirkungen auf Oberflächengewässer wurden nicht berücksichtigt. In Bezug auf ökotoxikologische Risiken durch Cd im Boden sind zunächst die dort lebenden Organismen (Mikroben, Bodentiere) und die den Boden als Nährstoffquelle nutzenden Pflanzen zu betrachten (Lebensraumfunktion). Darüber hinaus können Nahrungsketten betroffen sein, die auf diesen Grundgliedern aufbauen.

Cd-Gehalte von Böden werden meist als Gesamtgehalte oder königswasserextrahierbare Gehalte angegeben. Es ist aber davon auszugehen, dass Wirkungen von Cd im Boden auf Lebewesen vor allem von den im Bodenwasser gelösten Anteilen ausgehen. Daher muss bei einer ökotoxikologischen Risikobetrachtung auch die Fähigkeit der Böden, Cd zu binden, berücksichtigt werden. Diese Eigenschaft wird vor allem vom pH-Wert der Böden, daneben in geringerem Maße auch vom Ton- und Humusgehalt beeinflusst. Da nur relativ wenige Erhebungsuntersuchungen für Cd-Gehalte in der Bodenlösung vorliegen, die zudem für Deutschland insgesamt oder für bestimmte Bodenformen nicht repräsentativ sind, können Cd-Konzentrationen in Bodenlösungen nur rechnerisch mit Hilfe von Transferfunktionen aus den Gesamtgehalten und unter Berücksichtigung der Bodeneigenschaften prognostiziert werden. Die in dieser Arbeit verwendeten, in verschiedenen Studien für deutsche Böden ermittelten Trans-

ferfunktionen beziehen das Ausgangsgestein (königswasserlöslicher Anteil am Gesamtgehalt) und den pH-Wert (ammoniumnitratlöslicher Anteil am königswasserextrahierbaren Gehalt) als Löslichkeitsbestimmende Bodeneigenschaft ein.

Als Kriterien für einen vorsorgenden Schutz der Lebensraumfunktion (gleichzeitig die Voraussetzung für das Vermögen des Bodens zu Stoffumwandlungen und zum Schadstoffabbau sowie zur Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln in guter Qualität) sind die Vorsorgewerte der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV) geeignet. Sie beziehen sich auf königswasserlösliche Cd-Gehalte und berücksichtigen in Abhängigkeit von der Bodenartenzusammensetzung die drei Klassen Sandböden ($0,4 \text{ mg kg}^{-1}$), Lehm Böden ($1,0 \text{ mg kg}^{-1}$) und Tonböden ($1,5 \text{ mg kg}^{-1}$) und zusätzlich den Säure-Status (pH-Wert). Die Vorsorgewerte wurden auf der Basis von ökotoxikologischen Untersuchungen mit Bezug auf mehrere Rezeptorklassen (mikrobiologische Prozesse, Invertebraten, Pflanzen), die eine unterschiedliche Stellung in Nahrungsketten (relevante trophische Level) einnehmen, abgeleitet und sind mit den 90-Perzentilen der Hintergrundwerten für die Bodenklassen abgeglichen.

Daneben existieren als nicht gesetzlich festgelegte Werte ökotoxikologisch begründete Bodenqualitätskriterien (BQK). Sie beziehen Wirkungsdaten auf dem Niveau der *No Observed Effect Concentrations* (NOECs) für die gleichen Rezeptorklassen sowie Ausgleichsfaktoren für verschiedene Unsicherheiten ein und sind mit den Hintergrundwerten für die empfindlichste Bodenart (90-Perzentil für Sand) abgestimmt. Auch sie sind als Gesamtgehalt angegeben.

Bisher gibt es nur wenige Testergebnisse, die Informationen über Cd-Wirkungen auf dem Expositionspfad Bodenwasser enthalten. Diese können derzeit nur eine Zusatzinformation zur Exposition über den Gesamtgehalt von Kontaminanten im Boden bilden. Eine von Throl (2000) erstellte Literaturstudie zu NOEC-Werten für Cd-Gehalte enthält zahlreiche Angaben zu Bodeneigenschaften, darunter pH-Werte der Böden, mit denen die Tests durchgeführt wurden. Ein enger statistischer Zusammenhang zwischen den NOEC-Werten und den Bodeneigenschaften konnte nicht gefunden werden. Um Konzentrationen für die Bodenlösung abzuleiten, bei denen Cd-Wirkungen nicht mehr ausgeschlossen werden können (sog. kritische Konzentrationen), wurden BQK in Cd-Konzentrationen der Bodenlösung (Bodensättigungsextrakt BSE) umgerechnet. Die niedrigste Cd-Konzentration der Bodenlösung bei neutraler Bodenreaktion und einer Gesamtkonzentration in Höhe des Hintergrundgehaltes von Sand ($0,4 \text{ mg kg}^{-1}$) wurde als kritische Konzentration ($0,4 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$) festgelegt. Bei einer alternativen Berechnung, bei der zuerst alle NOEC-Werte (Gesamtgehalte ohne Ausgleichsfaktoren oder andere Anpassungen) unter Berücksichtigung der pH-Werte in Konzentrationen des

Bodensättigungsextraktes umgerechnet wurden, ergaben sich kritische Cd-Konzentrationen von ca. $1 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$.

3 Cadmium-Akkumulationsmodell

Im Rahmen der Akkumulationsstudie wurden sowohl flächenbezogene Bilanzen der Cd-Ein- und -Austräge für landwirtschaftliche Nutzflächen berechnet als auch Szenarien für bestimmte Standortverhältnisse einschließlich Prognosen der zukünftigen Akkumulation von Cd im Oberboden erstellt. Als Einträge wurden die Cd-Frachten durch die pflanzenbedarfsgerechte Düngung (nur Mineral- und Wirtschaftsdünger) sowie die atmosphärische Deposition betrachtet. Als Austräge wurden die Auswaschung von Cd sowie die Entzüge von Cd durch die Pflanzenernte berücksichtigt. Ausgehend von heutigen Cd-Gehalten des Bodens ergibt sich aus der Differenz von Ein- und Austrägen die zu erwartende Akkumulation in einem bestimmten Zeitraum, so dass die zukünftige Konzentrationsentwicklung prognostiziert werden kann.

Als Hintergrundwerte für Cd-Konzentrationen in Ackerböden Deutschlands werden Werte von $< 0,3$ bis $1,1 \text{ mg kg}^{-1}$ Cd im Königswasserextrakt angegeben (LABO 1998). Hintergrundwerte entsprechen der Summe aus geogenen Stoffgehalten und den aus der ubiquitären Stoffverteilung und diffusen Einträgen in die Böden resultierenden Gehalten. Hintergrundwerte sind demnach repräsentative Werte für allgemein verbreitete Grundgehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden. Bezogen auf Totalgehalte liegen die Hintergrundwerte höher, da mit Königswasser nur ein Teil der in den Ausgangsgesteinen in unterschiedlich starkem Maße gebundenen Cd-Mengen extrahiert werden kann (Utermann et al. 1999). ERM ordnet Deutschland als ein Land mit relativ hohem "Background Cadmium Level" ein.

3.1 Cd-Einträge

Angaben über mittlere Cd-Depositionen auf Freilandböden Westdeutschlands schwanken zwischen $< 1 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Cd für ländliche Gebiete und $5 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Cd für urbane Regionen (Schulte et al. 1996). Nach Dämmgen et al. (2000) liegen die geschätzten mittleren Cd-Depositionen für emittentenferne landwirtschaftlich genutzte Böden bei $1,7 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Cd.

Im Zuge der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung sind Cd-Einträge in den Boden mit Mineral- und Wirtschaftsdüngern, Klärschlämmen und Komposten möglich. Die heutige Gesamtfracht aus diesen verschiedenen Düngerarten wird auf 39 t a^{-1} Cd geschätzt (UMK-AMK-AG 2000). Der Cd-Gehalt der phosphathaltigen Mineraldünger (Handelsdünger) wird wesentlich durch das Herkunftsgebiet der Rohphosphate bestimmt. Niedrige Gehalte von $< 13 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5)^{-1}$ Cd finden sich in Rohphosphaten aus Lagerstätten in Russland, Südafrika und

den USA. Der gesetzlich festgelegte maximale Cd-Gehalt in Düngemitteln beträgt $90 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1} \text{ Cd}$. Entsprechend einer freiwilligen Verpflichtung seitens der Düngemittelindustrie sollen 100 % der in Verkehr gebrachten Phosphatdünger weniger als $90 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1} \text{ Cd}$ enthalten, 89 % weniger als $70 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1} \text{ Cd}$ und 63 % weniger als $40 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1} \text{ Cd}$.

Die Cd-Gehalte im Klärschlamm sind in den letzten 15 Jahren gesunken und liegen heute meist unter denen vieler Mineraldünger. Die Gesamtfracht von Cd aus Klärschlämmen in deutsche Böden betrug im Jahre 1997 1,27 t und ist damit im Vergleich zur Gesamtfracht des Cd gering. Gleiches gilt auch für den Cd-Eintrag über Komposte, für den eine Gesamtfracht von $1 \text{ t a}^{-1} \text{ Cd}$ geschätzt wird. Klärschlamm- und Komposteinsatz kann lokal zu Cd-Belastungen führen, vor allem, wenn Vorsorgewerte des Bodens bereits erreicht sind und die Düngestoffe relativ hohe Cd-Mengen enthalten. Wirtschaftsdünger tragen mit etwa $13 \text{ t a}^{-1} \text{ Cd}$ zur jährlichen Gesamtfracht an Cd durch die Düngung bei.

Als Szenarien für die Cd-Einträge durch Deposition wurden sowohl bei der flächenbezogenen Bilanzierung für heutige Bedingungen als auch bei der Prognose der Akkumulation pauschal $1,7 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ Cd}$ als mittlerer Fall und $5 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ Cd}$ (Emittentennähe) als "worst case" Szenario betrachtet. Die Einträge durch Düngung wurden flächenspezifisch auf der Basis des Pflanzenbedarfes berechnet, wobei das Ertragspotential der Böden bei Acker- und Grünlandnutzung, die standortspezifische Anbaustruktur auf Ackerland sowie der Anteil des Wirtschaftsdüngers an der Deckung des Nährstoffbedarfes der Pflanzen auf Basis der Verteilung der Tierbestände berücksichtigt wurde. Die Szenarien bezogen sich auf durchschnittliche Cd-Gehalte der Mineraldüngemittel [$62 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1} \text{ Cd}$] nach Severin (1999) sowie auf die Annahme der Ausschöpfung der als Obergrenze für Cd-Gehalte festgelegten $90 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1} \text{ Cd}$ als "worst case" (Neidhart 1999). Aus Tabelle Z 1 sind die Werte bei mittleren und angenommenen höchsten Einträgen zu entnehmen. Es zeigt sich, dass sowohl bei durchschnittlichen als auch bei "worst case"-Szenarien der Eintrag mit der Düngung immer den höchsten Anteil am Gesamteintrag hat, wobei der Anteil der Einträge mit Mineraldüngern deutlich höher liegt als der mit Wirtschaftsdüngern.

3.2 Cd-Austräge

Die mittleren und ungünstigsten Annahmen für die Cd-Austräge mit der Auswaschung und der Pflanzenernte und ihre Anteile am Gesamtaustrag sind in der Tabelle Z 2 dargestellt.

Zur flächenbezogenen Schätzung der jährlichen Auswaschung von Cd aus dem Oberboden wurde die jährliche Sickerwasserbildungsrate [mm a^{-1}] einheitlich mit einer Cd-Konzentration von $0,14 \mu\text{g l}^{-1}$ multipliziert. Bielert et

al. (1999) ermittelten diese Konzentration bei umfangreichen Messungen, die einerseits zwar nicht als repräsentativ für Deutschland betrachtet werden können, die andererseits aber zwischen den unterschiedlichen untersuchten Böden keine großen Schwankungen aufwiesen. Diese Konzentration wird als geeignet bezeichnet, die Hintergrundkonzentration der Bodenlösung zu beschreiben. Die jährliche Auswaschung des Cd hängt bei dieser Betrachtungsweise allein von der Sickerwasserrate ab. Da eine geringe Auswaschung die Cd-Akkumulation im Oberboden unterstützt, wurde als mittlere Bedingung eine Sickerwasserrate von 200 mm a^{-1} und als "worst case"-Szenario 50 mm a^{-1} angenommen. Diese Szenarien-Unterscheidung ist bei der flächenbezogenen Betrachtung notwendig, da sich die Sickerwasserraten nicht den Bodeneinheiten der Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000, Hartwich et al. 1995), die für die anderen Faktoren die Grundlage der Flächendifferenzierung bildet, zuordnen lassen.

Die Austräge mit der Pflanzenernte wurden mit Hilfe der im Rahmen der Düngedarfsermittlung modellierten Ertragspotentiale und Anbaustrukturen sowie den aus einer Literaturstudie (Schütze 1999) entnommenen mittleren Cd-Gehalten der geernteten Pflanzenteile flächenbezogen berechnet. Da diese Berechnung sehr detailliert unter Berücksichtigung vieler flächenspezifischer Einflussfaktoren erfolgte, ist dabei eine Ausweisung von "worst case"-Szenarien nicht sinnvoll.

3.3 Bilanzierungsergebnisse

Drei unterschiedliche Bilanzierungsergebnisse, die auf den in den Tabelle Z 1 und Z 2 dargestellten Stoffflüssen beruhen, sind in der Tabelle Z 3 angegeben. Annähernd der gesamte Flächenanteil (99 %) der landwirtschaftlichen Nutzfläche hat jährliche Eintragsüberschüsse aufzuweisen, die langfristig zu Akkumulationen von Cd im Boden, zur Erhöhung der Konzentration in der Bodenlösung und damit auch zu einer Erhöhung der Konzentrationen in den Nutzpflanzen führen.

An dieser Erhöhung der Gehalte in den landwirtschaftlichen Primärprodukten trägt der Eintragspfad über den Mineraldünger bei einem nach ertragsbezogenen Pflanzenbedarfszahlen abgeleiteten Düngereinsatz im Durchschnitt mit 71 % vom Gesamteintrag bei. Dieser Anteil kann im Falle überdurchschnittlicher, aber noch zulässiger Cd-Gehalte in den Phosphatdüngern bis auf 90 % des Gesamteintrags steigen.

Hohe jährliche Anreicherungsraten mit $8\text{-}11 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ Cd}$ durch hohe Mineraldüngereinträge bei gleichzeitig hohen Auswaschungsraten kommen auf ca. 12 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche Deutschlands vor. Diese Flächen konzentrieren sich v. a. in den Niederungen an den Unterläufen von Weser, Ems und Elbe sowie in der Holsteinischen Schweiz. Hohe Mineraldüngergaben bei nie-

Tab. Z 1:

Anteile der einzelnen anthropogen beeinflussbaren Bilanzglieder an den Cd-Einträgen in landwirtschaftliche Nutzflächen

Einträge	Mineral- dünger ¹	Wirtschafts- dünger	Deposition aus der Luft	Summe der Einträge
Eintragsmengen im Durchschnittsfall (g ha ⁻¹ a ⁻¹)	5,6 ²	0,64	1,7	7,94
Anteil des Bilanzgliedes an der Eintragssumme im Durchschnittsfall (%)	71	8	21	100
Eintragsmengen im jeweiligen "worst case" (g ha ⁻¹ a ⁻¹)	18,1	2,1	5	25,2
Anteil des Bilanzgliedes im "worst case", sofern die anderen Glieder im Durchschnitt liegen (%)	90	23	44	-
Anteil des Bilanzgliedes, wenn alle Eintragsraten dem "worst case" entsprechen (%)	72	8	20	100

¹ bezogen auf den Phosphatdüngereinsatz nach ertragsbezogenen Pflanzenbedarfszahlen
² Median der Einträge auf Acker

drigen Viehzahlen und gleichzeitig bei geringsten Auswaschungsraten treffen auf ca. 10 % der Landwirtschaftsfläche Deutschlands zu. Hier beträgt der mineraldünger-gebundene Cd-Eintrag 76 % an der Gesamtsumme aller Einträge und die Austräge betragen nur 7 % der Einträge, so dass die Mineraldünger-Cd-Einträge an der jährlichen Anreicherungsrate einen Anteil von 81 % haben. Dieses "worst case"-Szenario hat einen Schwerpunkt der räumlichen Verteilung in der Magdeburger Börde. Ausnahmefälle, in denen höchste Auswaschungsraten mit durchschnittlichen Einträgen auf der gleichen Fläche zusammenfallen, so dass eine negative Cd-Bilanz entsteht (was eine Abreicherung des Cd im Boden bedeuten würde) kommen in Deutschland nur auf 174 ha vor (arme Sande in der regenreichen nordwestdeutschen Tiefebene mit einem Anteil an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche von 0,001 %).

Die nach ertragsbezogenen Pflanzenbedarfskennzahlen berechneten Cd-Einträge mit Düngern können das heutige Niveau des Eintrags dieses Schwermetalls überschätzen, da sich aufgrund der in den letzten Jahrzehnten nicht immer am Pflanzenbedarf orientierten Düngung teilweise hohe Phosphatvorräte im Boden gebildet haben. Heute hat sich dagegen als gute landwirtschaftliche Praxis mehr und mehr durchgesetzt, Düngungsmaßnahmen entsprechend des durch Bodenuntersuchungen ermittelten Nährstoff-Versorgungsgrades des Bodens und des errechneten Bedarfes der Nutzpflanzen festzulegen. Daher unterschreiten heutige Absatzmengen vor allem für Phosphat-Düngemittel die Zahlen, die sich bei einer alleinigen Berücksichtigung des Pflanzenbedarfes ergeben. Bei einer vorsorgenden, in die Zukunft reichenden Betrachtung, wie

Tab. Z 2:

Anteile einzelner Bilanzglieder an den Cd-Austrägen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen

Austräge	Pflanzen- entzug	Sicker- wasser- Aus- waschung	Summe der Austräge
Austragsmengen im Durchschnittsfall (g ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	0,68	0,28	0,96
Anteil des Bilanzgliedes an der Austragsumme im Durchschnittsfall (%)	71	29	100
Austragsmengen im jeweiligen "worst case" (g ha ⁻¹ a ⁻¹)	2,1	0,07	2,17
Anteil des Bilanzgliedes im "worst case", sofern die anderen Glieder im Durchschnitt liegen (%)	88	9	-
Anteil des Bilanzgliedes, wenn alle Glieder dem "worst case" entsprechen (%)	97	3	100

Tab Z 3:
Bilanzergebnisse

Differenz von Einträgen und Austrägen	[g ha ⁻¹ a ⁻¹]
Eintragungsmengen minus Austragsmengen im Durchschnittsfall	+6,98
Eintragungsmengen minus Ernteaustrag im Durchschnitt, aber minimaler Sickerwasser-Austrag	+7,2
Alle Eintragungsmengen minus Austragsmengen im "worst case"	+23,0

sie in die vorliegende Studie einbezogen wurde (100-200 Jahre), ist jedoch davon auszugehen, dass die Phosphatvorräte des Bodens zunehmend aufgebraucht werden und der Düngungsbedarf wieder in stärkerem Maße durch den Pflanzenbedarf bestimmt wird.

3.4 Zukunftsszenarien

Zur Einschätzung der langfristigen Auswirkungen der berechneten Cd-Akkumulationsraten wurden die Ein- und Austragsprozesse über einen Zeitraum von 100-200 Jahren für Ackerstandorte (Vermischungstiefe durch Pflügen ca. 30 cm) simuliert. Die dabei für die Standard- bzw. "worst case"-Szenarien angenommenen Bedingungen entsprechen den Verhältnissen auf etwa 32 % der Ackerflächen in Deutschland.

Bei dieser Berechnung wurden Transferfunktionen zur Prognose von Bodenwassergehalten und Pflanzengehalten auf der Basis angenommener Gesamtgehalte im Boden und bestimmter Bodeneigenschaften einbezogen. Diese Vorgehensweise hat gegenüber der pauschalisierten Betrachtungsweise bei den flächenbezogenen Bilanzen den Vorteil, dass die Zunahme der Bodengehalte sich in zunehmenden Gehalten der Pflanzen bzw. Konzentrationen im Sickerwasser widerspiegelt und somit auch die dadurch begründete Erhöhung der Cd-Austräge mit erfasst wird. Diese Methodik weist aber erhebliche Unsicherheiten auf, weshalb sie für die flächendifferenzierende Berechnung nicht verwendet wurde. Für die Prognosen wurden die Parameter Sickerwassermenge, Hintergrundgehalt und Cd-Eintrag mit dem Dünger variiert.

Als Ergebnis dieser Berechnungen ist generell eine Anreicherung des königswasserextrahierbaren Cd-Gehaltes im Boden (unabhängig vom pH-Wert) zu verzeichnen. In den Standardszenarien mit Sickerwasserraten von 200 mm a⁻¹ und mittleren Cd-Einträgen über den Mineraldünger wurden über 100 Jahre überwiegend Steigerungen auf das 1,7 - 1,8-fache des gegenwärtigen Gehaltes berechnet. Dabei hatten die Bodenausgangsgesteinsgruppe (BAG) Tongesteine (TST) und Basische Magmatite und Meta-

morphite (BMM) aufgrund höherer Cd-Hintergrundwerte (heutiger Status) relativ geringere Anreicherungsraten auf das 1,4-fache.

Für die als "worst case"-Szenario berechneten Eintragsbedingungen mit hohen Cd-Gehalten im Mineraldünger und geringen Sickerwasserraten von 50 mm a⁻¹ ergeben sich höhere absolute Werte für die Anreicherung, die Verhältnisse zu den Ausgangsgehalten sind aber teilweise niedriger, da in diesen Szenarien auch von höheren Hintergrundwerten ausgegangen wurde. Bei den in Bezug auf Tierfutter wichtigen Grünlandstandorten erhöhen sich bei gleichen Einträge die Gehalte in der Hauptwurzelzone (obere 10 cm, Vermischung durch Bioturbation) wesentlich stärker als bei Ackernutzung, da ein geringeres Bodenvolumen zur Verteilung des Cd zur Verfügung steht. Als Folge der berechneten Zunahme der Cd-Gehalte der Böden sind auch allmählich zunehmende Gehalte in Pflanzen (Berechnungsbeispiel ist Weizenkorn) und damit sowohl in pflanzlichen als auch in bestimmten tierischen Nahrungsbestandteilen zu erwarten. Für die als Durchschnittsszenario verwendeten mittleren Hintergrundwerte und mittleren Einträge ergeben sich nach 100 Jahren Zunahmen im Cd-Gehalt der Pflanzen zwischen 20 % und 40 % der gegenwärtig modellierten Gehalte. Für die "worst case"-Szenarien wurden Steigerungen des Pflanzengehaltes bis zu 65 % ermittelt. Legt man aber die heutigen Einträge von Cd mit Düngemitteln als konstanten Wert für die Berechnungszeiträume zugrunde, ergeben sich deutlich niedrigere Akkumulationsraten.

Unterstellt man vereinfachend eine prozentual gleichmäßige Zunahme der Gehalte in allen geernteten Pflanzenteilen, erhält man einen direkten Zusammenhang zwischen dem Cd-Gehalt in der Pflanze als Erntegut und den verzehrbaren Pflanzenbestandteilen als Nahrungsmittel. In Bezug auf die hohen Cd-Aufnahmen über die Nahrung tragen diese Anreicherungsprozesse zu einer weiteren Belastung der menschlichen Gesundheit durch Cd bei.

4 Exposition des Menschen und Risikoabschätzung

Um die aktuellen Cd-Dosen einschätzen zu können, denen die Menschen in Deutschland durch den Verzehr von Lebensmitteln und Trinkwasser ausgesetzt sind, wurden die verfügbaren statistischen Daten zum pro-Kopf-Verbrauch bestimmter Lebensmittel herangezogen. Es wurde davon ausgegangen, dass die Verbrauchsmengen den tatsächlichen durchschnittlichen Verzehrsmengen pro Kopf entsprechen. Aus den Mengenangaben für den Verbrauch der einzelnen Lebensmittel, Annahmen für den Trinkwasserbedarf und Gehaltsangaben für Cd aus dem Lebensmittelmonitoring des Bundesinstituts für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV 1997), ergänzt durch weitere Angaben aus der Literatur (z. B. Bundesanstalt für Getreide-, Kartoffel- und Fettforschung; Gehalte im Trinkwasser nach Umwelt-

probenbank) wurde die durchschnittliche Exposition des Menschen über den Magen-Darm-Trakt abgeschätzt. Sie beträgt für eine erwachsene Person von 70 kg Körpergewicht (KG) ca. $5,8 \text{ mg a}^{-1} \text{ Cd}$, das sind etwa $16 \mu\text{g d}^{-1} \text{ Cd}$. Damit sind NOAEL-Werte, wie der TDI-Wert ($70 \mu\text{g d}^{-1} \text{ Cd}$) der FAO/WHO (1972) zu 23 % bzw. der neue empfohlene Wert ($35 \mu\text{g d}^{-1} \text{ Cd}$) zu 45 % ausgeschöpft. Diese Ergebnisse liegen damit oberhalb von Werten, die in anderen Studien wie z. B. im Gesundheitsbericht für Deutschland von 1998 oder einer Erhebung im Rahmen des Umwelt-Surveys 1990/92 (auf der Basis von 24-Stunden-Protokollen) erzielt wurden. Die Ursachen für diese Abweichungen konnten im Rahmen der vorliegenden Studie nicht geklärt werden.

Als "worst case"-Szenario wurde die Annahme getroffen, dass eine Person nur Lebensmittel verzehrt, die jeweils hoch mit Cd belastet sind. Dafür wurden für alle Lebensmittel, soweit angegeben, die 90- oder 95-Perzentile der Cd-Gehalte zur Berechnung eingesetzt. Diese noch im Bereich des Möglichen liegende Cd-Belastung liegt mit rund $15 \text{ mg a}^{-1} \text{ Cd}$ knapp drei mal so hoch als das Ergebnis bei durchschnittlichen Gehalten. Die Richtwerte für Cd in Lebensmitteln des BgVV (letztmalig publiziert im Bundesgesundheitsblatt 5/1997) liegen noch deutlich über den in diesem "worst case"-Szenario verwendeten Gehalten. Obwohl in verschiedenen Studien ein Zusammenhang zwischen Cd-Gehalten von Tierfutter und Gehalten in verzehrbaren Bestandteilen von Nutztieren gefunden wurde, konnte dieser Zusammenhang nicht mit ausreichender Sicherheit quantifiziert werden.

Als Bevölkerungsgruppen mit erhöhter Exposition gegenüber Cd wurden Vegetarier, Personen mit erhöhtem Innereienkonsum (Szenario "Gourmet") und Raucher betrachtet. Bei der Einbeziehung der Raucher muss die erhöhte Resorption des eingeatmeten Cd berücksichtigt werden. Im Vergleich zur durchschnittlichen Belastung eines Nichtraucherers ist ein mittelstarker Raucher bei durchschnittlicher Cd-Aufnahmerate mit Nahrungsmitteln einer mehr als doppelten Cd-Resorptionsrate ausgesetzt. Beim Vegetarier bzw. beim "Gourmet" (beide Nichtraucher) erhöht sich die resorbierte Menge um ca. 24 % bzw. 27 % gegenüber dem nichtrauchenden Durchschnittsbürger. Beim Szenario Raucher mit durchschnittlicher Ernährung wird der im Ergebnis der o. g. CADMIBEL-Studie empfohlene Wert für die tägliche tolerierbare resorbierbare Dosis (TRD) von $25 \text{ ng (kg KG)}^{-1} \text{ Cd}$ bei den angenommenen Cd-Aufnahmeraten mit Nahrungsmitteln überschritten. Nichtraucherer Personen mit Eisenmangel, die eine erhöhte Resorption von Cd aufweisen, sind hinsichtlich der resorbierten Dosen noch höher exponiert als die Raucher. Nichtraucherer Vegetarier und "Gourmets" ohne Eisenmangelerscheinungen liegen bei rund 55 % der genannten TRD.

Es zeigt sich, dass selbst beim Durchschnittsszenario für Ernährungs- und Lebensgewohnheiten der in Deutsch-

land lebenden Menschen NOAEL-Werte für die Cd-Aufnahme bzw. -Resorption bis zu 44 % ausgeschöpft sind. Risikogruppen haben häufig aktuelle Belastungen, die bereits über den empfohlenen NOAEL-Werten liegen. Daraus ist zu schlussfolgern, dass im Sinne eines vorsorgenden Gesundheitsschutzes eine weitere Erhöhung der allgemeinen Cd-Belastung der Bevölkerung nicht tolerierbar ist.

5 Ökotoxikologische Risikoabschätzung

Die Abschätzung des ökotoxikologischen Risikos erfolgte, indem kritische Gehalte in Böden (Vorsorgewerte nach Bundesbodenschutzverordnung BodSchV und Bodenqualitätskriterien BQK, die beide PNEC-Werten entsprechen) mit den heutigen Cd-Gehalten in den Böden und Bodenlösungen bzw. mit den im Akkumulationsmodell berechneten Werten (PEC) verglichen werden. Dazu wird der Quotient PEC/PNEC genutzt. Ist dieser Quotient größer als 1, besteht für den betrachteten Rezeptor ein Risiko. Die PEC wurden für die Jahre 1990 zur Kennzeichnung des gegenwärtigen Status sowie für die Jahre 2090 und 2190 zur Kennzeichnung der langfristigen Veränderung des ökotoxikologischen Risikos ausgewiesen. Dabei wurden Sandböden als besonders empfindliche Böden und Lössböden zur Kennzeichnung mittlerer Bedingungen betrachtet. Die Akkumulationsberechnung erfolgte unter Berücksichtigung der Cd-Einträge durch die Deposition (Mittelwert) und durch die Düngung entsprechend der ertragsbezogenen Pflanzennährstoffbedarfszahlen.

Bei Lössböden kann davon ausgegangen werden, dass überwiegend die Vorsorgewerte für Lehmböden zutreffend sind. Die PEC für königswasserlösliche Gehalte überschreiten die Vorsorgewerte für Lehmböden auch beim "worst case"-Szenario nach 200 Jahren noch nicht. Gegenwärtig können nur bei hohen Cd-Ausgangsgehalten (Hintergrundwerte, 90-Perzentil) Überschreitungen der PNECs für die Bodenlösung (transformiert aus den BQK) festgestellt werden ($\text{PEC/PNEC} > 1$). Bei durchschnittlichen Cd-Ausgangsgehalten (Hintergrundgehalte, 50-Perzentil) sind keinerlei Überschreitungen festzustellen, beim "worst case"-Szenario lassen sich aus den PEC/PNEC-Werten bezogen auf Gesamtgehalte und auf die niedrigsten *No Observable Effect Concentration* (NOEC)-Werte (ohne Anpassungen) für die Bodenlösung keine Risiken ableiten. Nach Ablauf von 100 Jahren sind bei durchschnittlichen Belastungen durch Cd in Düngemitteln und Cd-Depositionen sowie bei den "worst case"-Berechnungen jeweils PEC/PNEC Verhältnisse > 1 in Bezug auf die aus BQK abgeleiteten Werte (Gehalt im Boden und Konzentration in der Bodenlösung) festzustellen. Beim "worst case"-Szenario sind die abzuleitenden Risiken deutlich höher und sie bestehen auch in Bezug auf die niedrigsten NOECs für die Bodenlösung. Dabei ist zu

berücksichtigen, dass die BQK sich auf Sandböden beziehen. Für Lehm Böden würde sich eine andere Bewertung ergeben.

Bei den Sandböden sind der Vorsorgewert und das BQK identisch. Dieser PNEC-Wert wird im "worst case"-Szenario nach weniger als 100 Jahren überschritten, beim Durchschnitts-Szenario auch nach 200 Jahren noch nicht. Bereits bei den heutigen Cd-Gehalten sind $PEC/PNEC > 1$ in Bezug auf die aus BQK transformierten Bodenlösungskonzentrationen zu verzeichnen. Das beruht darauf, dass die optimalen pH-Werte selbst für Ackerböden niedriger liegen, als der für die Ableitung dieser PNEC verwendete pH-Wert von 7. Dadurch wird bei königswasserlöslichen Cd-Gehalten in Höhe des BQK eine höhere Konzentration in der Bodenlösung prognostiziert. Beim "worst case"-Szenario bestehen Risiken auch schon in Bezug auf die niedrigsten NOEC-Werte für die Bodenlösung. Nach 100 Jahren werden auch bei durchschnittlicher Belastung Risiken in Bezug auf beide PNEC-Werte für die Bodenlösung ausgewiesen. In keinem der Szenarien werden jedoch ökotoxikologische (d. h. in diesem Falle phytotoxische) Risiken für die empfindlichsten landwirtschaftlichen Kulturen prognostiziert (was jedoch keine Aussage hinsichtlich der Qualität als Nahrungsmittel für den Menschen beinhaltet). In Bezug auf die transformierten Bodenlösungskonzentrationen ergeben sich dagegen bei Betrachtung eines worst case"-Szenarios schon heute Risiken.

6 Fazit

Aus dem Vergleich der heutigen Cd-Belastung des Menschen durch die Nahrung und zusätzliche Quellen wird deutlich, dass die auf den Menschen einwirkenden Cd-Dosen bereits häufig in der gleichen Größenordnung liegen wie Abschätzungen eines *No Observed Adverse Effect Loads* (NOAEL). Berücksichtigt man Bevölkerungsgruppen mit besonders hohen Cd-Aufnahme- und Resorptionsraten oder Empfindlichkeiten, trifft das selbst dann zu, wenn mit den hier verwendeten Modellen und Datengrundlagen die Exposition über die Nahrung etwas überschätzt wird. Jede weitere Erhöhung der Cd-Konzentrationen in der Umwelt, auch wenn sie sich nur allmählich vollzieht, wird damit zu einer zusätzlichen Cd-Belastung des Menschen führen. Die in der vorliegenden Studie berechneten Szenarien prognostizieren erhöhte Gehalte in Böden und Pflanzen sowie im Sickerwasser. Während daraus für den Pfad Boden-Pflanze-Mensch eine Steigerung der Cd-Gehalte in pflanzlichen Nahrungsmitteln in Größenordnungen abgeleitet werden kann, ist eine derartige Steigerung der Cd-Gehalte in tierischen Nahrungsmitteln derzeit nicht abschätzbar.

Für die betrachteten ökologischen Rezeptoren (mikrobiologische Prozesse im Boden, Boden-Invertebraten und Pflanzen) erhöhen sich die Cd-Belastungen ebenfalls. Die

gesetzlich festgelegten Vorsorgewerte der Böden, die sich auf königswasserlösliche Cd-Gehalte beziehen und die uneingeschränkte Funktionstüchtigkeit des Bodens beschreiben sollen, werden nur langfristig und bei Annahme von "worst case"-Szenarien überschritten. Bei Betrachtung von prognostizierten Cd-Konzentrationen der Bodenlösung im Vergleich zu PNEC-Werten, die auf der Grundlage von BQK bzw. NOEC-Werten für Gesamtgehalte im Boden und Bodeneigenschaften berechnet wurden, zeigt sich aber, dass Cd-Wirkungen auf bestimmte Rezeptoren auch schon bei geringeren Cd-Akkumulationen im Boden auftreten können. Die Unsicherheiten bei den Transferberechnungen und bei der Bewertung von ökotoxikologischen Wirkungen auf der Basis von Bodenlösungskonzentrationen sind aber noch so hoch, dass diese Ergebnisse nur als Hinweise auf und nicht als nachweisliche Wirkungen interpretiert werden können.

Bei einer angenommenen Halbierung der Cd-Einträge durch Deposition aus der Atmosphäre für die Zukunft sind bei durchschnittlichen klimatischen und Boden-Bedingungen deutliche Minderungen der Cd-Gehalte in phosphathaltigen Mineraldüngern ($> 50\%$ bis $> 80\%$) erforderlich, um zu ausgeglichenen Bilanzen für Ackerflächen zu kommen. Selbst bei einer möglichen Überschätzung der Cd-Einträge mit Düngemitteln durch die in der vorliegenden Studie verwendeten Modelle und Datengrundlagen behalten die getroffenen Aussagen hinsichtlich der Risiken durch Cd prinzipiell ihre Gültigkeit. Im Sinne nachhaltiger Wirtschaftsweisen ist auch eine verzögerte Cd-Akkumulation bis zum Erreichen kritischer Gehalte in den Umweltkompartimenten im Vergleich zu den hier angenommenen Zeiträumen zu vermeiden.

Der Anteil der Cd-Belastungen landwirtschaftlicher Nutzflächen, der auf Einträge mit Düngemitteln zurückzuführen ist, beträgt bei den hier angenommenen Randbedingungen (Düngung nach ertragsbezogenem Pflanzennährstoffbedarf bei mittleren Vorräten im Boden) praktisch in jedem Fall mehr als 50 % (Situationen in Nähe von Cd-Emittenten ausgeschlossen). Der verbleibende Anteil ist auf Cd-Depositionen aus der Atmosphäre zurückzuführen. In den Fällen mit überdurchschnittlichen Cd-Gehalten in Düngern bestimmt der aus der Düngeranwendung resultierende Anteil klar den Cd-Eintrag.

Die Deposition von Cd aus der Atmosphäre wird aufgrund von Massnahmen zur Luftreinhaltung in den nächsten Jahren wahrscheinlich weiter sinken. Bei gleichbleibenden Düngepraktiken wird sich der düngergetragene Anteil der Cd-Belastung damit weiter erhöhen. Da aber die Cd-Deposition nach heutigem Stand der Technik nicht völlig vermieden werden kann, sind erhebliche Minderungsraten für beide Eintragspfade erforderlich, um ausgewogene Cd-Bilanzen auf dem überwiegenden Teil der landwirtschaftlichen Nutzflächen und ein Einfrieren heutiger Gehalte zu erreichen.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	.75
1.1	Hintergrund und Aufgabenstellung	.75
1.2	Vorgehensweise	.75
2	Naturwissenschaftliche Grundlagen	.76
2.1	Eigenschaften, Vorkommen und Verwendung von Cd	.76
2.1.1	Chemische und physikalische Eigenschaften	.76
2.1.2	Natürliches Vorkommen und Verwendung	.76
2.2	Grundgehalte von Cd in Böden	.76
2.3	Löslichkeit von Cd im Boden	.77
2.3.1	Substratspezifische Umrechnung von Hintergrundwerten (Totalgehalten) in königswasserlösliche Gehalte	.78
2.3.2	Transformation königswasserextrahierbarer Gehalte in ammoniumnitratextrahierbare Gehalte	.79
2.3.3	Transformation ammoniumnitratlöslicher Gehalte in Gesamtkonzentrationen der Bodenlösung	.79
2.4	Cd-Einträge in bzw. -Austräge aus landwirtschaftlichen Böden	.79
2.4.1	Einträge aus der Luft	.79
2.4.1.1	Abschätzung der Cd-Deposition	.80
2.4.1.2	Die Bewertung der derzeitigen Depositionen im Hinblick auf gesetzliche und untergesetzliche Regelungen	.81
2.4.2	Einträge mit Düngern in die Böden	.81
2.4.2.1	Handelsdünger	.82
2.4.2.2	Klärschlamm	.82
2.4.2.3	Kompost	.83
2.4.2.4	Wirtschaftsdünger (Gülle und Stallmist)	.83
2.4.2.5	Die Bewertung der Konzentrationen im Hinblick auf die gesetzlichen Regelungen	.84
2.4.3	Entzüge von Cd mit der Pflanzenernte (Boden-Pflanze-Transfer)	.85
2.4.4	Cd-Auswaschung	.87
2.4.4.1	Sickerwasserrate	.87
2.4.4.2	Hintergrundkonzentrationen von Cd in der Bodenlösung	.88
2.5	Ökotoxikologische Bewertung von Cd-Gehalten in Böden	.88
2.6	Gesundheitsrisiken durch die Aufnahme von Cd	.92
2.6.1	Humantoxikologische Aspekte von Cd	.92
2.6.1.1	Cd-Expositionspfade und -Aufnahme	.92
2.6.1.2	Akute Toxizität	.93
2.6.1.3	Chronische Toxizität	.93
2.6.1.4	Kanzerogenität	.94
2.6.1.5	Kombinationswirkungen	.94
2.6.2	Empfehlungen und Richtwerte zum Schutz des Menschen	.94
2.6.2.1	Ableitung der Tolerierbaren Resorbierten Körperdosis (TRD-Wert) für kurzfristige inhalative Exposition	.95
2.6.2.2	Ableitung der Tolerierbaren Resorbierten Körperdosis (TRD-Wert) für kurzfristige orale Exposition	.95
2.6.2.3	Ableitung der Tolerierbaren Resorbierten Körperdosis (TRD-Wert) für langfristige inhalative Exposition	.96
2.6.2.4	Ableitung der vorläufigen Tolerierbaren Resorbierten Körperdosis (TRD-Wert) für langfristige orale Exposition	.96
2.6.2.5	Vergleich mit anderen Orientierungswerten	.96
2.6.3	Indikatoren zur Erfassung der Cd-Belastung des Menschen	.98
2.6.4	Ermittlung des Cd-Anteils in Düngern an der aktuellen und zukünftigen Belastung des Menschen	.98
3	Das Cd-Akkumulationsmodell	.98
3.1	Modellbeschreibung	.98
3.2	Datengrundlagen	.99
3.2.1	Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000)	.99
3.2.2	Karte der Landnutzungsverteilung	.100
3.2.3	Rasterdatei des langjährigen Mittels der jährlichen Niederschlagsmenge	.100
3.2.4	Ermittlung der Boden-Hintergrundgehalte für Cd	.100
3.3	Cd-Einträge aus der Atmosphäre	.102
3.4	Regionale Verteilung von düngergebundenen Cd-Einträgen	.102
3.4.1	Standortbezogene Ermittlung zu erwartender Ackererträge und Fruchtfolgen	.103
3.4.1.1	Ackererträge	.103
3.4.1.2	Erträge von intensiv genutztem Dauergrünland	.106
3.4.1.3	Ermittlung der üblichen standortbezogenen Fruchtartenanteile auf Acker	.106

3.4.1.4	Verifizierung der geschätzten Erträge und Fruchtartenanteile	108
3.4.1.4.1	Anpassung der geschätzten bodenspezifischen Ackererträge an die statistisch erfassten Erträge	108
3.4.1.4.2	Anpassung der geschätzten bodenspezifischen Acker-Fruchtartenanteile an die statistisch erfassten Fruchtartenflächen	108
3.4.1.4.3	Verifizierung der Grünlanderträge	111
3.4.2	Standort- und fruchtfolgenspezifische Cd-Einträge durch Düngung	111
3.4.2.1	Cd-Einträge mit mineralischer Düngung	111
3.4.2.2	Eintrag mit organischen Wirtschaftsdüngern	112
3.4.2.3	Ermittlung der Einträge mit Sekundärrohstoffdüngern	113
3.4.3	Ergebnisse der Regionalisierung düngergetragener Cd-Einträge	114
3.5	Regionale Verteilung der Cd-Entzüge durch Pflanzenernte	114
3.6	Regionale Verteilung der Cd-Austräge mit dem Sickerwasser	115
3.7	Ergebnisse der Bilanzierung	116
3.7.1	Ackerland	116
3.7.2	Grünland	119
3.7.3	Regionalisierte Gesamtbilanz	122
3.8	Szenarien zukünftiger Cd-Akkumulation im Boden	123
3.8.1	Szenarien	125
3.8.1.1	Szenario LÖS1	126
3.8.1.2	Szenario LÖS2	126
3.8.1.3	Szenario LÖS3	127
3.8.1.4	Szenario LÖS4	127
3.8.1.5	Szenario LÖS5	128
3.8.1.6	Szenario LÖS6	128
3.8.1.7	Szenario LÖS7	129
3.8.1.8	Szenario LÖS8	129
3.8.1.9	Szenario LÖS9	130
3.8.1.10	Zusammenfassung	131
4	Einfluss des Cd-Gehaltes in Böden und Futterpflanzen auf die Cd-Anreicherung in tierischen Produkten	133
4.1	Cd-Gehalte in Futtermitteln	135
4.2	“Carry-over” von Cd in Nutztiere und deren Organe und Gewebe	135
5	Kalkulation der Cd-Aufnahme des Menschen mit der Nahrung und aus anderen Quellen	138
5.1	Nahrungsmittelverbrauch des durchschnittlichen Bundesbürgers	139
5.2	Cd-Gehalte im Lebensmittelwarenkorb eines Bundesbürgers	141
5.3	Modellgestützte Ermittlung der Cd-Aufnahme durch den Menschen nach verschiedenen Szenarien	145
5.3.1	Durchschnittliche jährliche Cd-Aufnahme durch die Nahrung	145
5.3.2	“Worst case“-Szenario für die jährliche Cd-Aufnahme durch die Nahrung	148
5.3.3	Szenario der Cd-Aufnahme bei Ausschöpfung aller Richt- und Höchstwerte	149
5.3.4	Szenarien für verschiedene Ernährungsgewohnheiten	149
5.3.5	Szenario für Raucher	150
5.3.6	Atemluft als Quelle für die Cd-Aufnahme	150
5.4	Bewertung unterschiedlicher Szenarien der Cd-Aufnahme und -Resorption durch den Menschen durch Vergleich mit toxikologischen Basisdaten	150
5.4.1	Modellierung der aufgenommenen Cd-Mengen	150
5.4.2	Modellierung der resorbierten Cd-Menge über die Nahrung	151
6	Zusammenfassende Risikoanalyse zur Gefährdung der menschlichen Gesundheit durch Cd-haltige Düngemittel bei der Nahrungsmittelproduktion	152
6.1	Auswirkung verminderter Einträge	155
6.2	Bewertung des ökotoxikologischen Risikos	156
6.3	Exposition des Menschen und Risikoabschätzung	158
7	Literatur	159
8	Anhang	168
8.1	Übersicht der Abbildungen	168
8.2	Übersicht der Tabellen	168

1 Einführung

1.1 Hintergrund und Aufgabenstellung

In der Europäischen Gemeinschaft wird derzeit im Rahmen der Rechtsangleichung von Vorschriften für Dünger geprüft, ob von den Gehalten an Cadmium (Cd) in Düngern Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt ausgehen. Dazu wurden bereits von einigen Ländern (Finnland, Schweden, Österreich) Risikoanalysen erarbeitet ("Assessment of regional problems posed by the use of fertilizers containing cadmium within certain member states of the European union", Environmental Resources Management -ERM-, 1998). Die vorliegende Studie soll für Deutschland das aus der Anwendung Cd-haltiger Dünger resultierende Risiko für Mensch und Umwelt (Boden, Pflanzen, Grundwasser) ermitteln, darstellen und bewerten.

1.2 Vorgehensweise

Im Auftrag der europäischen Kommission hat das britische Beratungsunternehmen Environmental Resources Management (ERM) mehrere Studien erstellt, in denen die Anforderungen zur Erarbeitung von Risikoanalysen beschrieben werden. Die Arbeiten "A study to establish a programme of detailed procedures for the assessment of risks to health and the environment from cadmium in fertilizers" vom Februar 2000 und die Studie "Study on data requirements and programme for data production and gathering to support a future evaluation of the risks to health

and the environment from cadmium fertilisers" vom März 1999 (European Commission, Directorate General III 1999) bildeten die Grundlage für die Herangehensweise in dieser Studie. In einigen Punkten gibt es methodische Abweichungen, weil Daten nicht zugänglich waren oder die vorgeschlagenen Arbeitsschritte für Deutschland nicht relevant sind.

Die Wirkungen von Cd aus Düngern auf den Menschen und die Umwelt sind von einer Reihe äußerer Bedingungen abhängig (landwirtschaftliche Nutzungs- und Bewirtschaftungssysteme, Ertragsfähigkeit der Böden, Klima, Mobilität des Cd im Boden usw.). Aus der Kombination dieser Faktoren ließe sich eine große Anzahl von Fällen konstruieren, die durch differenzierte Empfindlichkeiten und Belastungen gekennzeichnet sind und folglich sehr unterschiedliche Risiken begründen. Die stärksten Wirkungen sind bei Verknüpfungen hoher Empfindlichkeiten mit hohen Belastungen zu erwarten ("worst case"-Szenario = schlimmster Fall). Da die Darstellung der gesamten Bandbreite möglicher Fälle mit vertretbarem Aufwand nicht möglich und hinsichtlich der Aussagen zum Risiko auch nicht erforderlich ist, sollten grundsätzlich Szenarien durchschnittlicher und maximaler Belastungen sowie durchschnittlicher und maximaler Empfindlichkeiten unterschieden werden.

Anhand des folgenden Schemas (Abbildung 1.1) ist modellartig dargestellt, wie bei Bewertung der mit der Anwendung von Cd-haltigen Düngern verbundenen Risiken für die Umwelt und die menschliche Gesundheit vorgegangen wurde.

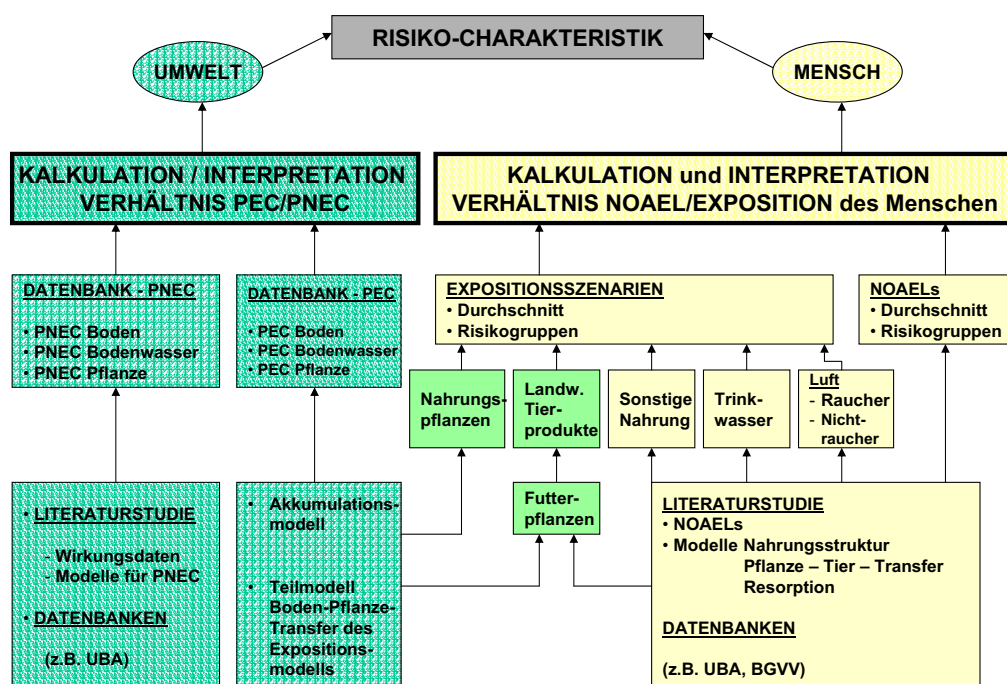


Abb. 1.1: Arbeitsverlaufs-Schema für diese Studie (Erläuterungen im Text)

Die Bewertung des Risikos, das von Cd in Düngemitteln ausgeht, soll sowohl in Richtung der Wirkungen auf die menschliche Gesundheit (Humantoxikologie) als auch auf die Umwelt (Ökotoxikologie) erfolgen. Grundprinzip einer solchen Risikoabschätzung ist der Vergleich vorhandener oder prognostizierter Belastungen mit Schwellenwerten, unterhalb derer schädliche Wirkungen nach heutigem Stand des Wissens auszuschließen sind. Bezüglich der Wirkungen auf den Menschen wird dieser Vergleich auf der Basis von Aufnahme- bzw. Resorptionsraten von Cd innerhalb bestimmter Zeiträume durchgeführt. Die berechneten aktuellen oder prognostizierten Dosen (Loads) werden mit No Observed Adverse Effect Loads (NOAELs) verglichen. Dagegen erfolgt die Risikoabschätzung im Bereich der Ökotoxikologie mit Hilfe eines Vergleiches von Predicted Environmental Concentrations (PEC), worunter sowohl aktuelle als auch zukünftige Gehalte im Boden sowie berechnete Werte für die Bodenlösung und Pflanzen zu verstehen sind, mit Predicted No Effect Concentrations (PNEC). Die heutigen Gehalte und Belastungen sowie die NOAELs und PNECs werden aus gesetzlichen Vorschriften entnommen oder sind Richtwerte aus der Literatur; die zukünftigen Gehalte und Belastungen werden auf der Basis eines Akkumulationsmodells berechnet.

2 Naturwissenschaftliche Grundlagen

2.1 Eigenschaften, Vorkommen und Verwendung von Cd

2.1.1 Chemische und physikalische Eigenschaften

Elementares Cd ist ein weiches, glänzend silberweißes Metall mit einem Schmelzpunkt von 320,9 °C, einem Siedepunkt von 767 °C und einer Dichte von 8,65 g cm⁻³ bei 20 °C. Es findet als Metall Verwendung vor allem im Korrosionsschutz von Eisen und Stahl. An der Luft wird es zu Cd-Oxid oxidiert, wobei es die gebildete Oxidschicht vor weitergehender Oxidation schützt.

Cd tritt in seinen Verbindungen praktisch ausschließlich zweiwertig auf. Das Cd²⁺-Ion ($r = 105$ pm) steht in seinem Ionenradius dem des Calciums (Ca²⁺) sehr nahe ($r = 106$ pm) und vertritt dies in zahlreichen Verbindungen. Es gibt zahlreiche gut wasserlösliche Verbindungen, z. B. die Cd-Salze der starken Säuren. In der Reihenfolge Cd-Chlorid, Cd-Sulfat, Cd-Nitrat und Cd-Acetat nimmt die Löslichkeit ab. Cd-Sulfid, Cd-Oxid, Cd-Fluorid und Cd-Carbonat sind kaum wasserlöslich. Cd-Hydroxid als weitere schwerlösliche Verbindung löst sich jedoch unter Komplexbildung in Ammoniumhydroxid. Auch mit Halogenid-Ionen bildet Cd Komplexe mit erhöhter Löslichkeit.

2.1.2 Natürliches Vorkommen und Verwendung

Cd tritt in der Natur selten in eigenen Mineralien auf, von denen keines eine wirtschaftliche Bedeutung hat. Es findet sich meist als Vertreter von Zn und Ca in deren Verbindungen. Von Bedeutung sind dabei vor allem die Vorkommen in Zn, bei dessen Verhüttung Cd gewonnen wird: Ca. 95 % der gesamten Cd-Produktion fallen bei der Reinigung von Zn an, der Rest wird bei der Kupfer- und Bleiverhüttung gewonnen.

Das Hauptverwendungsgebiet für Cd und seine Verbindungen ist die Elektroindustrie (Akkumulatoren und Batterien). Des Weiteren wird es in Farbpigmenten eingesetzt: Cd-Sulfid sowie Gemische von Cd-Sulfid und Cd-Selenid werden als thermisch sehr beständige Farbpigmente für Keramik- und Plastikerzeugnisse verwendet. Organische Cd-Verbindungen wie z. B. Metallseifen mit langkettigen gesättigten oder ungesättigten Fettsäuren, mit aromatischen Säuren oder synthetischen tertiären Säuren spielen eine wichtige Rolle als Temperatur- und Lichtstabilisatoren vor allem für PVC. Cd-Chalkogenide besitzen Halbleitereigenschaften und werden für Photozellen eingesetzt. Die Anwendung für galvanische Beschichtungen und als Stabilisator für PVC ist rückläufig.

Nach Baumann und Muth (1997) bzw. Balzer (1996) ist der Cd-Verbrauch in der Zeitspanne 1984-1994 in Deutschland von ca. 1900 t a⁻¹ auf 800 t a⁻¹ bzw. 1000 t a⁻¹ zurückgegangen. Das ist insbesondere auf von Verwendungsbeschränkungen für Cd in zahlreichen Produkten und Anwendungen (Pigmenten, Stabilisatoren, Galvanisierung) zurückzuführen. Jedoch beträgt der Anteil von Ni/Cd Batterien immer noch 400 t a⁻¹ (UBA 2000). Das geplante Cd-Verbot für Batterien in einer überarbeiteten europaweiten Batterie-Richtlinie entspricht dem Bemühen, den unkontrollierten, nicht umkehrbaren Eintrag von Cd in die Umwelt zu verringern.

Bei der Verbrennung fester fossiler Brennstoffe gelangt auch Cd in größeren Mengen in die Atmosphäre, aus der es nass und trocken deponiert wird. Die Emissionen von Cd-Verbindungen in die Atmosphäre sind in den vergangenen Jahren stark zurückgegangen.

In die Umwelt gelangt Cd außerdem bei der Ausbringung von Phosphatdüngern, in denen Cd Ca vertritt. Von besonderer Bedeutung sind dabei solche Phosphatdünger, deren Rohphosphate organischen Ursprungs sind.

Zu weiteren Einzelheiten siehe Dämmgen et al. (2000).

2.2 Grundgehalte von Cd in Böden

Cd ist ein natürlicher Bestandteil der Böden. Alle Böden haben einen geogenen Grundgehalt an Cd, der naturgemäß entsprechend dem jeweiligem Muttergestein in weiten Grenzen schwanken kann. Alloway (1995) gibt Cd-Konzentrationen für geogene Grundgehalte, entnommen aus vielen analytischen Umweltsurveys im Bereich von

0,06-1,1 mg kg⁻¹ mit einem kalkulierten weltweiten Mittel von 0,53 mg kg⁻¹ an. Die durchschnittlichen Cd-Gehalte für landwirtschaftliche Böden in Europa variieren nach ERM (1998) von 0,08 mg kg⁻¹ (Portugal) bis 0,39 mg kg⁻¹ (Niederlande). Weitere Angaben zu mittleren Cd-Gehalten europäischer Böden zeigt Tabelle 2.1.

Tabelle 2.1:
 Durchschnittliche Cd-Gehalte (mg kg⁻¹) in landwirtschaftlichen Böden

Cd-Gehalte in Acker [mg kg ⁻¹]	Land	Quelle
< 0,3 - 1,1	Deutschland	LABO (1998)
< 0,4 - 1,2	Deutschland	Utermann (1999)
0,21 - 0,7	Österreich	ERM (1997)
0,1 - 0,5	Dänemark	ERM (1997)
0,07 - 1,1	Finnland	Finish Environment Institute (2000)
0,46 - 1,22	Belgien	ERM (1997)
0,031	USA	EPA (1999)

Der geogene Grundgehalt umfasst den Stoffbestand eines Bodens, der sich aus dem Ausgangsgestein (lithogener Anteil), gegebenenfalls Vererzungen (chalkogener Anteil) und der durch pedogene Prozesse beeinflussten Umverteilung (Anreicherung oder Verarmung) von Stoffen im Boden ergibt. Für Cd können die Werte naturgemäß weit streuen, und lokal können aufgrund von Vererzungen auch höhere geogene Gehalte vorkommen.

ERM (1998) nennt Deutschland mit 0,52 mg kg⁻¹ Cd als Beispielland für hohen "Background Cd-Level". Der Begriff Hintergrundgehalt wird in Deutschland gemäß der Definition der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO 1998) als Gehalt eines Bodens verwendet, der sich aus dem geogenen Grundgehalt und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden zusammensetzt. Hintergrundwerte sind repräsentative Werte für allgemein verbreitete Grundgehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden (LABO 1998). Für die Ableitung von Hintergrundwerten wird der Begriff Oberboden definiert als vollständig erfasste A-Horizonte oberhalb einer in Abhängigkeit von der Nutzung definierten Tiefenstufe (Grünland 10 cm, Wald 10 cm, Acker immer Ap). Die länderübergreifenden Hintergrundwerte der Schwermetallgehalte deutscher Böden sind bei LABO (1998) als königswasserextrahierbare Gehalte angegeben. Das beruht darauf, dass die Extraktion mit Königswasser in Deutschland weit verbreitet und z. B. das Standardverfahren (DIN 38414-7) im Rahmen des Vollzuges der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) Norm ist und Erhebungsuntersuchungen, vor allem auch auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, häufig dieses Verfahren verwendeten.

Bei Utermann et al. (1999) sind Hintergrundgehalte von Schwermetallen in Böden als Totalgehalte angegeben. Utermann et al. (1999) werteten umfangreiche Daten aus, die auch den Arbeiten von LABO (1998) zugrunde liegen, um Aussagen zur Flächenrepräsentanz der Hintergrundwerte treffen zu können. Es werden Zusammenhänge zwischen Ausgangsgesteinstyp und geogenem Hintergrundwert sowie nutzungsbedingte Unterschiede im Schwermetallgehalt der Oberböden dargestellt.

2.3 Löslichkeit von Cd im Boden

Physiologisch wirksam sind zunächst die Flüsse der beweglichen Cd-Spezies im Boden bzw. in den Lebewesen. Diese hängen wesentlich von den Konzentrationen in der Bodenlösung ab, die durch die Gehalte, die Art der Verbindungen und ihre Löslichkeit und von den Eigenschaften der Böden bzw. der Bodenlösung bestimmt werden. Es ist davon auszugehen, dass bei angenommen gleichen Cd-Gesamtgehalten eines Bodens sowohl Wirkungen auf Bodenlebewesen und Pflanzen (Ökotoxizität, Bodenwasserhypothese nach Crommentuijn et al. 1997) als auch Auswaschungsraten des Cd (und damit potenzielle Grundwasserbelastungen) bei erhöhter Löslichkeit verstärkt werden. Mit erhöhten Aufnahmen von Cd in Pflanzen geht auch die zunehmende Belastung von Nahrungsketten bis hin zum Menschen einher. Somit sind in Abhängigkeit von der Löslichkeit des Cd die ökologischen Funktionen des Bodens und seine Produktionsfunktion in unterschiedlichem Maße betroffen. Eine Risikoeinschätzung sollte deshalb möglichst die in Abhängigkeit von den Standorten unterschiedlichen löslichen Cd-Fractionen berücksichtigen.

Einen flächendeckenden oder repräsentativen Stichprobenumfang für gelöste Cd-Gehalte in den Landwirtschaftsflächen Deutschlands gibt es nicht. Es gibt jedoch verschiedene Möglichkeiten, unter Berücksichtigung von bodenspezifisch typischen Hintergrundgehalten die aktuell zu erwartenden Konzentrationen in der Bodenlösung modellgestützt zu berechnen. Folgende grundsätzliche Überlegungen liegen den Modellen zugrunde:

Der Gesamtgehalt an Cd sowie der Stoffbestand (organische Substanz, Ton, Eisen-, Mangan- und Aluminiumoxide/-hydroxide, anorganische und organische Komplexbildner) und die Bodeneigenschaften stellen die wesentlichen Bestimmungsgrößen für das sich einstellende Gleichgewicht zwischen der Fest- und Lösungsphase in einem Boden dar (Scheffer et al. 1998). In Böden bestimmen spezifische und unspezifische Ad- und Desorptionsvorgänge sein Stoffverhalten. Dabei ist der pH-Wert des Bodens die bestimmende Eigenschaft für die Cd-Löslichkeit (Scheffer et al. 1998). Während im Neutralbereich um pH 7 der im Boden spezifisch adsorbierte Cd-Anteil hoch und darum die Bodenlösungskonzentration niedrig ist, nimmt mit sinkendem pH-Wert die Cd-Löslichkeit

bereits unterhalb pH 6.5-6.0 deutlich zu. Dabei erhöht sich nicht nur die Cd-Konzentration in der Bodenlösung, sondern gleichzeitig auch der Cd-Anteil in unspezifischen Bindungsformen, der relativ leicht in die Bodenlösung übergehen kann. Dieser auch als "mobil" bezeichnete Cd-Anteil beträgt im Neutralbereich meist deutlich weniger als 1 % des Cd-Gesamtgehaltes. Bei pH-Werten um 5.5 kann dieser Anteil schon 10 % erreichen, und bei pH-Werten um 3.5 und kleiner kann der mobile Anteil bereits > 10 % erreichen (Liebe et al. 1997).

Im Hinblick auf die Bindung von Schwermetallen an die organische Substanz des Bodens durch Bildung unlöslicher organischer Komplexe gehört Cd zu den weniger stark komplexierten Metallen. Cd neigt zur Bildung relativ stabiler, löslicher anorganischer Komplexe (z. B. von Chlorokomplexen bei hohen Chloridkonzentrationen) und weniger zur Bildung löslicher organischer Komplexe. Die anorganischen Komplexe können im niedrigen pH-Bereich z. B. nach chloridischer Düngung mobilitätserhöhend wirken.

In Deutschland liegen umfangreiche Studien zur Mobilität von Schwermetallen in hiesigen Böden vor, bei denen auch Möglichkeiten geprüft wurden, Schwermetallkonzentrationen, die parallel mit unterschiedlichen Extraktionsverfahren gemessen wurden, ineinander umzurechnen. Der Einfluss der Bodeneigenschaften (Humus- und Tongehalt) auf die Schwermetallmobilität war bei diesen Untersuchungen überwiegend gering, so dass nur der pH-Wert als Löslichkeitsbestimmender Parameter in die Umrechnung zwischen königswasserextrahierbaren und ammoniumnitratlöslichen Fraktionen (Liebe 1999) eingeht.

Folgende Transformationen sind nötig, um Hintergrundgehalte (als Totalgehalte) an Schwermetallen in Bodenlösungskonzentrationen umzurechnen (es werden einschlägige Studien genannt):

- Totalgehalte in königswasserlösliche Gehalte (substratspezifisch nach Utermann et al. 1999)
- königswasserlösliche Gehalte in ammoniumnitratlösliche Gehalte unter Einbeziehung des pH-Wertes (Prinz und Bachmann 1999, Liebe 1999, Pruess 1992)
- ammoniumnitratlösliche Gehalte in Konzentrationen im Bodensättigungsextrakt (nach Bielert et al. 1999 entsprechend DIN-Vornorm 19735).

Die ermittelten Cd-Konzentrationen im Bodenwasser können zur Beurteilung der Gefährdung sowohl der Bodenlebewesen als auch der höheren Pflanzen, aber auch zur Abschätzung der Cd-Mengen, die mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten unterhalb der durchwurzelbaren Zone ausgewaschen werden, herangezogen werden. Grundsätzlich ist jedoch bei der Anwendung solcher Funktionen damit zu rechnen, dass die Vielfalt der in der Natur anzutreffenden Bodenbedingungen nicht wiederspiegelt werden kann. Die Unsicherheiten potenzieren

sich infolge der Nutzung verschiedener Umrechnungen nacheinander. Die Berechnungsergebnisse könnten daher nur grundsätzliche Tendenzen im Bindungsverhalten der Schwermetalle in unterschiedlichen Böden wiedergeben. In bisherigen Studien wurden die Metalle und ihre Mobilität im Boden zudem überwiegend einzeln betrachtet. Dabei wird vernachlässigt, dass die Metalle gegeneinander um die Austauschplätze im Boden "konkurrieren". Ausgehend davon ist zu erwarten, dass bestimmte Metalle (in Abhängigkeit von ihrem speziellen Sorptionsverhalten) in stärkerer Masse als andere in Lösung gehen, wenn eine Belastung mit mehreren Metallen vorliegt. Dazu liegen aber keine allgemein anwendbaren Daten vor.

2.3.1 Substratspezifische Umrechnung von Hintergrundwerten (Totalgehalten) in königswasserlösliche Gehalte

Mit Hilfe folgender Regressionsgleichung kann der enge Zusammenhang zwischen dem Totalgehalt von Cd im Boden und einem Königswasseraufschluss beschrieben werden:

$$\lg (\text{Cd(KW)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg} = a + b \cdot \lg ([\text{Cd(HF)}] \text{ mg}^{-1} \text{ kg})$$

wobei:

[Cd(KW)] Cd-Gehalt nach Königswasseraufschluss in mg (kg TM)⁻¹ Cd

[Cd(HF)] Totalgehalt für Cd in Abhängigkeit vom Bodenausgangsgestein (siehe Kap. 3.2.4) in mg (kg TM)⁻¹ Cd

a, b bodenausgangsgesteinsspezifische Parameter zur Beschreibung des ubiquitären Grundgehaltes an Cd (Tabelle 2.2), aus Utermann et al. (1999)

Somit können die bei Utermann et al. (1999) angegebenen Hintergrundgehalte von Böden aus den in Tabelle 2.2

Tabelle 2.2:
Übersicht zu den BAG-spezifischen Parametern

Bodenausgangs- gesteinsgruppe (BAG)	a	b
Geschiebemergel/ -lehme (GLM)	0,09	1,38
Lösse (LÖS)	-0,15	1,23
Carbonatgesteine (KST)	-0,15	1,24
Tongesteine (TST)	-0,05	1,33
Sandsteine (SST)	-0,11	1,23
Basische Magmatite und Metamorphite (BMM)	-0,13	1,41
Saure Magmatite und Metamorphite (SMM)	-0,09	1,08
Mergelsteine (MST)	-0,05	1,21
Sande (SAN)	0,02	1,25
Sandlöss (SLÖ)	0,29	1,78
Sedimente im Gezeitenbereich (SIG)	0,04	1,05

genannten Bodenausgangsgesteinen in königswasserextrahierbare Gehalte umgerechnet werden. Die Ergebnisse können als Ausgangsdaten für eine vom pH-Wert abhängige Transformation in ammoniumnitratextrahierbare Gehalte dienen.

2.3.2 Transformation königswasserextrahierbarer Gehalte in ammoniumnitratextrahierbare Gehalte

Der potenziell pflanzenwirksame Cd-Anteil wird am besten durch eine Bodenextraktion mit Ammoniumnitrat charakterisiert. Zwischen Gehalten in diesem und im Königswasserextrakt bestehen unter Einbeziehung des pH-Wertes in der Regel enge Beziehungen. In den Studien von Prüss (1992) und Liebe (1999) wurden für Böden in Nordrhein-Westfalen bzw. Baden-Württemberg entsprechende Regressionsbeziehungen ermittelt. Diese Gleichungen können zwar nicht als repräsentativ für Deutschland angesehen werden, für die Zwecke der vorliegenden Studie reicht die erzielte Genauigkeit jedoch aus.

Um mittlere Bedingungen für die Löslichkeit von Cd im Boden zu beschreiben, soll die Gleichung nach Liebe (1999) verwendet werden:

$$\lg ([\text{Cd}(\text{AN})] \text{ mg}^{-1} \text{ kg}) = 0,99 - 0,466 \cdot \text{pH} + 0,888 \lg [\text{Cd}(\text{KW})] \text{ mg}^{-1} \text{ kg}$$

wobei:

[Cd(AN)] Cd-Gehalt nach Ammoniumnitratextraktion in mg (kg TM)⁻¹ Cd

Für Böden mit unterschiedlichen Adsorptionsbedingungen (z. B. unterschiedlichem Tongehalt) können sich etwas abweichende Beziehungen ergeben. In Prinz und Bachmann (1999) wird eine ähnlich strukturierte Gleichung verwendet, die ebenfalls auf dem Datensatz der Datenbank TRANSFER (Knoche et al. 1999) basiert, jedoch unter Eingrenzung auf leichte Sandböden. Bei Verwendung dieser Gleichung wird also von einer noch etwas höheren Löslichkeit des Cd ausgegangen, was im Sinne der vorliegenden Studie als "worst case"-Szenario praktikabel ist:

$$\lg ([\text{Cd}(\text{AN})] \text{ mg}^{-1} \text{ kg}) = 1,244 - 0,493 \cdot \text{pH} + 0,888 \lg ([\text{Cd}(\text{KW})] \text{ mg}^{-1} \text{ kg})$$

2.3.3 Transformation ammoniumnitratlöslicher Gehalte in Gesamtkonzentrationen der Bodenlösung

Eine Studie (Bielert et al. 1999) beschäftigt sich u.a. mit Methoden zur Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen (angegeben als Bodensättigungsextrakte - BSE) aus Konzentrationen bei unterschiedlichen Elutionsverfahren (Totalaufschluss, Königswasserextrakt, Ammoniumnitratextrakt, Elution mit Wasser). Insgesamt konnten keine

engen Zusammenhänge zwischen den Elutionsextrakten einerseits und den BSE andererseits gefunden werden. Die gemessenen Gehalte im BSE entsprachen aber in der Größenordnung den mit Hilfe einer Regressionsfunktion 1. Ordnung (nach DIN-Vornorm 19735) aus ammoniumnitratlöslichen Gehalten berechneten Werten. Diese Regressionsgleichung lautet:

$$\lg ([\text{Cd}(\text{BSE})] \text{ } \mu\text{g}^{-1} \text{ l}) = -0,6 + 0,68 \lg ([\text{Cd}(\text{AN})] \text{ mg}^{-1} \text{ kg})$$

wobei:

[Cd(BSE)] Cd-Konzentration (Bodensättigungsextrakt) in der Bodenlösung in mg l⁻¹ Cd

[Cd(AN)] ammoniumnitratextrahierbarer Cd-Gehalt im Boden in mg (kg TM)⁻¹ Cd

Diese Funktion bzw. die darin eingebundenen metallspezifischen Konstanten wurden allerdings teilweise unter Einbeziehung höher belasteter Böden (als es landwirtschaftliche Böden normalerweise sind) ermittelt.

2.4 Cd-Einträge in bzw. -Austräge aus landwirtschaftlichen Böden

Um die Risiken, die von Cd-Einträgen in landwirtschaftliche Böden allgemein und von den düngungsabhängigen Einträgen im Besonderen ausgehen, einschätzen zu können, ist es notwendig, die dadurch bedingten Akkumulationsraten zu berechnen. Dafür sind sowohl die jährlichen Einträge als auch die Austräge möglichst genau zu erfassen.

Als Einträge in die Böden werden im Folgenden die atmosphärische Deposition von Cd sowie Cd-Einträge mit verschiedenen Düngestoffen betrachtet. Die natürliche Verwitterung kann dagegen als Quelle für Cd im Böden nach heutigem Erkenntnisstand vernachlässigt werden (Schütze 1999). Als Austräge kommen die Entzüge durch Biomassernte sowie die Cd-Auswaschung in Frage.

2.4.1 Einträge aus der Luft

Cd-Einträge in Böden sind praktisch ausschließlich anthropogen bedingt. Cd-Bilanzen für die Landwirtschaft wie etwa bei Isermann (1992), Wilcke und Döhler (1995) und auch Spiegel et al. (1999) deuten darauf hin, dass in Deutschland und in den benachbarten Staaten die Einträge aus der Luft in der gleichen Größenordnung wie die Einträge aus Düngern liegen können.

Hauptquelle für Cd-Emissionen ist die Verbrennung fossiler Brennstoffe. Die Gesamtmenge der emittierten Cd-Spezies wird nach Umwandlung und Transport in der Atmosphäre deponiert. Depositionen lassen sich nach Aggregatzustand und Teilchengröße unterscheiden: Cd-Einträge (Depositionen) aus der Atmosphäre unterteilen

sich in sedimentierende Stäube, Regen und Aerosole. Während sich Einträge aus sedimentierenden Partikeln direkt erfassen lassen, sind die Einträge aus Aerosolen über Cd-Konzentrationen in der Umgebungsluft, deren mittlere Partikeldurchmesser und den sich hierfür ergebenden Depositionsgeschwindigkeiten zu berechnen. Zu weiteren Einzelheiten siehe Dämmgen et al. (2000).

2.4.1.1 Abschätzung der Cd-Deposition

Messungen von Staubbiederschlägen und deren Stoffgehalte sind Grundlage für Beurteilungen von luftgetragenen Stoffeinträgen in Böden, Gewässer sowie auf Pflanzen und Materialien. Die Bestimmung von Cd-Bulkdepositionen bzw. von Inhaltstoffen des Staubbiederschlages und von Konzentrationen im Aerosol (Schwebstaub) werden im Rahmen der Luftüberwachungsprogramme einzelner Bundesländer routinemäßig dort vorgenommen, wo eine Überwachung nach den Immissionsschutzgesetzen des Bundes und der Länder geboten ist. Dies ist vor allem in Industriegebieten bzw. in der Nähe von Emittenten (Punktquellen) der Fall. Emittentenferne Messungen von Cd-Depositionen werden vom Umweltbundesamt im Rahmen der Überwachung grenzüberschreitender Luftverunreinigungen an seinen Messstellen vorgenommen. Bei den Programmen zur Erforschung der "neuartigen Waldschäden" wurden bei Depositionsmessungen teilweise auch Schwermetalldepositionen im Freiland erfasst. Bodendauerbeobachtungsflächen in Wäldern und landwirtschaftlichen Nutzflächen sind mit Einrichtungen zur Messung der Bulk-Deposition ausgerüstet, wobei die Freilandmessungen auch für die landwirtschaftlichen Nutzflächen repräsentativ sind. Daten ohne Angabe der Erhebungszeiträume sind nicht verwertbar.

Die Angaben über mittlere Cd-Depositionen auf Freilandböden (Bulk-Deposition) schwanken zwischen $< 1 \text{ g ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Cd für ländliche Gebiete und $5 \text{ g ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Cd für urbane Regionen (Schulte et al. 1996). Nach Ewers (1995) betragen die Depositionen $< 0,5 \mu\text{g m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ Cd in ländlichen Gebieten und $0,5\text{-}2,0 \mu\text{g m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ Cd in Städten. In industriellen Ballungsgebieten oder im Nahbereich spezifischer Emittenten können noch höhere Depositionswerte auftreten. Wenzel (2000) gibt für Österreich einen durchschnittlichen Cd-Eintrag über Luftdeposition mit $2 \text{ g ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Cd an.

Wilcke und Döhler (1995) schätzen die mittleren Cd-Einträge über atmosphärische Deposition mit $2,5 \text{ g ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Cd mit einer Spanne von $1\text{-}33 \text{ g ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ein. Bilanzrechnungen (LABO 1997) geben Werte zwischen 5 und $6 \text{ g ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Cd an. Die Studie "Cadmium Anreicherung in Böden/Einheitliche Bewertung von Düngemitteln" der Umweltministerkonferenz, der Agrarministerkonferenz und der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (UMK-AMK-LABO-AG) (2000) weist einen Eintrag über die Luft im Mittel von ca. $4 \text{ g ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Cd bzw. als Gesamtfracht 69 t a^{-1} aus. Auf der Grundlage aktueller Daten aus den Bundesländern über Schwermetalldepositionen über die Luft konnte die UMK-AMK-LABO-AG (2000) zumindest für Cd eine deutliche Verbesserung der Eintragungssituation gegenüber den in vielen Studien (Mittelwert bei ca. $4 \text{ g ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Cd) zugrundegelegten Schadstoffeinträgen über die Luft feststellen.

Dämmgen et al. (2000) haben basierend auf einer umfassenden Sammlung verfügbarer Depositionsdaten in länderbezogenen Karten typische atmosphärische Depositionen von Cd in landwirtschaftliche Nutzflächen Deutschlands für 1993-1995 und 1996-1998 ermittelt. Sie zeigten, dass sich die Bulk-Depositionen seit 1984 erheb-

Tabelle 2.3:

Zusammenstellung von Cd-Depositionen (Bulk-Depositionen) (Mittelwerte) für Deutschland und andere europäische Länder in $\text{g ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Cd

Deutschland	Freilandböden West-Deutschlands, ländliche Gebiete	< 1	Schulte et. al. (1996)
	Freilandböden West-Deutschlands, für urbane Gebiete	< 5	Schulte et. al. (1996)
	Schätzung (Mittel und Spanne) alle Flächen	$2,5 (1\text{-}33)$	Wilcke und Döhler (1995)
	Emittentenferne, landwirtschaftlich genutzte Böden	$1,7$	UMK-AMK-LABO-AG (2000)
	Waldböden und emittentennahe sonstige Böden	5	UMK-AMK-LABO-AG (2000)
	Finland	$0,2$	Finish Environment Institute (2000)
Österreich	2 g	Wenzel (2000)	

lich reduziert haben. Die aktuellen Einträge (Gesamtdeposition aus Bulkdeposition und Aerosoldeposition) in landwirtschaftlich genutzte Flächen außerhalb typischer Belastungsgebiete bewegen sich in den genannten Zeiträumen zwischen 0,9 und 3 g ha⁻¹ a⁻¹ Cd.

Nach Einschätzung von Dämmgen et al. (2000) wird die Belastung landwirtschaftlicher Flächen mit Cd-Depositionen weiter zurückgehen und in 10 Jahren die Hälfte des derzeitigen Niveaus erreichen. Eine Zusammenstellung von Cd-Depositionen findet sich in Tabelle 2.3.

Der von UMK-AMK-LABO-AG (2000) geschätzte und der aus den Messungen ermittelte Wert (Dämmgen et al. 2000) für die mittlere Deposition in emittentenferne, landwirtschaftlich genutzte Böden von 1,7 g ha⁻¹ a⁻¹ Cd wird im Folgenden als Durchschnittswert verwendet. Dagegen soll der in der gleichen Arbeit für emittentennahe Bedingungen ermittelte Wert von 5 g ha⁻¹ a⁻¹ Cd in der vorliegenden Studie als "worst case"-Annahme gelten.

2.4.1.2 Die Bewertung der derzeitigen Depositionen im Hinblick auf gesetzliche und untergesetzliche Regelungen

Die TA Luft i.d.F. vom 27.02.1986 enthält in Absatz 2.5.2 einen Immissionswert für Cd und anorganische Cd-Verbindungen als Bestandteil des Staubbiederschlages von 5 µg m⁻² d⁻¹ entsprechend etwa 18 g ha⁻¹ a⁻¹ Cd. Die Ableitung dieses Wertes beruhte auf dem Expositionsszenario "orale Aufnahme von Cd allein durch Gemüseverzehr (Blattgemüse)", wobei der Gemüseverzehr mit 250 g (Frischgewicht) pro Tag angenommen wurde. Als toxikologisches Beurteilungskriterium wurde der von der WHO für Cd vorgeschlagene PTWI-Wert (PTWI: provisionally tolerable weekly intake), der in eine tolerierbare Tagesdosis (1 µg (kg·KG)⁻¹·Woche⁻¹ Cd) (KG: Körpergewicht) umgerechnet wurde, verwendet. Dabei ist zu bemerken, dass der angenommene Verzehr von 250 g Blattgemüse pro Tag als "worst case"-Szenario betrachtet werden kann, mit dem bewusst die Unsicherheiten bezüglich der Gesamtheit aller Aufnahmepfade abgefangen werden sollte.

Durch Prinz und Bachmann (1999) wurden niederschlagsbegrenzende Werte für Cd und andere Stoffe zum Schutz des Bodens abgeleitet. Das Ziel bestand in der Harmonisierung der Prüf- und Maßnahmewerte des untergesetzlichen Regelwerkes zum Bodenschutz mit den Standards im Bereich des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Den Ableitungen liegen durchgängig konservative bis sehr konservative Annahmen zugrunde, so auch der höhere Bereich der Hintergrundwerte. Die empfindlichsten Schutzgüter wurden berücksichtigt. In Bezug auf einen niederschlagsbegrenzenden Immissionswert für Cd wurden bei einem zugrundegelegten Anreicherungszeitraum von 200 Jahren folgende Rechenergebnisse zu niederschlagsbezogenen Werten für landwirtschaftliche Nutzflächen erzielt:

- Ackerböden: 2,5 µg m⁻² d⁻¹ bzw. etwa 9 g ha⁻¹ a⁻¹ Cd
- Grünland: 32 µg m⁻² d⁻¹ bzw. etwa 117 g ha⁻¹ a⁻¹ Cd

Die ad hoc Arbeitsgruppe "Ableitung niederschlagsbegrenzender Werte zum Schutz des Bodens" des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI 1999) empfiehlt auf der Basis dieser Werte, den niederschlagsbegrenzenden Immissionswert der TA Luft für Cd auf 2 µg m⁻² d⁻¹, das sind 7,3 g ha⁻¹ a⁻¹, abzusenken und als maximalen Immissionswert für Cd zum Schutz des Bodens zu übernehmen. Dieser Vorschlag resultiert aus dem Schutzanspruch landwirtschaftlich genutzter Böden bei Berücksichtigung stark anreichernder Pflanzenarten. Die vorgeschlagene Verminderung von dem berechneten Wert von 2,5 µg m⁻² d⁻¹ auf 2,0 µg m⁻² d⁻¹ Cd erfolgte aufgrund der Tatsache, dass bei Ackerböden auch Einträge aus Düngern zu beachten sind. Dabei wurden 80 % für den luftgetragenen Anteil an der Gesamtbelastung zugrunde gelegt. Die TA Luft ist jedoch ein Instrument zur Entscheidungsfindung über die Zulassung von Anlagen. Ihre Immissionswerte sind gesetzlich verbindlich und einzuhalten. Sie beziehen sich auf das direkt durch die Anlage beeinflusste Gebiet. Die Immissionswerte der TA Luft liegen deutlich höher als Depositionswerte, wie sie in der nur durch Ferntransporte beeinflussten übrigen Landschaft zu finden sind. Da sie nur für emittentennahe Flächen gelten und damit für die überwiegende landwirtschaftlich genutzte Fläche nicht typisch sind, werden die Werte der TA Luft im Rahmen dieser Studie auch für "worst case" Szenarien nicht verwendet.

2.4.2 Einträge mit Düngern in die Böden

Der Cd-Eintrag über phosphathaltige Dünger, Wirtschaftsdünger, Klärschlämme und Komposte in den Boden wurde Anfang der 90er Jahre von der Enquete-Kommission des Bundestages als kritisch bewertet (Bätcher und Böhm 1995). Diese düngungsbedingten Schadstoffeinträge gewinnen auch deshalb zunehmend an Bedeutung, weil immer mehr organische und mineralische Sekundärrohstoffdünger in der Landwirtschaft verwertet werden.

Die Dünger können in folgende drei Hauptgruppen unterteilt werden:

- Handelsdünger: Phosphat-, Stickstoff-, Kalium-, Magnesium- und Kalkdünger
- Wirtschaftsdünger: Gülle, Stallmist
- Sekundärrohstoffdünger: Klärschlamm, Kompost

Die Literaturangaben zu Nähr- und Schadstoffgehalten von Düngern weisen mehr oder weniger große Schwankungsbreiten auf. Besonders hoch sind die Spannbreiten bei mineralischen Düngern. Ursache hierfür ist die unterschiedliche Herkunft der Rohstoffe. Im Folgenden werden

die Hauptgruppen der Dünger hinsichtlich ihrer Gehalte an Cd sowie des Verhältnisses Cd-Gehalt zu Nährstoffgehalt charakterisiert und Literaturangaben zu jährlichen Cd-Einträgen in landwirtschaftliche Nutzflächen mit diesen Düngern zusammengestellt.

2.4.2.1 Handelsdünger

In den folgenden beiden Tabellen (Tabelle 2.4 und Tabelle 2.5) sind die mittleren Gehalte an Nährstoffen und Cd in den verschiedenen Düngerarten dargestellt:

Tabelle 2.4:
Mittlere Gehalte an Nährstoffen und Cd in ausgewählten Handelsdüngern (Severin 1999)

Handelsdünger	N [kg t ⁻¹]	P ₂ O ₅ [kg t ⁻¹]	K ₂ O [kg t ⁻¹]	CaO [kg t ⁻¹]	Cd-Gehalt [mg (kg·TM) ⁻¹]
Triple-Phosphat	-	4,5	-	-	28,1
Diammonphosphat	1,8	4,6	-	-	28,1
40er Kali	-	-	4,0	-	0,09
Kohlensaurer Kalk	-	-	-	4,8	0,50
Kalkammomsalpeter	2,7	-	-	-	0,38

Tabelle 2.5:
Auf den Nährstoffgehalt eines Düngers bezogener mittlerer Cd-Gehalt (Severin 1999)

Handelsdünger	Einheit	Cd-Gehalt
Triple-Phosphat	mg (kg P ₂ O ₅) ⁻¹ Cd	62
Diammonphosphat	mg (kg P ₂ O ₅) ⁻¹ Cd	61
Kalkammomsalpeter	mg (kg N) ⁻¹ Cd	1,4
40er Kali	mg (kg K ₂ O) ⁻¹ Cd	0,23
Kohlensaurer Kalk	mg (kg Ca) ⁻¹ Cd	1,04

Nach CEC-DG-(III)-Industry (1997a-c) differieren Cd-Gehalte der phosphathaltigen Dünger in Abhängigkeit vom Gehalt der Rohphosphate in einer Spannweite von < 13 mg (kg P₂O₅)⁻¹, das sind < 30 mg (kg P)⁻¹ Cd, bei Lagerstätten in Russland, Südafrika und USA von 150-240 mg (kg P₂O₅)⁻¹ bzw. 340-460 mg (kg P)⁻¹ Cd bei Lagerstätten im Senegal, Togo und Tunesien.

Nach einem Bericht der UMK-AMK-LABO-AG (2000) wird der Gesamteintrag von Cd in den landwirtschaftlich genutzten Boden (Acker und Grünland) über Mineral- und Wirtschaftsdünger, Klärschlamm und Kompost für die Bundesrepublik Deutschland auf 39 t a⁻¹ geschätzt. Aus verschiedenen Literaturquellen (CEC-DG-(III)-Industry 1997a-c) ist zu schließen, dass der Einsatz von phosphathaltigen mineralischen Düngern in Deutschland eine rückläufige Tendenz hat.

Tabelle 2.6 enthält Zahlen für den Inlandabsatz an Handelsdüngern nach Angaben des Statistischen Bundesamtes für die Wirtschaftsjahre 1994/95, 1998/1999 und 1999/2000. Für diesen Zeitraum ist eine abnehmende Tendenz, zumindest bezogen auf P₂O₅, nur schwach erkennbar. Dies gilt offenbar auch für die nähere Zukunft (EFMA 2001).

Aus den Tabellen 2.4 bis 2.6 lassen sich Cd-Einträge in der Größenordnung von 25 t a⁻¹ Cd berechnen. Die UMK-AMK-LABO-AG (2000) gibt für Mineraldünger einen Gesamteintrag von 22 t a⁻¹ Cd an.

2.4.2.2 Klärschlamm

Durch die Klärschlammverordnung ist die auf die Böden gelangende Cd-Menge gesetzlich geregelt (vgl. Kapitel 2.4.2.5). Klärschlamm wird in erster Linie als Phosphat-Dünger eingesetzt. Allein der Phosphatgehalt

der Klärschlämme reicht aus, um den gesamten Düngbedarf in Deutschland zu decken (Bund Naturschutz 2000). Die Phosphat-Gehalte hängen stark von der Art des Abwasseraufkommens und der Art der Abwasserreinigung, insbesondere der Phosphatfällung und der Schlammentwässerung ab.

Der Cd-Gehalt von Klärschlämmen ist regionalen Schwankungen unterlegen, was auf unterschiedliche Abwassereinleiter und auf verschiedene Hintergrundbelastungen zurückgeführt werden kann. Von Sothen (1999) rechnete für das Land Nordrhein-Westfalen mit P₂O₅-Gehalten um 4 % der Trockenmasse, andere Autoren gehen von 3,5 % der Trockenmasse aus. Daraus wurde von Osterburg (2000) ein Cd-Wert von 0,07 bis 0,085 mg (kg P₂O₅)⁻¹ Cd berechnet, bei Cd-Gehalten von 2,5 bis 3 mg (kg TM)⁻¹ Cd im Klärschlamm. Scheffer et al. (1998) geben einen mittleren Cd-Gehalt von 4 mg (kg TM)⁻¹ Cd mit einem Cd-Eintrag über Klärschlamm von 7 g ha⁻¹·a⁻¹

Tabelle 2.6:
Inlandabsatz an Handelsdünger für die Wirtschaftsjahre 1994/1995, 1998/1999 und 1999/2000

Handelsdünger	1994/1995	1998/1999	1999/2000
Phosphathaltig (t P ₂ O ₅)	450 691	406 820	420 336
Stickstoffhaltig (t N)	1 787 436	1 903 017	2 014 357
Kaliumhaltig (t K ₂ O)	667 514	628 733	599 150
Kalk (t CaO)	1 831 617	2 264 643	2 508 309

Cd an. Nach ihren Berechnungen würde bei diesem jährlichem Eintrag der Cd-Gehalt in Ackerböden (bei 30 cm Pflugtiefe) in ca. 60 Jahren und in Dauergrünland (bezogen auf die obersten 10 cm) in ca. 20 Jahren um 0,1 mg kg⁻¹ anwachsen. Die Cd-Gehalte im Klärschlamm liegen heute jedoch niedriger und weit unter denen vieler mineralischer Phosphat-Dünger. Severin (1999) gibt einen Gehalt von 1,22 mg (kg TM)⁻¹ Cd an, was 21 mg (kg P₂O₅)⁻¹ entspricht (Tabelle 2.7). Die Gesamtfracht an Cd aus Klärschlamm in landwirtschaftlich genutzte Flächen ging deshalb in den letzten Jahren Ausweitung der landwirtschaftlichen Verwertung zurück. Neidhart (1999) gibt einen mittleren Cd-Eintrag über Klärschlamm von 3 t a⁻¹ an. Auf die Ausbringungsfläche bezogen ergibt die Berechnung bei einer jährlichen Ausbringung von 1,67 t ha⁻¹ einen mittleren Eintrag von mehr als 4 g ha⁻¹ im Jahr 1991 und von ca. 2,3 g ha⁻¹ Cd im Jahr 1997 (Osterburg 2000).

Tabelle 2.7:
 Mittlere Gehalte an Nährstoffen und Cd in Klärschlamm (Severin 1999)

Stoff	Einheit	Gehalt
N (20 % N verfügbar)	kg t ⁻¹	6,33
P ₂ O ₅	kg t ⁻¹	5,79
K ₂ O	kg t ⁻¹	0,8
Cd	mg (kg·TM) ⁻¹	1,22

2.4.2.3 Kompost

Komposte können als Mehrelementdünger betrachtet werden, mit denen Nährstoffe in einem mehr oder weniger ausgewogenen Verhältnis dem Boden zugeführt werden. Die Kompostierung von organischen Abfallstoffen ist vor allem eine Maßnahme zur Reduzierung des Müllvolumens. Zum Schließen des Nährstoffkreislaufes im Sinne einer echten Kreislaufwirtschaft trägt Kompostdüngung jedoch nur teilweise bei, da der Nährstoffkreislauf über Nettoimporte von Lebens- und Futtermitteln nach Deutschland gestört ist und der Abfall aus diesen Importen auf Flächen in Deutschland aufgebracht wird, denen sie ursprünglich nicht entstammten.

Die Cd-Einträge mit Kompost lassen sich derzeit schwer abschätzen. Ihr Beitrag zur Cd-Bilanz ist gering. Die regelmäßige Ausbringung auf Entsorgungsflächen kann jedoch erhebliche Summen (4 bis 7 g ha⁻¹·a⁻¹ Cd) ergeben (Osterburg 2000). Für 1999 ermittelte Neidhart (1999) einen Cd-Eintrag mit Kompost von 1 t a⁻¹ deutschlandweit.

Severin (1999) gibt mittlere Gehalte an Cd in Komposten mit 0,56 mg (kg TM)⁻¹ Cd an, was einer Cd Fracht von 112 mg (kg P₂O₅)⁻¹ entspricht (Tabelle 2.8).

Unter Berücksichtigung der Ausgangsstoffe wird nach Eigenkompostierung, Grüngutkompostierung, Bioabfallkompostierung und Restmüllkompostierung unterschied-

Tabelle 2.8:
 Mittlere Gehalte an Nährstoffen und Cd in Kompost (Severin 1999)

Stoff	Einheit	Gehalt
N (10 % N verfügbar)	kg (t TM) ⁻¹	12
P ₂ O ₅	kg (t TM) ⁻¹	5
K ₂ O	kg (t TM) ⁻¹	8
Cd	mg (kg TM) ⁻¹	0,56

den. Die folgende Tabelle (Wilcke und Döhler 1995, Tabelle 2.9) enthält Durchschnittswerte für Cd-Gehalte in Komposten:

Tabelle 2.9:
 Durchschnittsgehalte für Cd in verschiedenen Kompostarten (Wilcke und Döhler 1995)

Kompostart	Mittlerer Cd-Gehalt [mg (kg TM) ⁻¹]	Spanne der Analyseergebnisse [mg (kg TM) ⁻¹ Cd]
Bioabfallkompost	0,85	0,6-1,2
Bioabfallkompost mit Papier	0,7	0,7
Grüngutkompost	0,73	0,4-1,1
Grüngut- und Bioabfallkompost	0,95	0,7-1,2
Klärschlammkompost	1,8	1,8
Müllkompost	3,12	2,0-3,8
Kompost, allgemein	0,62	0,5-1,0

2.4.2.4 Wirtschaftsdünger (Gülle und Stallmist)

Als Wirtschaftsdünger sind im wesentlichen Gülle (Flüssigmist) und Stallmist zu betrachten. Ihre Anwendung nach guter fachlicher Praxis wird durch die Nährstoffbilanzierung begrenzt, wobei die Wirkungen als Phosphat- und als Stickstoffdünger zu berücksichtigen sind. Der jährliche Anfall sowie der Nährstoffgehalt der Wirtschaftsdünger sind abhängig von den Tierbeständen, Tierarten, Tieralter, Leistung, Fütterung und Haltung. Nähr- und Schadstoffgehalte unterliegen großen Schwankungen. Auch nimmt die Behandlung der Wirtschaftsdünger während der Lagerung entscheidenden Einfluss auf die stoffliche Zusammensetzung.

In Rinder- und Schweinegülle liegen ca. 80 %, in Hühnergülle etwa 60 % des Gesamtphosphates als wasserlösliches anorganisches Phosphat, dessen Düngewirkung der von mineralischem Düngephosphat entspricht. Der restliche Teil ist organisch gebundenes Phosphat (z. B. als Phytin), das im Boden erst durch mikrobiellen Abbau in eine pflanzenverfügbare Form umgewandelt werden muss. Für eine Phosphatbilanz über mehrere Jahre kann jedoch Güllephosphat wie Mineraldüngerphosphat bewertet werden. Durch übliche Güllegaben werden, absolut gesehen, erhebliche Mengen an Stickstoff ausgebracht. Je nach Tierart liegen 50-70 % des Gesamtstickstoffes der Gülle

als Ammoniumstickstoff vor, welcher wie Mineraldüngerstickstoff von der Pflanze sofort aufgenommen werden kann (Aid 1991). Severin (1999) bezog die Cd-Gehalte von Gülle auf den Phosphatgehalt (Tabelle 2.10). Demnach enthält Rindergülle $24 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1} \text{ Cd}$ und Schweinegülle $26 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1}$.

Die Tabellen 2.11 und 2.12 enthalten weitere Literaturangaben über Cd-Gehalte in Wirtschaftsdüngern.

Die Frachten von Cd, die mit Wirtschaftsdüngern auf landwirtschaftliche Nutzflächen gelangen, sind in Abhängigkeit von der Dichte und Struktur des Tierbestandes sowie den Haltungs- und Lagerungsbedingungen regional sehr unterschiedlich.

Tabelle 2.10:
Mittlere Gehalte an Nährstoffen und Cd in Gülle (Severin 1999)

Stoff	Einheit	Rinder- gülle - 8 % TM (50 % N verfügbar)	Schweine- gülle - 6 % TM (50 % N verfügbar)
N (10 % N verfügbar)	kg m ⁻³	4,7	5,6
P ₂ O ₅	kg m ⁻³	1,9	3,1
K ₂ O	kg m ⁻³	6,2	3
Cd	mg (kg·TM) ⁻¹	0,4	0,71

Tabelle 2.11:
Cd-Gehalte von Wirtschaftsdüngern

Wirtschaftsdünger	Cd-Gehalt	Quellen
org. und org.-mineral. Dünger ³	0,3 mg kg ⁻¹	Brodersen (1990), zit. in Boysen (1992)
Rindergülle	0,01-0,03 mg kg ⁻¹⁴	Boysen (1992)
Schweinegülle	0,01-0,05 mg kg ⁻¹⁵	Boysen (1992)

³ Organisch- und organisch-mineralische Dünger: aufbereitete Wirtschaftsdünger (auch Geflügel- und Rinderdung) und tierische Abfälle
⁴ bezogen auf Originalsubstanz, durchschnittlicher Trockensubstanzgehalt 5,8 %
⁵ bezogen auf Originalsubstanz, durchschnittlicher Trockensubstanzgehalt 4,0 %

Tabelle 2.12:
Mittlere Cd-Gehalte in Wirtschaftsdüngern (Wilcke und Döhler 1995)

Dünger	Cd [mg (kg·TM) ⁻¹]
Rindergülle	0,43
Schweinegülle	0,74
Hühnergülle	0,25
Gülle (allgemein)	0,3 - 0,8
Rindermist	0,44
Schweinemist	0,43
Festmistkompost	0,2

2.4.2.5 Die Bewertung der Konzentrationen im Hinblick auf die gesetzlichen Regelungen

Die Festlegung eines EU-einheitlichen Grenzwertes für Cd in Rohphosphaten wird für dringend erforderlich erachtet. Dazu bereitet die Europäische Kommission mit der europäischen Düngerindustrie eine freiwillige Vereinbarung vor, wonach bei der Produktion von Düngern in Europa ein Grenzwert für Cd gelten soll. In der Arbeitsgruppe "Dünger" der EG-Kommission haben Arbeiten zur Vorbereitung einer Gemeinschaftsregelung begonnen (UMK-AMK-LABO-AG 2000).

Technologien zur Abreicherung von Cd in Rohphosphaten sind im Pilotmaßstab erprobt und müssen weiterentwickelt und im technischen Maßstab eingesetzt werden. In Deutschland wurde eine Abreicherungstechnik für die Reduktion von Cd in Rohphosphaten erfolgreich im Pilotmaßstab erprobt. Eine Umsetzung in der produzierenden Industrie scheiterte bisher mangels gesetzlicher Vorgaben. Eine untergesetzliche Vorgabe begrenzt den Cd-Gehalt in mineralischen Düngern (außer Kali) auf $0,5 \text{ g t}^{-1}$ Rohphosphat (44. Verwaltungsvorschrift, zit. in Severin 1999). Der festgelegte maximale Cd-Gehalt in Düngern beträgt $90 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1}$ bzw. $200 \text{ mg (kg Phosphat)}^{-1}$.

Es existiert eine Vereinbarung zwischen dem Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) und der Düngerindustrie zur Begrenzung des Cd-Gehaltes in Phosphatdüngern. Seit 1986 besteht eine Selbstverpflichtung der Hersteller von Phosphatdüngern, dass bestimmte Cd-Gehalte in diesen Düngern nicht überschritten werden. Danach sollen 100 % der in den Verkehr gebrachten Phosphatdünger einen Cd-Gehalt unter $90 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1}$, 89 % der Dünger einen Gehalt unter $70 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1}$ und 63 % der Dünger einen Cd-Gehalt unter $40 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1}$ ausweisen (UMK-AMK-LABO-AG 2000).

Weitere konkrete Maßnahmen wurden zur Begrenzung des Cd-Eintrages in die Umwelt über Dünger und Klärschlämme getroffen, indem die Klärschlammverordnung (1983 erlassen) 1992 gründlich überarbeitet und verschärft wurde (Tabelle 2.13).

Tabelle 2.13:
 Grenzwerte für Cd nach Klärschlammverordnung vom 15.04.1992

	Böden mit Tongehalt <5 % oder pH-Wert 5-6	Sonstige Böden
Klärschlamm- grenzwert für Cd	5 mg (kg·TM) ⁻¹	10 mg (kg·TM) ⁻¹
Maximale Eintragsfracht für Cd aus Klärschlamm (gerundet)	8 g ha ⁻¹ ·a ⁻¹	17 g ha ⁻¹ ·a ⁻¹
Cd-Bodengrenzwerte für Ausbringungsflächen	1 mg (kg·TM) ⁻¹	1,5 mg (kg·TM) ⁻¹

Konkret heißt das: Liegen die Bodengehalte für Cd über 1,5 mg (kg TM)⁻¹, darf Klärschlamm nicht aufgebracht werden. Für leichte Böden mit einem Tongehalt < 5 % oder für einen pH-Wert 5 < pH < 6 beträgt der Cd-Grenzwert für Klärschlammausbringung nur 1 mg (kg TM)⁻¹. Als Grenzwert für die Klärschlammausbringung gilt 10 mg (kg TM)⁻¹ Cd im Klärschlamm. Es wird allgemein eingeschätzt, dass die Cd-Gehalte in Klärschlämmen und Böden zurückgegangen sind, so dass die genannten Grenzwerte meist unterschritten werden.

Die Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (BioAbfV 1998) enthält den Höchstwert von 1 mg (kg TM)⁻¹ für Cd in den Bioabfällen und in aus Bioabfällen hergestellten Produkten. Weiterhin sind Bodenuntersuchungen beim erstmaligem Ausbringen von Bioabfällen bzw. nachfolgend alle 10 Jahre auf bestimmte Schwermetalle, darunter auch Cd, vorgeschrieben.

Ebenfalls sind Vorgaben beim Ausbringen von Düngern aufgrund der Dünge- und der Düngerverordnung zu beachten, deren Harmonisierung mit der Verordnung zum Kreislaufwirtschaft-Abfallgesetz (KrW-/AbfG 1998) angestrebt wird.

2.4.3 Entzüge von Cd mit der Pflanzenernte (Boden-Pflanze-Transfer)

Beim Cd ist als Aufnahmepfad für den Transfer Boden-Pflanze die systemische Aufnahme, d. h. die Aufnahme über die Pflanzenwurzeln, als vorrangig relevant anzusehen. Ein direkter Übergang des Metalls in die Pflanze durch Verschmutzung oberirdischer Pflanzenteile aus der Luft ist von geringerer Bedeutung. Während bei Nahrungspflanzen der mobile, für eine Wurzelaufnahme verfügbare Cd-Anteil im Boden beurteilungsrelevant für den Transfer Boden-Pflanze ist, wird bei Futterpflanzen

(Grasland, insbesondere Weide) auf die Bewertung des Gesamtgehaltes im Boden orientiert, weil nur relativ lose Beziehungen zwischen der Cd-Konzentration im Aufwuchs und ammoniumnitratextrahierbaren Konzentrationen im Boden bestehen und von einem relevanten Verschmutzungsanteil des Futters durch anhaftende Bodenbestandteile ausgegangen werden muss (Bachmann 1997, Knoche et al. 1999).

Die Charakterisierung des Transfers von Cd aus dem Boden in die Pflanze ist möglich über Transferfaktoren (Verhältnis der Cd-Konzentrationen Pflanze/Boden), Transferkoeffizienten (Verhältnis des Cd-Konzentrationsanstieges Pflanze/Boden) und Regressionsgleichungen (bei ausreichender Zahl von Wertepaaren wird die Cd-Konzentration in der Pflanze zu der Cd-Konzentration im Boden regressionsanalytisch in Beziehung gesetzt).

Die häufig angewandten Transferfaktoren (TF) lassen erkennen, ob eine bestimmte Pflanzenart (bzw. deren Organe) Cd bevorzugt aufnimmt und gegenüber dem Boden anreichert (TF > 1) oder, ob die Art das Metall nur gering akkumuliert (TF < 1). Damit wird eine relativ einfache Abschätzung des Cd-Transfer Boden - Pflanze möglich. Die in Tabelle 2.14 gezeigten Transferfaktoren sind aus Gefäß- und Feldversuchen mit steigenden Schwermetallzusätzen (Klärschlämme, Komposte) abgeleitet worden.

Tabelle 2.14:
 Cd-Transferfaktoren (TF) (Größenordnungen ermittelt als Medianwerte für verzehrbare Pflanzenteile (Sauerbeck und Lübber 1991))

TF	Pflanzenart
0,01 - 0,1	Mais
0,1 - 0,5	Erbsen, Hafer, Weizen, Buschbohnen, Feldsalat
0,5 - 1,0	Möhren
1,0 - 3,0	Porree, Radies
3,0 - 6,0	Pflücksalat, Blattsalat, Spinat

Zu beachten ist, dass Transferfaktoren generell konzentrationsabhängig sind, d. h. dass sie mit steigender Bodenkontamination häufig absinken bzw. dass die höchsten Transferfaktoren häufig auf vergleichsweise wenig bzw. nicht zusätzlich kontaminierten Böden ermittelt werden. Dies ist so interpretiert worden, dass die geringen Cd-Konzentrationen, die in den Pflanzen nachgewiesen werden konnten, nicht über den Boden, sondern über den Pfad Atmosphäre - Pflanze in die Nahrungs- und Futterpflanzen gelangt sind.

Durch Knoche et al. (1999) wurden in fachlicher Zusammenarbeit mit der Ad-hoc-Arbeitsgruppe "Schwermetalltransfer Boden/Pflanze" der LABO fachliche Grundlagen für Prüf- und Maßnahmewerte für Schwermetalle in Böden unter Berücksichtigung einer ausreichenden Nahrungs- und Futterpflanzenqualität sowie phytotoxischer Aspekte erarbeitet. In der dazu von Knoche et al. (1999) erarbeiteten Datenbank TRANSFER sind

Datensätze von Paralleluntersuchungen zu Schwermetallgehalten in Böden, die teilweise mit unterschiedlichen Extraktionsmethoden gemessen wurden, und Schwermetallgehalten in geernteten, für Mensch und Tier verzehrsrelevanten Pflanzenteilen gespeichert. Es wurden Transferbeziehungen als Regressionsgleichungen zwischen den Bodengehalten (königswasserlöslich als annähernde Beschreibung der Gesamtgehalte bzw. ammoniumnitratlöslich als Beschreibung potenziell verfügbarer Konzentrationen) und den Pflanzengehalten berechnet. Auf der Basis dieser Regressionsgleichungen und der berücksichtigten Konfidenzintervalle konnten Konzentrationsbereiche im Boden definiert werden, bei denen mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit gestufte Richtwerte für Lebensmittel und Futter eingehalten werden können. Dementsprechend wurden Boden- und Pflanzengehalte in Klassen eingeteilt und diesen in Form von Kreuztabellen die Anteile der untersuchten Werte zugeordnet, die innerhalb der angegebenen Klassen liegen.

Grundsätzlich kann der systemische Transfer Boden-Pflanze von Cd anhand der gefundenen Korrelationen zwischen königswasserlöslichen (vgl. Kap. 2.3.2) oder ammoniumnitratlöslichen Bodengehalten und Pflanzengehalten berechnet werden, wobei die Wahrscheinlichkeit, mit der die prognostizierte Pflanzenkonzentration auch wirklich anzutreffen sein wird, anhand der Korrelationskoeffizienten und der Anzahl der Werte innerhalb der Konfidenzintervalle eingeschätzt werden kann. Im Vergleich zu den anderen Metallen ergaben sich beim Cd für viele Pflanzenarten besonders enge Korrelationen bei Verwendung ammoniumnitratextrahierbarer Cd-Gehalte des Bodens. Die bestehende Korrelation wurde mittels folgender Regressionsgleichung dargestellt (Knoche et al. 1999):

$$\lg [\text{Cd}(\text{Pflanze}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}] = A \cdot \lg [\text{Cd}(\text{AN}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}] + B$$

wobei:

[Cd(Pflanze)]	Cd-Gehalt im Pflanzenmaterial (mg kg ⁻¹)
A, B	pflanzenartenspezifische Regressionskonstanten, die von Knoche et al. (1999) für nahrungstypische Pflanzenarten (Tabelle 2.15) angegeben wurden
[Cd(AN)]	ammoniumnitratextrahierbarer Cd-Gehalt im Boden in mg (kg TM) ⁻¹ Cd

Im Sinne der Ziele der vorliegenden Studie besteht jedoch eine wesentliche Einschränkung der auf der Basis der Datensammlung von Knoche et al. (1999) gefundenen Regressionsgleichungen darin, dass größtenteils Daten von spezifisch belasteten Flächen ausgewertet wurden (Klärschlamm, Überflutung, Immission, Altlasten usw.), d. h. Böden mit überdurchschnittlich hohen Cd-Gehalten, die nicht der durchschnittlichen und üblichen Bewirt-

Tabelle 2.15:

Pflanzenartenspezifische Regressionskonstanten nach Knoche et al. (1999) für die Berechnung des Cd-Transfers in nahrungstypische Pflanzen

Pflanzenart	A ⁶	B ⁶	N ⁷	r ⁸
Weizen	0,594	0,27	401	0,813
Kartoffeln	0,208	-0,35	33	0,462
Möhre	0,433	0,564	159	0,734
Spinat	0,842	1,791	155	0,872
Salat	0,629	1,253	72	0,816
Sellerie-Knolle	0,703	1,731	102	0,626
mäßig anreichernde Gemüsearten	0,857	1,128	502	0,856

⁶ Regressionskoeffizienten (siehe Gleichung)
⁷ Anzahl der Datenpaare
⁸ Regressionskoeffizient

schaftung entsprechen. Dadurch gehen teilweise sehr hohe Schwermetallkonzentrationen in die Ermittlung der Transferbeziehungen ein. Die Art der Belastungen sowie Flächen, die keine der o.g. spezifischen Belastungen aufweisen, können nicht identifiziert werden. Eine Auswahl von Datensätzen ohne spezifische Belastung ist folglich nur dahingehend möglich, dass man "Nichtbelastung" unterstellt, wenn bestimmte Cd-Konzentrationen unterschritten werden (Knoche, mdl. Mitteilung). Es wäre zu prüfen, ob sich bei einer Beschränkung auf solche Datensätze andere statistische Zusammenhänge zwischen Boden- und Pflanzengehalten sowie löslichkeitsbeeinflussenden Bodeneigenschaften ergeben.

Der Vergleich von nach der Transfergleichung (Knoche et al. 1999) berechneten Cd-Gehalten in einigen Pflanzenarten in mg (kg·TM)⁻¹ unter Annahme von Hintergrundgehalten im Boden mit einer ausreichend großen Anzahl von Messergebnissen (Tabelle 2.16) zeigt jedoch, dass die berechneten Werte und die tatsächlich (auf unbelasteten bzw. Kontrollflächen) gemessenen Pflanzengehalte in der Größenordnung gut übereinstimmen.

Der Boden-Pflanze-Transfer von Cd ist jedoch nicht nur von der Konzentration und den Löslichkeitsbedingungen im Boden abhängig, sondern auch vom spezifischen Anreicherungsverhalten der Pflanze selbst. Dabei gibt es nicht nur erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Arten, sondern auch deutliche Unterschiede z. B. zwischen einzelnen Sorten einer Art. Untersuchungen an 24 Winterweizensorten von Kloke (1990) ergaben z. B., dass die Cd-Gehalte zwischen diesen Sorten bei gleichen Wachstumsbedingungen und Cd-Gehalten des Bodens im Normalbereich um mehr als fünfzig Prozent schwankten. Es gibt derzeit keine geeignete Datenbasis, um aufgrund von Cd-Hintergrundgehalten in Böden und Bodeneigenschaften flächendifferenziert zu prognostizierende Cd-Gehalte in Nahrungspflanzen anhand von Messergebnis-

Tabelle 2.16:
 Berechnete Cd-Gehalte in Pflanzen bei Hintergrundbelastung der Böden
 (Transfer nach Knoche et al. 1999) im Vergleich mit Messwerten

Pflanzenart	Weizen	mäßig anreich- erndes Gemüse
Pflanzengehalt in Frischmasse ⁹ berechnet auf der Basis von Hintergrundwerten ¹⁰	0,031...0,089	0,0085...0,0361
Lebensmittel- monitoring 1997 (Messwerte-Median über 228 Proben) nach ZEBS (1997)	0,048	0,018
Literaturzusammen- stellung von Messwerten (Median) nach Sauerbeck und Styperek (1988), LUA NRW (1996)	0,08	0,04 ¹¹

⁹ berechnet nach Boden-Pflanze-Transfer-Funktion Knoche et al. (1999) bei
 TM-Gehalten im Weizen von 86 % und im Gemüse 25 %
¹⁰ berechnet als Gehalte im Ammoniumnitrat, abgeleitet aus Hintergrundwer-
 ten (Totalgehalte nach Utermann et al. 1999, Mediane bei unterschiedlichen
 Bodenausgangsgesteinen), Umrechnungen nach Utermann et al. (1999) und
 Liebe (1999) unter Berücksichtigung optimaler pH-Werte
¹¹ als "sonstige" angegeben

sen aus unterschiedlichen Regionen Deutschlands zu vali-
 dieren.

Aufgrund der genannten Unsicherheitsfaktoren soll in
 der vorliegenden Studie die flächenbezogene Berechnung
 von Schwermetallentzügen durch Biomasseernte nicht auf
 der Basis von Transferberechnungen erfolgen. Deshalb
 wird der Cd-Entzug durch Biomasseernte als Produkt aus
 Trockenmasseertrag und gemessenen Konzentrationen in
 den geernteten Pflanzenteilen berechnet (siehe Kap. 3.5).
 Dafür werden gleiche Gehalte für jede Fruchtart in ganz
 Deutschland unterstellt. Die Unterschiede zwischen den
 Fruchtarten sind teilweise erheblich, so dass das Anbau-
 verhältnis eine große Rolle für den Cd-Entzug spielt und
 eine Regionalisierung auf dieser Basis möglich wird. Der
 Nachteil dieser Methodik liegt darin, dass das unter-
 schiedliche Bindungsvermögen der Böden für Cd nicht
 abgebildet wird, was auch die Einschätzung des Anteils
 des Düngers an den Cd-Gehalten in den Nahrungspflan-
 zen erschwert. Auch ist nicht sicher, ob bei steigendem
 Ertrag ein "Verdünnungseffekt" auftritt, der zu einem
 nichtlinearen Verhältnis zwischen Ertrag und Schwerme-
 tallentzug führt.

Für die Berechnung von Szenarien (mittlere Belastung
 und "worst case") können die Regressionsgleichungen für
 den Boden-Pflanze-Transfer nach Knoche et al. (1999)
 jedoch genutzt werden.

2.4.4 Cd-Auswaschung

Zur Cd-Auswaschung gibt es bisher nur relativ wenige
 Messwerte. Sie kann für beliebige Standorte berechnet
 werden, indem der jeweilige Massenstrom des Wassers
 [$l \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$] mit einem Wert für die Cd-Konzentration mul-
 tipliziert wird.

$$f_{Cd, leach} = f_{H_2O, leach} \cdot [Cd_{ss}]$$

wobei:

$$f_{Cd, leach} \quad \text{Cd-Austrag mit dem Wasserabfluss}$$

$$f_{H_2O, leach} \quad \text{Wasserabfluss (leaching flux)}$$

$$[Cd_{ss}] \quad \text{Cd-Konzentration in der Bodenlösung}$$

Obwohl dieser Prozess hier als Senkenprozess der
 Belastung bilanziert wird, ist diese Betrachtung im öko-
 systemaren Zusammenhang gesehen irreführend, da die
 ausgewaschenen Cd-Mengen in angrenzende Umwelt-
 kompartimente gelangen und dort möglicherweise schäd-
 liche Wirkungen verursachen können. Eine Betrachtung,
 inwieweit die zu prognostizierenden Konzentrationen
 (Predicted Environmental Concentration PEC) im Boden-
 wasser zu Schädigungen der Bodenbiozöten führen
 können, erfolgt im Kap. 2.5. Mögliche Auswirkungen auf
 die Konzentrationen im Grundwasser werden in dieser
 Studie nicht bewertet.

2.4.4.1 Sickerwasserrate

Auf ebenen Standorten ist der Gesamtabfluss weitge-
 hend identisch mit der Sickerwasserrate bzw. mit der
 Grundwasserneubildungsrate. Bei stärker geneigten Flä-
 chen kommt in Abhängigkeit von der Aufnahmefähigkeit
 des Bodens für Niederschlagswasser eine mehr oder weni-
 ger hohe Rate des oberirdischen Abflusses (auch: Direkt-
 abfluss) in Betracht. Die Nutzung spielt dabei eine Schlüs-
 selrolle. So wird z. B. auf Grünland der Oberflächenab-
 fluss durch die ganzjährige Grasvegetation eingeschränkt.
 Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass andere
 Unsicherheiten (Ausgangsdaten, Pedotransferfunktionen)
 größer sind als der Fehler, der durch eine Vernachlässi-
 gung des Anteils des Oberflächenabflusses am Gesamtab-
 fluss entsteht. Bei der weiteren Betrachtung innerhalb der
 vorliegenden Studie wird deshalb unterstellt, dass
 Gesamtabfluss und Sickerwasserrate identisch sind.

Den Anforderungen für die deutschlandweite Ein- und
 Austragsbilanzierung von Cd in Landwirtschaftsflächen
 wird gegenwärtig eine Abflusskarte am besten gerecht, die
 von Bach et al. (2000) entwickelt wurde. Diese Abfluss-
 karte wurde z. B. auch für die Berechnung des Eintrages
 von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser mit dem
 Sickerwasserstrom angewandt (Bach et al. 2000). Der
 Berechnung des Gesamtabflusses liegt die Methodik von
 Renger et al. (1990) zugrunde. Diese beruht auf der ver-

einfachen Wasserhaushaltsgleichung auf der Basis langjähriger Mittel (1961 - 1990) meteorologischer Angaben:

$$A_{\text{ges}} = N_j - V$$

wobei:

A_{ges}	Mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe
N_j	Mittlerer Jahresniederschlag
V	Mittlere jährliche Verdunstung

Vom Deutschen Wetterdienst in Offenbach (DWD), Abteilung Klima und Umwelt, wurde dafür die Raster-Datenbank der mittleren monatlichen Niederschläge für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1961-1990 in der Auflösung $1 \cdot 1 \text{ km}^2$ zur Verfügung gestellt, aus der die mittleren Gesamt-Jahresniederschläge aggregiert wurden. Die Verdunstungshöhe wird mit nutzungsabhängigen Regressionsgleichungen unter Berücksichtigung der Verteilung der Niederschläge auf das Sommer- und Winterhalbjahr, des pflanzenverfügbaren Bodenwassers, der potenziellen Evapotranspiration nach Wendland und Kunkel (1998) und eines Korrekturfaktors für Hangneigung und Exposition berechnet.

2.4.4.2 Hintergrundkonzentrationen von Cd in der Bodenlösung

Die Verlagerung von Cd aus der durchwurzelbaren Schicht des Bodens (Auswaschung) erfolgt in gelöster Form mit dem Sickerwasser. Vereinfachend soll davon ausgegangen werden, dass die Cd-Konzentration des Sickerwassers mit der Konzentration in der Bodenlösung in den oberen Bodenschichten identisch ist. Tatsächlich können in Abhängigkeit vom Cd-Gehalt in den einzelnen Bodenschichten und den jeweiligen Adsorptionsbedingungen unterschiedliche Konzentrationen im Bodenwasser auftreten. Bodenlösungskonzentrationen sind nur mit einem hohen Aufwand direkt zu messen, weshalb Daten nur aus Einzeluntersuchungen vorliegen, die nicht repräsentativ für Deutschland sind. Als geeignete Methode wird neben dem Säulenversuch die Messung in Bodensättigungsextrakten (z. B. nach Schlichting et al. (1994) bzw. DIN Vornorm 19735) angesehen. Der Bodensättigungsextrakt gibt die Gesamt-Konzentration von Cd in der Bodenlösung an, die auch für die Ermittlung von Auswaschungsraten relevant ist (der wasserlösliche Anteil kann aufgrund der Bildung löslicher organischer Komplexe niedriger sein).

In Bielert et al. (1999) werden Schwermetallkonzentrationen (inklusive Cd) von 340 Sickerwasserproben aus 16 Böden ausgewertet (Tabelle 2.17). Aufgrund dieser hohen Stichprobenanzahl können nach Angaben der Autoren die Mediane der Schwermetallkonzentrationen als Hintergrundwerte für die Bodenlösung unter Acker interpretiert werden. Einschränkend ist hierzu zu bemerken, dass die

untersuchten Böden zu einem erheblichen Anteil pH-Werte im Neutralbereich und darüber aufwiesen und folglich die schwach sauren Böden unterrepräsentiert waren. Für die Cd-Konzentrationen ergeben sich daraus tendenziell eher etwas zu niedrige Hintergrundwerte, was bei deren Verwendung in einer Stoffbilanz zu einer Unterschätzung des Auswaschung und damit einer Überschätzung der Akkumulation führen kann.

Alternativ könnten Sickerwasserkonzentrationen entsprechend Kapitel 2.3.1 aus Hintergrundgehalten des Bodens berechnet werden. Das hat den Vorteil, dass eine regionale Differenzierung der Hintergrundgehalte in der Bodenlösung in die Prognose der Cd-Akkumulation einbezogen werden könnte. Dazu sind mehrfache Umrechnungen (Totalgehalte \rightarrow königswasserextrahierbare Gehalte \rightarrow ammoniumnitratlösliche Gehalte \rightarrow Konzentrationen im Bodensättigungsextrakt) erforderlich, wobei der pH-Wert als Löslichkeitsbestimmende Bodeneigenschaft berücksichtigt wird. Mit einer solchen Kombination mehrerer Transferfunktionen sind jedoch für die hinsichtlich der daraus resultierenden regionalen Differenzierung hohe Unsicherheiten verbunden. Deshalb erfolgen in dieser Studie die flächenbezogenen Berechnungen der Auswaschungsraten nicht auf dieser Basis. Es wird vielmehr davon ausgegangen, dass unter Acker einheitlich Konzentrationen in Höhe der in Tabelle 2.17 angegebenen Hintergrundkonzentration (Median) vorliegen.

Tabelle 2.17:

Statistische Kennzahlen für gemessene Cd-Konzentrationen und pH-Werte in Sickerwasserproben nach Bielert et al. (1999)

N = 340	Cd [$\mu\text{g l}^{-1}$]	pH
Median	0,14	7,3
Mittelwert	0,29	6,7
Standardabweichung	0,68	0,6
Min	< 0,01	5,1
95 %-Perzentil	0,96	8
Max	11	8,9

2.5 Ökotoxikologische Bewertung von Cd-Gehalten in Böden

Cd gehört zu den toxikologisch gut untersuchten Schwermetallen. Toxische Wirkungen treten oberhalb bestimmter Schwellenkonzentrationen auf. Physiologische Funktionen sind für Cd nicht bekannt. Es zählt nicht zu den essentiellen Spurenelementen. Umweltbelastungen durch Cd können insbesondere entstehen, wenn es durch anthropogene Belastungen zusätzlich in die Umwelt eingetragen wird, da aus solchen Einträgen stammende Cd-Vorräte höhere Löslichkeiten aufweisen als geogene Grundgehalte. Die Gefährlichkeit steigt mit der durch Lebewesen aufgenommenen Menge, der Komplexität und der Lebenserwartung des Organismus. Das beruht auf der

fehlenden Abbaubarkeit und der Bioakkumulation in Organismen.

Die Bioverfügbarkeit von Cd im Boden ist im Vergleich zu anderen Schwermetallen hoch, da es aufgrund seiner Ähnlichkeit mit dem essentiellen Ca-Ion und dem Zn-Ion schnell aufgenommen wird. Entscheidend für die Verfügbarkeit ist jedoch der pH-Wert des umgebenden Mediums (Boden, Bodenlösung).

Im Zusammenhang mit der Ableitung bodenbiologischer Orientierungswerte für verschiedene Schadstoffe sind ökotoxikologische Studien mit Böden durchgeführt worden, deren abgestufte Belastung durch Beimischung unterschiedlicher Anteile von kontaminierten Böden (Altlasten) erzielt wurde (Dreher et al. 2000). Bei dieser Herangehensweise kann davon ausgegangen werden, dass durch die Art und Dauer der Verunreinigung mit einer relativ geringen Löslichkeit des Cd im Vergleich zu den sonst üblichen Laborversuchen zu rechnen ist. Damit werden die in der Praxis bei der Untersuchung von Altlasten und Verdachtsflächen anzutreffenden Bedingungen wesentlich besser widerspiegelt. Die Untersuchungen zielten jedoch auf Werte ab, die die Gefahrenschwelle für eine nachhaltige Schädigung des Bodenlebens (im Sinne des Begriffes der schädlichen Bodenveränderung nach BBodSchG) zu bestimmen (BBodSchG 1998). Die dabei abgebildeten Wirkungsschwellen können aus ökotoxikologischer Sicht als fachliche Grundlage für die Ableitung von Prüfwerten verwendet werden. Dieses Schutzniveau reicht nicht aus, um Empfehlungen hinsichtlich der Begrenzung großflächig stattfindender Schadstoffeinträge zu begründen. In der Konsequenz würde das für die Cd-Einträge bedeuten, dass Werte bis unmittelbar unterhalb dieser Gefahrenschwelle hinnehmbar wären.

Tabelle 2.18:
 Wirkungsschwellen für verschiedene Rezeptoren (Bachmann et al. 1997)

Rezeptor	jeweils niedrigste Wirkungsdaten [mg kg ⁻¹]	Wirkung
Mikrobiologische Prozesse	<1	Bodenatmung (Lowest Observed Effect Concentration - LOEC) nach Doelman und Haanstra (1986), allerdings aufgrund höherer Gaben extrapoliertes EC10
Invertebraten	<10	Verminderte Reproduktion von <i>Eisenia andrei</i> , LOEC nach Van Gestel et al. 1992 und Van Straalen 1993, 10 mg kg ⁻¹ war die niedrigste applizierte Konzentration, NOEC liegt wahrscheinlich niedriger
Pflanzenwachstum	0,35	Wachstumsdepressionen, Null-Effect-Konzentration (No Observed Effect Concentration - NOEC) nach Adema und Henzen (1989), korrespondierend zu einer Effekt-Konzentration EC50 von 1,8 mg kg ⁻¹
Pflanzenqualität	0,3	Überschreitung des Grenzwertes der Futtermittel-Verordnung (0,55 mg (kg·TM) ⁻¹ in der Krautschicht saurer Waldböden, Hornburg 1991)

Tatsächlich ist für eine Bewertung von Cd-Einträgen mit Düngemitteln in die landwirtschaftlichen Nutzflächen ein strengeres Schutzniveau zugrunde zu legen, das eine langfristige Vorsorge gegenüber dem Entstehen schädlicher Bodenveränderungen garantiert. Deswegen werden für die Bewertung ökotoxikologischer Risiken in dieser Studie nur Werte herangezogen, deren Schutzniveau dem der Vorsorgewerte des BBodSchG 1998 entspricht.

Im Rahmen ökotoxikologischer Betrachtungen von Schadstoffen in Böden sind deren Auswirkungen auf die Lebensraumfunktion des Bodens, das heißt seiner Eignung als Lebensgrundlage und Biotop für Mikroorganismen und die Bodenfauna sowie als Standort für das Pflanzenwachstum, einzuschätzen. Als Kriterien für einen vorsorgenden Schutz der Lebensraumfunktion, welche gleichzeitig auch die Voraussetzung für das Vermögen des Bodens zur Stoffumwandlung und Schadstoffabbau sowie zur Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln in guter Qualität ist, sind die Vorsorgewerte der BBodSchV (BBodSchV 1999) geeignet. Diese beruhen auf ökotoxikologischen Untersuchungen mit Bezug auf mehrere Rezeptorklassen, die eine unterschiedliche Stellung in Nahrungsketten einnehmen (relevante trophische Stufen). In Bachmann (1997) werden diese Wirkdaten als Gesamtgehalte (mg kg⁻¹ Cd) beschrieben, ohne im Einzelfall genaue Angaben zur Art der Extraktion zu liefern. Für die Ableitung der Vorsorgewerte wurden jeweils die empfindlichsten Wirkungsschwellen herangezogen (Tabelle 2.18).

Liegen diese Wirkungen jedoch unterhalb von Hintergrundgehalten, werden in der BBodSchV (1999) die 90 % -Perzentile der Hintergrundgehalte als Vorsorgewert festgelegt. Die Vorsorgewerte beziehen sich auf den Königs-

wasserextrakt und werden für drei Bodenarten bezogen auf die Trockenmasse angegeben. Für Cd haben sie folgende Werte:

- Sandböden: 0,4 mg kg⁻¹
- Lehm Böden: 1,0 mg kg⁻¹
- Tonböden: 1,5 mg kg⁻¹

Die Zuordnung der Böden zu diesen drei Klassen erfolgt entsprechend der Kartieranleitung (AG Boden 1996), wobei der Säurestatus (pH-Wert) zu beachten ist (siehe BBodSchV 1999). Erhöhte geogene Gehalte sind gesondert zu bewerten.

Neben den Vorsorgewerten der BBodSchV werden als nicht gesetzliche Werte ökotoxikologisch begründete Bodenqualitätskriterien abgeleitet. Diese Werte verstehen sich als Zielvorgaben in Analogie zur Anfang der 90er Jahre erfolgten Ableitung von Zielwerten für Oberflächengewässer (für Schwermetalle: Schudoma et al. 1994). Anliegen war es, die grundlegenden Prinzipien des Konzeptes zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften zu übernehmen und eine Konsistenz mit der Risikoabschätzung nach der europäischen Chemikaliengesetzgebung und mit anderen internationalen Konzepten für ökotoxikologisch begründete Bodenwerte zu erreichen (Throl 2000b).

Erste Konzepte für ökotoxikologisch begründete Bodenqualitätskriterien wurden erst kürzlich von Hammel und Herrchen (1999), Throl (2000a,b) vorgelegt. Das Ziel dieser Werte ist es, die Bewertung der Wirkung von Schadstoffkonzentrationen auf terrestrische Lebensgemeinschaften (relevante trophische Stufen von der Mikroflora und -fauna über das Pflanzenwachstum bis hin zum Vogel/Kleinsäuger) unter Freilandbedingungen zu ermöglichen. Derzeit reicht die Datengrundlage aber nur für die Einbeziehung der Rezeptorenklassen mikrobiologische Prozesse, Pflanzen (phytotoxische Wirkungen) und Invertebraten.

An der Einbeziehung der oberen trophischen Stufen der Nahrungsketten wird noch gearbeitet.

In die Auswertungen fließen nur Untersuchungsergebnisse ein, die in standardisierten Tests (wie sie z. B. für die Prüfung von Chemikalien oder Pflanzenschutzmitteln angewendet werden) gewonnen wurden. Es werden nur No Observed Effect Concentration (NOEC)-Daten berücksichtigt. Das Konzept sieht vor, dass die Wirkungen separat für jede Rezeptorenklasse betrachtet werden. Aus der niedrigsten NOEC für jede Rezeptorklasse wird unter Anwendung eines Sicherheitsfaktors ein Referenzwert abgeleitet. Dieser Faktor soll Unsicherheiten berücksichtigen, die z. B. durch die Extrapolation von Labordaten ins Freiland, von wenigen untersuchten Arten auf viele Arten, von wenigen Lebensstadien auf den gesamten Lebenszyklus, von individuellen Wirkungen auf Wirkungen auf das Populationsniveau, sowie von einem Ökosys-

tem auf andere Ökosysteme und durch die Extrapolationen in zeitlicher und räumlicher Dimension entstehen (Leeuwen et al. 1996). Der Sicherheitsfaktor ist in seiner Höhe von der Qualität und Quantität der Ausgangsdaten abhängig. Für Cd hat er bei Throl (2000) den Wert von zehn. Die Referenzwerte betragen für

- mikrobiologische Prozesse: 0,30 mg kg⁻¹ (n = 52)
- Pflanzen: 0,16 mg kg⁻¹ (n = 35)
- Invertebraten: 0,19 mg kg⁻¹ (n = 30)

Der niedrigste Referenzwert für jeden Wirkungspfad (Rezeptorklasse) wird mit Hintergrundgehalten verglichen (für essentielle Elemente, zu denen Cd nicht gehört, werden auch Mindestgehalte im Boden berücksichtigt). Da im Rahmen einer statistischen Analyse keine Korrelationen zwischen NOECs und ausgewählten Löslichkeitsbestimmenden Bodeneigenschaften gefunden werden konnten, wurde ein besonders empfindlicher Boden (Sandboden) bei der endgültigen Festlegung des Bodenqualitätskriteriums für Cd berücksichtigt. Der ökotoxikologisch begründete Bodenwert für Cd wurde in Höhe des Hintergrundgehaltes (90 %-Perzentil) von Sandböden auf 0,4 mg kg⁻¹ Cd festgelegt.

Sowohl die Vorsorgewerte für Cd als auch der bodenbiologisch begründete Qualitätswerte werden als Gesamtgehalte (bzw. königswasserextrahierbare Gehalte) des Bodens angegeben.

Wie schon bei der Betrachtung des Boden-Pflanze-Pfades (aus der Sicht der Pflanzenqualität; Kapitel 2.4.3) stellt sich natürlich auch hinsichtlich der ökotoxikologischen Wirkungen die Frage der Bioverfügbarkeit. In der Fachwelt wird bei der Bewertung von Schwermetallkonzentrationen in Böden davon ausgegangen, dass bei Wirkungen auf das Bodenleben, einschließlich des Pflanzenwachstums, die wasserlöslichen Konzentrationen die entscheidende Rolle spielen (Gregor et al. 1998, Gregor et al. 1999, Curlik et al. 2000). Diese sogenannte Bodenwasserhypothese ist jedoch nur teilweise experimentell verifiziert (Crommentuijn et al. 1997, Smit et al. 2000, Knoche et al. 1999). Bisher gibt es nur wenige Testergebnisse, die Informationen über Wirkungen auf dem Expositionspfad Bodenwasser enthalten. Diese können derzeit nur eine Zusatzinformation zur Exposition über den Gesamtgehalt von Kontaminanten im Boden bilden (Hammel und Herrchen 1999).

Mit der Frage, wie kritische Konzentrationen von Schwermetallen, darunter Cd, in der Bodenlösung abgeleitet werden können, befasste sich auch das erste Treffen einer Ad-hoc-Expertengruppe für wirkungsbezogene Critical Limits für Schwermetalle (Oktober 2000 in Bratislava, Slowakei), die im Rahmen der Bemühungen der UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) gegründet wurde, um die Erarbeitung eines wirkungsbezogenen Ansatzes für Schwermetalle

voranzubringen. Übereinstimmend herrschte die Meinung, dass für einen wirkungsbezogenen Ansatz die Verwendung kritischer Konzentrationen, ausgedrückt als Gesamtkonzentrationen in der Bodenlösung oder als freie Ionenaktivitäten in der Bodenlösung, angestrebt werden sollte. Dabei wurde festgestellt, dass derzeit in den einzelnen Teilnehmerländern aus der Sicht der Ökotoxikologie kritische Konzentrationen für Cd (und andere Schwermetalle) meist nur als Gesamtgehalte, teilweise aber auch als potenziell verfügbare Gehalte vorliegen. Von Deutschland wurden Werte bezogen auf die Bodenlösung vorgeschlagen, die auf der Basis der vorhandenen aus ökotoxikologischer Sicht geeigneten Kriterien für Gesamtgehalte (Vorsorgewerte bzw. bodenbiologisch begründete Qualitätskriterien) mit Hilfe der unter Kap. 2.3 genannten Transferfunktionen abgeleitet wurden. Die Anwendung dieser Methode hat zur Folge, dass bei gleichem Gesamtgehalt um so höhere kritische Konzentrationen in der Bodenlösung berechnet werden, je empfindlicher die Bedingungen im Boden sind. Niedrige pH-Werte führen also zu hohen kritischen Konzentrationen. Da aber, wie bereits beschrieben, kein enger statistischer Zusammenhang zwischen den NOEC-Werten und den Bodeneigenschaften bei den ausgewerteten Studien bestand, muss davon ausgegangen werden, dass bei einer für den Gesamtgehalt festgestellten kritischen Konzentration (Wirkungsschwelle) im Boden auch schon bei zugeordneten relativ niedrigen Lösungskonzentrationen (z. B. bei pH-Werten im Neutralbereich) Wirkungen eintreten können. Deshalb wurde die Lösungskonzentration des Cd als Critical Limit für die Bodenlösung vorgeschlagen, die sich bei einem Gesamtgehalt von 0,4 mg kg⁻¹ Cd und einem pH-Wert von 7 ergibt. Diese Lösungskonzentration schwankt in Abhängigkeit von den zugrunde gelegten Transferfunktionen zwischen 0,4 und 0,5 µg l⁻¹.

Eine Empfehlung des Expertentreffens in Bratislava lautete, Critical Limits allein basierend auf Wirkdaten, d.h. ohne Berücksichtigung von Sicherheitsfaktoren und anderen Anpassungen, abzuleiten. Für Cd beträgt der niedrigste bisher ermittelte NOEC, bezogen auf den Gesamtgehalt, 1,57 mg (kg·TM)⁻¹ Cd (Burton et al. In: Curlik et al. 2000). Dieser bezieht sich auf Wachstumsdepressionen bei der Sitkafichte (*Picea sitchensis*) und ist daher für landwirtschaftliche Nutzflächen wenig relevant. Da für die Mehrzahl der Pflanzenarten ein Schwellenwert für Wirkungen nicht bekannt ist, muss dieser niedrige Wirkungsschwellenwert als Hinweis gewertet werden, dass bei empfindlichen Pflanzenarten bereits bei solch niedrigen Konzentrationen Wirkungen auftreten können. Die niedrigsten ermittelten NOEC-Werte für landwirtschaftlich relevante Pflanzen liegen bei 3 mg kg⁻¹ Cd für Blattsalat (*Lactuca sativa*).

In dieser Höhe liegt auch der niedrigste NOEC für mikrobielle Prozesse im Boden (Hemmung der substratinduzierten Respiration nach Beck (1981). Der niedrigste NOEC-Wert für Invertebraten (Wirkung auf Reproduktion von *Aporrectodea caliginosa*) liegt bei 1,88 mg kg⁻¹ Cd (Khalil et al. 1996). Berechnet man mit den Transferfunktionen nach Prinz und Bachmann (1999), Liebe (1999) sowie DIN Vornorm 19735 anhand der NOECs und der pH-Werte in den jeweiligen Studien Null-Effekt-Konzentrationen für die Bodensättigungsextrakte und wählt aus allen so berechneten Konzentrationen die niedrigsten aus, ergeben sich Werte um 1 µg l⁻¹ Cd als kritische Konzentrationen der Bodenlösung. Im Hinblick auf die Wirkungen beziehen sich diese auf die substratinduzierte Respiration sowie die Nitrifikation nach Beck (1981) und dem NOEC für die Wachstumshemmung bei *Lactuca sativa* nach Adema et al. (1989) wie auch auf die Reproduktion von *Aporrectodea caliginosa*.

Tabelle 2.19:

Schwellenwerte für Cd-Wirkungen auf Pflanzen nach Angaben verschiedener Autoren (aus Liebe 1999)

Pflanzenart	Test -Medium	NOEC ¹² KW ¹³ [mg kg ⁻¹]	pH	NOEC AN ¹⁴ [mg kg ⁻¹]	NOEC BSE ¹⁵ [µg l ⁻¹]
Grüner Salat	Sand	3,2	7.5	0,009	1,15
Weizen	Schluff/Lehm	3,5	6.9	0,019	1,89
Hafer	Lehm	6,25	5.4	0,168	8,17
	Sand	6,25	5.0	0,257	10,94
Kohl, Möhre, Erbse	Schluffiger Lehm	40	k.A.	1,331	k.A.
Raps	Schluff/Lehm	50	k.A.	0,238	k.A.

¹² No observed effect concentration
¹³ Königswasserextrakt
¹⁴ Ammoniumnitratextrakt
¹⁵ Bodensättigungsextrakt

Weitere Wirkungsschwellenwerte für nahrungsrelevante landwirtschaftliche Kulturpflanzen aus den o.g. Studien, die im Zusammenhang mit vorliegendem Projekt von besonderem Interesse sind, zeigt die Tabelle 2.19 (Liebe 1999).

Zur Beurteilung aktueller und zukünftiger Belastungen landwirtschaftlicher Böden mit Cd in Bezug auf ökotoxikologische Wirkungen ist der Vergleich aktueller sowie prognostizierter Gehalte bzw. Konzentrationen (Predicted Environmental Concentration PEC) mit den o.g. Wirkungsschwellenwerten (Predicted No Effect Concentration PNEC) notwendig. Auskunft über heutige und zukünftige Gehalte und Konzentrationen von Cd im Boden bzw. in der Bodenlösung gibt das in Kapitel 3 beschriebene Akkumulationsmodell. Als PNEC sollen die in diesem Kapitel beschriebenen Werte, d. h. Vorsorgewerte und berechnete kritische Konzentrationen der Bodenlösung betrachtet werden. Der Vergleich der Kennzahlen erfolgt im Kap. 6.

2.6 Gesundheitsrisiken durch die Aufnahme von Cd

2.6.1 Humantoxikologische Aspekte von Cd

2.6.1.1 Cd-Expositionspfade und -Aufnahme

Für den Menschen gibt es verschiedene direkte und indirekte Aufnahmepfade für Cd. Als Hauptquellen sind die Nahrung und das Trinkwasser (über den Magen-Darm-Trakt) sowie der Zigarettenrauch und die Inhalation von Luftpartikeln (über die Atemwege) zu nennen. Die dermale Aufnahme ist vernachlässigbar gering.

Die bedeutendste Quelle der Cd-Belastung der Allgemeinbevölkerung (Nichtraucher) ist die Nahrung. Deren Cd-Gehalt hängt von Faktoren wie Nahrungsmittelart (Gemüse, Getreide), Bodenart und Wachstumsbedingungen ab. Pflanzliche Nahrungsmittel spielen die Hauptrolle beim Transfer von Cd zum Menschen. Weiterhin ist Cd auch akkumuliert in einigen tierischen Lebensmitteln wie Schellfisch, Nieren, Leber und Muscheln. Auch Wurzelgemüse haben häufig relativ hohe Cd-Gehalte. Hauptnahrungsmittel wie Getreide und Kartoffeln enthalten im Vergleich dazu relativ wenig Cd. Jedoch werden sie in großen Mengen und regelmäßig konsumiert und leisten damit einen wichtigen Beitrag zur Gesamtbelastung des Menschen. Daten aus den USA (EPA 1999) geben die Verhältnisse der Aufnahme einzelner Nahrungsmittel zur Gesamtnahrungsaufnahme wieder mit 36 % Getreideprodukten, 24 % Kartoffeln und 10 % Molkereiprodukten.

Die Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Bundestages nennt für die Bundesrepublik typische Cd-Aufnahmeraten über die Nahrung im Bereich von 7 - 30 $\mu\text{g d}^{-1}$ (Bätcher und Böhm 1995). Ewers (1990) gibt in seiner Arbeit eine Spanne von 30 - 35 $\mu\text{g d}^{-1}$ Cd und die WHO (1992) von 10 - 40 $\mu\text{g d}^{-1}$ Cd

an. Järup und Bone (1998) ermittelten, dass die tägliche Aufnahme von Cd über die Nahrung um 15 $\mu\text{g d}^{-1}$ schwankt.

Die orale Aufnahme von stark Cd-haltigen Staub- und Bodenpartikeln kann ebenfalls eine zusätzliche Belastung darstellen. Die direkte Aufnahme des Boden-Cd in den menschlichen Organismus ist jedoch für die "Normalbevölkerung" nur bei spielenden Kindern von Bedeutung. Über die Menge des direkt oral aufgenommenen Bodens gibt es verschiedene Abschätzungen. In einem Bericht "Standards zur Expositionsabschätzung" des Ausschusses für Umwelthygiene werden Werte der WHO zitiert, wonach bis 10-jährige Kinder 20 mg Boden d^{-1} , im ungünstigsten Fall auch 100 mg d^{-1} aufnehmen. Bezogen auf 240 Spieletage im Freien pro Jahr und 10 kg Körpergewicht (KG) resultiert daraus eine Aufnahme von etwa 33 mg $(\text{kg KG})^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ Boden. Geht man von einer Cd-Bodenkonzentration von 10 mg $(\text{kg TM})^{-1}$ (Prüfwert) aus, so resultiert daraus eine tägliche Cd-Aufnahme von 330 ng $(\text{kg KG})^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$.

Die tägliche Belastung für Tabakraucher liegt erheblich höher. Bezogen auf die resorbierte Menge ist die mit dem Tabakrauch aufgenommene Cd-Menge in der gleichen Größenordnung wie die nahrungsbedingte Cd-Aufnahme. Die Aufnahme aus der "normalen" Luft (für Nichtraucher und in Räumen, die nicht von Rauchern belastet sind sowie bei keiner besonderen beruflichen Exposition) ist vernachlässigbar gering. Rauchen bewirkt einen Großteil der Cd-Exposition. So bewirkt schon die Inhalation des Rauchs von 20 Zigaretten eine Cd-Belastung von 3 $\mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$. Auch Passivraucher werden exponiert. Raucher haben im Vergleich zu Nichtrauchern beträchtlich höhere Cd-Gehalte in den Körperflüssigkeiten und in der Nierenrinde. Während der Schwangerschaft ist Verzicht auf das Rauchen besonders wichtig, da 25 % des resorbierten Cd auf den Fötus übertragen werden kann. Weiterhin sind Personen als besonders exponiert zu bezeichnen, die über viele Jahre hinweg regelmäßig Lebensmittel mit erhöhtem Cd-Gehalt verzehrt haben und Personen, die unter chronischem Ca-, Fe- und/oder Proteinmangel leiden.

Nach der Resorption wird Cd im Blut vor allem an das Eiweiß Albumin gebunden und in die Leber und Nieren transportiert. Dort stimuliert es die Synthese eines metallbindenden Proteins (Metallothionein). Der Cd-Metallothioneinkomplex, Molekulargewicht ca. 6000 bis 7000, diffundiert in die Niere aus dem Serum durch die globuläre Membran in die Tubularflüssigkeit und wird an den proximalen Nierentubuli (Nierenrinde) teilweise resorbiert. Da die biologische Halbwertszeit in Nieren und Leber größer als 10 Jahre ist, wird in diesen Organen ein Konzentrationsanstieg mit dem Lebensalter beobachtet (Friberg et al. 1979). Nach der Aufnahme in die Tubuluszellen wird Cd aus der Cd-Metallothionein-Verbindung abgespalten. Diese ungebundene Cd-Form soll die toxische Komponente darstellen, die bei Überschreiten einer

Grenzkonzentration ($> 200 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cd}$) Nierenschäden hervorruft (Otto 2000). Ähnliche Bindungsproteine kommen in Makrophagen und Fibroblasten in der Lunge vor. Im Blut befindliches Cd ist vorwiegend an Erythrozyten gebunden.

Aufgrund der relativ langen biologischen Halbwertszeit von Cd steigt die im Körper gespeicherte Cd-Menge mit zunehmendem Lebensalter an. Damit sind v. a. ältere Menschen durch Cd gefährdet, da bei ihnen das Cd-Depot der Nebennierenrinde bereits kritische Werte erreicht haben kann. Entgegen früheren Untersuchungen, wonach Cd die Plazentaschranke nicht durchdringen kann (Henke et al. 1970), ist in neueren Ergebnissen festgestellt worden, dass die Blut-Hirn- und die Plazenta-Schranke überschritten werden, wobei der Cd-Gehalt im Fötus niedriger ist als bei der Mutter.

Die Resorption von Cd unterscheidet sich zunächst in Abhängigkeit vom Belastungspfad. Die Resorptionsraten für Cd betragen bei atmo gener Aufnahme als Aerosole 30 - 50 % bzw. inhalativ 20 - 30 %. Bei oraler Aufnahme beträgt die Resorptionsrate je nach Nahrungszusammensetzung bis zu 5 %. Da die intestinale Resorption selbst gering ist, werden daher ca. 95 % mit den Fäzes wieder ausgeschieden. Menschen mit einem niedrigen Eisenspiegel haben eine erhöhte orale Resorptionsrate von bis zu 20 % (WHO 1987). Oral zugeführtes Cd wird zu 4 - 7 % resorbiert, wobei bei gleichzeitigem Mangel an essentiellen Spurenelementen und auch bei Vitaminmangel die Resorption bis auf 15 % ansteigen kann. Die aus Resorption und Desorption zusammengesetzte "effektive Resorption" liegt zwischen 16 - 30 % (Wichmann et al. 1993) bzw. 25 % (WHO 1987). Neben der pfadspezifisch unterschiedlichen Resorption des Cd treten unterschiedliche Resorptionsraten und unterschiedliche Empfindlichkeiten in Bezug auf die toxische Wirkung in Abhängigkeit von der Konstitution des menschlichen Organismus auf, die beachtet werden müssen. Insgesamt ergeben sich daraus folgende Risikogruppen (nach Kalberlah 1999):

1. Kinder, wegen der längeren biologischen Halbwertszeit des Cd im Körper.
2. Frauen, wegen der höheren Cd-Empfindlichkeit im Hinblick auf die renale Toxizität.
3. Personen mit Eisenmangel, wegen der vermuteten erhöhten Resorption von Cd.
4. Personen mit Protein- und Calciummangel.
5. Raucher, wegen der höheren Cd-Belastung durch den Tabak und der höheren Resorption aus dem Rauch.
6. Diabetiker, wegen einer möglichen Verstärkung der Cd-Nephrotoxizität.
7. ältere Personen, aufgrund der Akkumulation von Cd in Niere und Leber.

2.6.1.2 Akute Toxizität

Für den Menschen können im Falle inhalativer Aufnahme Cd-Konzentrationen von $40\text{-}50 \text{ mg m}^{-3}$ Luft bei Exposition über eine Stunde bzw. 9 mg m^{-3} über 5 Stunden tödlich wirken (ACGIH 1986). Als niedrigste Effektkonzentration können $0,5 \text{ mg m}^{-3}$ angesehen werden. Verdachtsmomente auf leichtes Metallrauchfieber und Anzeichen von akuter Gastroenteritis bestehen bereits bei Einwirkung von $10\text{-}15 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$ (9h) (ACGIH 1986), doch wurden Effekte hier bisher nur bei Mischexposition dokumentiert. Nach anderen Angaben können bei inhalativer Aufnahme von Cd-Verbindungen (z. B. Inhalation von Cd-Oxid-Rauch) etwa oberhalb von 1 mg m^{-3} erste Krankheitssymptome wie Reizungen der Atemwege, Schwindelgefühle, Husten, Kopfschmerz und Fieber auftreten. Nach einer 24stündigen Latenzzeit könne sich ein toxisches Lungenödem und akute Pneumonitis entwickeln. Nach oraler Aufnahme werden Übelkeit, Erbrechen und schwere Diarrhöen, auch Krämpfe und in schweren Fällen Ausfall der Leber- und Nierenfunktion (Ludewig und Lohs 1991) beobachtet. Nach oraler Zufuhr einer Einzeldosis von 30-40 mg, entsprechend $0,4 \text{ mg (kg Körpergewicht)}^{-1}$ wurden beim Menschen schwere Vergiftungen und Nierenschäden beobachtet (Zartner-Nyilas et al. 1983).

Cd stört den Ca-, P- und Vitamin-D₃-Stoffwechsel. Erstmals wurde dies 1946 in Japan bekannt (Itai-Itai-Krankheit). Vorwiegend Frauen wurden durch den Genuss Cd-kontaminierter Nahrungsmittel vergiftet. In den Gebieten, in denen die Itai-Itai-Krankheit auftrat, wurde in Reisböden bis zu 53 mg kg^{-1} Cd gefunden (Scheffer et al. 1998). Es wurden schwere Osteomalazien, Osteoporosen und Eisenmangelanämien beobachtet. Die Vergifteten hatten größte Schmerzen und erlitten Skelettdeformationen und Schrumpfung der Körpergröße. Als Ursache für diese Störungen kann der Zusammenhang mit einem Eiweiß-Ca-Mangel in der Nahrung vermutet werden. Cd wird aufgrund des fast gleichen Ionenradius anstelle von Ca in körpereigene Substanzen eingebaut.

2.6.1.3 Chronische Toxizität

Die chronische Belastungen äußern sich durch die Bildung eines Cd-Saums an den Zahnhälsen (gelbe Ringe aus CdS), das Auftreten von Degenerationen an den Schleimhäuten von Nase, Rachen u. a. (sogenannter "Cd-Schnupfen"), die Zerstörung von Riechepithelien (Hyposmie, Anosmie) und durch obstruktive Atemwegserkrankungen und schwere Nierenschäden. Im Vordergrund der toxiologisch-medizinischen Aspekte stehen die nephrotoxischen Wirkungen von Cd. Diese können nach langjähriger chronischer Cd-Aufnahme (oral und/oder inhalativ) infolge der Cd-Anreicherung in der Niere, speziell der Nieren-

rinde, bei Überschreitung bestimmter kritischer Gewebekonzentrationen auftreten.

Eine in Belgien durchgeführte Studie (CADMIBEL-Studie; Lauwerys et al. 1991) wies ausgehend von Untersuchungen an mehr als 1000 Personen über einen Zeitraum von 10 Jahren einen Zusammenhang zwischen niedriger bis mittlerer Cd-Exposition und der Demineralisierung des Skeletts nach, die zu einer erhöhten Brüchigkeit der Knochen führt. Als Risikogruppen sind vor allem ältere Menschen, bei denen das Cd-Depot in der Nebennierenrinde infolge langjähriger erhöhter Cd-Aufnahme bereits kritische Werte erreicht hat, in Betracht zu ziehen.

2.6.1.4 Kanzerogenität

Mit großer Wahrscheinlichkeit verursacht Cd Leber-, Lungen- und Prostatakrebs. In ihrer Bewertung von Cd führt das Internationale Krebsforschungszentrum (IARC 1993) die Ergebnisse mehrerer Studien an, in denen sechs Testgruppen in Europa und USA und eine weitere in China, am Arbeitsplatz einer inhalativen Cd-Exposition ausgesetzt waren. Dabei erfolgte zumeist eine Exposition gegenüber Cd-Oxidstaub oder -Rauch, in einigen Betrieben auch gegenüber Cd-Sulfid und metallischem Cd. Eine Aussage zur Wirksamkeit unterschiedlicher Einzelspezies ist derzeit nicht möglich. In der Mehrzahl der Studien ergab sich ein erhöhtes Risiko für das Auftreten von Lungentumoren. Wegen möglicher Mischexposition mit anderen Atemwegskanzerogenen, vor allem Arsen, wurden die Befunde kontrovers diskutiert und in früheren Bewertungen nicht als eindeutig Cd-bedingt gewertet. Neuere Studien, die die Einflüsse von Arsen und Rauchverhalten berücksichtigen, bestätigen jedoch überwiegend das erhöhte Risiko für Lungenkrebs (Kalberlah 1999).

Im Tierversuch führten Inhalations- und Injektionsversuche zur Ausbildung von Karzinomen. IARC (1993) stufte deshalb Cd als krebserzeugend für den Menschen (Kategorie I) ein. In Form atembare Stäube/Aerosole gehört Cd in die Kategorie 2 der krebserzeugenden Arbeitsstoffe (Stoffe, die als krebserzeugend für den Menschen anzusehen sind, weil durch hinreichende Ergebnisse aus Langzeit-Tierversuchen oder Hinweise aus Tierversuchen und epidemiologischen Untersuchungen davon auszugehen ist, dass sie einen nennenswerten Beitrag zum Krebsrisiko leisten) (DFG 1997).

2.6.1.5 Kombinationswirkungen

Kombinationseffekte von Cd mit anderen Metallen können wesentlichen Einfluss auf die Toxizität haben. Auch ernährungsbedingte Einflüsse sind ein möglicherweise bereits im Niedrigdosisbereich wirksamer modifizierender Faktor in der Kombinationswirkung (Stoeppler und Piscator 1988) Die o.g. Itai-Itai Krankheit war unter anderem durch Osteomalazie gekennzeichnet und soll auf das

erhöhte Aufnahmevermögen von Cd induziert durch Ca-Mangel zurückgehen (Friberg et al. 1985). Weiterhin bestehen Wechselwirkungen zwischen dem Stoffwechsel von Zn und Cd, was durch gleiche Eigenschaften aufgrund der chemischen Verwandtschaft bedingt wird. Cd kann das essentielle Spurenelement Zn in verschiedenen Enzymen ersetzen (z. B. bei der Synthese und Funktion von Nukleinsäuren), wodurch deren Aktivität verändert wird (Waalkes und Rehm 1992). Zinkoxid in 10fach höherer Konzentration verringert deutlich die im Tierversuch bei inhalativer Exposition gegenüber Cd beobachtete Wirkung (Oldiges et al. 1989).

2.6.2 Empfehlungen und Richtwerte zum Schutz des Menschen

Die FAO/WHO setzte für Cd einen vorläufigen tolerierbaren wöchentlichen Einnahmewert (provisional tolerable weekly intake, PTWI-Wert) von $7 \mu\text{g (kg KG)}^{-1}$ fest. Dieser PTWI-Wert entspricht einem TDI-Wert (TDI, tolerable daily intake) von $1 \mu\text{g kg}^{-1}\text{d}^{-1}$. Das sind ca. $70 \mu\text{g Cd}$ pro Tag für einen durchschnittlichen Erwachsenen mit 70 kg Körpergewicht (WHO/FHO 1992).

Nach jüngeren Erkenntnissen erscheint der von der WHO erstmals 1972 festgelegte vorläufige duldbare wöchentliche Cd-Aufnahmewert (PTWI-Wert) aus allen Quellen mit maximal 400 - 500 $\mu\text{g Cd}$ pro Person (das entspricht ca. $7 \mu\text{g (kg KG)}^{-1}$) als zu hoch bzw. revisionsbedürftig. Bei Ausschöpfung dieses Wertes müsste nach Einschätzung des Bundesministeriums für Umwelt bei bis zu 1 % der 50-jährigen mit tubulären Funktionsstörungen der Niere gerechnet werden (BMU 1987). Aufgrund der Ergebnisse neuerer Untersuchungen (vor allem in Auswertung der belgischen CADMIBEL-Studie; Lauwerys et al. 1991) ist vorgeschlagen worden, den TDI-Wert auf $0,5 \mu\text{g (kg KG)}^{-1}\text{d}^{-1}$ abzusenken (Kalberlah 1999). Dieser Wert korrespondiert mit einer Tolerierbaren Resorbierten Körperdosis (TRD) von $0,025 \mu\text{g (kg KG)}^{-1}\text{d}^{-1}$ (Tabelle 2.20). Dieses tolerierbare Niveau der Belastung, bei dem unterstellt wird, dass noch keine schädlichen Wirkungen auftreten (analog zu einem NOAEL), wird entsprechend der in 2.6.1.1 genannten Studien, durch die Cd-Aufnahme des Menschen in Deutschland von bis zu $30 \mu\text{g}$ pro Person und Tag und darüber teilweise schon erreicht. Die TRD-Werte nach Kalberlah (1999) sind in die Ableitung von Prüfwerten nach BBodSchG eingeflossen und sollen deshalb auch bei der Risikobewertung für die Gesundheitsgefährdung des Menschen in dieser Studie zugrunde gelegt werden.

Kalberlah (1999) hat die Ableitung verschiedener TRD-Werte für kurzfristige und langfristige Exposition der inhalativen und oralen Aufnahme begründet (Tabelle 2.21).

Tabelle 2.20:

Tolerierbare resorbierte Körperdosis (TRD) und Resorptionsquote nach langfristiger oraler Exposition

Parameter	Für die Ableitung verwendete Sicherheitsfaktoren	Tolerierbare resorbierte Körperdosis (TRD) $\mu\text{g} [\text{kg KG}^{-1}\text{d}^{-1}]$	Resorptionsquote in %	Sicherheitsfaktor
Cd	Humandaten sensible Bevölkerungsgruppe	0,025	5	2

Tabelle 2.21:

Ableitung verschiedener TRD-Werte für kurzfristige und langfristige Exposition der inhalativen und oralen Cd-Aufnahme (Kalberlah 1999)

	kurzfristige inhalative Exposition	kurzfristige orale Exposition	langfristige inhalative Exposition	orale Exposition (resorbiert)
Quelle	Glaser et al. (1986)	Lauwerys et al. (1991)	Extrapolation von Tierdaten	abgeleitet von der CADMIBEL-Studie
LOAEL	$100 \mu\text{g m}^{-3}$	$35 \mu\text{g kg}^{-1}\text{d}^{-1}$	$100 \mu\text{g m}^{-3}$	$50 \text{ng kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ (resorbiert)
NOAEL	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sicherheitsfaktor	300^{16}	300^{17}	3000^{18}	2
TRD-Wert	$350 \text{ng m}^{-3}^{19}$	$100 \text{ng kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ (resorbiert)	35ng m^{-3} (gerundet)	$25 \text{ng kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ (resorbiert)

¹⁶ Der Sicherheitsfaktor setzt sich zusammen aus:

Faktor 3 zur Abschätzung eines kurzfristigen NOAEL auf Basis eines mittelfristigen Lowest Observed Adverse Effect Level (LOAEL)

Faktor 10 zur Übertragung vom Tier auf den Menschen

Faktor 10 zum Schutz empfindlicher Personengruppen

Zur Extrapolation von einem LOAEL auf einen NOAEL wurde ein relativ niedriger Faktor von nur 3 verwendet, da die fast kontinuierliche Exposition über 30 Tage für kurzfristige Exposition bereits eine relativ hohe Sicherheit bietet und klare Effekte beim Menschen erst bei deutlich höheren Konzentrationen eindeutig abgesichert sind

¹⁷ Der Sicherheitsfaktor von 300 setzt sich zusammen aus:

Faktor 10 zur Abschätzung eines NOAEL auf Basis eines LOAEL

Faktor 3 zur Übertragung vom Tier auf den Menschen

Faktor 10 zum Schutz empfindlicher Personengruppen

¹⁸ Der Sicherheitsfaktor von 3000 setzt sich zusammen aus:

Faktor 3 zur Abschätzung eines NOAEL auf Basis eines LOAEL

Faktor 10 zur Übertragung vom Tier auf den Menschen

Faktor 10 zur Extrapolation von subchronischer auf chronische Exposition

Faktor 10 zum Schutz empfindlicher Personengruppen

¹⁹ Dieser TRD-Wert bezieht sich auf Cd in Form verschiedener Verbindungen. Eventuelle Kombinationswirkungen und/oder gentoxische und/oder kanzerogene Effekte wurden bei der Ableitung des Wertes nicht einbezogen

2.6.2.1 Ableitung der Tolerierbaren Resorbierten Körperdosis (TRD-Wert) für kurzfristige inhalative Exposition

Der zum Schutz vor toxischen Effekten bei kurzfristiger Inhalation abgeleitete TRD-Wert von 350ng m^{-3} würde bei extremer beruflicher Belastung und bei Rauchern mit einem Zigarettenkonsum von 20 Zigaretten pro Tag überschritten werden können. Angesichts der bei inhalativer Aufnahme dokumentierten Kanzerogenität sollte jede auch kurzfristige inhalative Belastung gegenüber Cd soweit als möglich vermieden werden. Die Partikelgröße in der Studie von Glaser et al. (1986) wird mit 0,21-0,29 μm angegeben. Demnach bestand der größte Teil des Aerosols aus atembaren Partikeln.

2.6.2.2 Ableitung der Tolerierbaren Resorbierten Körperdosis (TRD-Wert) für kurzfristige orale Exposition

Den abgeleiteten Werten für die kurzfristige orale Exposition liegt eine Studie von Lauwerys (1979) zugrunde. Danach wurde bei $43 \mu\text{g kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ (zugeführte Dosis, entsprechend $2 \mu\text{g kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ resorbiert) kein sofort auftretender negativer Effekt gefunden. Es wurde jedoch keine differenzierte Diagnostik betrieben. Der abgeleitete TRD-Wert bezieht sich auf Cd in Form verschiedener Verbindungen. Eventuelle Kombinationswirkungen und/oder gentoxische und/oder kanzerogene Effekte wurden nicht in die Ableitung des Wertes mit einbezogen.

Von der amerikanischen Umweltbehörde EPA wird die Studie von Lauwerys (1979) mit Befunden an Menschen verwendet und auf dieser Basis ein 10-Tages-Empfehlungswert für Kinder abgeleitet (EPA 1988). Berechnet wird hier keine resorbierte Dosis, sondern direkt ein Trinkwasserwert von $43 \mu\text{g l}^{-1}$. Dies ergäbe für ein Kind von 10 kg Körpergewicht bei einem Trinkwasserkonsum von $1,0 \text{ l d}^{-1}$ eine zugeführte Dosis von $4,3 \mu\text{g kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ bzw. bei 5 % Resorption eine resorbierte Dosis von $200 \text{ ng kg}^{-1}\text{d}^{-1}$. Dieser Trinkwasserwert der EPA ist fast 10mal höher als der in Deutschland geltende Empfehlungswert.

2.6.2.3 Ableitung der Tolerierbaren Resorbierten Körperdosis (TRD-Wert) für langfristige inhalative Exposition

Bei der Ableitung eines TRD-Wertes auf der Basis von Untersuchungen am Menschen ergibt sich die Schwierigkeit, dass wegen der ubiquitären Verbreitung von Cd eine Aufnahme sowohl über die Atemwege als auch über oralem Wege (Nahrung und Trinkwasser) erfolgt. Bei epidemiologischen Studien ist damit zu rechnen, dass die gefundenen Werte zum Großteil auch durch orale Aufnahme bedingt sind.

Zur Abschätzung eines TRD-Wertes für nichtkanzerogene Effekte bei inhalativer Aufnahme wurden zwei Ansätze diskutiert (Kalberlah 1999):

1. Extrapolation der für kurzzeitige inhalative Exposition im Tierversuch gewonnenen Daten auf Langzeitexposition.
2. Pfad-zu-Pfad-Extrapolationen aus Daten zur oralen Aufnahme.

Auf der Grundlage eines Expertengesprächs zur toxikologischen Bewertung von Cd in Altlasten in Hannover (Kalberlah 1999) wurde der ersten Variante der Vorzug gegeben. Es ist jedoch ein veränderter Sicherheitsfaktor zu verwenden und die Unsicherheit der Extrapolation von Tierdaten auf den Menschen gegeben. Diese Ableitung von Kalberlah (1999) berücksichtigt nicht das kanzerogene Risiko bei inhalativer Aufnahme. Beim vorläufigen TRD-Wert von 35 ng m^{-3} ergibt sich auf Basis einer früheren Abschätzung des LAI (1992, 1993) ein Krebsrisiko von $4,2 \cdot 10^{-4}$. Bei einem anteiligen Wert, wie ihn die WHO (1996) vorschlägt, ist auf der Basis der Risikoabschätzung des LAI noch mit einem Risiko von $0,6-1,2 \cdot 10^{-4}$ zu rechnen.

2.6.2.4 Ableitung der vorläufigen Tolerierbaren Resorbierten Körperdosis (TRD-Wert) für langfristige orale Exposition

Bei oraler Exposition des Menschen mit Cd wurde der vorläufige TRD-Wert von Kalberlah (1999) aufgrund epidemiologischer Befunde aus der CADMIBEL-Studie (Lauwerys et al. 1991) abgeleitet. Diese Befunde sind durch Ergebnisse aus Tierversuchen gestützt. Bei mehr als

2000 Personen ergab sich ein erhöhtes Risiko für leicht tubuläre Niereneffekte bei einer Ausscheidung von $2 \mu\text{g Cd}$ im 24-h-Urin. Als besondere Risikogruppe traten hierbei die Diabetiker auf. Auch der Ca-Stoffwechsel kann bei der genannten inneren Belastung bereits verändert sein, während es keine Hinweise auf Blutdruckerhöhungen und Herzgefäßerkrankungen in dieser Expositionsgruppe gab. Die zugeführte Dosis entspricht nach Angaben der o.g. Autoren ca. $1 \mu\text{g (kg KG)}^{-1}\text{d}^{-1}$ bei einer lebenslangen Exposition. Der Sicherheitsfaktor von 2 wurde gewählt zur Abschätzung eines NOAEL für empfindliche Personengruppen auf Basis eines LOAEL für empfindliche Personengruppen. Auf dieser Basis wird demnach für eine langfristige orale Exposition ein vorläufiger TRD-Wert von $25 \text{ ng (kg KG)}^{-1}\text{d}^{-1}$ bzw. $0,025 \mu\text{g (kg KG)}^{-1}\text{d}^{-1}$ vorgeschlagen. Dieser TRD-Wert bezieht sich auf die Einzelsubstanz. Eventuelle Kombinationswirkungen und/oder gentoxische und/oder kanzerogene Effekte wurden nicht in die Ableitung des Werts mit einbezogen. Bei der angenommenen Resorption von 5 % entspricht der TRD-Wert einer oral zugeführten Dosis von $0,5 \mu\text{g (kg KG)}^{-1}\text{d}^{-1}$.

2.6.2.5 Vergleich mit anderen Orientierungswerten

Ein Vergleich mit anderen bekannten Wirkdaten zeigt Tabelle 2.22.

WHO (1996) und auch EPA (1994) leiten ihren Orientierungswert aufgrund von Kalkulationen ab, die von $200 \mu\text{g (g NRF)}^{-1} \text{ Cd}$ (NRF: Nierenrinde - Frischgewicht) als kritischer Effektkonzentration beim Menschen ausgehen. Beide Organisationen geben jedoch leicht verschiedene tolerierbare Dosen an. WHO (1996) kommt mit $1 \mu\text{g kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ (bzw. resorbiert $50 \text{ ng kg}^{-1}\text{d}^{-1}$) zu einer etwas höheren als tolerabel bezeichneten Gesamtkörperdosis (Zartner-Nyilas et al., 1983), als sie von Kalberlah (1999) abgeleitet wurde. Der Wert wird als eine vorläufige Orientierung genannt und sollte weiter untersucht werden. 1993 wurde der vorläufige Wert der WHO jedoch aufrechterhalten. Andere Autoren wie Müller et al. (1991) kritisieren den Wert der WHO und sprechen sich für einen niedrigeren Wert aus.

EPA (1994) kommt zu einer ähnlichen Abschätzung wie die WHO. Danach liegt hier die NOAEL für den Menschen bei 5 bis $10 \mu\text{g kg}^{-1}\text{d}^{-1}$, ebenfalls auf Basis der kritischen Cd-Konzentration von $200 \mu\text{g g}^{-1}$ in der Nierenrinde. Nach Ansatz eines Sicherheitsfaktors von 10 wird ein TDI-Wert von $500 \text{ ng kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ bis $1 \mu\text{g kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ errechnet. Die Spanne wird deshalb angegeben, weil von unterschiedlicher Resorptionsrate (2,5 % bzw. 5 %) ausgegangen wird (EPA 1994). Auf dieser Basis ergibt sich eine resorbierte Dosis von $25 \text{ ng kg}^{-1}\text{d}^{-1}$, die mit dem abgeleiteten TRD-Wert von Kalberlah (1999) übereinstimmt. Wichtig ist, darauf hinzuweisen, dass nach Befunden der CADMIBEL-Studie (Lauwerys et al. 1991), nicht erst bei $200 \mu\text{g g}^{-1}$, sondern bereits bei ca. $50 \mu\text{g (g NRF)}^{-1} \text{ Cd}$

Tabelle 2.22:
 Zusammenstellung empfohlener Grenzen für die Cd-Aufnahme des Menschen

Charakterisierung	Wert	Land/Quelle	Bemerkungen
Orale Aufnahme:			
Lowest Observed Adverse Effect Level (LOAEL) für langfristige orale Aufnahme	50 ng kg ⁻¹ d ⁻¹	BBodSchV (1999)/Lauwerys et al. (1991): CADMIBEL-Studie auf Basis Nephrotoxizität	
TRD-Wert (vorläufig)	25 ng kg ⁻¹ d ⁻¹	BBodSchV (1999)	Aus LOAEL für langfristige orale Aufnahme abgeleitet, angenommene Resorption 5 %, SF: 2 = 1,75 µg d ⁻¹ für einen Erw.
TDI-Wert (zugeführt)	500 ng kg ⁻¹ d ⁻¹	BBodSchV (1999)	aus TRD-Wert (resorbiert, vorläufig) errechnet
Werte anderer Organisationen			
PTWI-Wert (Provisional Tolerable Weekly Intake)	7000 ng kg ⁻¹ Woche ⁻¹ = 7 µg kg ⁻¹ Woche ⁻¹	WHO (1984)	Aufnahme aus allen Quellen = 400-500 µg je Woche bei 70 kg KG. =70 µg d ⁻¹ für einen Erwachsenen
PTDI-Wert (Provisional Tolerable Daily Intake)	1000 ng kg ⁻¹ d ⁻¹ = 1 µg kg ⁻¹ d ⁻¹		
TDI-Wert (NOAEL)	500-1000 ng kg ⁻¹ d ⁻¹	USA / EPA (1994)	
TRD-Wert	25ng kg ⁻¹ d ⁻¹	USA / EPA (1994)	aus TDI-Wert abgeleitet, Resorption: 5 %
TDI-Wert	700 ng kg ⁻¹ d ⁻¹	USA / ATSDR (1993)	aus TDI-Wert abgeleitet, Resorption: 5 %
TRD-Wert	35 ng kg ⁻¹ d ⁻¹		
LOAEL für kurzfristige orale Aufnahme	350 ng kg ⁻¹ d ⁻¹	Copius Peereboom-Stegemann (1989)	
TRD-Wert (resorbiert, vorläufig)	100 ng kg ⁻¹ d ⁻¹	BBodSchV (1999)	aus LOAEL für kurzfristige orale Aufnahme abgeleitet, angenommene Resorption 5 %, SF: 300
Inhalative Aufnahme:			
LOAEL für langfristige inhalative Aufnahme	100 ng m ⁻³	Glaser et al. (1986)	
TRD-Wert (vorläufig) für langfristige inhalative Aufnahme	35 ng m ⁻³		aus LOAL für langfristige inhalative Aufnahme abgeleitet, angenommene Resorption nicht berücksichtigt, SF: 3000
Werte anderer Organisationen			
TDI-Wert	5-10 ng m ⁻³	WHO (1996)	Entwurf, zuzüglich orale Exposition
TDI-Wert	200 ng m ⁻³	USA / ATSDR (1993)	
LOAEL für kurzfristige inhalative Aufnahme	100 ng m ⁻³	Glaser et al. (1986)	
TRD-Wert für kurzfristige inhalative Aufnahme	350 ng m ⁻³		aus LOAEL für kurzfristige inhalative Aufnahme abgeleitet, angenommene Resorption nicht berücksichtigt, SF: 3000 Exposition: Aufnahme ca. 0,03 ng kg ⁻¹ d ⁻¹ (resorbiert) bei 70 kg KG (Nichtraucher)

Tabelle 2.23:

Gegenüberstellung von Referenzwerten und Messwerten des Human-Biomonitoring (HBM) I(1989) und II(1992) (Kommission "Human-Biomonitoring", UBA 1998)

Personengruppe ²⁰	Untersuchungs-material	Referenzwert	HBM I (1989)	HBM II (1992)
Kinder, Jugendliche und junge Erwachsene	Vollblut	0,5 µg l ⁻¹ Vollblut	—	—
	Urin	0,5 µg g ⁻¹ Kreatinin bzw. 1,0 µg l ⁻¹	1 µg g ⁻¹ Kreatinin	3 µg g ⁻¹ Kreatinin
Erwachsene	Vollblut	1,0 µg l ⁻¹ Kreatinin	—	—
	Urin	1,0 µg l ⁻¹ Vollblut	2µg g ⁻¹ Kreatinin	5 µg g ⁻¹ Kreatinin

²⁰ nur Nichtraucher

geringfügige negative Effekte auftreten können (Buchet und Lauwerys 1990). Legt man diesen Wert zugrunde, leiten sich deutlich niedrigere TDI bzw. TRD-Werte ab. ATSDR (1993) kommt demgegenüber auf der Basis der Untersuchungen von Nogawa et al. (1989) nur zu einer Effektdosis von ca. 2,1 µg kg⁻¹d⁻¹ (zugeführte Dosis). Unter Verwendung eines Sicherheitsfaktors von 3 führt das zu einem "minimal risk level" von 0,7 µg kg⁻¹d⁻¹ (aufgenommene Dosis), was bei einer Resorptionsrate von 5 % einer resorbierten Dosis von 35 ng kg⁻¹d⁻¹ entspricht.

2.6.3 Indikatoren zur Erfassung der Cd-Belastung des Menschen

Zur Erfassung der individuellen inneren Cd-Belastung wurden Blut- und Urinuntersuchungen auf Cd durchgeführt werden (UBA 1998). Die Cd-Konzentration im Blut wird als Indikator der aktuellen Cd-Belastung angesehen. Der Indikator für eine langfristige, kumulative Cd-Belastung ist der Urin bzw. die Niere als relevantes Zielorgan (Akkumulation). Die Cd-Konzentrationen im Urin weisen eine starke Altersabhängigkeit auf, von durchschnittlich 0,11 µg l⁻¹ im Altersbereich 30-39 Jahre auf 0,32 µg l⁻¹ für 60-69 jährige Nichtraucher ansteigend. Bei Nierenschädigungen wird stets eine erhöhte Cd-Ausscheidung im Harn beobachtet (Friberg et al. 1979). Cd-bedingte Nierenfunktionsschädigungen können eine Schädigung des glomerulären und/oder des tubulären Apparates beinhalten. Ersterer führt zu einer vermehrten Ausscheidung hochmolekularer Eiweißkörper im Harn. Als Indikatorprotein kann das beta₂-Mikroglobulin, bestimmt werden (Schaller et al. 1980). Zur Bewertung der Cd-Belastung der Bevölkerung können Referenzwerte und die Human-Biomonitoring-Werte der Kommission Human-Biomonitoring des UBA (1998) herangezogen werden (vgl. Tabelle 2.23).

2.6.4 Ermittlung des Cd-Anteils in Düngern an der aktuellen und zukünftigen Belastung des Menschen

Die Risikobewertung für die menschliche Gesundheit beruht auf einem Vergleich der heutigen und zukünftigen Belastungen des Menschen (zeitbezogene Dosen) mit den NOAELs. Für Aussagen über den Einfluss des in Düngern enthaltenen Cd auf die menschliche Gesundheit ist vor allem der Belastungspfad über die Nahrung relevant. Die Belastung pflanzlicher und tierischer Nahrungsmittel wird sowohl von den natürlichen (substratspezifisch unterschiedlichen) Gehalten an Cd im Boden, aber auch von anthropogenen Einträgen - Düngung und atmosphärische Deposition - beeinflusst. Es muss also geprüft werden, ob bei den heutigen Gehalten von Cd im Boden und in Pflanzen, die sich auch auf Gehalte in tierischen Produkten auswirken, die tolerierbaren Körperdosen (NOAELs) überschritten werden und wie sich die anthropogenen Einträge und darunter speziell die Einträge über Dünger auf die Gesamtbelastung des Menschen auswirken werden. Dazu wird eine Akkumulationsstudie erstellt (Kapitel 3), auf deren Grundlage verschiedene Szenarien für heutige und zukünftige Belastungen des Menschen berechnet werden. Diese bilden die Grundlage für die abschließende Risikobewertung von Cd in den Düngern.

3 Das Cd-Akkumulationsmodell

3.1 Modellbeschreibung

Basis der vorliegenden Studie ist der in Kapitel 2 dargestellte Stand des Wissens, insbesondere der Erkenntnisstand und die methodologischen Grundlagen, die andere Länder Europas (Finnland, Schweden, Österreich) bereits unter gleicher Aufgabenstellung erarbeitet haben. Die Vorgehensweise basiert auf den beiden Arbeiten "Study on the data requirement and programme for data production and gathering to support a future evaluation of the risks to health and the environment from cadmium fertili-

sers” (März 1999) und “A study to establish a programme of detailed procedures for the assessment of risks to health and the environment from cadmium in fertilizers” (Februar 2000) der European Commission, Directorate General III, Directorate General Industry (European Commission 1999, 2000).

Das Ziel der Akkumulationsstudie besteht darin, auf der Basis einer Bilanzierung von Ein- und Austrägen Netto-Anreicherungsraten zu ermitteln (Abbildung 3.1), aus denen für bestimmte Zeitabschnitte Prognosen für die Veränderung der Bodengehalte (PEC) erstellt werden können.

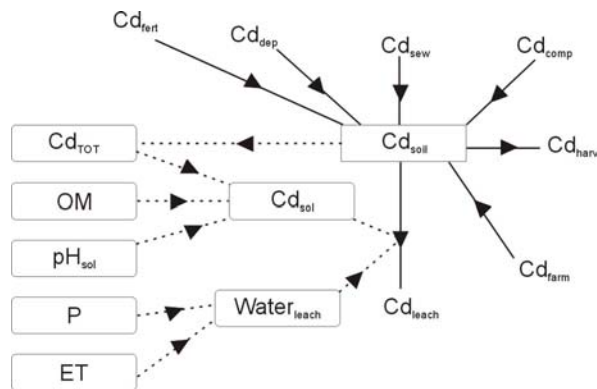


Abbildung 3.1:
Prinzipschema der Ein- und Austräge von Cd im Boden (Erläuterungen im Text)

Dabei kommen folgende Verfahren zur Anwendung:

- Flächenbezogene Bilanzierung der Cd-Ein- und -Austräge.
- Berechnung von Szenarien.
- Berechnung von Zeitreihen zur Prognose von Akkumulationen.

Kapitel 3 beinhaltet die Methoden und Datengrundlagen, die z. Zt. am besten geeignet sind, das Risiko für Deutschland, das von anthropogen beeinflussten Cd-Einträgen in Böden und Austrägen in das Sickerwasser und in Nahrungspflanzen ausgeht, einzuschätzen. Es werden die in Deutschland typischen unterschiedlichen Standortformen betrachtet und verschiedene mögliche Eintrags- und Austragsszenarien in Ansatz gebracht. Die Szenarien beschränken sich auf die in Deutschland festgestellten durchschnittlichen Fälle und auf jeweils ein “worst case”-Szenario. Bei der Betrachtung der Akkumulation besteht das “worst case”-Szenario in einer besonders hohen Anreicherung, d. h. hohen Cd-Einträgen bei kleinen Austrägen. Die stärksten Wirkungen sind bei Verknüpfungen mit hohen Empfindlichkeiten der Böden und angrenzender Systeme einschließlich der betroffenen Organismen zu erwarten.

Nach folgender Formel werden die Bilanzsalden der Einträge von Cd in den Boden und der Cd-Austräge bezogen auf ein Jahr berechnet:

$$f_{Cd, \text{ netto}} = f_{Cd, \text{ fert}} + f_{Cd, \text{ farm}} + f_{Cd, \text{ dep}} + f_{Cd, \text{ sew}} + f_{Cd, \text{ comp}} - f_{Cd, \text{ harv}} - f_{Cd, \text{ leach}}$$

mit:

$f_{Cd, \text{ netto}}$	Cd-Bilanzsaldo in $\text{g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
$f_{Cd, \text{ fert}}$	Cd-Eintrag über Mineraldünger in $\text{g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
$f_{Cd, \text{ farm}}$	Cd-Eintrag über organischen Dünger (nur Gülle und Stallmist) in $\text{g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
$f_{Cd, \text{ dep}}$	Cd-Deposition aus der Atmosphäre in $\text{g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
$f_{Cd, \text{ sew}}$	Cd-Eintrag durch Klärschlamm in $\text{g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
$f_{Cd, \text{ comp}}$	Cd-Eintrag durch Kompost in $\text{g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
$f_{Cd, \text{ harv}}$	Cd-Entzüge durch die Pflanzenernte in $\text{g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
$f_{Cd, \text{ leach}}$	Cd-Auswaschung mit dem Sickerwasser (leaching) in $\text{g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

Der jährliche Bilanzsaldo lässt sich unter Berücksichtigung der nutzungsabhängigen Größen Bodendichte und -tiefe in eine jährliche Konzentrationsveränderung (bezogen auf den Gesamtgehalt des Bodens an Cd) umrechnen. Durch Addition mit den Hintergrundgehalten der verschiedenen Böden kann die Konzentrationsentwicklung für heute ubiquitär belastete Böden für beliebige Zeiträume prognostiziert werden.

Der Cd-Auswaschung mit dem Sickerwasser (leaching) wird vereinfachend die klimatische Wasserbilanz (Niederschlagsrate (N) - Verdunstung (ET) = Versickerungsrate (P)) zugrunde gelegt.

3.2 Datengrundlagen

Die Berechnung von Cd-Bilanzen erfordert als Ausgangsbasis Angaben über die Frachten, die in die Ökosysteme eingetragen und aus ihnen ausgetragen werden. Diese Masseangaben werden zum Teil originär durch Messungen erhoben (z. B. Depositionsmessungen), zum größeren Teil müssen sie mit Hilfe von Modellen berechnet oder durch Analogieschluss abgeschätzt werden. Aus der Bilanz können Rückschlüsse auf Akkumulationen oder Abreicherungen des Cd im Boden gezogen werden.

Originäre Ausgangsdaten, die entweder direkt Eingang in das Massenbilanz-Modell finden, oder als Ausgangsbasis für die Abschätzung von nicht gemessenen Parametern dienen, konnten aus folgenden Quellen entnommen werden:

- Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000)
- Karte der Landnutzungsverteilung (CORINE)
- Rasterdatei der langjährigen mittleren Niederschläge (Deutscher Wetterdienst).

3.2.1 Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000)

Die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (Hartwich et al. 1995), her-

ausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, stellt die flächendeckende Verbreitung von Böden dar. Die Kartenlegende weist 72 Legendeneinheiten auf, die zu 7 Gruppen von Bodengesellschaften zusammengefasst werden. Die Bodeneinheiten werden in einem Erläuterungsband beschrieben, in dem auch Angaben zum Ausgangsgestein, zur Vergesellschaftung von Bodentypen mit Angabe des Leitbodentyps und der üblichen Begleitbodentypen sowie ggf. zum Grund- und Stauwassereinfluß enthalten sind. Jeder Bodeneinheit wird ein charakteristisches Bodenprofil - das der Leitbodenform - zugeordnet, wobei die Bodenarten der Horizonte, die Horizontabfolge mit Mächtigkeitsangaben, die Gründigkeit sowie für jeden Horizont die Gehalte an Ton, Schluff und Sand, Humus-, Gesamt-Kohlenstoff (OM)-, Gesamt-Stickstoff- und Carbonatgehalt und der pH-Wert (pH_{soil}), die Rohdichte, die Lagerungsdichte, die Feldkapazitäten, die Luftkapazität, das Gesamtporenvolumen und der Skelettgehalt angegeben sind. 1998 wurden die Angaben zum Leitbodenprofil ergänzt und präzisiert.

Die Angaben zu den Parametern der obersten Horizonte sind nur unter Berücksichtigung der Nutzungseinflüsse verwendbar, die zur Entstehung der oberen Horizonte des jeweiligen BÜK-Leitbodenprofils geführt haben. Da das vorliegende Projekt sich mit dem Cd-Eintrag in landwirtschaftliche Böden über Dünger beschäftigt, wurden Waldbodenprofile bei den Berechnungen außer Acht gelassen.

3.2.2 Karte der Landnutzungsverteilung

Die flächige Verteilung der untersuchten Acker- und Grünlandflächen in Deutschland wird aus der CORINE Land Cover (Statistisches Bundesamt 1997) entnommen. Folgende Legendeneinheiten der CORINE-Karte werden betrachtet (die Ordnungsnummern sind der CORINE-Legende entnommen):

- 2 Landwirtschaftliche Flächen
- 21 Ackerflächen
- 211 nicht bewässertes Ackerland: Regelmäßig gepflügte, im Fruchtwechsel bewirtschaftete Flächen zum Anbau von Getreide, Gemüse, Futterpflanzen und Hackfrüchten, einschließlich Blumen-, Gemüse- und Baumkulturen (Baumschulen) im Freiland, unter Glas oder Folie. Flächen zum Anbau von Arznei-, Aroma- und Gewürzpflanzen.
- 23 Grünland
- 231 Wiesen und Weiden: Wiesen und Weiden unterliegen keinem Fruchtwechsellsystem und werden durch dichten Grasbewuchs, durchsetzt mit Kräutern, gekennzeichnet. Ihre Bodenbedeckung bzw. -nutzung bleibt über einen längeren Zeitraum unverändert. Kennzeichen dieser Flächen ist ihre intensive landwirtschaftliche Nutzung.

3.2.3 Rasterdatei des langjährigen Mittels der jährlichen Niederschlagsmenge

Grundlage dafür bildet die Datei des Deutschen Wetterdienstes, die seit 1986 für die alten Bundesländer vorliegt und im Zeitraum zwischen 1991 und 1992 auf die neuen Bundesländer erweitert wurde. Das Gesamtgebiet erstreckt sich über vier Meridianstreifen zwischen 6 und 15 Grad Ost des Koordinatennetzes nach Gauß-Krüger. Die Daten liegen als ASCII-Datei vor und stellen eine Matrix von $654 \cdot 866$ Punkten. Jeder dieser Punkte verkörpert den Wert einer $1 \cdot 1 \text{ km}^2$ großen Zelle, wobei die Eckpunkte der Datei, umgerechnet auf den Meridianstreifen 9 Grad Ost im Gauß-Krüger-Netz, die nachfolgenden Koordinaten (Tabelle 3.1) haben:

Tabelle 3.1:
Koordinaten der Rasterdatei des Niederschlages

Eckpunkt	Rechtswert	Hochwert
links oben	3280	6103
rechts oben	3933	6103
links unten	3280	5238
rechts unten	3933	5238

Die Matrix durchläuft zeilenweise das Gebiet der Bundesrepublik von Norden nach Süden, wobei innerhalb jeder Zeile die Informationen von West nach Ost geordnet sind. Jede Zeile besteht demnach aus 654 vierstelligen Werten sowie einem Leerzeichen als Trennzeichen. Die Datei enthält keine gesonderten Informationen zum Raumbezug oder zur Lage der einzelnen Datenpunkte. Über die Angabe eines Eckpunktes, der Größe der durch jeden Punkt repräsentierten Rasterzelle ($1 \cdot 1 \text{ km}^2$) und des Bezugssystems (Gauß-Krüger) ist die Georeferenzierung der Daten und damit die Zuordnung zu den übrigen in die Berechnung eingehenden raumbezogenen Daten möglich.

Die Jahresniederschläge liegen als Mittel über die Jahre 1961-1990 als Monatssummen vor.

3.2.4 Ermittlung der Boden-Hintergrundgehalte für Cd

Auf der Grundlage von Forschungsergebnissen von Hindel und Fleige (1991), Hindel et al. (1998), Bachmann et al. (1994) sowie Gruppe und Kuntze (1993) veröffentlichte die Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) im Jahr 1998 erstmalig länderübergreifende Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Oberböden. Unter Hintergrundgehalt wird dabei gemäß LABO-Definition der Stoffgehalt im Boden verstanden, der einerseits geogenen Ursprungs ist und andererseits als Folge diffuser Einträge in den Boden als ubiquitäre Stoffverteilung aufgefasst wird. Diese Hintergrundwerte werden als repräsentativ für den allgemein verbreiteten Gehalt des betrachteten Stoffes angesehen. Entsprechend den Emp-

Tabelle 3.2:
Zuordnung der BÜK-Legendeneinheiten zu den Bodenausgangsgesteinen

LE	Kurzbez.	Bodenausgangsgestein (BAG)	BÜK 1000-Legendeneinheiten																						
			3	<u>4</u>	5	8	9	10	11	13	14	15	<u>16</u>	1	12	17	22	25	28	29	<u>31</u>	32	33	34	
1	SIG	Sedimente im Gezeitenbereich	3	<u>4</u>	5																				
2	AUE	Auensedimente	8	9	10	11																			
3	TUS	Terassen- und Schotterablagerungen	13	14	15	<u>16</u>																			
4	SAN	Sande	1	12	17	22	25	28	29	<u>31</u>	32	33	34												
5	G/S	Geschiebemergel/-lehme mit sandiger Deckschicht	<u>26</u>																						
6	GLM	Geschiebemergel/-lehme	<u>19</u>	20	21	23	24	27	30																
7	LÖS	Lösse	18	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	48										
8	SLÖ	Sandlöss	<u>46</u>																						
9	KST	Carbonatgestein	<u>49</u>	50	66	68	69																		
10	TST	Tongesteine	51	52	<u>59</u>	60	65	67																	
11	SST	Sandsteine	58	61	62	63	64																		
12	BMM	Basische Magmatite und Metamorphite	47	<u>53</u>																					
13	BIM	Bimstuff	54																						
14	SMM	Saure Magmatite und Metamorphite	<u>55</u>	56	57																				
15	MOO	Moore	6	7																					
16	SON	ohne Bezeichnung	<u>70</u>	71																					
ohne		ohne Bezeichnung	2	72																					

fehlungen von LABO (1998) erfolgt in erster Linie eine Differenzierung nach den Bodenausgangsgesteinen.

Auf der Grundlage der Arbeiten von Utermann et al. (1999) zu "Methodischen Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden" wurden basierend auf der Bodenübersichtskarte für Deutschland (BÜK 1000) die Zuordnung der BÜK-Legendeneinheiten zu den Bodenausgangsgesteinen getroffen (Tabelle 3.2).

Die unterstrichenen BÜK-Legendeneinheiten sind dabei innerhalb der Bodenausgangsgesteinsgruppe flächenmäßig dominierend.

Darüber hinaus sind bei Utermann et al. (1999) Untersuchungen zur räumlichen Verbreitung (RV) der Bodenausgangsgesteine vorgenommen worden, um neben der flächenhaften Ausdehnung der einzelnen BAG-Legendeneinheiten weitergehende Aussagen treffen zu können. Damit wurde der weiträumige Einfluss auf die Repräsentanz nicht zusammengehöriger Flächen der selben BAG-Legendeneinheit bewertet. Im Ergebnis dieser Cluster-Analyse wurde eine dreistufige Klassifizierung vorgenommen:

RV	< 100.000 km ²	Klasse 1	d. h. geringe räuml. Verbreitung
RV	100.000 - 300.000 km ²	Klasse 2	d. h. mittlere räuml. Verbreitung
RV	> 300.000 km ²	Klasse 3	d. h. hohe räuml. Verbreitung

Demnach sind nur die BAG-Gruppen Geschiebelehm/-mergel (GLM), Auensedimente (AUE), Sande (SAN) und

Tabelle 3.3:
Zuordnung der BAG-Gruppen zu den Hauptklimaregionen

Klimatyp		zugeordnete BAG-Gruppen
Code	Bezeichnung	
33	gemäßigt - subozeanisch	BAG-Gruppen in Nordwestdeutschland
34	gemäßigt - subozean. bis gemäßigt subkontinental	BAG-Gruppen in Südwestdeutschland
35	gemäßigt - subkontinental	BAG-Gruppen im Osten Deutschlands
38	gemäßigtes Gebirgsklima	Alpenregion

Moore (MOO) als räumlich weit verbreitet zu betrachten. Eine weitere Kategorisierung betrifft die regionale Differenzierung unter Zuhilfenahme der in Deutschland vorkommenden Hauptklimabereiche. Die Ergebnisse dieser Zusammenfassungen sind in Tabelle 3.3 dargestellt.

Auf der Grundlage der CORINE-Landnutzung sind durch Utermann et al. (1999) zudem dominierende Flächennutzungen für die Bodeneinheiten abgeleitet worden, da die Ausweisung von Hintergrundwerten getrennt für die Nutzungstypen Acker, Grünland und Forsten vorgenommen wurde. Für die vorliegende Aufgabenstellung der Abschätzung des Einflusses der Düngung auf die Cd-Aufnahme des Menschen durch die Nahrung wurden nur die beiden Hauptnutzungsarten Acker und Grünland berücksichtigt. Für diese Nutzungsarten wurden bezogen auf die

Tabelle 3.4:

Hintergrundwerte (HW, in mg kg⁻¹) für Cd auf der Basis der BAG-Gruppen nach Utermann et al. (1999) und optimale pH-Werte (nach Hennings 1994)

BAG-Gruppe	Bezeichnung	Opt. pH-Wert Acker	HW Acker 50 %-Perzentil	HW Acker 90 %-Perzentil	pH-Wert Grünland	HW Grünl. 50 %-Perzentil	HW Grünl. 90 %-Perzentil
1	Sande (NW)	5,5	0,2	0,4	5,0		
2	Sande (SO)	5,5	0,2	0,4	5,0		
3	Geschiebe-Lehme/ Mergel Süddeutschland	6,0			5,5	0,2	0,5
4	Lösse	7,0	0,4	0,6	6,5		
5	Sandlössse	7,0	0,3	0,5	6,5		
6	Karbonatgesteine	7,0	0,4	0,8	6,5	0,5	1,3
7	Tongesteine	7,0	0,6	1,4	6,5	0,4	1,1
8	Sandsteine	6,0	0,2	0,7	5,5		
9	Basische Magmatite und Metamorphite	6,5	0,6	0,7	6,0		
10	Saure Magmatite und Metamorphite	6,0	0,6	1,0	5,5	0,7	1,1

BAG-Gruppierung die in Tabelle 3.4 aufgeführten Hintergrundwerte für Cd verwendet. Die Angaben zum optimalen pH-Wert wurden ergänzt, um Umrechnungen in andere Fraktionen als Totalgehalte zu ermöglichen.

Diese Hintergrundwerte für Cd unter der Flächennutzung Ackerbau bzw. Grünland wurden in die weitere Bearbeitung einbezogen und bilden die Ausgangsgehalte im Rahmen der Modellierung von Anreicherungsprozessen im Boden. Dabei wurden die in Tabelle 3.4 mit Acker 50 %-Perzentil bzw. Grünland 50 %-Perzentil bezeichneten Mediane als "Normalfall" betrachtet, die entsprechend bezeichneten 90 %-Perzentil sind die Basis für entsprechende Abschätzungen in Richtung auf das "worst case"-Szenario.

3.3 Cd-Einträge aus der Atmosphäre

Für die Berechnungen der vorliegenden Studie wurde ein durchschnittlicher Cd-Eintrag aus der Luft von 1,7 g ha⁻¹·a⁻¹ Cd verwendet (AMK-UMK-LABO-AG 2000, Dämmgen et al. 2000). Eine regionale Differenzierung erfolgte nicht.

Die Modelldaten des Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP 2000) zur Cd-Deposition in Europa unterschätzen offensichtlich die tatsächlichen Werte um eine Zehnerpotenz und wurden deshalb nicht berücksichtigt.

Als "worst case"-Szenario wurde 5 g ha⁻¹·a⁻¹ Cd betrachtet. Das entspricht dem in der Nähe von Ballungsgebieten ermittelten Wert in Deutschland (Schulte et al. 1996; vgl. Kap. 2.4.1).

3.4 Regionale Verteilung von düngergebundenen Cd-Einträgen

Im Zwischenbericht für die gemeinsame AMK/UMK-Vorlage für die 23. Amtschef-Konferenz der UMK am 10./11.3.1999 wird die Forderung gestellt: "Für eine abschließende Beurteilung wäre (daher) die Betrachtung bestimmter Szenarien (unterschiedlicher Nährstoffbedarf, verschiedene Düngesysteme) sinnvoll, wie dies beispielhaft von Neidhart (1999) vorgenommen wurde. Dem Beispiel liegt eine 3-jährige Fruchtfolge (Winterraps, Wintergerste, Winterweizen), ein Düngerbedarf von 190 kg ha⁻¹·a⁻¹ N, von 60 kg ha⁻¹·a⁻¹ P und 80 kg ha⁻¹·a⁻¹ K sowie ein konventionelles Düngesystem mit KAS, Triple-P und KCl zugrunde. Vergleichbare Ableitungen sollten für andere Fruchtfolgen und für Böden unterschiedlicher Ertragserwartung noch erarbeitet werden."

Die Bilanzen für düngergetragene Cd-Einträge für Deutschland sind unter der Aufgabenstellung der vorliegenden Studie flächenspezifisch unter Berücksichtigung verschiedener Randbedingungen zu berechnen. Erst nachdem eine stark differenzierende Betrachtung erfolgt ist, kann ein Durchschnittsszenario und ein "worst-case"-Szenario ausgewählt werden. Dabei sollte die Flächendifferenzierung in erster Linie die Standortunterschiede bei der Ertragserwartung widerspiegeln, denn diese bildet die Grundlage für die Modellierung des Düngedarfes und damit auch der Prognose der Cd-Einträge über die Düngung. Die Herangehensweise an diese Teilaufgabe des Projektes wird im Folgenden beschrieben:

Eine standorttypische Erhebung von Düngerapplikationen in Deutschland wurde bisher nicht durchgeführt. Um diese anhand vorhandener Daten möglichst praxisnah modellieren zu können, wurde davon ausgegangen, dass die landwirtschaftlichen Nutzflächen in Deutschland intensiv genutzt werden und dabei betriebswirtschaftliche Gesichtspunkte, insbesondere eine Kosten-/Nutzen-Opti-

mierung angestrebt wird. Das heißt, es kann angenommen werden, dass jeder Pflanzenproduzent höchstmöglichen Ertrag anstrebt und dafür nur so viel Dünger einsetzt, wie die Pflanzen verwerten können. Das entspricht der guten fachlichen Praxis auf den überwiegenden Flächen Deutschlands. Ökologische Landbaumethoden finden auf etwa nur 2 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche Deutschlands statt und werden deshalb hier vernachlässigt.

In den vergangenen Jahren sind keine großen Schwankungen der Anbauverhältnisse nachweisbar (Statistisches Bundesamt 2000a,b), so dass die Ermittlung der standorttypischen Anbauverhältnisse der Fruchtarten über die Ermittlung von Fruchtfolgen, die der guten landwirtschaftlichen Praxis entsprechen, als gerechtfertigt erscheint. Geht man von den o. g. Annahmen aus, kann man die standorttypisch verwendeten Düngermengen aus den Düngerempfehlungen (z. B. KTBL 2000) ableiten. Allgemein wird empfohlen, bei Vorliegen der mittleren Versorgungsstufe C entsprechend der Klassifizierung nach LUFA, die Düngung am Nährstoffbedarf der Kulturpflanzen bezogen auf den Düngungszeitraum auszurichten (Scheffer et al. 1998). Diese Düngeempfehlungen differenzieren den empfohlenen Nährstoffeinsatz nach zu erwartendem Ertrag. Dieser ist abzuschätzen unter Berücksichtigung der standortspezifischen Ertragspotenziale.

Die Methodik nach KTBL (2000) wird unter 3.4.2.1 näher beschrieben. Demzufolge sind folgende Arbeitsschritte zur Ermittlung der düngergetragenen Cd-Einträge (bei mittlerer Versorgungsstufe des Bodens) durchzuführen:

- Ermittlung zu erwartender Erträge in Abhängigkeit von natürlichen Standortpotenzialen für die üblichen Fruchtarten, bezogen auf Standorttypen.
- Validierung der Schätzerträge mit Hilfe der Erntestatistik auf Kreisebene.
- Berechnung der ertragserwartungsabhängigen Düngermengen nach Düngerformen (für die Hauptkomponenten: mineralische P-, N-Dünger, Gülle, Stallmist) für jede Fruchtart, bezogen auf kreisregionalisierte Standorttypen.
- Ermittlung der üblichen standortspezifischen Fruchtartenanteile nach guter fachlicher Praxis der Fruchtfolgenplanung, bezogen auf Standorttypen.
- Validierung der geschätzten Fruchtartenanteile mit Hilfe der Anbaustatistik auf Kreisebene im Mittel über 4 Jahre, Anpassung der Schätzfruchtfolgen an die Anbaustatistik mit Hilfe von Anpassungsfaktoren.
- Berechnung der Gesamtmengen der einzelnen Düngerformen je kreisregionalisiertem Standorttyp.
- Berechnung der eingetragenen Cd-Mengen in Abhängigkeit von den düngerformtypischen Cd-Gehalten und der eingetragenen Menge von jeder Düngerform, bezogen auf den kreisregionalisierten Standorttyp.

- Darstellung der Eintragsmengen in Abhängigkeit von der regionalen Verteilung der untersuchten kreisregionalisierten Standorttypen.

Auf den folgenden Seiten werden die Methoden der genannten Arbeitsschritte im einzelnen beschrieben.

3.4.1 Standortbezogene Ermittlung zu erwartender Ackererträge und Fruchtfolgen

3.4.1.1 Ackererträge

Als Ausgangspunkt wird eine Vereinfachung üblicher Ertragsschätzungsmethoden (Hennings 1994) vorgenommen. Insbesondere werden folgende vereinfachende Annahmen getroffen. Die verwendeten Methoden und die Ausgangsdaten werden in Nagel et al. (2001) umfassend dargestellt.

Die Ackererträge werden von den unten aufgeführten charakteristischen Eigenschaften der Bodentypen bestimmt. Die standörtliche Differenzierung und Regionalisierung der Ertragspotenziale erfolgte auf der Basis der Bodenübersichtskarte Deutschlands im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1000). Als Bodentyp wird der in der Legende zur BÜK 1000 beschriebene, namengebende Bodentyp (und dessen typisches Leitprofil) betrachtet, der überwiegend die Bodeneinheit bestimmt. Weitere kleinerflächige Bodentypen, die als typische Einsprengsel in der Legende erwähnt sind, werden nicht in die Schätzung mit einbezogen, weil sie aufgrund ihrer geringen Flächengrößen nicht mehr im Zusammenhang ganz Deutschlands darstellbar sind.

Verschiedene Bodeneigenschaften werden hinsichtlich ihres Einflusses auf den Ackerertrag bewertet. Diese Werte beziehen sich zunächst auf einzelne Horizonte bzw. die darin entsprechend der Angaben der BÜK-Leitprofile vorkommenden Bodenarten und ihre Entstehung. Zur Einstufung der Leitbodenassoziationen der BÜK 1000 hinsichtlich ihres Ertragspotenzials werden in einem weiteren Bearbeitungsschritt die horizontbezogenen Angaben entsprechend der Mächtigkeit der Horizonte gewichtet und über das Profil bis zur effektiven Durchwurzelungstiefe gemittelt. Die für die Abschätzung des Ertragspotenzials verwendeten Bodeneigenschaften sind folgende:

- Bodenarten und ihre Entstehungsgeschichte
- Porenanteile mit Totwasser, pflanzenverfügbarem Haftwasser und mit Luft
- Austrocknungsgefährdung
- Grundwassereinfluss
- Humusspiegel
- Kationenaustauschkapazität
- Gründigkeit
- Verfestigungsneigung.

Die einzelnen Kriterien zur Kennzeichnung des Ertragspotenzials können nicht gleichgewichtet in die Abschätzung des Ertragspotenzials eingehen, weil einzelne Krite-

Tabelle 3.5:
Abschätzung des relativen Ertragspotenzials der Leitbodenassoziationen der BÜK 1000 bei Ackernutzung (Schlutow 2000)

BÜK- LEG 1000	Leitbodenassoziation	effektive Durch- wurzel- ungstiefe (Stufe)	Nähr- kraftstufe	Wurzel- verteilung (Stufe)	Ertrags- potential
1	Podsol-Regosol aus trockenen Sanden im Küstenbereich	1,6	1,0	1,8	2
2	Mariner Wattboden, Schlickseewatt im Gezeitenbereich der Nordsee	1,5	3,0	2,3	2
3	Kalkmarsch aus marinen Ablagerungen	3,3	4,0	3,0	3
4	Kleimarsch aus brackischen Ablagerungen	3,3	4,5	3,7	4
5	Kleimarsch aus fluviatilen Ablagerungen	3,3	4,0	3,7	4
6	Niedermoor	2,0	3,0	1,5	2
7	Hochmoor	1,0	1,0	1,0	1
8	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	2,8	4,0	2,1	3
9	Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen in Flusstälern der Schwarzerdegebiete	3,5	5,0	3,6	4
10	Auenboden (Auenregosol) aus sandigen Flusssedimenten	3,3	1,8	3,0	3
11	Auenboden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Flusssedimenten	5,0	5,0	3,8	5
12	Gley aus sandig-lehmigen Sedimenten der Urstromtäler und Niederungen	1,8	1,0	1,5	1
13	Pararendzina aus kalkhaltigen, lehmigen Hochflut- und Auenablagerungen	5,0	4,5	3,6	4
14	Parabraunerde aus sandig-lehmigen Deckschichten auf eiszeitlichen Schotterplatten	4,5	4,0	4,2	4
15	Gley-Parabraunerde aus lössbedeckten Terrassenablagerungen	5,0	5,0	3,8	5
16	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	3,6	3,0	3,6	3
17	Gley-Podsol aus sandigen Flussablagerungen	1,8	2,9	2,3	2
18	Parabraunerde aus lössvermischten Tertiärablagerungen	5,0	4,0	3,2	4
19	Parabraunerde aus Geschiebelehm	4,2	4,0	3,6	4
20	Parabraunerde-Tschernosem aus Geschiebemergel	4,2	5,0	4,8	5
21	Parabraunerde aus lehmig-sandigen, kalkhaltigen Moränenablagerungen	4,2	4,2	4,0	4
22	Pseudogley aus Geschiebedecksand ueber Geschiebelehm	2,8	4,0	3,0	3
23	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	2,0	4,0	3,0	3
24	Pseudogley-Tschernosem aus Geschiebelehm mit lehmig-sandiger Deckschicht	2,8	4,0	3,0	3
25	Podsol-Parabraunerde aus sandigen Deckschichten ueber Geschiebelehm	3,1	1,0	2,8	2
26	Fahlerde aus sandigen Deckschichten ueber Geschiebelehm	1,6	1,0	1,5	1
27	Bänder-Parabraunerde aus sandig-lehmigen Bildungen in Endmoränengebieten	1,6	1,0	1,3	1
28	Podsolige Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand ueber Geschiebelehm	1,3	3,0	1,6	2
29	Braunerde-Pseudogley aus Deckschichten ueber Geschiebelehm	1,9	2,8	1,8	2
30	Podsolige Braunerde aus kalkhaltigen, lössvermischten Moränenablagerungen	1,8	2,5	1,8	2
31	Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	2,0	1,0	2,6	2
32	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden	2,0	2,0	2,2	2
33	Eisenhumuspodsol aus nährstoffarmen Sanden	1,5	1,0	1,3	1
34	Regosol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	1,5	1,0	1,3	1
35	Pararendzina aus Löss	3,8	5,0	2,0	4
36	Tschernosem aus Löss	5,0	5,0	4,2	5
37	Braunerde-Tschernosem aus Löss	5,0	4,2	5,0	5
38	Pseudogley-Tschernosem aus Löss	4,5	5,0	2,8	4
39	Tschernosem aus Löss und lössähnlichen Ablagerungen	5,0	5,0	5,0	5
40	Tschernosem-Parabraunerde aus Löss	5,0	4,6	5,0	5
41	Parabraunerde-Tschernosem aus Löss	5,0	4,2	5,0	5
42	Fahlerde aus Löss	5,0	3,8	5,0	5
43	Parabraunerde-Pseudogley aus Löss	5,0	5,0	4,2	5
44	Parabraunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Silikatgesteinen	4,8	3,6	4,8	4
45	Braunerde aus sandvermischem Löss	4,2	3,4	4,2	4
46	Bänder-Parabraunerde aus Sandlöss	4,2	3,2	4,2	4
47	Braunerde aus basaltgrushaltigem Lösslehm	4,8	4,2	3,8	4
48	Pseudogley aus Löss	4,8	5,0	2,2	4
49	Rendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- u. Dolomitgesteinen	2,2	4,2	2,2	3
50	Braunerde-Terra fusca aus lehmig-tonigen Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- und Dolomitgesteinen	4,8	4,5	4,2	5
51	Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen	4,8	4,2	4,2	4
52	Braunerde aus Mergelgesteinen und kalkhaltigen Schottern	3,6	4,2	2,8	4

Tabelle 3.5 (Forts.):

Abschätzung des relativen Ertragspotenzials der Leitbodenassoziationen der BÜK 1000 bei Ackernutzung (Schlutow 2000)

BÜK- LEG 1000	Leitbodenassoziation	effektive Durch- wurzel- ungstiefe (Stufe)	Nähr- kraftstufe	Wurzel- verteilung (Stufe)	Ertrags- potential
53	Braunerde aus basischen und intermediären magmatischen Gesteinen	2,2	4,0	1,8	3
54	Braunerde aus basenreichen Tuffen	3,4	4,0	2,8	3
55	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	3,6	2,0	1,8	3
56	Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten, saurer bis intermediärer Gesteine	3,6	3,5	2,8	3
57	Podsolige Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	2,4	1,0	2,2	2
58	Pseudogley-Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Schluff- oder Tongesteinen	4,2	4,8	2,2	4
59	Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von harten Ton- und Schluffschiefern	4,2	3,2	2,2	3
60	Podsol-Braunerde aus Verwitterungsmaterial von harten Ton- und Schluffschiefern	3,8	2,5	2,0	3
61	Braunerde aus quarzitischen Sandsteinen und Konglomeraten	4,2	2,8	2,8	3
62	Podsolige Braunerde aus lösshaltigen Deckschichten über Sandstein und Quarzit	3,8	2,5	3,2	3
63	Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten	2,3	2,6	1,8	2
64	Parabraunerde-Pseudogley aus lössvermischten Deckschichten über Sandstein und Quarzit	4,6	4,0	2,2	4
65	Parabraunerde aus Lösslehm über unterschiedlichen Gesteinen	4,6	3,8	1,8	3
66	Braunerde-Pelosol aus lössvermischem Verwitterungsmaterial unterschiedlicher Gesteine	4,6	4,3	1,5	4
67	Rotplastosol der tertiären Bodenbildung	3,8	4,0	3,0	4
68	Pseudogley-Pararendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk- und Dolomitgesteinen	2,0	4,5	1,0	3
69	Syrosem aus Kalk- und Dolomitgesteinen	1,8	4,2	1,0	2
70	Pararendzinen aus anthropogenen Ablagerungen der Grossstädte	3,6	2,5	3,6	3
71	Lockersyrosem (Auftragsboden) auf Kippenflächen	1,6	1,0	1,8	1

rien einen größeren Einfluss als andere auf das Pflanzenwachstum haben und mitunter auch auf mehrere verschiedene physiologische Vorgänge einwirken. Aus diesem Grunde wurden die einzelnen Parameter entsprechend der folgenden Übersicht zu Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung zusammengefasst:

Einzelparameter	Synthese zu den Haupteinflussfaktoren
Nutzbare Feldkapazität Porenanteil mit Totwasser (Stauwassereignung) Austrocknungsgefährdung Grundwassereinfluss Humusspiegel	Wasserhaushalt
Kationenaustauschkapazität Humusspiegel Nutzbare Feldkapazität	Nährstoffhaushalt
Gründigkeit Durchwurzelbarkeit der Poren Verfestigungsneigung	Wurzelverteilung

Bei diesem Schritt werden für jede Legendeneinheit der BÜK 1000 unter Berücksichtigung der Mächtigkeit der Horizonte (Wichtung) je ein Kennwert für die drei folgenden Haupteinflussfaktoren auf die Ertragsbildung berechnet:

- Wasserhaushalt
- Nährstoffhaushalt
- Wurzelverteilung im Profil.

Das Ertragspotenzial wird nun für jede Legendeneinheit der BÜK 1000 durch einfache Mittelwertbildung aus den relativen Klassenwerten des Wasserhaushaltes, der Nährkraft und der Wurzelverteilung abgeleitet. Das Ergebnis der oben beschriebenen Berechnungen zeigt Tabelle 3.5.

Es steht außer Frage, dass die Ausweisung eines Kennwertes für das Ertragspotenzial einer Legendeneinheit der BÜK 1000 auf der Basis des jeweiligen Leitprofils eine starke Generalisierung darstellt. Aufgrund der Inhomogenität des Mediums Boden sind auch innerhalb der Bodeneinheiten sehr unterschiedliche Wachstumsbedingungen zu erwarten. Die hier ermittelten Ertragspotenziale können damit nur jeweils typische Bedingungen widerspiegeln, ohne die gesamte Spannbreite möglicher Ausprägungen der Einflussfaktoren zu erfassen.

Tabelle 3.6:
Zuordnung von Ertragskennzahlen zur Klasse des Ertragspotenzials der Bodeneinheiten der BÜK 1000

Perzentil	Klasse des Ertragspotenzials	Bedeutung
10	1	sehr ungünstig
30	2	ungünstig
50	3	mäßig günstig
70	4	günstig
90	5	sehr günstig

Um den fünf Klassen des Ertragspotenzials für die einzelnen Fruchtarten Trockenmasseerträge zuweisen zu können, wurden Daten zur kreisbezogenen Ertragsschätzung (Statistisches Bundesamt 1995a) verwendet. Aus den über die Jahre 1993 - 1995 gemittelten Trockenmasseerträgen der einzelnen Kulturen wurden für die 546 Kreise der Bundesrepublik Deutschland (Stand 1999) die folgenden Perzentile ermittelt und den Klassen der Ertragspotenziale zugeordnet (Tabelle 3.6). Ein Vergleich von über ganz Deutschland gemittelten Erträgen für die Jahre 1998 bis 1999 zeigte keine signifikanten Trends zur Steigerung oder Verringerung der Erträge einzelner Fruchtarten im Vergleich zu den davor liegenden Jahren, so dass auf eine erneute aufwendige Erhebung kreisbezogener aktueller Erträge für die einzelnen Fruchtarten und deren statistische Auswertung verzichtet werden konnte.

Nachdem eine Datei der zu erwartenden Erträge für jede Fruchtart in jeder Bodeneinheit erstellt worden ist, wurde ein Vergleich zwischen diesen Ergebnissen und den kreisweise statistisch erhobenen Erträgen der Jahre 1994-1996 durchgeführt. Es zeigte sich eine generelle Unterschätzung der Erträge aller Fruchtarten in der nordwestdeutschen Tiefebene um etwa 30 % und gleichzeitig eine Überschätzung einiger Erträge in der nordostdeutschen Tiefebene um 1-10 %. Diese Abweichungen treten innerhalb des gleichen Typs einer Bodeneinheit auf. Deshalb ist davon auszugehen, dass sie klimatisch bedingt sind. Die erheblich höheren durchschnittlichen Niederschläge in der nordwestdeutschen Tiefebene (600-900 mm a⁻¹) gegenüber den teilweise durchschnittlich halb so hohen Niederschlägen in der nordostdeutschen Tiefebene (450-550 mm a⁻¹, Deutscher Wetterdienst 1999) bedingen deutlich höhere Ertragspotenziale in Nordwestdeutschland. Deshalb wurde eine Verifizierung der Erträge mit Hilfe der Erntestatistik der Kreise Deutschlands ("Statistik Regional 1999") im Mittel der Jahre 1995-1997 (Statistisches Landesamt Nordrhein-Westfalen 1999) zugeordnet.

3.4.1.2 Erträge von intensiv genutztem Dauergrünland

Die verwendeten Methoden und die Ausgangsdaten werden in Nagel et al. (2001) umfassend dargestellt. Die Abschätzung der Trockenmasseerträge für das intensiv genutzte Dauergrasland erfolgte, indem zunächst typische

Pflanzengesellschaften entsprechend den Standorteigenschaften der Leitbodenassoziationen der BÜK 1000 bestimmt wurden. Diesen wurden in Auswertung von Literaturangaben (Klapp 1965; Opitz von Boberfeld 1994) Erfahrungswerte für typische Trockenmasseerträge zugeordnet (Tabelle 3.7).

Die zu erwartenden Erträge bilden nun die Grundlage für die Ermittlung der benötigten Düngermengen und -formen in den nachfolgenden Arbeitsschritten.

3.4.1.3 Ermittlung der üblichen standortbezogenen Fruchtartenanteile auf Acker

Die Flächenanteile der einzelnen Fruchtarten an der Gesamtfläche einer Bodeneinheit sind nicht direkt statistisch erhoben worden. Es liegen lediglich Statistiken für die Kreise Deutschlands vor (Statistik Regional 1999, Statistisches Landesamt Nordrhein-Westfalen 1999). Diese kreisweisen Flächenangaben verwischen aber die standortspezifischen Verteilungsschwerpunkte der Fruchtarten innerhalb eines Kreises. Die bodenabhängige Verteilung von Flächen einiger Fruchtarten innerhalb eines Kreises kann aber zu einer signifikanten Polarisierung von Fruchtarten führen. Zum Beispiel durchziehen reiche Auenböden oder andere hydromorphe Kolluvialböden in der Regel streifenförmig die Landkreise. Auf diesen Flächen werden sich Zuckerrüben und Mais konzentrieren, während auf den anhydromorphen Böden außerhalb der Fließbrinnen überwiegend Brotgetreide konzentriert sein wird.

Um die Bilanzierung der Cd-Einträge über die Applikation von Düngern aber so differenziert wie möglich durchführen zu können und aufgabengemäß auf Standortbedingungen zurückzuführen, ist es notwendig, die Flächenanteile der Fruchtarten in Abhängigkeit von Bodeneinheiten zu kalkulieren. Die Vorgehensweise hierfür wird im Folgenden erläutert:

Der Ausgangspunkt der Kalkulation ist die These, dass die Flächenanteile der Fruchtarten in einer Bodeneinheit in einem Jahr dem Anteil der Fruchtarten in einer Fruchtfolge über mehrere Jahre entsprechen, das heißt, dass die Äcker in einer rotierenden Fruchtfolge bestellt werden. Zur guten landwirtschaftlichen Praxis gehört neben der Auswahl der Fruchtarten mit den höchsten standortspezifischen Wachstumspotenzialen auch die Planung von Fruchtfolgen unter phytosanitären Aspekten, unter dem Aspekt der optimalen zeitlichen Aufeinanderfolge von Ernte und Bestellung zur Vermeidung von Brachen und unter den Aspekten der optimalen Nährstoffausnutzung von Schwachzehrern nach Starkzehrern usw. Das heißt, in Kenntnis dieser üblichen Praxis kann man die Fruchtfolgen prognostizieren, die alle diese Erfordernisse erfüllen und gleichzeitig die höchstmöglichen und stabilsten Erträge in Abhängigkeit von den Standorteigenschaften erwarten lassen. Diese Prognose wurde unter Nutzung empirischer Erkenntnisse durchgeführt (Tabelle 3.8).

Tabelle 3.7:

Trockenmasseerträge von intensiv genutztem Grünland (Wiesen und Weiden) in Abhängigkeit von Standorteigenschaften

BÜK-1000 Legenden- Einheit (LEG)	überwiegend verbreitete Vegetation	Ertrag [t ha ⁻¹ ·a ⁻¹ TM]
1	<i>Ammophiletum arenariae</i>	2
2	<i>Puccinellietum maritimae</i>	3
3	<i>Puccinellietum maritimae</i>	4,5
4	<i>Puccinellietum maritimae</i>	5
5	<i>Puccinellietum maritimae</i>	5,3
6	<i>Cirsietum oleracei</i>	5,1
7	wie LEG 6	
8	<i>Alopecuretum pratensis</i>	10,5
9	<i>Alopecuretum pratensis</i>	12
10	<i>Alopecuretum pratensis</i>	9,5
11	<i>Alopecuretum pratensis</i>	9,8
12	<i>Polygonetum bistortae</i>	7
13	<i>Alopecuretum pratensis</i>	8
14	<i>Alopecuretum pratensis</i>	7,5
15	<i>Alopecuretum pratensis</i>	7
16	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6,4
17	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6
18	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6
19	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6,5
20	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6
21	<i>Stipetum capillatae</i>	2,5
22	<i>Brometum racemosae</i>	5,4
23	<i>Scirpetum sylvatici</i>	5,8
24	<i>Brometum racemosae</i>	5,2
25	<i>Phleetum phleoides</i>	2
26	<i>Koelerietum glaucae</i>	3
27	<i>Armerio-Festucetum trachyphyllae</i>	2,2
28	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6,3
29	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6,3
30	<i>Brachypodietum pinnati</i>	3
31	<i>Thymo-Festucetum ovinae</i>	1,8
32	<i>Agrostidetum tenuis</i>	2,7
33	<i>Thymo-Festucetum ovinae</i>	1,9
34	<i>Thymo-Festucetum ovinae</i>	1,8
35	<i>Stipetum capillatae</i>	3
36	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6,3
37	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6,5
38	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	7
39	Grünland auf LEG 39 kommt in Deutschland nicht vor	
40	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6
41	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6
42	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6
43	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6,2
44	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	5,6
45	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	5,5
46	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	5,2
47	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	5,4
48	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	6,4
49	wie LEG 51	
50	wie LEG 51	
51	<i>Geranio-Trisetum flavescens/Festuco commutatae-Cynosuretum cristati</i>	5,8
52	<i>Geranio-Trisetum flavescens/Festuco commutatae-Cynosuretum cristati</i>	5,8
53	<i>Crepido-Festucetum commutatae</i>	5,8
54	<i>Trifolium striatum-Sedum elegans-Ass.</i>	4
55	<i>Meo-Trisetum flavescens/Festucetum commutatae</i>	4,6
56	<i>Meo-Trisetum flavescens/Festucetum commutatae</i>	6
57	wie LEG 63	1,8
58	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	7
59	<i>Meo-Trisetum flavescens/Festucetum commutatae</i>	4,7
60	<i>Meo-Trisetum flavescens/Festucetum commutatae</i>	4,8
61	<i>Avenetum pratensis</i>	3
62	<i>Avenetum pratensis</i>	2
63	<i>Avenetum pratensis</i>	1,8
64	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum cristati</i>	7
65	<i>Geranio-Trisetum flavescens/Festuco commutatae-Cynosuretum cristati</i>	4,8
66	<i>Geranio-Trisetum flavescens/Festuco commutatae-Cynosuretum cristati</i>	5,3
67	<i>Geranio-Trisetum flavescens/Festuco commutatae-Cynosuretum cristati</i>	5,4
68	<i>Caricetum sempervirentis</i>	2,1
69	<i>Seslerietum variae</i>	1,1
70	<i>Trifolium repentis-Veronicetum filiformis</i>	2,5
71	<i>Ammophiletum arenariae</i>	2

Geht man - wie oben begründet - davon aus, dass die Fruchtarten einer Fruchtfolge innerhalb einer Bodeneinheit rotieren, kann man aus dem Anteil jeder Fruchtart an den Gesamtjahren einer Fruchtfolge auf den Anteil jeder Fruchtart an der Gesamtfläche der Bodeneinheit in einem Jahr schließen.

Auch diese empirische Abschätzung der üblichen Fruchtfolgen ist nicht unabhängig von den statistisch ermittelten kreisweisen Flächenanteilen der Fruchtarten erfolgt. Die kreisweise Ertragsstatistik diente neben landwirtschaftsfachlichen Aspekten als ein weiterer Anhaltspunkt. Dadurch sind auch Fruchtfolgen über 7 oder 8 Jahre entstanden, die so eigentlich nicht unbedingt praxisüblich sind, aber die Anbauverhältnisse werden so am besten widerspiegelt. Es muss in diesen Fällen davon ausgegangen werden, dass die Fruchtfolgen hier bei den betreffenden Bodeneinheiten häufiger variiert werden. Auch führen politische Rahmenbedingungen zum Anbau z. B. von Weizen auf normalerweise nicht weizenfähigen Böden, so dass einige Fruchtarten (meist aber in geringem Umfang) nicht der guten fachlichen Praxis entsprechen müssen, aber trotzdem regelmäßig in der entsprechenden Bodeneinheit angebaut werden.

Die regionale Verteilung des Dauergrünlandes kann direkt aus CORINE Land Cover übertragen werden.

3.4.1.4 Verifizierung der geschätzten Erträge und Fruchtartenanteile

Die Verifizierung der für die BÜK-Einheiten geschätzten Erträge und Flächenanteile der Fruchtarten an der Fläche jeder BÜK-Einheit wurde auf der Basis der Statistik der Ernterträge und der Flächenanteile der Fruchtarten für jeden Kreis der Bundesrepublik - Statistik Regional 1999 (Statistisches Landesamt Nordrhein-Westfalen 1999) - durchgeführt. Die Gegenüberstellung der Ergebnisse aus der Schätzung für BÜK-Einheiten mit den Angaben der Kreisstatistik ergab zwar insgesamt eine relativ gute Übereinstimmung. So schwankten die Abweichungen der beiden Daten in jedem Kreis zwischen 70 und 130 % des Kreisstatistikwertes. Die regionale Verteilung der Differenzen ergab aber eine regionale Konzentration der höchsten Unterschätzung (130 %) in Nordwestdeutschland und eine regionale Konzentration geringerer Unterschätzung (90 %) im mittleren Ostdeutschland. Hieraus wurde offensichtlich, dass nicht nur bodenspezifische Kriterien den Ertrag und die Fruchtartenwahl beeinflussen, sondern auch klimatische Bedingungen. Während die Einteilung der BÜK-Einheiten in Bodenregionen sehr hilfreich ist, um colline, montane und subalpine Klimazonen eindeutig mit Hilfe der BÜK-Einheiten abgrenzen zu können, grenzt die BÜK aber im planaren Bereich nicht zwischen z. B. subatlantischer und subkontinentaler Klimazone ab. So gibt es einige BÜK-Einheiten (mit großer flächiger Ausbreitung), die sowohl in Nordwestdeutschland als auch in

Mittelostdeutschland vorkommen. Deshalb war es notwendig, die klimatischen Einflüsse auf Ertrag und Fruchtartenwahl zu erfassen. Dieser Schritt wurde vollzogen, indem eine Anpassung der Schätzwerte auf BÜK-Basis an die Werte der Kreisstatistik durchgeführt wurde.

3.4.1.4.1 Anpassung der geschätzten bodenspezifischen Ackererträge an die statistisch erfassten Erträge

Hierzu wird zunächst für jeden Kreis das fruchtartenspezifische, flächengewichtete Mittel der Erträge nach Ertragspotenzialabschätzung der BÜK-Einheiten ermittelt und dieses anschließend mit dem fruchtartenspezifischen Erträgen der Statistik (Mittel der Jahre 1995 bis 1997) verglichen. Aus diesem Vergleich lässt sich für jeden Kreis und für jede Fruchtart ein Korrekturfaktor ermitteln, der dann mit den Erträgen nach BÜK-Einheiten multipliziert wird, um die Erträge der Fruchtarten des Ackerlandes zu verifizieren, die in die Cd-Bilanzierung einfließen.

3.4.1.4.2 Anpassung der geschätzten bodenspezifischen Acker-Fruchtartenanteile an die statistisch erfassten Fruchtartenflächen

Für die Verifizierung der Flächenanteile des Ackerlandes für jede Fruchtart auf Ebene der Bodeneinheiten wird wie folgt vorgegangen: Zunächst wird der fruchtartenspezifische Faktor aus der Fläche der Fruchtart nach Statistik, dividiert durch die Summe der zu dieser Frucht gehörenden Flächen des Fruchtfolgeteils nach Kreisstatistik, gebildet mit dem Ziel, später die Flächen der Fruchtfolgen auf die Flächen der einzelnen Früchte des Ackerlandes aufteilen zu können. Im zweiten Schritt wird ein fruchtfolgespezifischer Faktor berechnet, der sich aus der Division der Summe der Flächen nach Statistik über den Fruchtfolgeteil durch die Summe der bodeneinheitenspezifischen Flächenanteile einer Fruchtfolge über die BÜK-Einheiten eines Kreises ergibt. Die für die Cd-Bilanzierung verwendeten Flächen für jede Fruchtart und jede Bodeneinheit lassen sich anschließend aus dem Produkt der Faktoren mit dem bodeneinheitenspezifischen Flächenanteil jedes Fruchtfolgeteils berechnen. Da für die BÜK-Einheiten einige Fruchtfolgeglieder bereits als Zusammenfassung verschiedener Fruchtarten verstanden werden, in der Kreisstatistik die Fruchtarten aber differenzierter angegeben sind, gibt Tabelle 3.9 den Überblick, welche Fruchtart aus der Kreisstatistik welchem Fruchtfolgeglied der BÜK-Abschätzung zugeordnet wird.

Tabelle 3.8:
 Geschätztes Anbauverhältnis in Abhängigkeit von der Bodenpotenzialen

BÜK Leg.- Einh.	Praxisübliche Fruchtfolgen in Deutschland	Anbau-Flächenverhältnisse							
		Weizen	Roggen	Gerste	Feld- futter	Zucker- rüben	Kartof- feln	Öl- früchte	Körner- mais
1	Roggen, Weizen/Gerste, 2xFeldfutter	0,125	0,25	0,125	0,5				
2	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
3	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
4	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
5	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
6	Feldfutter				1				
7	Feldfutter				1				
8	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
9	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
10	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
11	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
12	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
13	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
14	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
15	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
16	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
17	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
18	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
19	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
20	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
21	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
22	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
23	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
24	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
25	Roggen, Weizen/Gerste, 2xFeldfutter	0,125	0,25	0,125	0,5				
26	Roggen, Weizen/Gerste, 2xFeldfutter	0,125	0,25	0,125	0,5				
27	Roggen, Weizen/Gerste, 2xFeldfutter	0,125	0,25	0,125	0,5				
28	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
29	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
30	Roggen, Weizen/Gerste, 2xFeldfutter	0,125	0,25	0,125	0,5				
31	Roggen, Weizen/Gerste, 2xFeldfutter	0,125	0,25	0,125	0,5				
32	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
33	Roggen, Weizen/Gerste, 2xFeldfutter	0,125	0,25	0,125	0,5				
34	Roggen, Weizen/Gerste, 2xFeldfutter	0,125	0,25	0,125	0,5				
35	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
36	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
37	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
38	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		

Tabelle 3.8 (Forts.):

Geschätztes Anbauverhältnis in Abhängigkeit von der Bodenpotenzialen

BÜK Leg.- Einh.	Praxisübliche Fruchtfolgen in Deutschland	Anbau-Flächenverhältnisse							
		Weizen	Roggen	Gerste	Feld- futter	Zucker- rüben	Kartof- feln	Öl- früchte	Körner- mais
39	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
40	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
41	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
42	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
43	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
44	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
45	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
46	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
47	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
48	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
49	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
50	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
51	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
52	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
53	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
54	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
55	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
56	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
57	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
58	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
59	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
60	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
61	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
62	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
63	2xWeizen, 2xFeldfutter, Gerste, Zuckerrübe/ Kartoffel, 2xFeldfutter	0,25		0,125	0,5	0,0625	0,0625		
64	Weizen, 2xFeldfutter, Gerste, Kartoffel/ Zuckerrübe, Feldfutter, Körnermais/ Ölfrüchte, Roggen	0,125	0,125	0,125	0,375	0,0625	0,0625	0,0625	0,0625
65	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
66	Weizen/ Gerste, 2xFeldfutter, Ölfrüchte	0,125		0,125	0,5			0,25	
67	Feldfutter				1				
68	Feldfutter				1				
69	Roggen, Weizen/Gerste, 2xFeldfutter	0,125	0,25	0,125	0,5				
70	Feldfutter				1				

Tabelle 3.9:
 Zuordnung von Fruchtarten aus der Kreisstatistik zu Fruchtfolgegliedern der Schätzung für die BÜK-Einheiten

Fruchtfolgeglied	Fruchtarten
Weizen	Winterweizen
Roggen	Roggen
Gerste	Wintergerste, Sommergerste
Feldfutter	Hafer, Futtererbsen, Runkelrüben, Klee/Kleegras, Luzerne/Luzernegras, Ackerwiese/Ackerweide, Silomais
Zuckerrüben	Zuckerrüben
Kartoffeln	Frühkartoffeln, Spätkartoffeln
Ölfrüchte	Winterraps
Körnermais	Körnermais

3.4.1.4.3 Verifizierung der Grünlanderträge

Die für Dauergrünland geschätzten Erträge werden ebenfalls denen nach Ertragsstatistik angeglichen. Die verwendete Methodik entspricht der für Ackerland mit dem Unterschied, dass als Bezugsebene für die Erträge nach Statistik nicht die Kreise, sondern die Bundesländer herangezogen werden, da nur auf dieser Ebene die Ertragsstatistik ausgewiesen wird (Statistik Regional 1999, Statistisches Landesamt Nordrhein-Westfalen 1999).

3.4.2 Standort- und fruchtfolgenspezifische Cd-Einträge durch Düngung

3.4.2.1 Cd-Einträge mit mineralischer Düngung

Der Düngerbedarf bezüglich der Hauptnährstoffe N, P, K kann mit Hilfe von Funktionen errechnet werden, die als KTBL-Richtwerte 1991 veröffentlicht und 2000 aktualisiert wurden (DLG 2001). Der Düngerbedarf einer Fruchtart setzt sich meistens aus einer ertragsabhängigen Komponente und einem ertragsunabhängigen Grundbeitrag zusammen.

Die Ermittlung des Kalkbedarfs erfordert die Berücksichtigung der vorhandenen Bodenvorräte. Diese sind nicht mit einem Aufwand zu erheben, der im Rahmen des vorliegenden Projektes geleistet werden kann. Da aber die Cd-Gehalte in den in Deutschland verwendeten Kalkdüngern nur höchstens 1,5 % des Cd-Gehaltes in P-Düngern beträgt, kann der Kalkeintrag ohne weiteres vernachlässigt werden, ohne dass das Ergebnis der Eintragungsermittlung von Cd signifikant verfälscht wird. Deshalb wurden nur Bedarfsmengen an N-, P₂O₅- und K-Düngern ermittelt. Diese lassen sich anhand des in KTBL (2000) beschriebenen Berechnungsmodells ertragsabhängig für mittlere Versorgungsstufen des Bodens abschätzen (Tabelle 3.10).

Nachdem die üblichen Düngermengen nach Düngerarten regional differenziert ermittelt wurden, kann man die

Tabelle 3.10:
 Gesamtnährstoffbedarf der Pflanzen (KTBL 2000)

Fruchtart	Pflanzengesamtbedarf als Funktion des Ertrages E [dt ha ⁻¹ a ⁻¹]		
	N [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	P ₂ O ₅ [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	K ₂ O [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]
Winterweizen	2,5 E	2,15 E - 36	2,5 E + 45
Winterroggen	2,0 E + 20	1,25 E + 15	2,0 E + 45
Wintergerste	2,0 E + 20	1,25 E + 15	2,0 E + 45
Sommergerste	1,0 E + 40	1,25 E + 15	2,0 E + 45
Hafer	1,0 E + 40	1,25 E + 15	2,0 E + 45
Körnermais	2,0 E + 40	1,0 E + 80	2,0 E + 90
Hülsenfrüchte (Bohnen, Erbsen) ²¹	160	1,0 E + 60	2,0 E + 70
Kartoffeln	0,2 E + 70	0,2 E + 70	0,2 E + 230
Zuckerrüben	0,2 E + 80	0,235 E + 10	0,275 E + 225
Futterrüben	0,25 E	0,1 E + 50	0,16 E + 205
Klee/ Kleegras ^{21, 22}	1,5 E + 50	0,75 E + 60	1,0 E + 120
Luzerne/ Luzernegras ^{21, 22}	1,0 E - 20	1,25 E - 25	1,0 E + 120
Ackerwiese/ Ackerweide ²²	3,0 E	1,0 E + 40	1,5 E + 115
Grün- / Silomais	0,4 E - 40	0,2 E + 50	0,4 E + 30
Winterraps	5,0 E + 60	2,5 E + 40	4,0 E + 130
Dauergrünland ²²	3,0 E - 80	2,0 E - 25	5,0 E - 130

²¹ Auf den N-Bedarf werden aus symbiontischer N-Fixierung angerechnet: Hülsenfrüchte 4,5 E; Klee 0,27 E; Luzerne 0,3 E
²² Ertrag in Heuwerten

Tabelle 3.11:
 Auf den Nährstoffgehalt eines Düngers bezogener mittlerer Cd-Gehalt (Severin 1999)

Handelsdünger	Einheit	Cd-Gehalt
Triple-Phosphat	mg (kg P ₂ O ₅) ⁻¹ Cd	62
Diammonphosphat	mg (kg P ₂ O ₅) ⁻¹ Cd	61
Kalkammonsalpeter	mg (kg N) ⁻¹ Cd	1,4
40er Kali	mg (kg K ₂ O) ⁻¹ Cd	0,23
Kohlensäurer Kalk	mg (kg Ca) ⁻¹ Cd	1,04

an die einzelnen Düngerarten gebundenen Cd-Einträge errechnen. Für die einzelnen Düngerarten sind durchschnittliche Cd-Gehalte bekannt (Tabelle 3.11)

Der Cd-Eintrag mit mineralischen Düngern errechnet sich dann aus dem Produkt der mineralischen Düngung von Stickstoff, Phosphor und Kalium mit den Cd-Gehalten der jeweiligen Dünger (vgl. Tabelle 3.11) gemäß

$$f_{Cd, \min} = \sum f_{\min, x} \cdot [Cd_x]$$

mit

$f_{\text{Cd, min}}$	Cd-Eintrag mit mineralischen Düngern in $\text{g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$
$f_{\text{min, x}}$	mineralische Düngung von Stickstoff, Phosphor und Kalium in $\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$
$[\text{Cd}_x]$	Cd-Gehalt in mineralischen Stickstoff-, Phosphor- und Kali-Düngern in g kg^{-1}
x	Düngerart

Eine Gegenüberstellung der durchschnittlichen Cd-Gehalte der beiden in Deutschland häufig genutzten Phosphatdüngerformen Triple-Phosphat und Diammonphosphat zeigt, dass keine signifikanten Unterschiede festzustellen sind. Deshalb soll in diesem Projekt zum einen mit der durchschnittlichen Cd-Konzentration in Phosphat-Düngern von $62 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5)^{-1} \text{ Cd}$ für den "Normalfall" gerechnet werden. Gleichzeitig soll eine Variante bilanziert werden, die den ungünstigen Fall ("worst case"-Szenario) beschreibt, wenn die in der freiwilligen Festlegung durch die Düngerindustrie vorgegebenen Cd-Höchstgrenzen von $90 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_2)^{-1} \text{ Cd}$ ausgeschöpft werden. Andere Düngerarten, z. B. Thomasphosphat, enthalten geringere Mengen Cd pro Nährstoffeinheit. Der Anteil des Thomasphosphates am Gesamtverkauf (bezogen auf P_2O_2) beträgt aber nur ca. 2 %. Die Ergebnisse beziehen sich also vereinfachend auf Bewirtschaftungsformen, bei denen die stärker Cd-haltigen Phosphatdünger eingesetzt werden.

Für die endgültige Bestimmung des Cd-Eintrags durch mineralische Düngung sind die entsprechend Kapitel 3.4.2.2 regional differenziert berechneten Einträge über organische Wirtschaftsdünger vom Cd-Eintrag entsprechend dem nach KTBL (2000) kalkulierten Düngbedarf abzuziehen.

3.4.2.2 Eintrag mit organischen Wirtschaftsdüngern

Gülle- und Stallmistanfall lassen sich nicht in Beziehung zu Bodeneigenschaften kalkulieren. Eine statistische Erfassung der anfallenden Tierexkrementemengen gibt es nicht. Man kann den Anfall ableiten aus den erhobenen Viehbeständen auf Kreisebene (Statistik Regional 1999, Statistisches Landesamt Nordrhein-Westfalen 1999) und empirisch erhobenen durchschnittlichen Mengen an Exkrementen je Tier einer Art. Die Konzentrationen der Inhaltsstoffe sind tierartenspezifisch. Der Viehbesatz ist ein Ergebnis der längerfristigen Entwicklung in den einzelnen Regionen und unterliegt stark politischen Regelungen. Die Wirtschaftsdünger werden in der Regel nur in die unmittelbare Umgebung transportiert, so dass man davon ausgehen kann, dass dort, wo das Vieh einsteht, auch der Wirtschaftsdünger ausgebracht wird.

Die Höhe der Stoffzufuhr mit der organischen Düngung wird aus der Multiplikation der Stückzahlen jeder Viehart mit dem artspezifischen Anfall des betreffenden Elements (N, P, K, Cd) pro Stück errechnet. Von dem Ergebnis wer-

den in Bezug auf den Stickstoff 20 % Stall- und Lagerungsverluste abgezogen. Der Stoffanfall verschiedener Vieharten lässt sich aus Tabelle 3.12 ersehen. Die Bestimmung der Höhe der organischen Düngung muss für Stickstoff und Phosphor vorgenommen werden, da diese Nährstoffmengen von den ermittelten Mineraldünger-Bedarfsmengen (siehe Kap. 3.4.2.1) abgezogen werden müssen.

$$f_{\text{org}} = \frac{I}{A} \cdot \sum_{i=1}^m (E_i \cdot n_i) \cdot c_L$$

wobei:

f_{org}	organische Düngung der Gebietseinheit in $\text{g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ bzw. $\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$
E_i	Stoffanfall je Stück Vieh (vgl. Tabelle 3.12) in $\text{g Stück}^{-1}\text{a}^{-1}$ bzw. $\text{kg Stück}^{-1}\text{a}^{-1}$
n_i	Viehzahl je Viehart in Stück
c_L	für Stickstoff: Verlustfaktor für Stall- und Lagerungsverluste (für N: $c_L = 0,8$)
A	Bezugsfläche in ha
i	betrachtete Viehart (1 bis m)

Um die kulturartspezifische organische Düngung zu erhalten, wird hierzu die zuvor berechnete organische Düngung als Mittel einer Gebietseinheit nach einem Verteilungsschlüssel auf die einzelnen Fruchtarten aufgeteilt, um das Düngungsverhalten der pflanzenbaulichen Praxis nachzuempfinden. In der Regel werden Wirtschaftsdünger im Vergleich zu den anderen Fruchtarten verstärkt zu Hackfrüchten (mit Ausnahme der Zuckerrüben), Mais und Grünfütterpflanzen ausgebracht. Im vorliegenden Berechnungsansatz wird angenommen, dass die o.g. drei Fruchtartgruppen die dreifache organische Düngung wie die übrigen Fruchtarten erhalten:

$$f_{\text{org, i}} = \frac{f_{\text{org}} \cdot A}{A_{\text{F1}} + (3 \cdot A_{\text{F2}})} \cdot c_i$$

wobei:

$f_{\text{org, i}}$	kulturspezifische organische Düngung in $\text{g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ bzw. $\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$
A_{F1}	Summe der Anbaufläche der Kulturen Getreide, Raps, Hülsenfrüchte, Zuckerrüben in ha
A_{F2}	Summe der Anbaufläche der Kulturen Mais, Grünfütterpflanzen, übrige Hackfrüchte in ha
c_i	Faktor für Kulturen i: Kulturen wie in A_{F1} : $c = 1$; Kulturen wie in A_{F2} : $c = 3$.
i	Kulturart

Die Höhe des Stoffanfalls der verschiedenen Vieharten ist insbesondere von der Nutzungsrichtung (Mast, Milch, Zucht u.s.w.), der Haltungsintensität und der Futterzusammensetzung abhängig. In der Landwirtschaftsstatistik liegen jedoch keine Informationen zu den oben genannten

Tabelle 3.12:

Höhe des mittleren Stoffanfalls in den Exkrementen verschiedener Viecharten (Becker 1996; Boysen 1992; KTBL 2000; Wilcke und Döhler 1995)

Viechart	Stoffanfall je Tier			
	N [kg Stück ⁻¹ a ⁻¹]	P ₂ O ₅ [g Stück ⁻¹ a ⁻¹]	K ₂ O [g Stück ⁻¹ a ⁻¹]	Cd [g Stück ⁻¹ a ⁻¹]
Milchkühe	100	35	100	0,6
restliches Rindvieh	40	20	60	0,4
Mastschweine	11	7	7	0,08
Zuchtsauen	27	18	18	0,25
restliche Schweine	5	6,5	6,5	0,05
Schafe	10	4	9,4	0,1
Mastgeflügel	0,4	0,2	0,15	0,001
Legehennen	0,8	0,6	0,4	0,003

Faktoren auf der Ebene der Kreise vor. Der mittlere Wert des Stoffanfalls für jede Viechart kann daher nicht weiter differenziert werden. Der Anfall von Stickstoff (N) wird um die Stall- und Lagerungsverluste korrigiert, da die Bilanzierung auf der Betrachtungsebene der landwirtschaftlichen Nutzfläche vorgenommen wird und N-Verluste im Hofbereich die auf den Schlag ausbringbare N-Menge verringern. Indirekt sind diese Verluste jedoch anteilig in den N-Depositionen aus der Atmosphäre enthalten, die bei der N-Gesamtzufuhr berücksichtigt werden. Die in Becker (1996) enthaltene Literaturübersicht bestätigt die im Berechnungsansatz angenommene Höhe der Stall- und Lagerungsverluste von 20 % des N-Anfalls.

Tabelle 3.13:

Anrechnung des organischen Düngers zur Ermittlung der mineralischen Düngung (KTBL 2000, Becker 1996) auf der Basis des Gesamtbedarfs der Pflanzen

Fruchtart	Anrechnung des org. Düngers auf den Bedarf [%]		
	P	K	N
Winterweizen	100	80	20
Winterroggen	100	80	20
Wintergerste	100	80	20
Sommergerste	100	80	20
Hafer	100	80	20
Körnermais	100	80	40
Hülsenfrüchte (Bohnen, Erbsen)	100	80	30
Kartoffeln	100	80	40
Zuckerrüben	100	80	40
Futterrüben	100	80	40
Klee/Klee gras	100	80	30
Luzerne/ Luzernegras	100	80	30
Ackerwiese/ Ackerweide	100	80	30
Grün-/Silomais	100	80	40
Winterraps	100	80	40
Dauergrünland	100	80	30

Der Anteil der organischen Dünger am Gesamt-N-Bedarf wurde wie in Tabelle 3.13 dargestellt angesetzt.

Die direkte Angabe der Cd-Ausscheidung pro Tier in Tabelle 3.12 ermöglicht die direkte Berechnung der Cd-Mengen, die durch organischen Dünger im Durchschnitt pro Kreis auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebracht werden.

3.4.2.3 Ermittlung der Einträge mit Sekundärrohstoffdüngern

Da die Ausbringungsmenge und der Cd-Gehalt der Klärschlämme überwiegend vom Standort von Kläranlagen und der Bereitschaft von Landwirten zur Ausbringung von Klärschlamm auf ihren Flächen abhängt, ist eine Kalkulation der regional differenzierten Cd-Einträge mit Klärschlamm in landwirtschaftliche Nutzflächen nicht möglich. Der von Scheffer et al. (1998) angegebene Durchschnittswert von 7 g ha⁻¹·a⁻¹ Cd für deutsche Landwirtschaftsflächen (vgl. Kap. 2.4.2.2) ist nicht verwendbar für die Gesamtbilanz, weil die Praxis zeigt, dass der überwiegende Teil der landwirtschaftlichen Nutzflächen nie mit Klärschlamm gedüngt wird, während ein kleiner Flächenanteil immer wieder mit höchstmöglichen Mengen an Klärschlamm versorgt wird.

Da der Klärschlammeinsatz anstelle von P-Mineraldüngern aber eher die Ausnahme auf deutschen Landwirtschaftsflächen ist, wird dieser Fall deshalb im weiteren Bilanzierungsverfahren vernachlässigt.

Man kann jedoch davon ausgehen, dass in der Regel im Falle einer Klärschlamm Düngung auf eine zusätzliche mineralische oder organische P-Düngung verzichtet wird. Da der mittlere Cd-Gehalt in mineralischen P-Düngern, bezogen auf den P-Anteil aber 3-mal höher ist als der mittlere Cd-Gehalt im Klärschlamm bei gleicher P-Einbringungsmenge, ergibt sich eine Verringerung der Cd-Einträge insgesamt bei Klärschlamm Düngung. Die Einbeziehung von Klärschlamm in die Düngungsbilanz würde demzufolge zu einer "lowest case"-Darstellung führen, die in der vorliegenden Studie nicht betrachtet wird.

Komposte werden ebenfalls nur unregelmäßig und selten auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht. Der überwiegende Teil der Komposte wird in Gärten eingesetzt, die hier nicht Gegenstand der Untersuchung sein sollen. In den wenigen Fällen, wo Kompost auf Äcker ausgebracht wird, wird gleichzeitig auf die Düngung mit N- und P-Mineraldüngern verzichtet. Da der Cd-Gehalt je kg Phosphat im Kompost aber doppelt so hoch ist wie im Mineraldünger (vgl. Kap. 2.4.2.3), ist der Cd-Problematik in Kleingärten prinzipiell besonderes Augenmerk zu schenken. In dieser Studie muss der Eintrag über Kompost jedoch vernachlässigt werden, weil keine Datengrundlage für eine Regionalisierung besteht und die Kompostausbringung auf Äcker auf seltene Ausnahmefälle beschränkt ist.

3.4.3 Ergebnisse der Regionalisierung düngergetragener Cd-Einträge

Die Ergebnisse der Berechnungen der Cd-Einträge mit Düngemitteln insgesamt bezogen auf die Legendeneinheiten der BÜK 1000 sind in Tabelle 3.15 dargestellt. Bei durchschnittlichen Cd-Gehalten in den phosphathaltigen Düngemitteln ergeben sich Cd-Einträge zwischen $4,9 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ für die leichtesten Böden und $11 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ für die ertragsstarken Löss-Böden, wobei die angenommenen standortspezifischen Fruchtarten zu weiteren Differenzierungen führen. Der höchste Cd-Eintrag wurde für die Bodeneinheit 14, Parabraunerde, aus sandig-lehmigen Deckschichten auf eiszeitlichem Schotter, mit $12,5 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ermittelt, der nicht zur Klasse des höchsten Ertragspotentials gehört. Für die meisten Bodeneinheiten wurden Cd-Einträge zwischen 6 und $7 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ berechnet. Eine Ausnahme bildet die Bodeneinheit 7, Hochmoor, für die keine Düngung unterstellt wurde (Cd-Eintrag: $0 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$).

Die regionale Differenzierung des Cd-Eintrags mit mineralischen Düngemitteln lässt sich großräumig wie folgt beschreiben: In den Regionen Hannover-Braunschweig-Magdeburg, Aachen-Köln, Oberrhein und Nord-Niedersachsen liegen die Cd-Einträge durch Mineraldüngung in einem sehr hohen Bereich. In den viehstarken Regionen, in denen der Nährstoffbedarf der Pflanzen zu einem Großteil durch die organische Düngung abgedeckt werden kann (eine Ausnahme hiervon bildet Nord-Niedersachsen), liegen die Cd-Einträge durch die mineralische Düngung zumeist um $4 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$.

Regionen mit überdurchschnittlich hohem Viehbesatz befinden sich im Weser-Ems-Gebiet, am Niederrhein und im Alpenvorland. Hier sind entsprechend mit 1 bis $2,1 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ sehr hohe Cd-Einträge über organische Düngung zu verzeichnen, während im Osten Deutschlands der Cd-Eintrag mit dem Wirtschaftsdünger unter $0,5 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ liegt. Dementsprechend sind aber die mineraldüngergebundenen Cd-Einträge gegenläufig im Nordwesten

Deutschlands relativ niedrig und im Osten Deutschlands hoch.

Beim Vergleich der Summe des berechneten Stickstoffeintrags mit Mineraldüngern über ganz Deutschland ergibt sich eine gute Übereinstimmung mit dem bundesdeutschen Absatz von Mineraldüngern nach den Angaben des Statistischen Bundesamtes.

Hauptsächlich erfolgt der Cd-Eintrag jedoch mit P-haltigen Düngern. Hier ist die 1999 statistisch ausgewiesene Absatzmenge von $0,42 \text{ Mio. t}$ (das entspricht im Durchschnitt $27 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$) deutlich geringer als die nach dem Pflanzenbedarf berechnete Einsatzmenge von durchschnittlich $81 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$. Die hauptsächliche Ursache für diese Diskrepanz liegt in den hohen Vorräten an P im Boden. Scheffer et al. (1998) begründen den in vielen Industrieländern festgestellten erheblichen Überschuss an P in den landwirtschaftlichen Böden damit, dass die Ausnutzung der P-Düngung lange Zeit unterschätzt und deshalb weit über den Bedarf gedüngt wurde. Diese Vorräte wirken sich auf die Fraktion des pflanzenverfügbaren P aus, die bei der Düngebedarfsermittlung anhand von Bodenuntersuchungen relevant ist. Die Tatsache, dass derzeit sehr viel weniger P-Dünger verkauft wird, als entsprechend des Pflanzenbedarfes bei heutigen Erträgen ausgebracht werden müsste, lässt darauf schließen, dass ein Großteil der landwirtschaftlichen Betriebe die vorhandenen P-Vorräte bei der Düngung berücksichtigt. Andererseits kann gefolgert werden, dass in Zukunft die Vorräte in zunehmendem Maße aufgebraucht werden oder aber der derzeit noch pflanzenverfügbare P verstärkt an Tonminerale gebunden wird, so dass sich allmählich der Düngebedarf wieder dem berechneten Pflanzenbedarf annähert. Somit lassen sich die Werte des Cd-Eintrags mit Düngemitteln auf der Basis des Nährstoffbedarfes der Pflanzen als langfristig gültige Größenordnung werten, die momentan jedoch deutlich unterschritten wird.

3.5 Regionale Verteilung der Cd-Entzüge durch Pflanzen-ernte

Der einfachste Weg für die Berechnung der Cd-Entzüge durch Biomasseernte besteht darin, jährliche Erträge mit den Schwermetallgehalten in den geernteten Teilen der Pflanzen zu multiplizieren.

$$f_{\text{Cd, rem}} = f_{\text{crop}} \cdot [\text{Cd}_{\text{crop}}]$$

wobei:

$f_{\text{Cd, rem}}$	Nettoaufnahmerate bzw. Ernteentzug (removal) in $\text{g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
f_{crop}	mittlerer jährlicher Trockenmasseertrag des Ernteguts (crop) in $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
$[\text{Cd}_{\text{crop}}]$	Cd-Konzentration in den geernteten Pflanzenteilen in g kg^{-1}

Die mittleren jährlichen Trockenmasseerträge je Fruchtart sowie die Fruchtartenanteile werden aus Kapitel 3.4.1.4 übernommen. Diese sind mit dem für jede Fruchtart spezifischen Cd-Gehalt zu multiplizieren und die Summe über alle Fruchtartenanteile in einer Bodeneinheit zu bilden.

Die zur Berechnung der Cd-Entzüge durch Biomasseernte in diesem Projekt verwendeten Konzentrationen in geernteten Pflanzenteilen (Trockenmasse) sind bereits in Schütze (1999) veröffentlicht. Um typische Gehalte der wichtigsten landwirtschaftlichen Kulturen (d. h. Kulturen, die wesentliche Anteile am Anbauverhältnis bzw. innerhalb der Fruchtfolgen haben) zu charakterisieren, wurden Medianwerte verwendet (Tabelle 3.14). Die Datenbasis zur Ermittlung der Mediane besteht aus Ergebnissen einer Erhebungsuntersuchung in Nordrhein-Westfalen (LUA NRW 1996) und aus Literaturangaben (Sauerbeck und Styperek 1988). Es wurden nur Pflanzenproben von unbelasteten (d. h. nur ubiquitär belasteten) Flächen verwendet.

Tabelle 3.14:
 Mittlere Cd-Gehalte im Erntegut (Schütze 1999)

Fruchtart	Mittlere Cd-Gehalte im Erntegut (Medianwert) [mg (kg TM) ⁻¹]	TM-Gehalt [%]
Winterweizen (nur Korn)	0,08	86
Winterroggen (nur Korn)	0,03	86
Wintergerste (nur Korn)	0,02	86
Sommergerste (nur Korn)	0,06	86
Hafer (nur Korn)	0,04	86
Körnermais	0,20	84
Hülsenfrüchte (Bohnen, Erbsen)	0,04	84
Kartoffeln	0,23	25
Zuckerrüben	0,25	25
Futterrüben	0,25	15
Klee/Kleegrass	0,15	80
Luzerne/Luzernegrass	0,15	80
Ackerwiese/Ackerweide	0,15	80
Grün-/Silomais	0,20	25
Winterraps	0,04	90
Dauergrünland	0,14	80

det. Die Konzentrationsangaben bezogen sich auf ungewaschene Pflanzenteile. Die Medianwerte lagen ausnahmslos weit unter den Lebensmittelrichtwerten (ZEBS-Werte) sowie den Werten der Futtermittelverordnung, so dass die auf dieser Basis berechneten Entzüge von Cd als ungefährliche Austräge gewertet werden können.

Ergebnisse zu standortspezifischen Cd-Entzügen mit der Pflanzenernte sind Tabelle 3.15 zu entnehmen. Die so berechnete Menge an Cd, die über die Netto-Biomasseproduktion dem Boden entzogen wird und in die Nahrungskette eingeht, gibt im Vergleich zum jährlichen Eintrag von Cd in den Boden über Dünger und aus der Atmo-

sphäre einen ersten Anhaltspunkt über zu erwartende Akkumulationen im Boden (daneben sind Auswaschungsraten mit dem Sickerwasser zu berücksichtigen, siehe Kapitel 3.6).

Gleichzeitig ist die in die Biomasse bzw. in das Erntegut aufgenommene Menge aber auch die Ausgangsgröße für die weitere Betrachtung des Pfades von Cd über die Nahrungspflanzen direkt zum Menschen oder indirekt durch Verfütterung an Tiere, deren Fleisch und Produkte dem menschlichen Verzehr dienen.

3.6 Regionale Verteilung der Cd-Austräge mit dem Sickerwasser

Der Cd-Austrag durch abfließendes Wasser wurde in der vorliegenden Studie ermittelt, indem der jeweilige Massenstrom des Wassers (in l ha⁻¹a⁻¹) mit einer angenommenen mittleren Konzentration im abfließenden Wasser multipliziert wird.

$$f_{\text{Cd, leach}} = f_{\text{H}_2\text{O, leach}} \cdot [\text{Cd}_{\text{ss}}]$$

wobei:

- $f_{\text{Cd, leach}}$ Cd-Austrag mit dem Wasserabfluss
- $f_{\text{H}_2\text{O, leach}}$ Sickerwasserfluss (leaching flux)
- $[\text{Cd}_{\text{ss}}]$ Konzentration von Cd in der Bodenlösung (soil solution)

In Auswertung der Ergebnisse umfangreicher Messungen von Cd-Konzentrationen im Sickerwasser (Bielert et al. 1999) wird der Medianwert der gemessenen Cd-Konzentrationen von 0,14 µg l⁻¹ genannt, der nach Angaben des Autors als vorläufiger Hintergrundwert betrachtet werden kann. Dieser Wert wird einheitlich für alle Standorte verwendet.

Die den Berechnungen zu Grunde liegenden Sickerwasserraten beruhen auf der bereits im Kapitel 2.4.4.1 beschriebenen Sickerwasserkarte von Bach et al. (2000).

Der Austrag mit dem Sickerwasser ergab Werte im Bereich von 0,07 g ha⁻¹a⁻¹ Cd im Osten Deutschlands (mit Ausnahme des Erzgebirges und der Ostseeküste) bis 1,2 g ha⁻¹a⁻¹ Cd in den Alpen, im Schwarzwald und im Westharz. Der Median für die ermittelten Austragsraten beträgt 0,28 g ha⁻¹a⁻¹ Cd. Eine Zuordnung der Austräge mit dem Sickerwasser zu den Bodeneinheiten der BÜK 1000 ist nicht möglich. Um eine Verknüpfung mit den bodenbezogenen Cd-Austrägen mit der Pflanzenernte zu ermöglichen, wurde für jede Bodeneinheit jeweils ein Fall mit einer hohen und ein Fall mit einer niedrigen Sickerwasserrate betrachtet.

3.7 Ergebnisse der Bilanzierung

3.7.1 Ackerland

Die standortabhängigen Ein- und Austräge von Cd in den und aus dem Boden auf Ackerland zeigt die Tabelle 3.15 bezogen auf die Leitbodenassoziationen, wie sie in der BÜK 1000 dargestellt sind. Für folgende Fälle werden die Salden berechnet:

1. Durchschnittlicher Fall:

- Cd-Gehalt im P-Dünger von $62 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1} \text{ Cd}$
- Auswaschungsrate von $0,28 \text{ g ha}^{-1} \text{ Cd}$ bei einer durchschnittlichen Sickerrate von 200 mm a^{-1}
- Cd-Depositionen aus der Atmosphäre von $1,7 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$
- Cd-Entzüge durch die Pflanzenernte entsprechend dem kreisregionalisierten Ertragspotenzial der Bodeneinheit

2. "worst case" Szenario:

- Cd-Gehalt im P-Dünger von $90 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5\text{)}^{-1} \text{ Cd}$
- Auswaschungsrate von $0,07 \text{ g ha}^{-1} \text{ Cd}$ bei einer durchschnittlichen Sickerrate von 50 mm a^{-1}
- Cd-Entzüge durch die Pflanzenernte entsprechend dem kreisregionalisierten Standortpotenzial der Bodeneinheit
- 2a. Cd-Depositionen aus der Atmosphäre von $1,7 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$ oder
- 2b. Cd-Depositionen aus der Atmosphäre von $5 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$

Die Bilanzierung der Ein- und Austräge von Cd durch die genannten Stoffströme zeigt Tendenzen der Cd-Anreicherung im Oberboden für alle betrachteten Bodeneinheiten und Szenarien auf. Direkt auf Bodeneinheiten bezogen wurden die Einträge mit Dünger und die Austräge mit der Pflanzenernte berechnet, während für die Einträge mit der Deposition und die Austräge mit dem Sickerwasser jeweils bestimmte Annahmen berücksichtigt wurden. Die **Anreicherungsraten für den Durchschnittsfall liegen zwischen 6 und 18 g ha⁻¹a⁻¹ Cd** und werden wesentlich durch die Einträge mit Düngemitteln geprägt.

Der **mittlere Cd-Eintrag durch Dünger** schwankt in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften (d. h. von der Ertragserswartung) und in Abhängigkeit vom Anteil der organischen Dünger an der Versorgung der Pflanzen insgesamt auf Acker von $4,94 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$ auf den podsolierten Sandböden des nordwestdeutschen Tieflandes und in Brandenburg über $7,63 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$ auf den Äckern der mitteldeutschen Lössgebiete bis $12 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$ auf grundfrischen Kolluvialböden der Flussauen. Der Wert von $9,98 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$ auf Niedermoor ist nur für nicht degradierte Moore zutreffend, die mit Saatgrasland genutzt werden. Tief entwässerte Niedermooere haben eine wesentlich geringere Bodenfruchtbarkeit und demzufolge geringeren Düngerbedarf. Die Unterscheidung der Degr-

ierungsstadien ist z. Z. nicht möglich. Deshalb kann der für die BÜK-Einheit 6 angegebene Cd-Eintrag nicht für die weitere Auswertung der Bilanzen herangezogen werden, weil er kein reales aktuelles Bild dieser Standorte wiedergibt. Der **Median des mineraldüngergebundenen Cd-Eintrages** auf Acker liegt bei $5,6 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$, der Median der Einträge über Düngemittel insgesamt bei $7,63 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$.

Der **Cd-Eintrag über organische Wirtschaftsdünger** schwankt zwischen $0,01$ und $2,12 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$, der Durchschnitt liegt bei $0,64 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$. Diese Größenordnung ist für die Gesamtbilanz im Vergleich zu dem mineraldüngergetragenen Cd-Eintrag von nachrangiger Bedeutung, da die Gehalte an Cd pro Nährstoffeinheit in Gülle nur durchschnittlich 2 % des Cd-Gehaltes im mineralischen Phosphordünger bei gleicher Nährstoffmenge betragen. Das heißt, je höher der Anteil an organischer Düngung an der Gesamtnährstoffversorgung ist, desto geringer sind die düngergebundenen Cd-Einträge.

Die Bedeutung der **atmosphärischen Cd-Deposition** in Höhe von durchschnittlich $1,7 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ kann ebenfalls als weniger bedeutend an der Gesamtbilanz eingeschätzt werden. Allerdings ist dieser Wert eine relativ niedrig angesetzte Schätzung für durchschnittliche ländliche Räume fernab von industriellen Emittenten. Messungen ergaben mittlere durchschnittliche Depositionswerte für die einzelnen Bundesländer von $1,2$ bis $2,4 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$ (Dämmgen et al. 2000). Für urbane Gebiete werden von diesen Autoren $5 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$ angegeben. Bezieht man die obere Größenordnung von $5 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ in die Bilanzierung ein, erhält die atmosphärische Deposition etwa die gleiche Größenordnung wie der durchschnittliche Eintrag mit Mineraldünger an den Gesamteinträgen.

Der **Austrag mit dem Sickerwasser** ergab Werte im Bereich von $0,07$ bis $1,2 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$; im Mittel $0,28 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$. Diese Austräge haben nur einen relativ geringen Anteil an der Gesamtbilanz.

Da der Eintrag mit Düngemitteln die Ergebnisse der Bilanzierung steuert und die anderen Stoffflüsse von untergeordneter Bedeutung sind, ergeben sich bei Depositionen von $1,7 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{ Cd}$, ähnlich wie bei der Betrachtung der Düngereinträge, für den "worst-case" Bilanzüberschüsse von rund 145 % gegenüber dem Normalfall. Eine höhere Cd-Deposition, wie sie in Ballungsräumen angetroffen werden kann, führt auf den Flächen mit relativ niedriger Düngung annähernd zu einer Verdoppelung der Überschüsse und auf den stark gedüngten Flächen zu etwa 190 % der Bilanzsalden des Normalfalles. Eine zusammenfassende Übersicht enthält Kapitel 6, Tabelle 6.1.

Tabelle 3.15:

Übersicht über die ermittelten standortabhängigen Cd-Ein- und -Austräge auf Ackerland in Deutschland für den jeweiligen Durchschnittsfall und das jeweilige "worst case"-Szenario, bezogen auf die Bodeneinheiten der BÜK 1000

BÜK- LEG 1000	Bodeneinheit	Cd-Entzug aus dem Boden durch Pflanzen- ernte mittlerer Fall	Cd-Eintrag aus Düngung bei durch- schnittlichen Gehalten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²³	Cd-Eintrag aus Düngung bei zulässigen oberen Grenzge- halten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²⁴	Bilanz für den Durch- schnitts- fall (1)	Bilanz für den "worst case" bei 1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2a)	Bilanz für den "worst case" bei 5 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2b)
		[g ha ⁻¹ a ⁻¹]					
1	Podsol-Regosol aus trockenen Sanden im Küstenbereich	0,53	4,94	7,16	5,83	8,26	11,56
2	Mariner Wattboden, Schlickseewatt im Gezeitenbereich der Nordsee	0,91	5,98	8,67	6,49	9,39	12,69
3	Kalkmarsch aus marinen Ablagerungen	1,01	6,42	9,31	6,83	9,93	13,23
4	Kleimarsch aus brackischen Ablagerungen	1,14	6,96	10,09	7,24	10,58	13,88
5	Kleimarsch aus fluviatilen Ablagerungen	1,14	6,96	10,09	7,24	10,58	13,88
6	Niedermoor	5,34	9,92	14,38	6,00	10,67	13,97
7	Hochmoor	0,00	0,00	0,00	1,42	1,63	4,93
8	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	1,01	6,42	9,31	6,83	9,93	13,23
9	Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen	1,14	6,96	10,09	7,24	10,58	13,88
10	Auenboden (Auenregosol) aus sandigen Flusssedimenten	0,68	6,76	9,80	7,5	10,75	14,05
11	Auenboden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Flusssedimenten	1,28	7,69	11,15	7,83	11,50	14,80
12	Gley aus sandig-lehmigen Sedimenten der Urstromtäler und Niederungen	0,53	5,87	8,51	6,76	9,61	12,91
13	Pararendzina aus kalkhaltigen, lehmigen Hochflut- und Auenablagerungen	0,96	7,02	10,18	7,48	10,85	14,15
14	Parabraunerde aus sandig-lehmigen Deckschichten auf eiszeitlichen Schotter	1,10	12,48	18,10	12,8	18,63	21,93
15	Gley-Parabraunerde aus lössbedeckten Terrassenablagerungen	1,28	7,69	11,15	7,83	11,50	14,80
16	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	0,68	6,76	9,80	7,5	10,75	14,05
17	Gley-Podsol aus sandigen Flussablagerungen	0,61	6,38	9,25	7,19	10,27	13,57
18	Parabraunerde aus lössvermischten Tertiärablagerungen	0,96	7,02	10,18	7,48	10,85	14,15
19	Parabraunerde aus Geschiebelehm	0,96	7,02	10,18	7,48	10,85	14,15
20	Parabraunerde-Tschernosem aus Geschiebemergel	1,06	7,63	11,06	7,99	11,63	14,93
21	Parabraunerde aus lehmig-sandigen, kalkhaltigen Moränenablagerungen	0,96	7,02	10,18	7,48	10,85	14,15
22	Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	0,68	6,76	9,80	7,5	10,75	14,05
23	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	0,68	6,76	9,80	7,5	10,75	14,05
24	Pseudogley-Tschernosem aus Geschiebelehm mit lehmig-sandiger Deckschicht	0,68	6,76	9,80	7,5	10,75	14,05
25	Podsol-Parabraunerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	0,62	5,49	7,96	6,29	8,97	12,27
26	Fahlerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	0,53	4,94	7,16	5,83	8,26	11,56
27	Bänder-Parabraunerde aus sandig-lehmigen Bildungen in Endmoränengebieten	0,53	4,94	7,16	5,83	8,26	11,56

Tabelle 3.15 (Forts.):

Übersicht über die ermittelten standortabhängigen Cd-Ein- und -Austräge auf Ackerland in Deutschland für den jeweiligen Durchschnittsfall und das jeweilige "worst case"-Szenario, bezogen auf die Bodeneinheiten der BÜK 1000

BÜK- LEG 1000	Bodeneinheit	Cd-Entzug aus dem Boden durch Pflanzen- ernte mittlerer Fall	Cd-Eintrag aus Düngung bei durch- schnittlichen Gehalten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²³	Cd-Eintrag aus Düngung bei zulässigen oberen Grenzge- halten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²⁴	Bilanz für den Durch- schnitts- fall (1)	Bilanz für den "worst case" bei 1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2a)	Bilanz für den "worst case" bei 5 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2b)
		[g ha ⁻¹ a ⁻¹]					
28	Podsolige Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	0,61	6,38	9,25	7,19	10,27	13,57
29	Braunerde-Pseudogley aus Deckschichten über Geschiebelehm	0,61	6,38	9,25	7,19	10,27	13,57
30	Podsolige Braunerde aus kalkhaltigen, lößvermischten Moränenablagerungen	0,62	5,49	7,96	6,29	8,97	12,27
31	Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	0,62	5,49	7,96	6,29	8,97	12,27
32	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden	0,76	6,17	8,95	6,83	9,82	13,12
33	Eisenhumuspodsol aus nährstoffarmen Sanden	0,53	4,94	7,16	5,83	8,26	11,56
34	Regosol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	0,53	4,94	7,16	5,83	8,26	11,56
35	Pararendzina aus Löss	0,96	7,02	10,18	7,48	10,85	14,15
36	Tschernosem aus Löss	1,06	7,63	11,06	7,99	11,63	14,93
37	Braunerde-Tschernosem aus Löss	1,06	7,63	11,06	7,99	11,63	14,93
38	Pseudogley-Tschernosem aus Löss	1,14	6,96	10,09	7,24	10,58	13,88
40	Tschernosem-Parabraunerde aus Löss	1,06	7,63	11,06	7,99	11,63	14,93
41	Parabraunerde-Tschernosem aus Löss	1,06	7,63	11,06	7,99	11,63	14,93
42	Fahlerde aus Löss	1,06	7,63	11,06	7,99	11,63	14,93
43	Parabraunerde-Pseudogley aus Löss	1,08	6,73	9,76	7,07	10,31	13,61
44	Parabraunerde aus lößvermischten Verwitterungsprodukten von Silikatgesteinen	0,96	7,02	10,18	7,48	10,85	14,15
45	Braunerde aus sandvermischem Löss	0,96	7,02	10,18	7,48	10,85	14,15
46	Bänder-Parabraunerde aus Sandlöss	0,96	7,02	10,18	7,48	10,85	14,15
47	Braunerde aus basaltgrushaltigem Lösslehm	0,96	7,02	10,18	7,48	10,85	14,15
48	Pseudogley aus Löss	1,14	6,96	10,09	7,24	10,58	13,88
49	Rendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- u. Dolomitgesteinen	0,68	6,76	9,80	7,50	10,75	14,05
50	Braunerde-Terra fusca aus lehmig-tonigen Verwitterungsprodukten von Kalk-, Schluff- und Sandsteinen	1,06	7,63	11,06	7,99	11,63	14,93
51	Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen	0,96	7,02	10,18	7,48	10,85	14,15
52	Braunerde aus Mergelgesteinen und kalkhaltigen Schottern	0,96	7,02	10,18	7,48	10,85	14,15
53	Braunerde aus basischen und intermediären magmatischen Gesteinen	0,85	6,57	9,53	7,14	10,31	13,61
54	Braunerde aus basenreichen Tuffen	0,85	6,57	9,53	7,14	10,31	13,61
55	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	0,61	6,38	9,25	7,19	10,27	13,57
56	Braunerde aus lößvermischten Verwitterungsprodukten saurer bis intermediärer Gesteine	0,85	6,57	9,53	7,14	10,31	13,61
57	Podsolige Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	0,76	6,17	8,95	6,83	9,82	13,12
58	Pseudogley-Braunerde aus lößvermischten Verwitterungsprodukten von Schluffen	1,14	6,96	10,09	7,24	10,58	13,88

Tabelle 3.15 (Forts.):

Übersicht über die ermittelten standortabhängigen Cd-Ein- und -Austräge auf Ackerland in Deutschland für den jeweiligen Durchschnittsfall und das jeweilige "worst case"-Szenario, bezogen auf die Bodeneinheiten der BÜK 1000

BÜK- LEG 1000	Bodeneinheit	Cd-Entzug aus dem Boden durch Pflanzen- ernte mittlerer Fall	Cd-Eintrag aus Düngung bei durch- schnittlichen Gehalten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²³	Cd-Eintrag aus Düngung bei zulässigen oberen Grenzge- halten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²⁴	Bilanz für den Durch- schnitts- fall (1)	Bilanz für den "worst case" bei 1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2a)	Bilanz für den "worst case" bei 5 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2b)
		[g ha ⁻¹ a ⁻¹]					
59	Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von harten Ton- und Schluffsteinen	0,68	6,76	9,80	7,5	10,75	14,05
60	Podsol-Braunerde aus Verwitterungsmaterial von harten Ton- und Schluffschichten	0,68	6,76	9,80	7,5	10,75	14,05
61	Braunerde aus quarzitischen Sandsteinen und Konglomeraten	0,85	6,57	9,53	7,14	10,31	13,61
62	Podsolige Braunerde aus lösshaltigen Deckschichten über Sandstein und Quarziten	0,68	6,76	9,80	7,50	10,75	14,05
63	Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten	0,61	6,38	9,25	7,19	10,27	13,57
64	Parabraunerde-Pseudogley aus lössvermischten Deckschichten über Sandstein	1,14	6,96	10,09	7,24	10,58	13,88
65	Parabraunerde aus Lösslehm über unterschiedlichen Gesteinen	0,85	6,57	9,53	7,14	10,31	13,61
66	Braunerde-Pelosol aus lössvermischem Verwitterungsmaterial unterschiedlicher Muttergesteine	0,68	6,76	9,80	7,50	10,75	14,05
67	Rotplastosol der tertiären Bodenbildung	0,79	7,22	10,47	7,85	11,31	14,61
68	Pseudogley-Pararendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk- und Dolomitgesteinen	1,17	6,55	9,50	6,8	9,96	13,26
69	Syrosem aus Kalk- und Dolomitgesteinen	1,04	6,13	8,89	6,51	9,48	12,78
70	Pararendzinen aus anthropogenen Ablagerungen der Großstädte	0,69	5,86	8,50	6,59	9,44	12,74
71	Lockersyrosem (Auftragsboden) auf Kippenflächen	0,90	5,71	8,28	6,23	9,01	12,31

²³ 62 mg (kg P₂O₅)⁻¹ Cd
²⁴ 90 mg (kg P₂O₅)⁻¹ Cd

3.7.2 Grünland

Prinzipiell treffen die für Ackerland getroffenen Aussagen auch auf die Grünlandstandorte in Deutschland (Tabelle 3.16) zu.

Die **mittleren Einträge mit Düngern** liegen mit 5,0 g ha⁻¹a⁻¹ Cd etwas niedriger als auf Acker, im Höchstfall aber über den Einträgen auf Acker, z. B. bei den hochproduktiven Auengrünlandstandorten 18,9 g ha⁻¹a⁻¹ Cd, die mit weit mehr N, P und K gedüngt werden als Ackerkulturen auf gleichen Standorten, die aber auch einen höhe-

ren Ernteertrag und demzufolge einen höheren Cd-Entzug aufweisen. Zu den Ergebnissen der Bilanz auf Acker gibt es keine signifikanten Differenzierungen. Deshalb muss in den folgenden Ausführungen zur Gesamtbilanz kein Unterschied zwischen Acker- und Grünlandstandorten gemacht werden.

Tabelle 3.16:

Übersicht über die ermittelten standortabhängigen Cd-Ein- und -Austräge auf Grünland in Deutschland für den jeweiligen Durchschnittsfall und das jeweiligen "worst case"-Szenario, bezogen auf die Bodeneinheiten der BÜK 1000

BÜK- LEG 1000	Bodeneinheit	Cd-Entzug aus dem Boden durch Pflanzen- ernte mittlerer Fall	Cd-Eintrag aus Düngung bei durch- schnittlichen Gehalten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²⁵	Cd-Eintrag aus Düngung bei zulässigen oberen Grenzge- halten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²⁶	Bilanz für den Durch- schnitts- fall (1)	Bilanz für den "worst case" bei 1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2a)	Bilanz für den "worst case" bei 5 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2b)
		[g ha ⁻¹ a ⁻¹]					
1	Podsol-Regosol aus trockenen Sanden im Küstenbereich	0,36	1,14	1,65	2,20	2,92	6,22
2	Mariner Wattboden, Schlickseewatt im Nordsee-Gezeitenbereich	0,54	1,72	2,49	2,60	3,58	6,88
3	Kalkmarsch aus marinen Ablagerungen	0,81	4,58	6,64	5,19	7,46	10,76
4	Kleimarsch aus brackischen Ablagerungen	0,90	5,49	7,96	6,01	8,69	11,99
5	Kleimarsch aus fluviatilen Ablagerungen	0,95	6,06	8,79	6,53	9,47	12,77
6	Niedermoor	0,918	5,32	7,71	5,82	8,43	11,73
7	Hochmoor	0,00	0,00	0,00	1,42	1,63	4,93
8	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	1,89	16,02	23,23	15,55	22,97	26,27
9	Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen	2,16	18,88	27,38	18,14	26,85	30,15
10	Auenboden (Auenregosol) aus sandigen Flusssedimenten	1,71	14,30	20,74	14,01	20,66	23,96
11	Auenboden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Flusssedimenten	1,76	14,87	21,56	14,53	21,43	24,73
12	Gley aus sandig-lehmigen Sedimenten der Urstromtäler und Niederungen	1,26	9,44	13,69	9,60	14,06	17,36
13	Pararendzina aus kalkhaltigen, lehm. Hochflut- und Auenablag.	1,44	11,33	16,43	11,31	16,62	19,92
14	Parabraunerde aus sandig-lehmigen Deckschichten auf eiszeitlichen Schotter	1,35	10,30	14,94	10,37	15,22	18,52
15	Gley-Parabraunerde aus lössbedeckten Terrassenablagerungen	1,26	9,44	13,69	9,60	14,06	17,36
16	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	1,15	8,24	11,95	8,51	12,43	15,73
17	Gley-Podsol aus sandigen Flussablagerungen	1,08	7,44	10,79	7,78	11,34	14,64
18	Parabraunerde aus lössvermischten Tertiärablagerungen	1,08	7,44	10,79	7,78	11,34	14,64
19	Parabraunerde aus Geschiebelehm	1,17	8,41	12,19	8,66	12,65	15,95
20	Parabraunerde-Tschernosem aus Geschiebemergel	1,08	7,44	10,79	7,78	11,34	14,64
21	Parabraunerde aus lehmig-sandigen, kalkhaltigen Moränenablagerungen	0,45	1,72	2,49	2,69	3,67	6,97
22	Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	0,97	6,29	9,12	6,74	9,78	13,08
23	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	1,04	7,09	10,28	7,47	10,87	14,17
24	Pseudogley-Tschernosem aus Geschiebelehm mit lehmig-sandiger Deckschicht	0,94	5,95	8,63	6,43	9,32	12,62
25	Podsol-Parabraunerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	0,36	1,72	2,49	2,78	3,76	7,06
26	Fahlerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	0,54	1,72	2,49	2,60	3,58	6,88

Tabelle 3.16 (Forts.)

Übersicht über die ermittelten standortabhängigen Cd-Ein- und -Austräge auf Grünland in Deutschland für den jeweiligen Durchschnittsfall und das jeweiligen "worst case"-Szenario, bezogen auf die Bodeneinheiten der BÜK 1000

BÜK- LEG 1000	Bodeneinheit	Cd-Entzug aus dem Boden durch Pflanzen- ernte mittlerer Fall	Cd-Eintrag aus Düngung bei durch- schnittlichen Gehalten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²⁵	Cd-Eintrag aus Düngung bei zulässigen oberen Grenzge- halten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²⁶	Bilanz für den Durch- schnitts- fall (1)	Bilanz für den "worst case" bei 1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2a)	Bilanz für den "worst case" bei 5 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2b)
		[g ha ⁻¹ a ⁻¹]					
27	Bänder-Parabraunerde aus sandig-lehmigen Bildungen in Endmoränengebieten	0,40	1,72	2,49	2,74	3,72	7,02
28	Podsolige Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	1,13	8,01	11,61	8,30	12,11	15,41
29	Braunerde-Pseudogley aus Deckschichten über Geschiebelehm	1,13	8,01	11,61	8,30	12,11	15,41
30	Podsolige Braunerde aus kalkhaltigen, lössvermischten Moränenablagerungen	0,54	1,72	2,49	2,60	3,58	6,88
31	Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	0,32	1,14	1,65	2,24	2,96	6,26
32	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden	0,49	1,72	2,49	2,65	3,63	6,93
33	Eisenhumuspodsol aus nährstoffarmen Sanden	0,34	1,14	1,65	2,22	2,94	6,24
34	Regosol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	0,32	1,14	1,65	2,24	2,96	6,26
35	Pararendzina aus Löss	0,54	1,72	2,49	2,60	3,58	6,88
36	Tschernosem aus Löss	1,13	8,01	11,61	8,30	12,11	15,41
37	Braunerde-Tschernosem aus Löss	1,17	8,41	12,19	8,66	12,65	15,95
38	Pseudogley-Tschernosem aus Löss	1,26	9,38	13,60	9,54	13,97	17,27
40	Tschernosem-Parabraunerde aus Löss	1,08	6,29	9,12	6,63	9,67	12,97
41	Parabraunerde-Tschernosem aus Löss	1,08	7,44	10,79	7,78	11,34	14,64
42	Fahlerde aus Löss	1,08	7,09	10,28	7,43	10,83	14,13
43	Parabraunerde-Pseudogley aus Löss	1,12	7,84	11,37	8,14	11,88	15,18
44	Parabraunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Silikatgesteinen	1,01	6,86	9,95	7,27	10,57	13,87
45	Braunerde aus sandvermischem Löss	0,99	6,52	9,45	6,95	10,09	13,39
46	Bänder-Parabraunerde aus Sandlöss	0,94	6,86	9,95	7,34	10,64	13,94
47	Braunerde aus basaltgrushaltigem Lösslehm	0,97	6,29	9,12	6,74	9,78	13,08
48	Pseudogley aus Löss	1,15	8,24	11,95	8,51	12,43	15,73
49	Rendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- u. Dolomitgesteinen	1,04	7,09	10,28	7,47	10,87	14,17
50	Braunerde-Terra fusca aus lehmig-tonigen Verwitterungsprodukten von Kalk-, Schluff- und Sandsteinen	1,04	7,09	10,28	7,47	10,87	14,17
51	Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen	1,04	7,09	10,28	7,47	10,87	14,17
52	Braunerde aus Mergelgesteinen und kalkhaltigen Schottern	1,04	7,09	10,28	7,47	10,87	14,17
53	Braunerde aus basischen und intermediären magmatischen Gesteinen	1,04	7,09	10,28	7,47	10,87	14,17
54	Braunerde aus basenreichen Tuffen	0,72	1,72	2,49	2,42	3,40	6,70
55	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	0,83	4,75	6,89	5,34	7,69	10,99
56	Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten saurer bis intermediärer Gesteine	1,08	5,15	7,47	5,49	8,02	11,32

Tabelle 3.16 (Forts.):

Übersicht über die ermittelten standortabhängigen Cd-Ein- und -Austräge auf Grünland in Deutschland für den jeweiligen Durchschnittsfall und das jeweiligen "worst case"-Szenario, bezogen auf die Bodeneinheiten der BÜK 1000

BÜK- LEG 1000	Bodeneinheit	Cd-Entzug aus dem Boden durch Pflanzen- ernte mittlerer Fall	Cd-Eintrag aus Düngung bei durch- schnittlichen Gehalten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²⁵	Cd-Eintrag aus Düngung bei zulässigen oberen Grenzge- halten in phosphor- haltigen Mineral- dünger ²⁶	Bilanz für den Durch- schnitts- fall (1)	Bilanz für den "worst case" bei 1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2a)	Bilanz für den "worst case" bei 5 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd-De- position aus der Atmo- sphäre (2b)
		[g ha ⁻¹ a ⁻¹]					
57	Podsolige Braunerde a. sauren magmat. u. metamorph. Gesteinen	0,32	1,72	2,49	2,82	3,80	7,10
58	Pseudogley-Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Schluffen	1,26	4,92	7,13	5,08	7,50	10,80
59	Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten v. harten Ton- und Schluffsteinen	0,85	4,98	7,22	5,55	8,00	11,30
60	Podsol-Braunerde aus Verwitterungsmaterial von harten Ton- und Schluffschichten	0,86	5,15	7,47	5,71	8,24	11,54
61	Braunerde aus quarzitischen Sandsteinen und Konglomeraten	0,54	1,72	2,49	2,60	3,58	6,88
62	Podsolige Braunerde aus lösshaltigen Deckschichten über Sandstein und Quarziten	0,36	1,72	2,49	2,78	3,76	7,06
63	Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten	0,32	1,72	2,49	2,82	3,80	7,10
64	Parabraunerde-Pseudogley aus lössvermischten Deckschichten über Sandstein	1,26	5,32	7,71	5,48	8,08	11,38
65	Parabraunerde aus Lösslehm über unterschiedlichen Gesteinen	0,86	5,15	7,47	5,71	8,24	11,54
66	Braunerde-Pelosol aus lößvermischem Verwitterungsmaterial unterschiedlicher Muttergesteine	0,95	6,12	8,87	6,59	9,55	12,85
67	Rotplastosol der tertiären Bodenbildung	0,97	6,29	9,12	6,74	9,78	13,08
68	Pseudogley-Pararendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk- und Dolomitgesteinen	0,38	1,72	2,49	2,76	3,74	7,04
69	Syrosem aus Kalk- und Dolomitgesteinen	0,20	1,14	1,65	2,36	3,08	6,38
70	Pararendzinen aus anthropogenen Ablagerungen der Großstädte	0,45	0,00	0,00	0,97	1,18	4,48
71	Lockersyrosem (Auftragsboden) auf Kippenflächen	0,90	5,71	8,28	18,03	9,01	12,31
25	62 mg (kg P ₂ O ₅) ⁻¹ Cd						
26	90 mg (kg P ₂ O ₅) ⁻¹ Cd						

3.7.3 Regionalisierte Gesamtbilanz

Für praktisch alle Flächen (> 99,9 %) finden sich ausschließlich positive Cd-Salden. In der folgenden Übersicht (Tabelle 3.17) sind die Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche Deutschlands in den 13 Klassen der aktuellen Cd-Bilanzen für den Durchschnittsfall ausgewiesen.

Das Maximum liegt bei 18,1 g ha⁻¹a⁻¹ Cd, das Mittel bei 6,2 g ha⁻¹a⁻¹ Cd jährlicher Anreicherung bei gegebenem Hintergrundgehalt.

Die regionale Verteilung zeigt einen deutlichen Schwerpunkt mit hohen jährlichen Cd-Akkumulationsraten in Schleswig-Holstein und entlang der Nordseeküste in Nordwesten Niedersachsens. Hier gibt es aber auch die stärksten Schwankungen. Während auf den armen Sand-

Tabelle 3.17:
 Klassen der Cd-Salden

Klassen der Cd-Salden im Boden [%] [g ha ⁻¹ ·a ⁻¹ Cd]	Gesamtfläche [ha]	Flächenanteil an der gesamten landw. Nutzfläche [%]
< 0	173	0,001
0 bis 1	17 162	0,099
1 bis 2	624 075	3,6
2 bis 3	398 715	2,3
3 bis 4	520 063	3,0
4 bis 5	884 107	5,1
5 bis 6	3 536 428	20,4
6 bis 7	5 217 965	30,1
7 bis 8	3 536 428	20,4
8 bis 9	1 577 524	9,1
9 bis 10	502 727	2,9
10 bis 11	104 130	0,6
>11	416 050	2,4

böden im Weser-Ems-Land, die als Grünland mit einem hohen Anteil an organischen Düngern genutzt werden, die niedrigsten jährlichen Akkumulationsraten auftreten, treten in derselben Region auf Ackerstandorten der reichen Flussaueböden an Weser, Elbe und Ems sehr hohe Mineraleinträge und insgesamt hohe Anreicherungsraten auf. Als ebenso stark örtlich differenziert mit hohen und niedrigen Einträgen dicht nebeneinander stellt sich das Alpenvorland dar, wo sich die Flussauen deutlich mit hohen Einträgen von den anhydromorphen Böden mit niedrigen Einträgen abheben.

Ein zweiter, in sich fast homogener Schwerpunkt der Anreicherung tritt in den Lössebenen der Leipziger/Magdeburger/Braunschweig-Hannoveraner Tieflandbecken auf. Hier treffen sehr hohe Mineraleinträge (aufgrund hoher Bodenfruchtbarkeit und Erträge) auf geringe Viehzahlen aufgrund überwiegender Ackernutzung und gleichzeitig auf sehr niedrige Auswaschungsraten mit dem Sickerwasser aufgrund des subkontinentalen Trockenklimas.

Besonders niedrige Anreicherungsraten von 1 - 2 g ha⁻¹a⁻¹ Cd konzentrieren sich auf den Nordwesten Nordrhein-Westfalens (Münsterland) und den Südwesten Niedersachsens. Der Düngerbedarf wird hier aufgrund des deutschlandweit höchsten Viehbesatzes zu einem großen Teil mit organischem Dünger abgedeckt, der wesentlich niedrigere Cd-Gehalte pro Nährstoffmengeneinheit aufweist als Mineraleinträge. Gleichzeitig ist hier aufgrund der subatlantischen Klimabedingungen die Sickerwasserauswaschung sehr hoch.

Es sei an dieser Stelle nochmals darauf verwiesen, dass heutige Cd-Einträge mit Düngemitteln niedriger liegen, als sie in die hier berechneten Bilanzen eingehen (vgl. Kapitel 3.4.3). Bei den Bilanzierungsergebnissen handelt es sich also um Werte, die erreicht werden können, wenn ein mittleres Versorgungsniveau an P im Boden vorzufin-

den ist und entsprechend dem ertragsabhängigen Pflanzenbedarf gedüngt wird. Das wird voraussichtlich in Zukunft wieder stärker der Fall sein, wenn die jetzt vorhandenen Phosphatvorräte aufgebraucht sein werden.

Die Differenzierung der Cd-Einträge bzw. Bilanzsalden zwischen den Bodeneinheiten ist bei den heutigen Einträgen wahrscheinlich ähnlich wie hier ausgewiesen, der Einfluss der Deposition auf die Bilanzierungsergebnisse ist aber bei den niedrigeren Einträgen durch Düngung höher. Im Kapitel 3.8 werden bei der Berechnung von Szenarien auch gleichbleibende Einträge auf heutigem Niveau berücksichtigt.

3.8 Szenarien zukünftiger Cd-Akkumulation im Boden

Für die Ableitung von Handlungsvorschriften in Bezug auf die weitere Ausbringung von Cd-haltigen Düngemitteln ist es notwendig, zu untersuchen, welche Folgen die Festschreibung des gegenwärtigen empfohlenen Managements bezüglich der Düngung (KTBL 2000) auf den Cd-Gehalt des Bodens hat. Wie in den Kapiteln 3.4.2.1 und 3.7.3 bereits festgestellt, liegen derzeit die Anwendungsmengen für Phosphatdüngemittel niedriger als die Empfehlungen auf der Grundlage des ertragsbezogenen Nährstoffbedarfes der Pflanzen. Deshalb wird in die Berechnung der Cd-Akkumulation im Boden auch ein Szenario einbezogen, das die heutige Eintragungssituation (mittlere Einträge über Düngung, Hintergrundbelastung durch Deposition) widerspiegelt. Eine Differenzierung der Düngereinträge nach Bodeneinheiten kann dabei nicht erfolgen.

Im Rahmen der Akkumulationsberechnung wird auf Grundlage der in Kapitel 2.3 beschriebenen logarithmischen Transferfunktionen der Eintrag von Cd durch mineralische Düngung und durch Depositionsvorgänge den möglichen Austrägen gegenübergestellt. Dazu werden Szenarien für Zeiträume von 100 und 200 Jahren berechnet, wobei die jährlichen Bilanzsalden bezüglich Cd zum heutigen Gehalt (Hintergrundwert) hinzugerechnet werden. Da eine flächendeckende Darstellung der Bilanzergebnisse auf Grund der nicht regionalisierbaren Daten zur Deposition nicht erfolgen kann, wird die Berechnung für Fallbeispiele unter Berücksichtigung von mittleren Bedingungen und "worst case"-Szenarien durchgeführt. Dabei soll der Austrag durch Biomasse-Ernte und Auswaschung im Gegensatz zu den flächenbezogenen Berechnungen bisher in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens an Cd berechnet werden. Das ermöglicht es, die sich langsam erhöhenden Bodengehalte in die Berechnung einzubeziehen und zu testen, ob sich durch die Akkumulation veränderte Austräge in die Umweltkompartimente Vegetation und Sickerwasser ergeben können. Die Berechnungen der Cd-Ströme vom Boden in die Vegetation und in das Sickerwasser erfolgen unter Nutzung der in den Kapiteln 2.3 und 2.4.3 bereits vorgestellten Transferbeziehungen.

Tabelle 3.18:
Grundannahmen für die Akkumulationsszenarien

BAG-Gruppe	Hintergrundwert [g ha ⁻¹ a ⁻¹]	Deposition	Düngeranteil	Ernteentzug	Sickerwasserrate [mm a ⁻¹]	Fall
SAN/LÖS/ TST/BMM/ KST/	50er Perz. 90er Perz.	1,7 5	mittel hoch	mittel hoch	200 50	mittel "worst case"-Szenario

Für jede der betrachteten Bodenausgangsgesteins-(BAG) Gruppen werden die in Tabelle 3.18 aufgeführten Szenarien gerechnet.

Die Berechnungen beziehen sich dabei auf die Beispieldpflanze Weizen, weil dieser die Fruchtart mit dem höchsten Anteil an der Anbaufläche in Deutschland ist und in allen typischen Fruchtfolgen auf den flächenmäßig dominierenden BÜK-Legendeneinheiten der BAG-Gruppen auftritt. Außerdem macht Weizen einen hohen Anteil an der menschlichen Ernährung aus. Zudem liegen recht gute Ergebnisse bezüglich der Transferfunktion Boden-Pflanze vor. Als typische Fruchtfolgen wurden dabei die in Tabelle 3.8 aufgeführten Kombinationen verwendet.

Die Simulation geht von königswasserextrahierbaren Hintergrundgehalten [Cd(KW)] aus, die nach der in Kapitel 2.3.1 beschriebenen Gleichung (einschließlich der in Abhängigkeit von Bodenausgangsgesteinen zu verwendenden Koeffizienten a und b)

$$\lg(\text{Cd(KW)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg} \\ = a + b \cdot \lg([\text{Cd(HGW)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}]$$

aus den Hintergrundwerten [Cd(HGW)] nach Utermann et al. (1999) berechnet wurden.

Der Zusammenhang zwischen dem ammoniumnitratextrahierbaren Cd-Gehalt [Cd(AN)] im Boden und dem königswasserextrahierbaren Gehalt [Cd(KW)] wird durch die logarithmische Funktion nach Liebe (1999) beschrieben:

$$\lg([\text{Cd(AN)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}] \\ = 0,99 - 0,466 \cdot pH + 0,888 \lg([\text{Cd(KW)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}].$$

Die Bodenausgangsgesteins-Gruppe geht dabei auch über den nutzungsbezogenen optimalen pH-Wert in die Funktion ein. Die verwendeten pH-Werte können der Tabelle 3.4 entnommen werden. Eine weitere Differenzierung ist für diesen Übergang nur für leichte Sandböden notwendig. In Anlehnung an Prinz und Bachmann (1999) findet hier die Funktion

$$\lg([\text{Cd(AN)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}] \\ = 1,244 - 0,493 \cdot pH + 0,888 \lg([\text{Cd(KW)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}]$$

Anwendung.

Ausgangsgröße für die Berechnung des Cd-Gehaltes in der Bodenlösung ist der ammoniumnitratextrahierbare Cd-Gehalt [Cd(AN)] im Boden, gemessen in $\mu\text{g kg}^{-1}$ Boden. Die logarithmische Funktion hierzu lautet:

$$\lg([\text{Cd(BSE)}) \mu\text{g}^{-1} \text{ l}] \\ = -0,6 + 0,68 \lg([\text{Cd(AN)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}]$$

wobei der daraus berechenbare Gehalt in der Bodenlösung in $\mu\text{g l}^{-1}$ angegeben ist.

Für die Berechnung des Pflanzengehaltes an Cd liegen sowohl für den Bezug auf königswasserextrahierbare Gehalte [Cd(KW)] als auch auf ammoniumnitratextrahierbare Cd-Gehalt [Cd(AN)] logarithmische Funktionen vor (Knoche et al. 1999). Diese lauten:

$$\lg([\text{Cd(Pflanze)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}] \\ = A_1 \cdot \lg([\text{Cd(AN)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}] + B_1$$

bzw.

$$\lg([\text{Cd(Pflanze)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}] \\ = A_2 \cdot \lg([\text{Cd(KW)}) \text{ mg}^{-1} \text{ kg}] + B_2$$

Die Koeffizienten A_i und B_i sind dabei ausschließlich von der betrachteten Pflanzenart abhängig, für die der Cd-Gehalt ermittelt werden soll. Die TRANSFER-Datenbank (Knoche et al. 1999) enthält Daten aus über 40 Studien mit Angaben zu über 300000 Ergebnisdatenpaaren. Dennoch ist der durch die beiden logarithmischen Funktionen beschriebene Zusammenhang nicht immer gut, so dass für die weiteren Auswertungen jeweils auf die Funktion zurückgegriffen worden ist, die das bessere Bestimmtheitsmaß r^2 aufweist. Für Weizen, der in Bezug auf den Cd-Gehalt in Lebensmitteln auf Grund seiner Position im Nahrungsspektrum eine überdurchschnittliche Bedeutung hat, sind die Koeffizienten für beide Berechnungswege in Tabelle 3.19 zusammengestellt.

Für die nachfolgenden Beispielrechnungen (Szenarien) für einzelne Bodenausgangsgesteins-Gruppen wurde bezüglich dieser beiden Pflanzenarten die Funktion zur Berechnung des Pflanzengehaltes aus dem ammoniumnitratextrahierbaren Cd-Gehalt [Cd(AN)] genutzt.

Zur Einschätzung der Langzeitwirkung der in den vorigen Kapiteln ermittelten Cd-Ein- und -Austräge wurden die entsprechenden Prozesse über einen Zeitraum von 200

Tabelle 3.19:
 Parameter für die Berechnung des Cd-Gehaltes in der Pflanze

Pflanzenart	Extraktionsverfahren	A_i	B_i	Anzahl der Wertepaare	r^2
Weizen	KW	0,465	-0,889	2164	0,485
	AN	0,594	0,270	401	0,662

Jahren berechnet und die Auswirkungen auf die Gehalte im Boden, in der Pflanze und im Sickerwasser simuliert. Für Etappen von jeweils 50 Jahren werden die Zwischenergebnisse festgehalten und verglichen.

Am Beispiel des ackergenutzten Lössboden (BAG-Gruppe LÖS) soll im folgenden das Modell beschrieben werden. Dabei wurde zusammenfassend von folgenden Annahmen ausgegangen:

Ackernutzung:	450 kg m ⁻² Boden
Cd-Hintergrundgehalt Median (50 %-Perzentil = P50) (Utermann et al. 1999):	0,4 mg kg ⁻¹
Cd-Hintergrundgehalt P90 nach Utermann et al. (1999):	0,6 mg kg ⁻¹
optimaler pH-Wert:	7,0
mittlerer TM-Ertrag für Weizen:	6500 kg ha ⁻¹ a ⁻¹ TM
geringer TM-Ertrag für Weizen:	5600 kg ha ⁻¹ a ⁻¹ TM
Sickerwasserrate im Mittel:	200 mm a ⁻¹ = 2,00 · 10 ⁶ l ha ⁻¹ a ⁻¹ H ₂ O
Sickerwasserrate im "worst case"-Szenario:	50 mm a ⁻¹ = 5,00 · 10 ⁶ l ha ⁻¹ a ⁻¹ H ₂ O
Regressionskoeffizienten für Transfer Boden-Pflanze:	nach Tabelle 2.15
Cd-Deposition Mittelwert:	1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Deposition "worst case"- Szenario:	5 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Eintrag mit mineral. Düngung - Median:	7,63 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Eintrag mit mineral. Düngung - "worst case"-Szenario:	11,06 g ha ⁻¹ a ⁻¹

3.8.1 Szenarien

Die aus diesen Ausgangsinformationen unter Annahme eines mittleren Ertragspotenzials von 6500 kg ha⁻¹a⁻¹ TM ableitbaren neun Modellrechnungen im Hinblick auf Lössboden (LÖS) sehen in der Zusammenfassung auf die 50-Jahresscheiben folgendermaßen aus:

3.8.1.1 Szenario LÖS1

Sickerwasserrate	200 mm a ⁻¹
Cd-Eintrag mit dem Dünger	11,06 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Deposition	1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Hintergrundwert Median	0,4 mg kg ⁻¹

	Einheit	1990	2040	2090	2140	2190
HGW ²⁷	mg kg ⁻¹	0,4				
KW ²⁸	mg kg ⁻¹	0,2294	0,3602	0,4882	0,6138	0,7372
AN ²⁹	mg kg ⁻¹	0,0013	0,0020	0,0027	0,0034	0,0040
AN	µg kg ⁻¹	1,3335	2,0408	2,7187	3,3737	4,0099
Weizen	mg kg ⁻¹	0,0365	0,0470	0,0557	0,0633	0,0702
Austrag mit Pflanze	mg ha ⁻¹ a ⁻¹	237,22	305,44	362,18	411,73	456,22
BSE ³⁰	µg l ⁻¹	0,3055	0,4080	0,4959	0,5743	0,6459
Austrag mit Sickerwasser	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,6110	0,8160	0,9917	1,1485	1,2917
Gesamtaustrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,8482	1,1215	1,3539	1,5603	1,7479
Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	12,76	12,76	12,76	12,76	12,76
Bilanzsaldo	g ha ⁻¹ a ⁻¹	11,912	11,639	11,406	11,199	11,012
An-/Abreicherung	mg kg ⁻¹	0,00265	0,00259	0,00253	0,00249	0,00245
KW-Gehalt Folgejahr	mg kg ⁻¹	0,2320	0,3628	0,4907	0,6163	0,7397

²⁷ Hintergrundwert

²⁸ Königswasserextrakt

²⁹ Ammoniumnitratextrakt

³⁰ Bodensättigungsextrakt

3.8.1.2 Szenario LÖS2

Sickerwasserrate	50 mm a ⁻¹
Cd-Eintrag mit dem Dünger	11,06 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Deposition	1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Hintergrundwert Median	0,4 mg kg ⁻¹

	Einheit	1990	2040	2090	2140	2190
HGW	mg kg ⁻¹	0,4				
KW	mg kg ⁻¹	0,2294	0,3661	0,5016	0,6359	0,7693
AN	mg kg ⁻¹	0,0013	0,0021	0,0028	0,0035	0,0042
AN	µg kg ⁻¹	1,3335	2,0725	2,7889	3,4884	4,1745
Weizen	mg kg ⁻¹	0,0365	0,0474	0,0566	0,0646	0,0719
Austrag mit Pflanze	mg ha ⁻¹ a ⁻¹	237,22	308,25	367,70	419,99	467,25
BSE	µg l ⁻¹	0,3055	0,4123	0,5045	0,5875	0,6638
Austrag mit Sickerwasser	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,1527	0,2061	0,2523	0,2937	0,3319
Gesamtaustrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,3899	0,5144	0,6199	0,7137	0,7991
Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	12,76	12,76	12,76	12,76	12,76
Bilanzsaldo	g ha ⁻¹ a ⁻¹	12,37	12,25	12,14	12,05	11,96
An-/Abreicherung	mg kg ⁻¹	0,00275	0,00272	0,00270	0,00268	0,00266
KW-Gehalt Folgejahr	mg kg ⁻¹	0,2350	0,3688	0,5043	0,6386	0,7719

3.8.1.3 Szenario LÖS3

Sickerwasserrate	200 mm a ⁻¹
Cd-Eintrag mit dem Dünger	7,63 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Deposition	1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Hintergrundwert Median	0,4 mg kg ⁻¹

	Einheit	1990	2040	2090	2140	2190
HGW	mg kg ⁻¹	0,4				
KW	mg kg ⁻¹	0,2294	0,3225	0,4136	0,5028	0,5903
AN	mg kg ⁻¹	0,0013	0,0018	0,0023	0,0028	0,0032
AN	µg kg ⁻¹	1,3335	1,8388	2,3249	2,7951	3,2519
Weizen	mg kg ⁻¹	0,0365	0,0442	0,0508	0,0566	0,0620
Austrag mit Pflanze	mg ha ⁻¹ a ⁻¹	237,22	287,11	330,03	368,19	402,84
BSE	µg l ⁻¹	0,3055	0,3801	0,4458	0,5053	0,5601
Austrag mit Sickerwasser	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,6109	0,7602	0,8916	1,0106	1,1202
Gesamtaustrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,8482	1,0473	1,2216	1,3788	1,5230
Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	9,33	9,33	9,33	9,33	9,33
Bilanzsaldo	g ha ⁻¹ a ⁻¹	8,4818	8,2827	8,1084	7,9512	7,8069
An-/Abreicherung	mg kg ⁻¹	0,00188	0,00184	0,00180	0,00177	0,00173
KW-Gehalt Folgejahr	mg kg ⁻¹	0,2313	0,3243	0,4154	0,5046	0,5921

3.8.1.4 Szenario LÖS4

Sickerwasserrate	50 mm a ⁻¹
Cd-Eintrag mit dem Dünger	7,63 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Deposition	1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Hintergrundwert (Median)	0,4 mg kg ⁻¹

	Einheit	1990	2040	2090	2140	2190
HGW	mg kg ⁻¹	0,4				
KW	mg kg ⁻¹	0,2294	0,3284	0,4265	0,5238	0,6204
AN	mg kg ⁻¹	0,0013	0,0019	0,0024	0,0029	0,0034
AN	µg kg ⁻¹	1,3335	1,8706	2,3936	2,9054	3,4079
Weizen	mg kg ⁻¹	0,0365	0,0446	0,0517	0,0580	0,0637
Austrag mit Pflanze	mg ha ⁻¹ a ⁻¹	218,97	267,74	309,96	347,78	382,34
BSE	µg l ⁻¹	0,3055	0,3845	0,4547	0,5188	0,5782
Austrag mit Sickerwasser	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,1527	0,1923	0,2274	0,2594	0,2891
Gesamtaustrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,3717	0,4600	0,5373	0,6072	0,6715
Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	9,33	9,33	9,33	9,33	9,33
Bilanzsaldo	g ha ⁻¹ a ⁻¹	8,9583	8,8699	8,7927	8,7228	8,6585
An-/Abreicherung	mg kg ⁻¹	0,00199	0,00197	0,00195	0,00194	0,00192
KW-Gehalt Folgejahr	mg kg ⁻¹	0,2314	0,3304	0,4285	0,5258	0,6223

3.8.1.5 Szenario LÖS5

Sickerwasserrate	200 mm a ⁻¹
Cd-Eintrag mit dem Dünger	11,06 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Deposition	1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Hintergrundwert (90 %-Perz.)	0,6 mg kg ⁻¹

	Einheit	1990	2040	2090	2140	2190
HGW	mg kg ⁻¹	0,6				
KW	mg kg ⁻¹	0,3777	0,5054	0,6306	0,7538	0,8749
AN	mg kg ⁻¹	0,0021	0,0028	0,0035	0,0041	0,0047
AN	µg kg ⁻¹	2,1342	2,8086	3,4609	4,0948	4,7127
Weizen	mg kg ⁻¹	0,0483	0,0568	0,0643	0,0711	0,0773
Austrag mit Pflanze	mg ha ⁻¹ a ⁻¹	313,67	369,25	418,02	461,93	502,15
BSE	µg l ⁻¹	0,4206	0,5070	0,5843	0,6551	0,7208
Austrag mit Sickerwasser	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,8412	1,0139	1,1686	1,3102	1,4416
Gesamtaustrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	1,1549	1,3832	1,5867	1,7722	1,9438
Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	12,76	12,76	12,76	12,76	12,76
Bilanzsaldo	g ha ⁻¹ a ⁻¹	11,6051	11,3768	11,1733	10,9878	10,8162
An-/Abreicherung	mg kg ⁻¹	0,00258	0,00253	0,00248	0,00244	0,00240
KW-Gehalt Folgejahr	mg kg ⁻¹	0,3831	0,5079	0,6331	0,7562	0,8773

3.8.1.6 Szenario LÖS6

Sickerwasserrate	50 mm a ⁻¹
Cd-Eintrag mit dem Dünger	11,06 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Deposition	1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Hintergrundwert (90 %-Perz.)	0,6 mg kg ⁻¹

	Einheit	1990	2040	2090	2140	2190
HGW	mg kg ⁻¹	0,6				
KW	mg kg ⁻¹	0,3777	0,5130	0,6473	0,7806	0,9130
AN	mg kg ⁻¹	0,0021	0,0028	0,0035	0,0042	0,0049
AN	µg kg ⁻¹	2,1342	2,8489	3,5473	4,2323	4,9061
Weizen	mg kg ⁻¹	0,0483	0,0573	0,0653	0,0725	0,0791
Austrag mit Pflanze	mg ha ⁻¹ a ⁻¹	313,67	372,39	424,18	471,09	514,29
BSE	µg l ⁻¹	0,4206	0,5998	0,7517	0,8872	1,0113
Austrag mit Sickerwasser	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,2103	0,2559	0,2971	0,3349	0,3704
Gesamtaustrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,5239	0,6283	0,7213	0,8061	0,8847
Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	12,76	12,76	12,76	12,76	12,76
Bilanzsaldo	g ha ⁻¹ a ⁻¹	12,236	12,132	12,039	11,954	11,875
An-/Abreicherung	mg kg ⁻¹	0,00272	0,00270	0,00268	0,00266	0,00264
KW-Gehalt Folgejahr	mg kg ⁻¹	0,3804	0,5158	0,6500	0,7833	0,9157

3.8.1.7 Szenario LÖS7

Sickerwasserrate	200 mm a ⁻¹
Cd-Eintrag mit dem Dünger	7,63 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Deposition	1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Hintergrundwert (90 %-Perz.)	0,6 mg kg ⁻¹

	Einheit	1990	2040	2090	2140	2190
HGW	mg kg ⁻¹	0,6				
KW	mg kg ⁻¹	0,3777	0,4676	0,5558	0,6424	0,7275
AN	mg kg ⁻¹	0,0021	0,0026	0,0031	0,0035	0,0039
AN	µg kg ⁻¹	2,1342	2,6104	3,0723	3,5218	3,9603
Weizen	mg kg ⁻¹	0,0483	0,0544	0,0599	0,0650	0,0697
Austrag mit Pflanze	mg ha ⁻¹ a ⁻¹	313,67	353,54	389,46	422,37	452,86
BSE	µg l ⁻¹	0,4206	0,4823	0,5389	0,5913	0,6404
Austrag mit Sickerwasser	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,8412	0,9647	1,0777	1,1826	1,2808
Gesamtaustrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	1,1549	1,3182	1,4672	1,6049	1,7337
Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	9,33	9,33	9,33	9,33	9,33
Bilanzsaldo	g ha ⁻¹ a ⁻¹	8,1751	8,0118	7,8628	7,7250	7,5963
An-/Abreicherung	mg kg ⁻¹	0,00182	0,00178	0,00175	0,00172	0,00169
KW-Gehalt Folgejahr	mg kg ⁻¹	0,3795	0,4694	0,5576	0,6441	0,7292

3.8.1.8 Szenario LÖS8

Sickerwasserrate	50 mm a ⁻¹
Cd-Eintrag mit dem Dünger	7,63 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Deposition	1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Hintergrundwert (90 %-Perz.)	0,6 mg kg ⁻¹

	Einheit	1990	2040	2090	2140	2190
HGW	mg kg ⁻¹	0,6				
KW	mg kg ⁻¹	0,3777	0,4751	0,5717	0,6676	0,7628
AN	mg kg ⁻¹	0,0021	0,0026	0,0032	0,0037	0,0041
AN	µg kg ⁻¹	2,1342	2,6498	3,1552	3,6518	4,1409
Weizen	mg kg ⁻¹	0,0483	0,0549	0,0609	0,0664	0,0715
Austrag mit Pflanze	mg ha ⁻¹ a ⁻¹	313,67	356,69	395,67	431,56	465,01
BSE	µg l ⁻¹	0,4206	0,4873	0,5487	0,6060	0,6601
Austrag mit Sickerwasser	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,2103	0,2436	0,2743	0,3030	0,3301
Gesamtaustrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,5239	0,6003	0,6700	0,7346	0,7951
Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	9,33	9,33	9,33	9,33	9,33
Bilanzsaldo	g ha ⁻¹ a ⁻¹	8,8060	8,7297	8,6599	8,5954	8,5349
An-/Abreicherung	mg kg ⁻¹	0,00196	0,00194	0,00192	0,00191	0,00190
KW-Gehalt Folgejahr	mg kg ⁻¹	0,3796	0,4770	0,5736	0,6695	0,7646

Zusätzlich wurde für den bisher schlechtesten Fall der Cd-Akkumulation im Boden, beschrieben durch das 90 %-Perzentil der Hintergrundwerte, einer Sickerwasserrate von 50 mm a⁻¹ und einem Cd-Eintrag von 11,06 g ha⁻¹a⁻¹ die Deposition auf den in ballungsraumnahen Gebieten vorkommenden Wert von 5 g ha⁻¹a⁻¹ erhöht.

Damit verschärfen sich die Auswirkungen auf die Akkumulation des Cd im Boden allerdings nur gering.

3.8.1.9 Szenario LÖS9

Sickerwasserrate	50 mm ⁻¹
Cd-Eintrag mit dem Dünger	11,06 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Deposition	5,0 g ha ⁻¹ a ⁻¹
Cd-Hintergrundwert (90 %-Perz.)	0,6 mg kg ⁻¹

	Einheit	1990	2040	2090	2140	2190
HGW	mg kg ⁻¹	0,6				
KW	mg kg ⁻¹	0,3777	0,5496	0,7201	0,8895	1,0577
AN	mg kg ⁻¹	0,0021	0,0030	0,0039	0,0048	0,0056
AN	µg kg ⁻¹	2,1342	3,0397	3,9222	4,7866	5,6360
Weizen	mg kg ⁻¹	0,0483	0,0595	0,0693	0,0780	0,0859
Austrag mit Pflanze	mg ha ⁻¹ a ⁻¹	313,67	387,01	450,27	506,18	558,46
BSE	µg l ⁻¹	0,4206	0,5350	0,6362	0,7285	0,8141
Austrag mit Sickerwasser	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,2103	0,2675	0,3181	0,3642	0,4070
Gesamtaustrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	0,5239	0,6545	0,7684	0,8711	0,9655
Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	16,06	16,06	16,06	16,06	16,06
Bilanzsaldo	g ha ⁻¹ a ⁻¹	15,536	15,406	15,292	15,189	15,095
An-/Abreicherung	mg kg ⁻¹	0,00345	0,00342	0,00340	0,00338	0,00335
KW-Gehalt Folgejahr	mg kg ⁻¹	0,3811	0,5529	0,7235	0,8928	1,0611

Tabelle 3.20:
Gegenüberstellung von Modellrechnungen für BAG LÖS (Lössboden)

		Einheit	1990	2040	2090	2140	2190
<i>Sz. LÖS6</i>	HGW	mg kg ⁻¹	0,6				
	Sickerwasserrate	mm a ⁻¹	50				
	Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	12,76	12,76	12,76	12,76	12,76
	KW	mg kg ⁻¹	0,3777	0,5130	0,6473	0,7806	0,9130
	Weizen	mg kg ⁻¹	0,0483	0,0573	0,0653	0,0725	0,0791
<i>Sz. LÖS7</i>	HGW	mg kg ⁻¹	0,6				
	Sickerwasserrate	mm a ⁻¹	200				
	Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	9,33	9,33	9,33	9,33	9,33
	KW	mg kg ⁻¹	0,3777	0,4676	0,5558	0,6424	0,7275
	Weizen	mg kg ⁻¹	0,0483	0,0544	0,0599	0,0650	0,0697
<i>Sz. LÖS3</i>	HGW	mg kg ⁻¹	0,4				
	Sickerwasserrate	mm a ⁻¹	200				
	Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	9,33	9,33	9,33	9,33	9,33
	KW	mg kg ⁻¹	0,2294	0,3225	0,4136	0,5028	0,5903
	Weizen	mg kg ⁻¹	0,0648	0,0747	0,0834	0,0910	0,0980
<i>Sz. LÖS2</i>	HGW	mg kg ⁻¹	0,4				
	Sickerwasserrate	mm a ⁻¹	50				
	Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	12,76	12,76	12,76	12,76	12,76
	KW	mg kg ⁻¹	0,2294	0,3661	0,5016	0,6359	0,7693
	Weizen	mg kg ⁻¹	0,0365	0,0474	0,0566	0,0646	0,0719
<i>Sz. LÖS9</i>	HGW	mg kg ⁻¹	0,6				
	Sickerwasserrate	mm a ⁻¹	50				
	Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	16,06	16,06	16,06	16,06	16,06
	KW	mg kg ⁻¹	0,3777	0,5496	0,7201	0,8895	1,0577
	Weizen	mg kg ⁻¹	0,0483	0,0595	0,0693	0,0780	0,0859

3.8.1.10 Zusammenfassung

In der Zusammenfassung ergibt sich für diesen Fall der Cd-Anreicherung im Boden und im Weizen das in Tabelle 3.20 gezeigte Bild.

Unter den verschiedenen Ausgangsbedingungen erhöhen sich die Gehalte im Königswasser-Extrakt um 200 % bis 400 %. Gleiche Tendenzen sind für den modellierten Gehalt im Weizen festzustellen, hier liegen die Steigerungsraten zwischen 50 % und 250 %.

Tabelle 3.21:
 Gegenüberstellung von drei Modellrechnungen für BAG SAN (pH = 5,5)

		Einheit	1990	2040	2090	2140	2190
Sz. SAN1	HGW	mg kg ⁻¹	0,2				
	Sickerwasserrate	mm a ⁻¹	200				
	Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	7,19	7,19	7,19	7,19	7,19
	KW	mg kg ⁻¹	0,1401	0,1938	0,2431	0,2886	0,3308
	Weizen	mg kg ⁻¹	0,0887	0,1053	0,1187	0,1299	0,1396
Sz. SAN2	HGW	mg kg ⁻¹	0,4				
	Sickerwasserrate	mm a ⁻¹	50				
	Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	9,66	9,66	9,66	9,66	9,66
	KW	mg kg ⁻¹	0,3331	0,4238	0,5122	0,5988	0,6837
	Weizen	mg kg ⁻¹	0,1401	0,1591	0,1758	0,1909	0,2047
Sz. SAN3	HGW	mg kg ⁻¹	0,4				
	Sickerwasserrate	mm a ⁻¹	50				
	Eintrag	g ha ⁻¹ a ⁻¹	12,96	12,96	12,96	12,96	12,96
	KW	mg kg ⁻¹	0,3331	0,4599	0,5839	0,7054	0,8245
	Weizen	mg kg ⁻¹	0,1401	0,1661	0,1884	0,2081	0,2260

Tabelle 3.22:
 Zusammenfassung der Entwicklung der Cd-Gehalte in Böden (Königswasser-Extrakt) über 100 und 200 Jahre

BAG-Gruppe ³¹	pH	Sickerwasserrate	Cd-Eintrag mit Dünger	Hintergrundwert	KW-Gehalt 1990	KW-Gehalt 2090	KW-Gehalt 2190	Entwicklung 2090 zu 1990	Entwicklung 2190 zu 1990
		[mm a ⁻¹]	[g ha ⁻¹ a ⁻¹]	[mg kg ⁻¹]	[mg kg ⁻¹]	[mg kg ⁻¹]	[mg kg ⁻¹]	[%]	[%]
LÖS	7,0	200	7,63	0,4	0,23	0,41	0,59	180,3	257,3
		50	11,06	0,6	0,38	0,65	0,91	171,4	241,7
D ³²	7,0	50	11,06	0,6	0,38	0,72	1,06	190,7	280,0
		200	6,76	0,6	0,45	0,61	0,76	135,0	168,8
TST	7,0	50	9,8	1,4	1,39	1,63	1,86	116,6	133,1
		50	9,8	1,4	1,39	1,70	2,00	121,9	143,6
D	7,0	200	6,76	0,4	0,23	0,39	0,55	173,3	243,7
		50	9,8	0,8	0,54	0,78	1,02	145,0	189,4
KST	7,0	50	9,8	0,8	0,54	0,85	1,16	158,5	216,4
		200	6,57	0,6	0,36	0,51	0,65	140,5	179,0
BMM	6,5	50	9,53	0,7	0,45	0,68	0,91	151,6	202,3
		50	9,53	0,7	0,45	0,75	1,05	167,8	234,4
D	5,5	200	5,49	0,2	0,14	0,24	0,33	173,5	236,1
		50	7,96	0,4	0,33	0,51	0,68	153,8	205,3
D	5,5	50	7,96	0,4	0,33	0,58	0,82	175,3	247,5

³¹ vgl. Tabelle 3.2

³² maximale Deposition von 5 g ha⁻¹ a⁻¹

Tabelle 3.23:
Vergleich des Transfers von Cd zur Pflanze für unterschiedliche Modellrechnungen

BAG-Gruppe ³¹	pH-Wert	Hintergrundwert [mg kg ⁻¹]	KW-Gehalt 1990 [mg kg ⁻¹]	KW-Gehalt 2090 [mg kg ⁻¹]	Pflanzen- gehalt 1990 [mg kg ⁻¹]	Pflanzen- gehalt 2090 [mg kg ⁻¹]
LÖS	7,0	0,4	0,23	0,41	0,04	0,05
		0,6	0,38	0,65	0,05	0,07
TST	7,0	0,6	0,45	0,61	0,05	0,06
		1,4	1,39	1,63	0,10	0,11
KST	7,0	0,4	0,23	0,39	0,04	0,05
		0,8	0,54	0,78	0,06	0,07
BMM	6,5	0,6	0,36	0,51	0,06	0,08
		0,7	0,45	0,68	0,07	0,09
SAN	5,5	0,2	0,14	0,24	0,09	0,12
		0,4	0,33	0,51	0,14	0,18

³¹ vgl. Tabelle 3.2

Demgegenüber stehen BAG-Gruppen, die durch einen niedrigeren optimalen pH-Wert gekennzeichnet sind. Infolge dessen steigt der pH-abhängige modellierte Wert für den Gehalt im Ammoniumnitratextrakt und damit auch die Gehalte im Sickerwasser. Damit ist eine geringere Anreicherung im Boden und in der Pflanze gegeben. Eine Gegenüberstellung von drei Modellrechnungen für Sandboden (BAG SAN) soll dies verdeutlichen (Tabelle 3.21).

Der Cd-Austrag mit dem Sickerwasser ist hierbei trotz gleicher Sickerwassermenge um ein Mehrfaches größer als in den für Lössboden dokumentierten Modellrechnungen. Die dadurch bewirkte relative Entlastung in Bezug auf die Bodengehalte (Steigerung auf das 5,5-fache beim "worst case"-Szenario für Löss im Gegensatz zum 2,3-fachen bei Sand) und Pflanzengehalte (Steigerung auf das 2,6-fache bei Löss im Gegensatz zum 1,5-fachen bei Sand) geht damit zu Lasten der Qualität des Grundwassers.

In der Zusammenfassung für zwei Typen von Ackerböden in Deutschland ergibt sich über einen Zeitraum von 100 bzw. 200 Jahre das in der Tabelle 3.22 dargestellte Bild.

Vor allem für die Bodenausgangsgesteinsgruppe LÖS sind hohe Steigerungsraten in Bezug auf den Bodengehalt an Cd zu verzeichnen. Dies resultiert zum einen aus dem pH-Wert von 7,0 aber auch aus den guten Ertragserwartungen auf diesen Ackerstandorten und den damit verbundenen hohen, da ertragsbezogenen Düngerempfehlungen. Langfristig gesehen steigen die Gehalte im Boden an durchschnittlichen Standorten prozentual am stärksten an, da auf Grund der geringeren Hintergrundwerte das Steige-

rungspotenzial am größten ist. In absoluten Werten verbleiben diese "Normalstandorte" aber immer im Bereich von 50 % der Bodengehalte des "worst case"-Szenario.

Die Tabelle 3.23 gibt die Pflanzengehalte für die ersten 100 Modelljahre an.

Aufgrund der hohen Anfangsgehalte in den Pflanzen in den "worst-case"-Szenarien führt die verhältnismäßig geringere Erhöhung der Gehalte im Boden nicht zu einer Entlastung des Aufnahmepfades in die Pflanze als Lebensmittel. Prozentual gesehen steigen hier die Gehalte ähnlich wie in den Standardszenarien.

Abschließend soll gezeigt werden, wie sich die Boden- und Pflanzengehalte im Betrachtungszeitraum von 200 Jahren unter der Annahme verändern, dass die Einträge auf dem Niveau der tatsächlich heute ausgebrachten Düngermengen und Cd-Gehalte in den Düngern konstant bleiben. Aus der Abschätzung der UMK-AMK-LABO-AG (2000), dass jährlich etwa 39 t Cd durch Düngung in landwirtschaftliche Flächen eingetragen werden, ergibt sich bei einer Gesamtfläche im Jahr 1996 für Acker- und intensive Grünlandnutzung von 15.870.715 ha (Statistisches Bundesamt 1997) ein durchschnittlicher Eintrag von rund 2,45 g Cd ha⁻¹ a⁻¹. Dieser Wert soll hier einheitlich für alle Böden angenommen werden. Bei Berücksichtigung von 1,7 g Cd ha⁻¹ a⁻¹ für die Deposition beträgt der jährliche Eintrag 4,15 g Cd ha⁻¹. Die Gehalte in den Böden und im Weizenkorn entwickeln sich dann, ausgehend vom Median heutiger Hintergrundgehalte, wie in Tabelle 3.24 angegeben.

Die Ergebnisse der Berechnung unter Annahme konstanter Einträge auf heutigem Niveau zeigen, dass eben-

Tabelle 3.24:

Entwicklung der Cd-Gehalte in Böden und Pflanzen (Weizenkorn) bei gleichbleibenden Cd-Einträgen auf Hintergrundniveau durch Düngung (2,45 g ha⁻¹ a⁻¹ Cd) und Deposition (1,7 g ha⁻¹ a⁻¹ Cd) sowie einer Sickerwasserrate 200 mm a⁻¹

BAG-Gruppe ³³	pH-Wert	Hintergrundwert [mg kg ⁻¹]	KW-Gehalt 1990 [mg kg ⁻¹]	KW-Gehalt 2090 [mg kg ⁻¹]	Pflanzengehalt 2090 [mg kg ⁻¹]	Pflanzengehalt 1990 [mg kg ⁻¹]
LÖS	7,0	0,4	0,23	0,31	0,04	0,04
TST	7,0	0,6	0,45	0,53	0,05	0,06
KST	7,0	0,4	0,23	0,31	0,04	0,04
BMM	6,5	0,6	0,36	0,43	0,06	0,07
SAN	5,5	0,2	0,14	0,21	0,05	0,07

33 vgl. Tabelle 3.2

falls in allen Böden langfristig eine Anreicherung des Cd stattfindet. Diese vollzieht sich naturgemäß langsamer als bei den höheren Einträgen und wirkt sich dementsprechend auch geringfügiger auf die Gehalte in Pflanzen aus. Die Tendenz erhöhter Gehalte in der Pflanze ist aber auch hier, vor allem auf den leichten Böden mit niedrigerem optimalen pH-Wert, nach hundert Jahren sichtbar (bei TST und KST wird das durch die Rundung der Werte überdeckt).

Tabelle 4.1:

Cd-Gehalte im Tierfutter (Angaben in mg (kg TM)⁻¹)

Futtermittel	AG 'Carry-over' 1998		AG 'Carry-over' 1998 ³⁴		Modellwerte	
	Min	Max	Mittel	Max	Mittel	"worst case"
Einzelfutter pflanzlicher Herkunft						
Gerste	0,01	0,75	0,020		0,02	0,50
Weizen	0,01	0,82	0,055		0,05	0,60
Roggen	0,01	0,21	0,015		0,02	0,15
Hafer	0,01	0,40	0,040		0,04	0,30
Extraktionsschrote von Leinsaat, Rapssaat, Sojabohnen	0,01	0,60	0,370		0,40	0,55
	0,01	0,40	0,040		0,04	0,35
	0,01	0,15	0,025		0,03	0,10
Einzelfutter tierischer Herkunft						
Tiermehl	0,01	1,74				
Knochenmehl	0,03	0,75				
Fleischfuttermehl	0,01	0,2				
Fischmehl		1,0				
Einzelfutter mineralischer Herkunft						
phosphorhaltig		30,0				
Spurenelementvormischung		9,0				
Wirtschaftseigene Futtermittel						
		Median				
Weideaufwuchs		0,15			0,15	
Heu		0,17			0,17	
Grassilage		0,12			0,12	
Maissilage		0,20			0,20	
Ackerfutter- Silage		0,41			0,41	
Ackerfutter		0,37			0,37	

³⁴ nach BAGKF (1997); Werte als vorläufig repräsentativ angenommen

4 Einfluss des Cd-Gehaltes in Böden und Futterpflanzen auf die Cd-Anreicherung in tierischen Produkten

Dieses Kapitel befasst sich mit dem Übertritt ("carry-over") von Cd aus pflanzlichen Futtermitteln in den Tierkörper. Ziel der Betrachtung ist es festzustellen, ob ein Zusammenhang zwischen Cd-Gehalten in Böden, Cd-Gehalten in Pflanzen und Cd-Gehalten in Muskelgewebe, Innereien oder anderen für Menschen verzehrbaren

Bestandteilen oder Produkten der Nutztiere bestehen. Das ist notwendig, um eine Bewertung des von Cd-Einträgen mit Düngemitteln in die Böden ausgehenden Risikos in

Bezug auf die Tiergesundheit und Gesundheitsrisiken für den Menschen vorzunehmen zu können.

Tabelle 4.2:
Cd-Gehalte in Futtermitteln (Angaben in mg (kg TM)⁻¹)

Raumbezug	Futterprobe	Futtermittel	Quelle	Bedingung	Mittelwert ³⁵	Höchstwert	
Westfalen-Lippe	Weideaufwuchsprobe		Crössmann (1982)	1. Schnitt	0,33	1,0	
	Weideaufwuchsprobe	Gräser	Seyfert (1978)	1. Schnitt	0,26		
				2. Schnitt	0,65		
		Leguminosen	1. Schnitt	0,30			
			2. Schnitt	0,67			
	Ackerfutter Heu und Stroh	Kräuter		1. Schnitt	0,59		
Kräuter			2. Schnitt	1,34			
	Zwischenfrüchte			0,45	1,0		
	Heu	Crössmann (1982)		0,31	1,0		
	Stroh			0,27			
Norddeutschland	Silagen	Grassilage	Crössmann (1982)		0,29		
		Maissilage			0,36	1,0	
		Ackerfuttersilage	Crössmann (1982)		0,49	1,0	
	Silage	Maissilage	Crössmann (1982)	Corn-Cob-Mix	0,17	0,50	
Westdeutscher Raum	Silage	Rübenblatt	Köster (1982)	Werte > 1mg/ (kg TM)			
	Wurzel- und Knollen- frucht	Futter- und Steckrüben	Oehlschläger (1974)				
			Crössmann (1982)				
	Futter- getreide	Kartoffel	Oehlschläger (1974)			0,10 - 0,20	
		Gerste	Crössmann (1982)			0,07	
		Hafer				0,10	0,75
	Weizen			0,05	0,28		
	Mais			0,10	0,23		
Hessen	Futtergetreide	Roggen	Saric (1979)		0,019		
	Gewerbliche Nebenprodukte	Kleie	Crössmann (1982)	Gehalte höher als im Mehl			
		Melasse	Crössmann (1975)			0,10	
	Produkte der Ölgewinnung	Baumwollsaat	Oehlschläger (1974)		0,10 - 0,30		
		Leinsaat exp.	Crössmann (1982)		0,65		
	Mineral. Futtermittel Sonstiges	Phosphatverbindungen Meeresalgenmehl	Oehlschläger (1974)		0,07 - 0,35		
			Crössmann (1982)				
	Ergänzungsfutter	Mineralfutter für Schweine	Oehlschläger (1974)		0,51		
			Crössmann		4,05	9,74	
	Alleinfutter	Ferkel Mastschweine Sauen	Crössmann		0,17	0,74	
Crössmann				0,20	0,70		
Crössmann				0,39	1,23		

³⁵ Für Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,03 mg (kg TM)⁻¹ bzw bei Getreide von 0,01 mg (kg TM)⁻¹

4.1 Cd-Gehalte in Futtermitteln

In Arbeiten der Arbeitsgruppe "Carry-over" toxischer Elemente zum "carry-over"-Verhalten von Cd aus dem Jahre 1986 (Crössmann 1990) werden für einzelne Futtermittel mittlere und maximale Cd-Gehalte angegeben (vgl. Tabelle 4.1).

Darüber hinaus existieren u. a. von Crössmann (1982) und Hecht (1985) zusammenfassende Angaben zu diskutierten mittleren bzw. maximalen Cd-Gehalten in Futtermitteln, die mit den in Tabelle 4.1 gewählten Werten korrespondieren. Die Tabelle 4.2 stellt Analyseergebnisse entsprechender Erhebungen für typische Futtermittel zusammen. Dabei ist zu beachten, dass zum Zeitpunkt der Erhebungen die atmosphärische Cd-Belastung höher war als heute.

Im Zusammenhang mit diesen im Einzelfall hohen Cd-Gehalten in Futtermitteln wurden durch die o.g. Arbeitsgruppe "Carry-over toxischer Elemente" die in Tabelle 4.3 zusammengefassten Vorschläge für Höchstgehalte an Cd in Futtermitteln erarbeitet.

Tabelle 4.3:
 Höchstwerte für Cd in einzelnen Futtermitteltypen

Futtermittel	Höchstwert [mg (kg·TM) ⁻¹]	Werte der FuttermittelVO [mg (kg·TM) ⁻¹] (TM = 88%)
Einzelfuttermittel tierischen Ursprungs	2,0	2,0
Einzelfuttermittel mit > 8 % Phosphor	10,0	
übrige Einzelfuttermittel	0,5	0,5
Grünfuttermittel (Heu, Silage)	1,0 bis 2,0	1,0
Mineralfuttermittel als Ergänzungsfutter	5,0	0,75
Alleinfuttermittel für Rind, Ziege, Schaf	1,0 bis 2,0	1,0
sonstige Alleinfuttermittel	0,5	0,5

4.2 "Carry-over" von Cd in Nutztier und deren Organe und Gewebe

Schon in den 80er Jahren war die Notwendigkeit eines ursachenorientierten Monitoring-Systems für die Schadstoffbelastung von Schlacht- und Nutztieren erkannt worden. Am Staatlichen Veterinäruntersuchungsamt in Braunschweig wurde z. B. das Konzept für ein derartiges Monitoring-System beim Wild erarbeitet und vorliegende Daten ausgewertet. Im Gegensatz zu den Datenerhebungen des Lebensmittelmonitorings wurden die gemessenen Cd-Belastungen des Fleisches und der Innereien (Leber, Niere) mit dem Belastungsgrad der Herkunftsgebiete des Wildes in Verbindung gebracht, was auch den tatsächlichen Vermarktungsbedingungen entspricht. Basierend

auf den Arbeiten z. B. von Hecht (1982) und Schinner (1981) wurden so Rückschlüsse auf belastete und unbelastete Herkunftsregionen gezogen, ohne einen quantitativen Zusammenhang zwischen Cd-Dosis und Aufnahme in das Tier herstellen zu können. Tabelle 4.4 stellt beispielhaft die Verhältnisse zwischen dem räumlichen Belastungsgrad durch Cd in der Umwelt und der Cd-Belastung in Leber und Niere verschiedener Wildtierarten dar.

Tabelle 4.4:
 Verhältnis der Cd-Belastungen in Niere und Leber von Wildtierarten unter Bezugnahme auf drei Stufen der Belastung der Umwelt (Holm 1983)

Wildart	Organ	Umweltbelastung		
		niedrig	mittel	hoch
Rehwild	Niere	1,0	1,2	1,9
	Leber	1,0	1,0	1,5
Rotwild	Niere	1,0	-	1,8
	Leber	1,0	-	3,9
Schwarzwild	Niere	1,0	1,9	4,3
	Leber	1,0	1,6	4,7
Hase	Niere	1,0	2,5	33,0
	Leber	1,0	2,7	44,0

Mit steigender Cd-Belastung nimmt demnach der Cd-Gehalt in Niere und Leber zu, wenn man die Cd-Gehalte in den Organen der Wildtiere bei geringer äußerer Belastung mit Cd gleich 1 setzt.

Im Vergleich zum Wild spielen die bewirtschaftungsbedingten Einflüsse und marktwirtschaftliche Gesichtspunkte bei Nutztier eine weitaus größere Rolle. Es gibt es eine Vielzahl sich verstärkender oder auch ausgleichender Faktoren, die den Cd-Gehalt im Schlachtvieh beeinflussen. Neben dem Cd-Gehalt im Futter spielen solche Bedingungen, wie die Bindungsform und Bioverfügbarkeit des Cd, sowie Wechselwirkungen im Futter eine Rolle. Fütterungsversuche an Mastküken (Bundscherer et al. 1985) belegen z. B. einen indirekten Zusammenhang zwischen Zn-Gehalt im Futter und Cd-Gehalt in der Leber der Versuchstiere. Crössmann (1981) zeigte anhand von Fütterungsversuchen mit Mastschweinen Zusammenhänge zwischen dem Cd-Gehalten im Futter und Cd-Gehalten in der Niere auf.

Es gibt offensichtlich eine Beziehung zwischen den beiden Kenngrößen Cd-Gehalt im Futter und Cd-Gehalt im Tierorgan, obwohl eine Reduzierung der Problematik auf diesen Zusammenhang statistisch nicht abgesichert ist. Ansätze von Hecht (1985) bestimmen diese als "Carry-over"-Raten bezeichneten Zusammenhänge als eine Funktion von Tierart, Alter, resorbierendem Organ und Futterzusammensetzung. Die "Carry-over"-Rate gibt an, in welchem Umfang, ausgedrückt in %, eine Cd-Konzentration

Tabelle 4.5:

“Carry-over“-Rate für Cd in verzehrbaren Teilen von Nutztieren (in % der Cd-Werte im Futter) bei Dauerbelastung mit natürlich kontaminiertem Futter, d. h. ohne zusätzliche Cd-Gaben

Tierart	Mastschwein	Zuchtsau	Jungbulle	Kuh
Belastungs- dauer	-	4,5 Jahre	1,7 Jahre	6 Jahre
Fleisch	2 %	2 %	0,5 %	0,5 %
Leber	70 %	140 %	45 %	130 %
Niere	230 %	840 %	200 %	360 %

Tabelle 4.6:

Cd-Gehalte der Gewebe [mg (kg Frischsubstanz)⁻¹] von Fleischschafen nach Verfütterung von unterschiedlichen Cd-haltigen Futtermitteln (Hapke et al. 1977)

Gewebe	Dosierungen in mg (kg d) ⁻¹ Cd				
	0,0	0,1	0,3	1,0	3,0
Blut	0,074	0,043	0,101	0,073	0,075
Muskulatur	0,062	0,108	0,092	0,095	0,236
Hoden	0,030		0,061	0,279	0,464
Fett	0,036	0,031	0,078	0,106	0,130
Leber	0,200	0,577	3,472	17,196	23,326
Nierenmark	0,163	0,871	2,490	13,229	24,445
Nierenrinde	0,269	1,338	6,703	19,760	64,590
Wolle	0,174	0,068	0,037	0,049	0,039

Tabelle 4.7:

Ergebnisse zum Übergang von Cd aus Futtermitteln in Mastschweinen bei Fütterung ohne zusätzliche Cd-Gaben (Schenkel 1990)

Tierart	Versuchsdauer nach Tiergewicht	Cd-Konzentration im Futter [mg (kg TM) ⁻¹]	Mittlere Cd-Konzentrationen im Gewebe [mg (kg Frischmasse) ⁻¹]		
			Leber	Niere	Muskulatur
Mastschweine	19 - 100 kg	0,18 bis 0,23	0,0850	0,5600 ³⁶	0,0036
Mastschweine	33 - 109 kg	0,048	0,0970	0,8560	0,0130
Mastschweine	Erhebungs-	0,066	0,0590	0,2720	0,0070
Mastschweine	unter-	0,06 bis 0,26	0,030 bis 0,157	0,120 bis 0,577	0,003 bis 0,058
Mastschweine	suchungen	0,06 bis 0,29	0,045	0,188	< 0,010

³⁶ Nierenrinde

Tabelle 4.8:

Schätzung von biologischen Halbwertszeiten (HWZ) für Cd bei Nutztieren

Tierart	Halbwertszeit
Schaf	4 bis 5 Jahre
Schwein	5 Jahre
Rind	6 bis 8 Jahre
Geflügel	0,5 bis 1,5 Jahre
Vergleichsdaten:	
Physikal. HWZ Cd-115m	44,6 Tage
Physikal. HWZ Cd-109	453,0 Tage

im Futter sich in den Organen und Geweben von Nutztieren wiederfindet (vgl. Tabelle 4.5). Angaben von mehr als 100%, wie in der Niere durchaus nachweisbar, weisen auf erhebliche Akkumulationsvorgänge in den betreffenden Organen der Tiere hin.

Am Beispiel von Fleischschafen konnten von Hapke et al. (1977) für unterschiedliche Dosierungen von Cd im Futter über einen Zeitraum von 4,5 Monaten im Gewebe die in Tabelle 4.6 zusammengestellten Cd-Gehalte in den Tieren ermittelt werden. Hierbei handelt es sich allerdings um eine Studie, die statistisch nicht repräsentativ ist.

Während dabei im Muskelfleisch auch bei Fütterung mit hohen Cd-Konzentrationen im genannten Zeitraum keine nennenswerte Akkumulation auftrat, muss in der Leber, vor allem aber in der Niere von erheblichen Cd-Konzentrationen ausgegangen werden. Im genannten Versuch führte die Verzehnfachung der Cd-Dosis im Futter im Zeitraum von 4,5 Monaten zu einer um mehr als eine Zehnerpotenz höheren Cd-Belastung in den Organen der Schafe.

Im Zuge seiner Arbeiten zum Übergang von Cd aus dem Futter in Organe und Gewebe bei Mastschweinen stellte Schenkel (1990) die in der Literatur vorliegenden Fütterungsversuche zusammen. Aus dokumentierten Fütterungsversuchen mit “unkontaminierten” Futtermitteln ohne zusätzliche Cd-Beimengungen ergaben sich die in Tabelle 4.7 zusammengefassten Daten.

Die Cd-Gehalte im Organismus steigen mit zunehmendem Lebensalter an. Die biologischen Halbwertszeiten des Cd im Körper von Nutztieren basieren auf Schätzungen (Kreuzer et al. 1990; Crössmann, 1986) Es gelten die in Tabelle 4.8 dargestellten Werte, die jedoch zumeist auf die Cd-Konzentration der Nieren bezogen sind:

Es wird deutlich, dass die Cd-Belastung über die gesamte Lebensdauer der Nutztiere anhält.

Auch andere Daten (AG “Carry-over” 1998; UBA 1998) lassen Zusammenhänge zwischen zunehmenden Cd-Gehalten im Futter und in den verzehrbaren Nutztierprodukten erkennen.

Tabelle 4.9:
 Futtermittelverbrauch in Deutschland (Angaben in 1000 t Getreideeinheiten)

Gliederung	1994/95		1995/96		1996/97	
	Menge	%	Menge	%	Menge	%
Rau- und Saftfutter (inkl. Stroh)	30040	44,9	29969	44,4	30989	45,5
Kartoffeln	193	0,3	246	0,4	343	0,5
Hackfrüchte	997	1,5	1028	1,5	990	1,5
Milch	787	1,2	778	1,2	772	1,1
Inlandgetreide	19649	29,4	20061	29,7	21023	30,9
Kraftfutter (Inlandproduktion)	6113	9,1	6384	9,4	6088	8,9
Importgetreide	1656	2,5	2497	3,7	1301	1,9
anderes Importfutter	7488	11,2	6608	9,8	6612	9,7

Aus diesen Gründen wird für die Abschätzung der Wirkung Cd-belasteter Futtermittel auf Fleisch und Innereien von Nutztieren vereinfachend ein kausaler Zusammenhang zwischen den Cd-Gehalten in Futterpflanzen, berechnet auf der Basis der Transferfunktionen für die einzelnen Pflanzenarten, und den Cd-Gehalten in den verzehrbaren Bestandteilen der Nutztiere aus dem Lebensmittelmonitoring angenommen. Im Hinblick auf ein Ziel der vorliegenden Studie, nämlich die Prognose der Entwicklung der Cd-Belastung über den Zeitraum der nächsten 100 bis 200 Jahre, beinhalten die getroffenen Einschränkungen lediglich die Festschreibung der aktuell gültigen räumlichen Zusammenhänge zwischen Futtermittelanbau, Futtermittelsatz und Lebensmittelmonitoring. Da diese Zusammenhänge gegenwärtig weder hinreichend beschrieben noch statistisch abgesichert sind, werden bei diesem Modellansatz die bestehenden Unwägbarkeiten lediglich als "black box" akzeptiert, ohne das Resultat entscheidend zu beeinträchtigen.

Der Futtermittelverbrauch in Deutschland, aufgeteilt nach der Futterart, ist auf Basis der Angaben des Fachverbandes der Futtermittelindustrie (1999) in Tabelle 4.9 zusammengestellt worden.

Bezogen auf die verschiedenen Tierarten weist das Mischfüttertabellarium die in Tabelle 4.10 dargestellten Herstellungsmengen für Mischfutter aus:

Tabelle 4.10:
 Tierartenspezifische Herstellung von Mischfutter in Deutschland (Angabe in 1000 t)

Mischfutter für	1995	1996	1997
Pferde	269,4	284,0	283,7
Rinder	7868,9	7914,0	7350,5
Kälber	469,3	439,8	369
Schweine	5958,5	6245,4	6273,7
Mastgeflügel	1807,9	1926,2	1978,0
sonst. Geflügel	2194,4	2209,4	2277,2
andere Tierarten	306,2	314,0	365,6
Gesamt	18874,6	19332,8	18897,7
davon Mineralfutter	378,6	376,6	382,4
Mineralfutter in %	2,0	1,9	2,0

Der Verbrauch von Mischfutter ist in den Beständen regional von den Fütterungsbedingungen abhängig. Es macht sich z. B. ein deutliches Gefälle von den nordwestlichen Bundesländern hin zum Südwesten bemerkbar. So ist in Bayern der Verbrauch an Mischfutter unterproportional gering. Da aber die Futteraufkommen in ihrer Herstellung generell nicht regionalisiert werden können, wird für den weiteren Modellansatz der bundesdurchschnittliche Verbrauch genutzt.

Damit sollen Zusammenhänge, wie sie in einem Praxisversuch zum Übergang von Cd aus Tierfutter in Organe und Gewebe von Nutztieren 1977 in den Niederlanden in zwei Milchviehbetrieben mit Weidehaltung nachgewiesen werden konnte, modelliert und zu erwartende akkumulative Belastungen der Verbraucher abgeschätzt werden. Die in den holländischen Versuchen erarbeitete "Cd-Kette" ist in der Tabelle 4.11 dargestellt. Zum Vergleich wurde ein Kontrollbestand einbezogen:

Tabelle 4.11:
 Praxisversuch zum "Carry-over" von Cd (Moolenaar u. Lexmond 1998)

Cd-Gehalte	Standorte		
	Beusichem - Versuche -	Wilp	Afferden Kontrolle
Boden			
pH	7,0	7,0	5,6
mg (kg Boden) ⁻¹	9,1	8,6	0,35
Weideaufwuchs			
mg (kg TM) ⁻¹	0,4	0,3	0,2
Kraftfutter			
mg (kg TM) ⁻¹	0,2 - 0,4	0,2 - 0,4	0,2 - 0,4
Tiere			
Niere mg (kg FS ³⁷) ⁻¹	0,40	0,80	0,50
Leber mg (kg FS) ⁻¹	0,18	0,23	0,11
Fleisch mg (kg FS) ⁻¹	0,01	0,02	0,01

Mit einer ähnlichen Zielrichtung wurde über 106 Tage ein Versuch an 6 Mastbullen mit der Beimengung von 11,5% pelettierten Klärschlamm durchgeführt (Johnson et al. 1985). Im Vergleich zu einer gleichstarken Kontroll-

Tabelle 4.12:
"Carry-over" von Cd am Beispiel von Mastbullen (Johnson et al. 1981)

	Futtermittel [mg (kg TM) ⁻¹ Cd]	Niere [mg (kg·Frischsubstanz) ⁻¹ Cd]	Leber [mg (kg·Frischsubstanz) ⁻¹ Cd]	Fleisch [mg (kg·Frischsubstanz) ⁻¹ Cd]
Kontrolle	0,14	0,30	0,06	0,002
Versuch	10,60	3,64	1,67	0,007

gruppe wurden die in Tabelle 4.12 dargestellten Ergebnisse erzielt.

In Hinblick auf die Begrenzung einer Cd-Kontamination tierischer Lebensmittel wurden vom Verein Deutscher Ingenieure Maximale Immissions-Dosen für Cd festgesetzt. Diese MID-Werte (nach VDI 2310 Blatt 28) liegen bei Rindern und Schweinen bei 0,02 mg (kg Körpermasse)⁻¹ d⁻¹ Cd und 0,025 mg (kg Körpermasse)⁻¹ d⁻¹ Cd bei Schafen. Für Mastküken sind Werte bis 0,04 mg (kg Körpermasse)⁻¹ d⁻¹ Cd zulässig.

Aus der Literaturrecherche geht hervor, dass eine Abschätzung des Cd-Übergangs aus Futtermitteln in Nutztiere ("Carry-over") auf der Basis des derzeitigen Bestandes an Messreihen nur mit eingeschränkter Genauigkeit ableitbar ist. Deshalb konnte in der vorliegenden Studie eine geschlossene Darstellung und Quantifizierung der Wirkungsketten für Tier und Mensch nicht erfolgen. Wie in Kapitel 5 gezeigt wird, resultiert aus dem Fleischverzehr allerdings im Allgemeinen nur ein geringer Anteil der Cd-Aufnahme des Menschen über die Nahrung. Im Hinblick auf die Cd-Gehalte im Tierfutter muss berücksichtigt werden, dass auch durch Tiere nur ca. 5 % des aufgenommenen Cd resorbiert werden und sich damit eine weitere "Verdünnung" auf dem Weg in der Nahrungskette zum Menschen ergibt. Weiterhin kann davon ausgegangen werden, dass nur in seltenen Ausnahmefällen Fleisch von Tieren im adulten Alter verzehrt wird. Die Cd-Akkumulation in Jungtieren ist zumindest im Muskelfleisch noch relativ gering. Da allerdings in Niere und Leber der Nutztiere eine rasche Cd-Akkumulation stattfindet, sind Cd-Belastungen des Menschen unter Berücksichtigung der verzehrbaren Innereien im Kontext mit bestimmten Ernährungsgewohnheiten durchaus von Belang (vgl. Tabelle 4.12). Bei weiter ansteigenden Cd-Gehalten der Böden ist aber nicht auszuschließen, dass die Cd-Gehalte in tierischen Produkten ebenfalls zunehmen. Dies gilt sowohl für Cd-Einträge auf heutigem Niveau als auch unter der Annahme, dass sich nach Verbrauch der derzeit noch vorhandenen Nährstoffmengen in den Böden die Düngung wieder stärker dem Nährstoffbedarf der Pflanzen annähern wird und deshalb düngungsbedingte Einträge von Cd zunehmen können.

5 Kalkulation der Cd-Aufnahme des Menschen mit der Nahrung und aus anderen Quellen

Wie bereits im Kapitel 2.6 beschrieben wurde, ist für die Exposition des Menschen gegenüber Cd der Pfad über die orale und die inhalative Aufnahme von besonderer Bedeutung. Bezüglich des oralen Pfades ist vor allem die Aufnahme von Nahrungs- und Genussmitteln sowie von Trinkwasser relevant. Für Kleinkinder kann daneben auch die Aufnahme von Staub und Boden relevant sein. Das wurde aber bei den weiteren Ausführungen in diesem Kapitel weitgehend vernachlässigt. Eine dermale Aufnahme von Cd ist ebenfalls nicht von Bedeutung. Da das Ziel der vorliegenden Studie eine Risikoabschätzung von Cd in Düngemitteln ist, wird der Cd-Aufnahme über die Nahrung besondere Aufmerksamkeit gewidmet, da nur sie mit dem Eintrag von Cd in Böden in einem kausalen Zusammenhang steht. Die inhalative Aufnahme von Cd wird ebenfalls quantifiziert und in der abschließenden Bewertung als Szenario "Raucher" mit betrachtet.

Der Modellansatz zur Ermittlung der oralen Cd-Aufnahme des Menschen besteht darin, die Verzehrsmengen an bestimmten Nahrungsmitteln mit deren Gehalten an Cd zu multiplizieren und durch Summierung die Gesamtaufnahme zu berechnen. Auf der Basis statistisch abgesicherter Zahlen für die typischen Ernährungsgewohnheiten in Deutschland und mittleren Cd-Gehalten kann der Durchschnittsfall dargestellt werden. Besonderheiten in der Ernährung können zu höheren Cd-Aufnahmen führen und sind deshalb zu berücksichtigen.

Bei den folgenden Betrachtungen zum Nahrungsspektrum wurde von einer regionalen Differenzierung abgesehen, da im Rahmen globaler Märkte nicht mehr von einem räumlichen Zusammenhang zwischen Produktion, Verarbeitung und Verbrauch der hergestellten Nahrungsmittel ausgegangen werden kann. Bei einer Importquote von bis zu 30 % bei Geflügelfleisch oder einem Selbstversorgungsgrad von mehr als 120 % bei Getreide wäre eine derartige Herangehensweise nicht mehr adäquat. Als ein Beispiel beschreibt die Tabelle 5.1 die Versorgung mit Rind- und Kalbfleisch in Deutschland sowie den entsprechenden Fleischverbrauch pro Kopf.

Den durchschnittlichen Verbrauchs- bzw. Verzehrsgewohnheiten zugeordnet wurden die aus den Messungen

Tabelle 5.1:
Versorgung mit Rind- und Kalbfleisch in Deutschland nach Angaben des BMVEL (Angaben in 1000 t Schlachtgewicht)

Kategorie	1997	1998	1999
Bruttoeigenerzeugung	1535	1459	1420
Ausfuhr [lebende Tiere]	113	116	85
Einfuhr [lebende Tiere]	25	24	25
Nettoerzeugung	1448	1367	1360
Nahrungsverbrauch	1191	1235	1240
Verbrauch je Kopf (kg)	14,5	15,1	15,1

Tabelle 5.2:
 Typische Verbrauchssituation in Deutschland

Lebensmittel darunter	1994/1995 [1000 t]	1995/1996	1998	Modellwert	pro Kopf ³⁸ [kg]
Weizenmehl	4490	4625	4741	4619	56,6
Roggenmehl	888	884	882	885	10,8
sonst. Mehl	517	591	550	553	6,8
Reis	208	207	250	222	2,7
Hülsenfrüchte	52	72	84	69	0,8
Kartoffeln	5936	5956	5930	5941	72,8
Kartoffelstärke	46	53	76	58	0,7
Zucker	2696	2665	2688	2683	32,8
Glukose	357	421	394	391	4,8
Isoglukose	70	92	66	76	0,9
Honig	90	114	90	98	1,2
Kakaomasse	154	138	171	154	1,9
Gemüse	6655	7096	7119	6957	85,2
Marktobst	5227	5297	5790	5438	66,6
sonst. Obst	2345	1892	1533	1923	23,5
Zitrusfrüchte	2285	2434	2497	2405	28,9
Schalenfrüchte	298	283	284	288	3,5
Trockenobst	115	119	113	116	1,4
Rindfleisch		1357	1248	1303	15,9
Schweinefleisch		4482	4368	4425	54,2
Schaf-/Ziegenfleisch		91	96	94	1,2
Pferdefleisch		6	6	6	0,1
Innereien		367	355	361	4,4
Geflügelfleisch		1092	1192	1142	14,0
Wild, Kaninchen		114	116	115	1,4
Fischfang		1149	1197	1173	14,4
Frischmilcherzeugnisse		7431	7219	7325	89,7
Sahne		608	634	621	7,6
Kondensmilch		439	405	422	5,2
Vollmilchpulver		102	140	121	1,5
Magermilchpulver		29	38	29	0,4
Ziegenmilch		7	7	7	0,1
Käse		1619	1668	1619	19,8
Frischkäse		723	715	723	
Tierische Fette		917	907	912	11,2
Butter		583	579	583	
Pflanzliche Fette		1404	1566	1468	18,9
Margarine		584	602	584	
Speisefett		64	69	64	
Speiseöle		875	1018	875	
Eierzeugnisse					
(Mio. Stück)	18284	18515	18400	225,3 (Stück)	

38 Bezogen auf 81,66 Mio. Einwohner

des Lebensmittelmonitorings gewonnenen Angaben zu mittleren Cd-Gehalten in den verzehrbaren Pflanzenteilen bzw. Fleischwaren. Auch hier wurde aus den o. g. Gründen auf eine Regionalisierung der Werte verzichtet. Die obere Grenze der Cd-Gehalte (z. B. 90 %-Perzentile) wurde zur Berechnung von "worst-case"-Szenarien herangezogen.

5.1 Nahrungsmittelverbrauch des durchschnittlichen Bundesbürgers

Zur Ermittlung des aus der Nahrung resultierenden Risikopotenzials bezüglich der Cd-Aufnahme war es zuerst notwendig, aus dem verfügbaren Datenmaterial die durchschnittliche Ernährungsstruktur in Deutschland zu modellieren. Als Datengrundlage kommen hierfür sowohl Statistische Angaben zum pro-Kopf-Verbrauch an Lebensmitteln als auch Verzehrstudien in Frage. Diese Datengrundlagen werden im Folgenden vorgestellt und diskutiert.

Tabelle 5.3:
Datensammlung zum Gemüseverbrauch in Deutschland (kg a⁻¹)

Quelle	Produkt	Jahresbezug	Verbrauch pro Kopf
ZMP-Marktbilanz Gemüse 2000	Gemüse	1999	88,1
Statistisches Jahrbuch BMVEL	Gemüse	1995/96	86,7
Statistisches Jahrbuch BMVEL	Gemüse	1996/97	89,9
Statistisches Jahrbuch BMVEL	Gemüse	1997/98	86,7
Landwirtschaftsministerium Baden-Württemberg	Gemüse	1997	80,0
WLV Aktuell Agrarinfo	Gemüse	1998	85,0
http://129.143.97.131	Gemüse	1991/1996	82,5
BMVEL Pressedienst	Gemüse	1999	88,1

Das Statistische Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten gibt Informationen über den Verbrauch an Lebensmitteln, das heißt jeweils über die Menge, die von Privatpersonen für den Verzehr zu Hause sowie außer Haus eingekauft wird. Auf diese Datengrundlage stützt sich auch der Ernährungsbericht der Bundesregierung Deutschlands (DGE 1996), der vor allem auf eine Einschätzung der Versorgungssituation der Bevölkerung abzielt, aber auch Hinweise zur Schadstoffaufnahme beinhaltet. In Tabelle 5.2 ist die daraus resultierende Verbrauchssituation an Lebensmitteln in Deutschland dargestellt.

Eine Gegenüberstellung mit anderen Jahren bzw. ein Vergleich mit Daten des Statistischen Bundesamtes oder länderbezogene Angaben liefern keine entscheidenden Unterschiede zu den getroffenen Modellansätzen, wie am Beispiel für den Gemüseverbrauch in Deutschland in Tabelle 5.3 gezeigt wird.

Eine einfache Übertragung der Verbrauchszahlen auf Annahmen zum Verzehr ist jedoch nicht unproblematisch, da ein Teil der gekauften Lebensmittel nicht in den menschlichen Verzehr eingeht. Plausible Gründe hierfür sind z. B. die Verfütterung von Lebensmitteln an Haustiere oder der Verderb von gekauften Waren.

Um diese Unsicherheitsfaktoren auszuschließen, können Studien herangezogen werden, bei denen stichprobenhaft direkt die verzehrten Mengen erfasst wurden. Im Zeitraum zwischen 1990 und 1992 wurde durch das Umweltbundesamt mit 318 Probanden eine Ernährungserhebung durchgeführt (Umwelt-Survey - 1990/92 Cd-Zusammenhangsanalyse), in der die Testpersonen ein 24h-Protokoll über die Art und Menge der verzehrten Nahrung führten. Ein vorrangiges Ziel war dabei die Bestimmung der Aufnahme derjenigen Schadstoffe, die im Rahmen des Umwelt-Surveys in Blut und Urin der Allgemeinbevölkerung analysiert worden waren. Neben anderen Schwermetallen gehörte auch Cd zum Untersuchungsspektrum. Dabei wurde generell eine Übereinstimmung mit ähnlich gelagerten Duplikatstudien anderer Länder festgestellt. Das unterstützt die Annahme, die Verteilung der Schadstoffgehalte in den Nahrungsmitteln nicht regional differenzieren zu können.

In den 80er Jahren wurde für das damalige Bundesgebiet eine Nationale Verzehrsstudie erfasst, die über einen Zeitraum von 1985 bis 1989 die Verzehrsdaten aus einer repräsentativen Stichprobe von 20000 Personen lieferte. Der Freistaat Bayern hat als einziges Bundesland ein Nachfolgeprojekt initiiert und in einer Bayerischen Verzehrsstudie beispielhaft für das Jahr 1995 den Stand der Ernährungssituation erfasst. Der dabei zugrunde gelegte Stichprobenumfang kann Tabelle 5.4 entnommen werden.

Tabelle 5.4:
Altersstruktur der Stichprobe zur Bayerischen Verzehrsstudie (1999)

Altersgruppe	Männer		Frauen		Gesamtanzahl
	absolut	relativ	absolut	relativ	
4 bis 6	12	4,71	11	3,82	23
7 bis 9	9	3,53	12	4,17	21
10 bis 12	16	6,27	13	4,51	29
13 bis 14	8	3,14	6	2,08	14
15 bis 18	11	4,31	12	4,17	23
19 bis 24	13	5,10	20	6,94	33
25 bis 50	120	47,06	133	46,18	253
51 bis 64	48	18,82	60	20,83	108
älter als 64	18	7,06	21	7,29	39
Gesamt:	255	100,00	288	100,00	543

Ein Schwerpunkt der Untersuchungen waren Analysen der Essgewohnheiten der unterschiedlichen Altersgruppen und deren Auswirkung auf eine ausgewogene und die Gesundheit fördernde Ernährung. Es war nicht Ziel dieser Studie, statistische pro-Kopf-Verbräuche einzelner Lebensmittel zu berechnen. Da die Verzehrsprotokolle jeweils lediglich über einen Zeitraum von 7 Tagen, verteilt auf drei Perioden, geführt worden sind, erlauben die Resultate aussagekräftige Analysen zu Essgewohnheiten, Essverhalten und damit zur Ausgewogenheit der Nahrung und zu möglichen Ursachen ernährungsbedingter Erkrankungen. In der Tabelle 5.5 sind für einige Nahrungsmittel die hochgerechneten Verbräuche je Testperson, die für den Verbrauch zur Verfügung stehenden Nahrungsmittel je Kopf nach dem Statistischen Jahrbuch über Ernährung,

Landwirtschaft und Forsten (2002) und die in den Szenarien dieser Studie getroffenen Annahmen zusammengestellt. Ein direkter Vergleich ist häufig nicht möglich, da für die Datenerhebungen verschiedene Stadien der Verbzw. Bearbeitung herangezogen werden. Deutlich wird aber, dass die Ergebnisse zum pro-Kopf-Verzehr in der Bayerischen Verzehrsstudie deutlich niedriger liegen als die pro-Kopf-Verbräuche nach Statistischem Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Das trifft in einem Maße zu (teilweise Verhältnisse $< 1 : 2$), welches auch nicht durch Verfütterung oder Verderb von Lebensmitteln erklärbar ist.

Tabelle 5.5:

Vergleich des Verbrauchs an Nahrungsmitteln (kg a^{-1}) zwischen der Bayerischen Verzehrsstudie (1995) (BVS95) und Angaben des Statistischen Jahrbuches über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML 2000)

Nahrungsmittel	BVS95 1995	pro-Kopf-Verbrauch		Modellwerte Standard- Szenario
		1997	2000	
Fleisch	23,01	90,0	94,4	90,4
Fleisch- und Wurstwaren	26,54			
Fisch und Fischwaren	5,30	13,0	12,6	14,4
Eier	7,57	227	224	225,3
Milch und Milchprodukte	67,48	95,5	99,0	94,5
Käse und Quark	13,33	20,3	20,7	19,8
Butter	5,17	7,1	6,7	7,1
Speisefette und -öle	4,80	19,1	18,7	23
Brot und Backwaren	68,26	74,9	76,2	74
Nährmittel	19,31			3,5
Kartoffeln	24,64	74,3	71,2	75,5
Frischgemüse	39,06	89,9	86,9	85,2
Gemüseprodukte	12,34			
Einheimisches				
Frischobst	23,31	96,4	93,6	96
Süßfrüchte	12,99	29,3	32,4	28,9
Obstprodukte	3,29			
Marmelade und Konfitüre	2,30			
Zucker	3,38			38,5
Süßwaren	8,22			3,1
Gewürze und Zutaten	3,89			
Alkoholfreie Getränke	304,85			
Alkoholische Getränke	103,35			
Bohnenkaffee	104,47			
Tee	31,77			

Insgesamt muss eingeschätzt werden, dass alle Angaben zum Verbrauch und Verzehr große Unsicherheiten beinhalten, die auch die Beschreibung der Cd-Aufnahmen durch die Nahrung erschweren. Auch von der DGE (1996)

wird auf das Fehlen regelmäßiger und repräsentativer "Total Diet"-Studien oder anderer Untersuchungen hingewiesen, "die eine hinreichend genaue Schätzung der ernährungsbedingten Aufnahme von Verunreinigungen sowie deren Bioverfügbarkeit und Einflüsse auf den Menschen erlauben". Im weiteren Verlauf der vorliegenden Studie wird trotz der bestehenden Unsicherheiten zunächst eine Berechnung der Cd-Belastung des Menschen über die Nahrung anhand der Verbräuche (Warenkorbmodell) vorgenommen, da auf diesem Wege am besten ein Zusammenhang zum Cd-Gehalt in den Lebensmitteln hergestellt werden kann, was für die Bewertung der Cd-Einträge hinsichtlich der Gesundheitsgefährdung des Menschen notwendig ist. Die Aussagen sind allerdings auf der Grundlage der Ergebnisse aus den Ernährungs- und Duplikatstudien zu relativieren.

5.2 Cd-Gehalte im Lebensmittelwarenkorb eines Bundesbürgers

In Koordination durch das Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) wird in Deutschland zur Vorsorge im Rahmen der amtlichen Lebensmittelüberwachung ein kontinuierliches Lebensmittelmonitoring auf Schadstoffe wie z. B. Cd durchgeführt. Auf der Grundlage repräsentativer Stichprobenerhebungen ist ein System von Analysen und Prüfungen entwickelt worden, um einerseits den Gehalt von unerwünschten Nahrungsmittelbestandteilen, zu denen auch das Cd gehört, bestimmen zu können, andererseits aber auch Schlüsse auf die möglichen Eintragungspfade ziehen zu können.

Im Standard werden jährlich ca. 4500 Lebensmittelproben untersucht. Dabei entstammen ca. 2/3 der Proben der inländischen Produktion, der Rest wurde entweder importierten Waren entnommen oder die Herkunft ist nicht bestimmbar. Schwerpunkt der Analytik ist dabei erst in zweiter Linie die Untersuchung der Herkunft der Schadstoffe und die Bestimmung der Eintragungspfade. Am Beispiel des aktuell vorliegenden Monitoringplanes für das Jahr 1997, zusammengefasst in Tabelle 5.6, sind die Schwerpunkte bei der Auswahl der Lebensmittel und der darin untersuchten Schwermetalle ableitbar.

Tabelle 5.6:
Untersuchte Schadstoffe in Lebensmitteln pflanzlicher und tierischer Herkunft (BgVV 1997)

Nahrungsmittel	Schwermetall- untersuchungen	Begründung
Schafskäse	Pb, Cd, Hg	zunehmende Beliebtheit, nachweisbare Belastungen aus der Vergangenheit
Innereien (Schweineleber)	Pb, Cd, Hg	Leber als Speicherorgan für Schwermetalle
Wildschweinfleisch	Pb, Cd, Hg	besondere Lebens- und Ernährungsform in freier Wildbahn
Süßwasserfisch (Karpfen)	Pb, Cd, Hg	Kontamination abhängig von der Wasser- und Futtermittelqualität
Räucheraal	Pb, Cd, Hg	bekannte Kontamination mit Quecksilber
Getreide (Roggenkörner, Weizenkörner)	Pb, Cd	wichtigste Brotgetreidearten
Ölsamen, Schalenobst (Erdnüsse)	Pb, Cd	bekannte hohe Cadmium-Konzentrationen in der braunen Samenhaut
Frischgemüse	Pb, Cd	Schadstoffe in Folge anbautechnischer Maßnahmen
Blattgemüse	Pb, Cd	hoher Anteil am Nahrungsspektrum ernährungsbewusster Verbraucher
Grünkohl	Pb, Cd, Tl	auf Grund der Oberflächenstruktur besonders anfällig für Schadstoffkontamination
Sprossgemüse (Brokkoli)	Pb, Cd	Häufigkeit des Verzehrs und ganzjährige Verfügbarkeit
Frischobst	Pb, Cd	Obst wird zur gesunden Ernährung besonders empfohlen
Gewürze (Paprikapulver)	Pb	bekannte Kontamination mit Blei

Dem Tabellen-Band zum Bericht über das Lebensmittelmonitoring für das Jahr 1997 können dabei bezüglich des Cd die in Tabelle 5.7 dargestellten Ergebnisse entnommen werden.

und umfasst mehrere Jahre. Die ZEBS hat als spezielle Fachgruppe des BgVV zur Aufgabe, durch Sammlung und Bewertung von Daten über das Vorkommen und die Gehalte chemischer Rückstände und Verunreinigungen im Sinne des vorbeugenden Gesundheitsschutzes die Belas-

Tabelle 5.7:
Cd-Gehalte in ausgewählten Lebensmitteln [mg (kg Frischsubstanz)⁻¹]

Lebensmittel	Best.- grenze	Richt- wert	Mittelwert	Median	90 %- Perzent.	95 %- Perzent.	Maximum
Roggenkörner	0,004	0,1000	0,0099	0,0090	0,0190	0,0250	0,0820
Weizenkörner	0,004	0,1000	0,0400	0,0370	0,0680	0,0980	0,1700
Kopfsalat	0,002	0,1000	0,0230	0,0210	0,0340	0,0590	0,0750
Feldsalat	0,002	0,1000	0,0025	0,0020	0,0049	0,0060	0,0090
Eisbergsalat	0,002	0,1000	0,0120	0,0100	0,0220	0,0310	0,0680
Eichblattsalat	0,002	0,1000	0,0390	0,0270	0,0710	0,1700	0,1700
Bataviasalat	0,002	0,1000	0,0280	0,0240	0,0570	0,0630	0,0700
Lollo rosso	0,002	0,1000	0,0310	0,0260	0,0550	0,7200	0,1000
Brokkoli	0,002	0,1000	0,0091	0,0050	0,0120	0,0150	0,5800
Grünkohl	0,002	0,1000	0,0180	0,0140	0,0340	0,0600	0,0920
Erdnüsse	0,004	0,1000	0,1200	0,0990	0,2600	0,4600	0,4700
Wildschweinfleisch	0,002	0,1000	0,0034	0,0025	0,0070	0,0100	0,0310
Schweineleber	0,002	0,1000	0,0070	0,0050	0,0150	0,0200	0,3200
Karpfen	0,002	0,1000	0,0020	0,0010	0,0040	0,0080	0,0200
Räucheraal	0,002	0,1000	0,0044	0,0018	0,0080	0,0140	0,2400
Schafskäse	0,002	0,0100	0,0059	0,0040	0,0130	0,0150	0,0720

Die dem Lebensmittelmonitoring des Jahres 1997 entstammenden Zahlen stimmen in der Größenordnung gut mit den Angaben überein, die bei umfassenderen Recherchen in der Datenbank der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS) gewonnen werden konnten (vgl. hierzu Tabelle 5.8). Die Datenbank der ZEBS umfasst zur Kategorie "Vorkommen von Cd in Nahrungsmitteln" einen Datenbestand von mehr als 45000 Messwerten, die zum größten Teil, aber nicht ausschließlich aus dem Lebensmittelmonitoring stammen

und umfasst mehrere Jahre. Die ZEBS hat als spezielle Fachgruppe des BgVV zur Aufgabe, durch Sammlung und Bewertung von Daten über das Vorkommen und die Gehalte chemischer Rückstände und Verunreinigungen im Sinne des vorbeugenden Gesundheitsschutzes die Belas-

tung von Lebensmitteln mit derartigen Inhaltsstoffen frühzeitig zu ermitteln, um mögliche Gesundheitsrisiken zu vermeiden. Für die der vorliegenden Studie zugrunde liegenden Auswertungen wurden nur solche Nahrungsmittel herangezogen, für die mindestens 30 Messergebnisse vorgelegen haben. Als Ausnahme mit nur 27 Proben wurden Erdnüsse einbezogen, da hier im Monitoring für 1997 auffällige Cd-Werte gemessen worden sind.

Eine ebenfalls gute Übereinstimmung gibt es zwischen den Messwerten des Lebensmittelmonitorings und Anga-

Tabelle 5.8:

Vergleich der Daten des Lebensmittelmonitorings 1997 mit Angaben aus der ZEBS-Datenbank [mg (kg Frischsubstanz)⁻¹]

Lebensmittel	Monitoring 1997				Resultate aus der ZEBS-Datenbank			
	Mittel	Median	95 %-Perz.	Max.	Mittel	Median	95 %-Perz.	Max.
Käse (Schafskäse)	0,0031	0,0010	0,011	0,059	0,0018	0,0000	0,0090	0,0590
Schweineleber	0,0410	0,0350	0,087	0,230	0,0485	0,0366	0,1147	0,8750
Wildschweinfleisch	0,0034	0,0025	0,010	0,031	0,0032	0,0020	0,0100	0,1600
Karpfen	0,0020	0,0010	0,008	0,020	0,0010	0,0000	0,0050	0,0200
Räucheraal	0,0044	0,0018	0,014	0,240	0,0037	0,0000	0,0128	0,2400
Weizenkorn	0,0400	0,0370	0,098	0,170	0,0480	0,0430	0,0940	0,6200
Roggenkorn	0,0099	0,0090	0,025	0,082	0,0094	0,0080	0,0243	0,0960
Erdnüsse	0,1200	0,0990	0,460	0,470	0,1192	0,0950	0,3120	0,4710
Salatarten								
Kopfsalat	0,0230	0,0210	0,059	0,075	0,0294	0,0236	0,0765	0,5550
Feldsalat	0,0025	0,0020	0,006	0,009	0,0033	0,0020	0,0141	0,0320
Eisbergsalat	0,0120	0,0100	0,031	0,068	0,0155	0,0120	0,0375	0,3700
Eichblattsalat	0,0390	0,0270	0,170	0,170	0,0388	0,0270	0,1680	0,1710
Bataviasalat	0,0280	0,0240	0,063	0,070	0,0277	0,0240	0,0629	0,0700
Lollo Rosso	0,0310	0,0260	0,072	0,100	0,0343	0,0270	0,0880	0,1410
Grünkohl	0,0180	0,0140	0,060	0,092	0,0191	0,0150	0,0608	0,0940
Brokkoli	0,0091	0,0050	0,015	0,580	0,0089	0,0050	0,0149	0,5800
Paprikapulver								
Kartoffeln					0,02284			
Tomate					0,00646			
Zwiebel								
Möhre					0,02552			
Rettich					0,00833			
Apfel					0,00229			

ben für einige Lebensmittel, die dem Jahresbericht 1997 der Bundesanstalt für Getreide-, Kartoffel- und Fettforschung (BAGKF) entnommen wurden.

Ein Vergleich mit dem Nationalen Rückstandskontrollplan 1999 ergab in der Zusammenfassung für Deutschland vor allem im Fleisch von Mastrindern und Schafen eine Überschreitung des Richtwertes (doppelter Richtwert ZEBS). Die jährlich von der BgVV koordinierte Erstellung des Rückstandskontrollplans hat zum Ziel, über ein definiertes Programm der Untersuchung von Lebensmitteln tierischer Herkunft in verschiedenen Produktionsstufen, Rückstände von gesundheitlich unerwünschten Stoffen festzustellen. Die Probenahme erfolgt dabei unter Kenntnis der konkreten Bedingungen und ist im Gegensatz zur ZEBS-Datenbank nicht auf die Gewinnung statis-

tisch repräsentativer Daten ausgerichtet. Die Daten aus Tabelle 5.9 sind ein Auszug aus Einzelergebnissen des Nationalen Rückstandskontrollplans für 1999 für ausgewählte Lebensmittel.

Aus den vorliegenden Werten wurden für die in Kapitel 5.1 getroffene typische Ernährungssituation in Deutschland Annahmen bezüglich der Cd-Gehalte in Lebensmitteln getroffen, wie sie in Tabelle 5.10 für Gemüse dargestellt sind, wobei als Standardannahme bei Verfügbarkeit der Mittelwert und ansonsten der Median getrennt nach Lebensmittel-Kategorien (z. B. Gemüse, Innereien, Fleisch usw.) nach Tabelle 5.8 herangezogen wurde.

Tabelle 5.9:

Auszug aus dem Nationalen Rückstandskontrollplan für Proben im Schlachtbetrieb, Untergruppe B3c [Chemische Elemente] nach der Richtlinie 96/23/EG

Stoff	Kälber		Mastrinder		Kühe		Schafe		Wild	
	N ³⁹	P ⁴⁰	N	P	N	P	N	P	N	P
Blei	93	1	279	2	166	0	51	0	54	1
Cadmium	93	1	279	6	166	1	51	2	54	3
Quecksilber	46	0	121	0	73	0	24	0	54	0

³⁹ N = Stichprobenanzahl

⁴⁰ P = Positiver Befund

Tabelle 5.10:

Annahmen für eine mittlere jährliche Cd-Aufnahme mit Gemüse (Gesamtverbrauch eines Durchschnitts-Bundesbürgers basierend auf den Verbrauchszahlen des Statistischen Jahrbuchs über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1998)

Art	kg	%	Anteil an sonst. Gemüse	Cd-Gehalt [mg kg ⁻¹]	aufgenom. Cd-Menge [mg a ⁻¹]	Bemerkungen
Gemüse	85,2	100				
davon Tomate	15,9	18,7		0,00646	0,10271	
davon Zwiebel	6,0	7,0		0,00833	0,04998	k. A., Wert wie Rettich
davon Gurke	5,9	6,9		0,00313	0,01847	
davon Karotte	5,9	6,9		0,02999	0,17694	
davon Kohl ⁴¹	5,5	6,5		0,00176	0,00969	
sonstiges	46,0	54,0				
davon	13,8	16,2	Salat 3	0,02414	0,33307	(Mittel aus 7 Arten)
	4,6	5,4	Spinat 1	0,09121	0,41956	(frisch / tiefgefroren)
	4,6	5,4	Radieschen 1	0,00862	0,03965	
	4,6	5,4	Paprika 1	0,00594	0,02732	
	4,6	5,4	Sellerie ⁴² 1	0,05434	0,24996	
	4,6	5,4	Rettich 1	0,00833	0,03832	
	4,6	5,4	Rote Beete 1	0,01824	0,08390	
	4,6	5,4	Spargel 1	0,00594	0,02732	
Zusammenfassung:					1,57689	

⁴¹ Weiß-, Grünkohl, Brokkoli, Kohlrabi
⁴² Bleich- und Knollensellerie

Tabelle 5.11:

Cd-Gehalt in Innereien nach Lebensmittelmonitoring (1997) [mg kg⁻¹]

Berechnung des Mittelwertes Innereien	
Leber Rind	0,07758
Niere Rind	0,29999
Leber Schwein	0,04848
Niere Schwein	0,22141
Leber Schaf	0,06976
Mittelwert	0,14344

Tabelle 5.12:

Cd-Gehalt in Fischprodukten [mg kg⁻¹]

Berechnung des Mittelwertes Fischprodukte			
	Anteil in % am Fischverbrauch	Gehalt [mg kg ⁻¹]	Gehaltsbeitrag in [%]
Hering	10	0,00409	0,000409
Heilbutt	10	0,00245	0,000245
Schwarzer Heilbutt	10	0,00169	0,000169
Regenbogenforelle	20	0,00094	0,000188
Karpfen	10	0,00097	0,000097
Seelachsfilet	20	0,00243	0,000486
Aal	10	0,00374	0,000374
Krabben	7	0,04232	0,002962
Muscheln	3	0,19994	0,005998
Gesamt	100		0,010928

Für die in der Nahrungsmittelstatistik angegebene Kategorie Innereien wurde der Mittelwert der im Lebensmittelmonitoring von 1997 verfügbaren und in Tabelle 5.11 aufgeführten Angaben zu Cd-Gehalten berechnet, wobei vereinfachend von gleichen Teilen der verzehrbaren Innereien ausgegangen worden ist.

Nach einer ähnlichen Vorgehensweise wurde in Tabelle 5.12 ein mittlerer Cd-Gehalt im Fisch berechnet, da hier seitens der Verbrauchsstruktur nur einzelne Werte verfügbar waren.

Regenbogenforelle und Seelachsfilet wurden dabei mit doppelter Wichtung in Betracht gezogen, da es sich bei diesen Fischarten um die am meisten verbreiteten Nahrungsfische handelt.

Der Cd-Gehalt in pflanzlichen Fetten und Ölen (Tabelle 5.13) kann auf der Grundlage von Veröffentlichungen der Bundesanstalt für Getreide-, Kartoffel- und Fettforschung (BAGKF 1997) abgeschätzt werden.

Tabelle 5.13:

Cd-Gehalt [mg kg⁻¹] in Saaten von heimisch angebauten Sonnenblumen und Leinsaaten sowie daraus hergestellten kommerziellen Ölen (BAGKF 1997)

Ölsaart/Produkt	Proben	Cd-Gehalt
Sonnenblumenkerne	47	0,30
Leinsamensaat	39	0,57
Sonnenblumenkernöl	10	< 0,003
Leinöl	10	< 0,003
Rapsöl	10	< 0,003

Es wird deutlich, dass die Cd-Gehalte in Ölsaaten durchaus als hoch eingestuft werden können. Da der größte Teil der Schwermetalle und damit auch des Cd in den Pressrückständen verbleibt, spielen die Cd-Gehalte in pflanzlichen Fetten und Ölen eine untergeordnete Rolle; für die Modellierung der Cd-Aufnahme über die Nahrung wurde daher mit einem Wert von 0,002 mg kg⁻¹ Cd in pflanzlichen Ölen gerechnet.

Für Zuckererzeugnisse und Geflügelfleisch konnten im Lebensmittelmonitoring keine Cd-Gehalte gefunden werden. Deshalb wurden diese Nahrungsmittel bei der Berechnung der Gesamtaufnahme vernachlässigt. Da für tierische Fette und Milcherzeugnisse im Lebensmittelmonitoring 1997 keine Werte für Cd erhoben worden sind, wurde der Mittelwert des Cd-Gehaltes von Käse angesetzt. Dies führt für Milchprodukte nicht zu Verfälschungen der Gesamtaussage.

Unter der Position von 1,0 l Trinkwasser pro Tag verbergen sich alle Heiß- und Kaltgetränke, die pro Kopf konsumiert werden (Mindestverbrauch). Details zeigt die Tabelle 5.14.

Tabelle 5.14:
 Jährlicher Getränkeverbrauch in Deutschland

Getränk	Quellenangabe	Jahr	pro Kopf-Verbrauch
Bier	Statistisches Taschenbuch des Bundesministeriums für Arbeit und Sozialordnung 1998	1997	131,1 l
Kaffee		1997	6,3 kg
Tee		1997	ca. 200 g
Wein		1997	23,1 l
Kaffee	BerlinOnline	1997	163,3 l
Bier		1997	131,1 l
Wasser		1997	101,7 l

Tabelle 5.15:
 Cd-Gehalte in Lebensmitteln [mg (kg Frischsubstanz)⁻¹] für das Jahr 1984

Lebensmittel	Wert 1984	Modellwert
Milch	0,002	0,00241
Kondensmilch	0,007	0,00241
Käse	0,017	0,00241
Eier	0,012	0,00241
Reis	0,025	0,00211
Rinderniere	0,619	0,29999
Hühnerfleisch	0,025	nicht einbezogen
Obst	0,009	0,003517
Honig	0,021	nicht einbezogen
Schokolade	0,072	nicht einbezogen
Pilze	0,200	nicht einbezogen
Kaffee	0,016	0,0025
Mineralwasser	0,002	0,0025

Mit dem Ansatz von 1 l pro Jahr wird demnach dieser Pfad in seiner Eintragswirkung nicht überschätzt. Laut AID (1988) sind nur Werte für das Jahr 1984 (nach Angaben der Universität Kiel) verfügbar. Die dort aufgeführten Cd-Gehalte können der Tabelle 5.15 entnommen werden.

Der für Trinkwasser angesetzte Cd-Wert orientiert sich an den Daten der Umweltprobenbank von 1996, die sich auf Spontan- und Stagnationsproben typischer Haushalte in Deutschland beziehen. Aus den in Tabelle 5.16 wiedergegebenen Werten wurde der Modellwert 0,1 µg l⁻¹ abgeleitet, wobei in den Ausgangsdaten durchaus Überschreitungen des Grenzwertes von 5 µg l⁻¹ zu verzeichnen waren. Diese Tatsache wurde berücksichtigt. Für ein "worst case"-Szenario wurde eine Cd-Konzentration in Höhe des halben Grenzwertes = 2,5 µg l⁻¹ in die Modellierung einbezogen.

Tabelle 5.16:
 Cd-Gehalt im Trinkwasser (µg l⁻¹)

Probentyp	Alte Bundesländer	Neue Bundesländer
Spontanprobe 1985/86	0,163	k. A.
Spontanprobe 1990/91	0,058	0,068
Stagnationsprobe 1985/86	0,210	k. A.
Stagnationsprobe 1990/91	0,104	0,112

Für Deutschland liegt der Mittelwert der Spontanbeprobung bei 0,061 µg l⁻¹ Cd und für Stagnationsproben bei 0,106 µg l⁻¹ Cd.

5.3 Modellgestützte Ermittlung der Cd-Aufnahme durch den Menschen nach verschiedenen Szenarien

5.3.1 Durchschnittliche jährliche Cd-Aufnahme durch die Nahrung

Aus den in den Kapiteln 5.1 und 5.2 zusammengestellten Daten ergibt sich die in der Tabelle 5.17 zusammengestellte durchschnittliche Cd-Belastung des Menschen über die Nahrung.

Unter den getroffenen Modellvoraussetzungen entsprechend Kapitel 5.1 und 5.2 ist bei diesem ermittelten Wert einer durchschnittlichen oralen Cd-Aufnahme von 8,23 mg a⁻¹ über die Nahrung zu berücksichtigen, dass mit den betrachteten Nahrungskomponenten nur der Hauptteil der Ernährung beschrieben wird und in Einzelfällen bei fehlenden Messwerten für Cd-Gehalte auf die Einbeziehung dieser Nahrungsmittel ganz verzichtet worden ist. Die ermittelte Cd-Aufnahme liegt innerhalb des von der WHO angegebenen Spektrums für die orale Cd-Aufnahme von 10 - 35 µg d⁻¹ (= 4 - 13 mg a⁻¹), aber deutlich über den im Gesundheitsbericht für Deutschland 1998 veröffentlichten Angaben. Danach beträgt die mittlere Cd-Aufnahme 13 µg d⁻¹ bzw. 4,75 mg a⁻¹, d. h. der in der

Tabelle 5.17:

Modellierte durchschnittliche jährliche Cd-Aufnahme eines Bundesbürgers über die Nahrung auf der Basis des Verbrauchs

Lebensmittel	Verbrauch pro Kopf [kg a ⁻¹]	mittl. Gehalt [mg (kg verzehrbare Frischsubstanz) ⁻¹]	Bemerkung	Aufnahme [mg a ⁻¹]
Weizenmehl	56,6	0,04795		2,71397
Roggenmehl	10,8	0,00940		0,10199
sonstiges Mehl	6,8	0,02868		0,19454
Reis	2,7	0,02868	Wert für sonst. Mehl	0,07740
Hülsenfrüchte	0,8	0,00211	(gr. Bohne)	0,00160
Kartoffeln	72,8	0,02284		1,66305
Kartoffelstärke	0,7	0,02284		0,01599
Zucker	32,8	keine Angaben verfügbar		
Glukose	4,8	keine Angaben verfügbar		
Isoglukose	0,9	keine Angaben verfügbar		
Honig	1,2	keine Angaben verfügbar		
Kakaomasse	1,9	keine Angaben verfügbar		
Gemüse	85,2	0,01845	Hochrechnung	1,57689
Marktobst	66,6	0,00352	(Apfel, Birne, Kirsche)	0,23423
sonstiges Obst	23,5	0,00396	(Erdbeere, Pfirsich, Aprikose)	0,09299
Zitrusfrüchte	28,9	0,00374	Mittelw. Gesamto Obst	0,10798
Schalenfrüchte	3,5	0,00374	Mittelw. Gesamto Obst	0,01308
Trockenobst	1,4	0,00374	Mittelw. Gesamto Obst	0,00535
Rindfleisch	15,9	0,00175		0,02783
Schweinefleisch	54,2	0,00236		0,12791
Schaf-/Ziegenfleisch	1,2	0,00206	Mittelw. Rind/Schwein	0,00247
Pferdefleisch	0,1	0,00206	Mittelw. Rind/Schwein	0,00015
Innereien	4,4	0,15344	Mittelwert	0,67515
Geflügelfleisch	14,0	keine Angaben verfügbar		
Wild, Kaninchen	1,4	0,00315		0,00440
Fisch	14,4	0,01093		0,15737
Frischmilcherzeugnisse	89,7	0,00241	Werte von Käse	0,21648
Sahne	7,6	0,00241	Werte von Käse	0,01834
Kondensmilch	5,2	0,00241	Werte von Käse	0,01255
Vollmilchpulver	1,5	0,00241	Werte von Käse	0,00362
Magermilchpulver	0,4	0,00241	Werte von Käse	0,00086
Ziegenmilch	0,1	0,00241	Werte von Käse	0,00021
Käse	19,8	0,00241	Mittelwert	0,04785
Tierische Fette	11,2	0,00241	Werte von Käse	0,02710
Pflanzliche Fette	18,9	0,00200	Öl <0,003 nach BAGKF	0,03780
Eiererzeugnisse (Stück)	225,3	0,00241	Werte von Käse	0,03800
			Gesamtaufnahme	8,19238
Trinkwasser 1,0 d ⁻¹	365,0	0,000100		0,0365
			Gesamtaufnahme	8,23

vorliegenden Studie mit Verbrauchszahlen modellierte Wert erreicht fast das Doppelte der im Gesundheitsbericht für Deutschland veranschlagten Cd-Aufnahmemenge. Die Ursachen für diese Abweichungen konnten im Rahmen der vorliegenden Studie nicht genauer geklärt werden.

Die gewonnenen Ergebnisse wurden mit dem PTWI-Werten (Provisional Tolerable Weekly Intake) der FAO/WHO (1984) verglichen, der die duldbare wöchentliche Aufnahme mit der Nahrung kennzeichnet. In Auswertung der 24-h-Protokolle des Umwelt-Survey (1990/92) wurden für die Schwermetalle die in Tabelle 5.18 gezeigten Ergebnisse veröffentlicht.

Als Mittelwert wurde dabei in dieser Studie das geometrische Mittel verwandt, wodurch versucht wird, im Vergleich zum sonst üblichen arithmetischen Mittelwert die Wirkung extrem hoher bzw. extrem niedriger Werte zu kompensieren. Im vorliegenden Datenbestand mit einem Maximumwert für Cd, der annähernd das 20-fache des geometrischen Mittels erreicht, wäre dann ein erheblich höherer arithmetischer Mittelwert zu erwarten. Für Cd ergeben die Werte in Tabelle 5.18 eine mittlere jährliche Cd-Aufnahme von 2,7 mg je Bundesbürger und eine maximale Aufnahmerate von 47,45 mg. Das Mittel liegt demzufolge bei 25 % des aus dem in der vorliegenden Studie verwendeten Warenkorbmodells für die Stan-

Tabelle 5.18:

Ergebnisse zur Cd-Aufnahme durch den Menschen nach Angaben des Umwelt-Survey - 1990/92 (Daten zur Umwelt 1997)

Schwermetall	Bestimmungs- grenze	Aufnahme [$\mu\text{g d}^{-1}$]		Aufnahme [$\mu\text{g (kg KG)}^{-1}\text{d}^{-1}$]	
	[mg kg^{-1}]	Maximum	Mittelwert	Maximum	Mittelwert
Aluminium	3	81000	4290	1310	59,0
Blei	0,005	0,192	0,032	2,35	0,4340
Cadmium	0,005	130	7,4	1,76	0,0102
Quecksilber	0,005	42	6,9	0,64	0,0960

dardernährung abgeleiteten Wertes. Die maximale Cd-Aufnahme hingegen liegt in Bereichen, die im Modell mit dem "worst case"-Szenario beschrieben werden (vgl. Tabelle 5.20). Diese Szenarien korrespondieren mit Aussagen im Umweltgutachten 1994 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (RSU 1994), in welchem für Cd die Grenzen der zumutbaren Belastung als erreicht bzw. überschritten angesehen werden. In diesem Zusammenhang wurde auch darauf verwiesen, nicht bis zum Nachweis einer Gesundheitsschädlichkeit zu warten, sondern sich stärker am Vorsorgegedanken zu orientieren.

Unter Bezugnahme auf die in Kapitel 5.2 aufgeführten mittleren Cd-Gehalte der Lebensmittel ergibt sich mit den

Verbrauchsdaten der Bayerischen Verzehrsstudie 1995 (BVS95) die in Tabelle 5.19 berechnete mittlere jährliche Cd-Aufnahme.

Der Wert von $5,92 \text{ mg a}^{-1}$ für die mittlere Cd-Gesamtaufnahme durch den Menschen über die Nahrung liegt in der Größenordnung zwischen den Werten aus anderen Verzehrsstudien und den auf Verbrauchsdaten basierenden Aufnahmeraten. Auch in der der Bayerischen Verzehrsstudie 1995 wurden Verzehrsmengen ermittelt, die deutlich unterhalb der Angaben aus Verbrauchsstatistiken des BMVEL liegen. Das bestätigt einerseits die Überschätzung der Cd-Aufnahmen durch die Berechnungen auf der Basis des Verbrauchs, gibt andererseits aber auch Hin-

Tabelle 5.19:

Berechnete Cd-Aufnahme basierend auf den Verzehrsdaten der Bayerischen Verzehrsstudie (1995) (BVS95)

Nahrungsmittel	Verbrauch BVS95 [kg a^{-1}]	Cd-Gehalt im Lebensmittel		Cd-Aufnahme BVS95 [mg a^{-1}]
		Wert [mg kg^{-1}]	Werte von	
Fleisch	23,01	0,00175	Rindfleisch	0,0867
Fleisch- und Wurstwaren	26,54	0,00175	Rindfleisch	
Fisch und Fischwaren	5,30	0,01093	Fischfang	0,0577
Eier	7,57	0,00241	Käse	0,0183
Milch und Milchprodukte	67,48	0,00241	Käse	0,1626
Käse und Quark	13,33	0,00241	Käse	0,0321
Butter	5,17	0,00241	Käse	0,0125
Speisefette und -öle	4,80	0,00200	Öl (BAGKF)	0,0096
Brot und Backwaren	68,26	0,04795	Weizenmehl	3,2731
Nährmittel	19,31	0,028675	sonst. Mehl	0,5537
Kartoffeln	24,64	0,02284	Kartoffeln	0,5628
Frischgemüse	39,06	0,018452	Hochrechnung	0,9484
Gemüseprodukte	12,34	0,018452	Gemüse	
Einheim. Frischobst	23,31	0,003517	Obst	0,0936
Obstprodukte	3,29	0,003517	Obst	
Marmelade und Konfitüre	2,30	0,003957	sonst. Obst	0,0091
Südfrüchte	12,99	0,003737	Gesamto Obst	0,0485
Zucker	3,38		nicht betrachtet	
Süßwaren	8,22		nicht betrachtet	
Gewürze und Zutaten	3,89		nicht betrachtet	
Alkoholfreie Getränke	304,85	0,0001	Wasser	0,0544
Alkoholische Getränke	103,35	0,0001	Wasser	
Bohnenkaffee	104,47	0,0001	Wasser	
Tee	31,77	0,0001	Wasser	
Gesamtaufnahme				5,92

weise darauf, dass die derzeit häufig zitierten Daten aus anderen Verzehrsstudien (z. B. Statistisches Bundesamt 1998, Rosenkranz et al. 2000) teilweise überschritten werden können.

5.3.2 "Worst case"-Szenario für die jährliche Cd-Aufnahme durch die Nahrung

Die typische Aufnahme von Cd auf der Grundlage der Daten des Lebensmittelmonitoring wurde unter Zugrundelegung eines mittleren Gehaltes im Nahrungsmittelspektrum modelliert. Für identische Ernährungswohnheiten wurde nun das Modell mit Werten des 90 %-Perzentils der Cd-Gehalte in der Nahrung im Sinne eines "schlechtesten Falls" neu gerechnet. Ziel dieser Variante ist es, den möglichen Fall zu simulieren, dass ein Verbraucher in jedem Fall die Lebensmittel verzehrt, deren Cd-Gehalt im obersten Bereich der gemessenen Werte liegt. Nahrungsmittel, für die keine Werte vorlagen, wurden in die Tabelle 5.20 nicht übernommen.

Tabelle 5.20:

"Worst case" -Szenario der jährlichen Cd-Aufnahme über Nahrungsmittel (Bereich des 90 %-Perzentils)

Lebensmittel	Verbrauch pro Kopf [kg a ⁻¹]	Cd-Gehalt 90 %-Perz. [mg kg ⁻¹]	Bemerkung	Aufnahme [mg c ⁻¹]
Weizenmehl	56,6	0,09400		5,32040
Roggenmehl	10,8	0,02425		0,26311
sonst. Mehl	6,8	0,05913		0,40111
Reis	2,7	0,05913	Wert für sonstiges Mehl	0,15960
Hülsenfrüchte	0,8	0,00800	(gr. Bohne)	0,00607
Kartoffeln	72,8	0,05500		4,00473
Kartoffelstärke	0,7	0,05500		0,03850
Gemüse	85,2	0,05610	Hochrechnung	4,77972
Marktobst	66,6	0,01262	(Apfel, Birne, Kirsche)	0,84049
sonst. Obst	23,5	0,01603	(Erdbeere, Pfirsich, Aprikose)	0,37671
Zitrusfrüchte	28,9	0,01433	Mittel Gesamto Obst	0,41390
Schalenfrüchte	3,5	0,01433	Mittel Gesamto Obst	0,05014
Trockenobst	1,4	0,01433	Mittel Gesamto Obst	0,02052
Rindfleisch	15,9	0,01000		0,15900
Schweinefleisch	54,2	0,01000		0,54200
Schaf-/Ziegenfleisch	1,2	0,01000	Mittelw. Rind/Schwein	0,01200
Pferdefleisch	0,1	0,01000	Mittelw. Rind/Schwein	0,00073
Innereien	4,4	0,37800	Mittelwert	1,66320
Wild, Kaninchen	1,4	0,01000		0,01396
Fischfang	14,4	0,03200		0,46080
Frischmilcherzeugnisse	89,7	0,00800	Werte von Käse	0,71760
Sahne	7,6	0,00800	Werte von Käse	0,06080
Kondensmilch	5,2	0,00800	Werte von Käse	0,04160
Vollmilchpulver	1,5	0,00800	Werte von Käse	0,01200
Magermilchpulver	0,4	0,00800	Werte von Käse	0,00284
Ziegenmilch	0,1	0,00800	Werte von Käse	0,00069
Käse	19,8	0,00800	Mittelwert	0,15861
Tierische Fette	11,2	0,00800	Werte von Käse	0,08983
Pflanzliche Fette	18,9	0,00200	Öl <0,003 nach BAGKF	0,03780
Eiererzeugnisse (Stück)	225,3	0,00800	Werte von Käse	1,80240
			Gesamtaufnahme	20,77
Trinkwasser 1,0 l d ⁻¹	365,0	0,00250	Grenzwert TrinkwasserVO	0,910
			Gesamtaufnahme	21,68

Diese denkbare Cd-Belastung liegt mehr als dreimal so hoch wie bei den Durchschnittswerten der Bayerischen Verzehrsstudie 1995 (BVS95) und mehr als das Vierfache über dem Durchschnittswert im Gesundheitsbericht für Deutschland 1998. Berücksichtigt man, dass der Verzehr niedriger ist als der Verbrauch, ergeben sich bei einer pauschalen Verminderung der Cd-Aufnahme beim "worst case" auf 70 % (analog Cd-Aufnahme nach BSV95) bzw. 60 % (analog Cd-Aufnahme nach Gesundheitsbericht). Dabei können eventuelle Unterschiede zwischen den Annahmen zur Aufnahme einzelner Lebensmittel nicht berücksichtigt werden. Die so abgeschätzten personenbezogenen Cd-Aufnahmen beim "worst case" liegen dann im Bereich von 13 bis 15 mg a⁻¹, was täglichen Aufnahmeraten von 36 bis 42 µg entspricht.

5.3.3 Szenario der Cd-Aufnahme bei Ausschöpfung aller Richt- und Höchstwerte

Durch das Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin wurden bis einschließlich 1997 Richtwerte für zulässige Höchstgehalte von Schadstoffen in Lebensmitteln veröffentlicht und letztendlich im Bundesgesundheitsblatt 5/1997 publiziert (BgVV 1997). Tabelle 5.21 zeigt ein entsprechendes Szenario.

Die gezeigten Werte basieren zu einem großen Teil auf Daten, die in den 80er Jahren erhoben worden sind. Diese Höchst- und Grenzwerte liegen erheblich über den in 4.3.2 verwendeten 90 %-Perzentil-Gehalten. Die damit theoretisch erlaubten Cd-Aufnahmen lägen unter der Einbeziehung dieser Zahlen weit oberhalb des Richtwertes, wie er z. B. aus den PTWI abgeleitet werden kann.

Die aus diesem Ansatz resultierenden erlaubten Aufnahmeraten an Cd überschreiten die zum Vergleich herangezogenen Werte aus dem Gesundheitsbericht 1998 um das Zehnfache. Auch wenn die gleichzeitige und langanhaltende Ausschöpfung der Höchstwerte in allen Nahrungsmitteln sicher nur eine theoretische Annahme sein kann, stellt sich die Frage, ob diese Werte ihrer Funktion in

Bezug auf die Gesundheitsvorsorge gerecht werden. Dieses Szenario wird im weiteren nicht mehr in die Betrachtung einbezogen.

5.3.4 Szenarien für verschiedene Ernährungsgewohnheiten

Zur Verifizierung der Abhängigkeit der Cd-Aufnahme durch die Nahrung wurden zwei Szenarien verfolgt, die von grundsätzlich unterschiedlichen Ernährungsstrategien ausgehen. Zum einen wurde die vegetarische Ernährung betrachtet. Dabei wurde für den Nahrungskorb entsprechend Tabelle 5.2 angenommen:

Beispielrechnung Vegetarier:

- kein Fleischverzehr
- Backwarenverbrauch · 1,3
- Obst- und Gemüseverbrauch · 1,5

Ein zweites Szenario zielt auf den überproportionalen Konsum an Innereien ab, da diese Nahrungsbestandteile überdurchschnittlich mit Cd belastet sind (vgl. Tabelle 5.11). Dabei wurde für den Nahrungskorb entsprechend Tabelle 5.2 angenommen:

Tabelle 5.21:

Aufnahme von Cd über die Nahrung unter Heranziehung der in Deutschland bis 2000 gültigen Richt- (RW) und Höchstwerte (HW) für Cd

Lebensmittel	Verbrauch pro Kopf [kg a ⁻¹]	RW/HW [mg kg ⁻¹]	Bemerkung	Aufnahme [mg a ⁻¹]
Weizenmehl	56,60	0,1	für Korn	5,660
Roggenmehl	10,85	0,1	für Korn	1,085
sonst. Mehl	6,78	0,1	für Korn	0,678
Reis	2,70	0,1		0,270
Kartoffeln	72,81	0,1		7,281
Kartoffelstärke	0,70	0,1		0,070
Gemüse	85,20	0,1		8,520
Marktobst	66,60	0,05		3,330
sonst. Obst	23,50	0,05		1,175
Zitrusfrüchte	28,89	0,05		1,445
Schalenfrüchte	3,50	0,1		0,350
Trockenobst	1,43			0,000
Rindfleisch	15,90	0,1		1,590
Schweinefleisch	54,20	0,1		5,420
Schaf-/Ziegenfleisch	1,20	0,1		0,120
Pferdefleisch	0,07	0,1		0,007
Innereien	4,40	0,3		1,320
Wild, Kaninchen	1,40	0,1		0,140
Fischfang	14,40	0,1	Karpfen und Räucheraal	1,440
Frischmilcherzeugnisse	89,70	0,005		0,449
Sahne	7,60	0,05	analog Kondensmilch	0,380
Kondensmilch	5,20	0,05		0,260
Vollmilchpulver	1,50	0,05	analog zu Frischmilch	0,075
Magermilchpulver	0,36	0,05	analog zu Frischmilch	0,018
Ziegenmilch	0,09	0,05	analog zu Frischmilch	0,004
Käse	19,83	0,05	Schafskäse	0,991
Eierzeugnisse (Stück)	225,30	0,05		0,78855
			Gesamtaufnahme	42,867
Trinkwasser 1,0 l d ⁻¹	365,00	0,0025	Grenzwert TrinkwasserVO	0,913
			Gesamtaufnahme	43,78

Beispielrechnung Innereienkonsument:

Verzehr der vierfachen Menge an Innereien
übrige Ernährungsgewohnheiten nach Standard.

Ansonsten wurden die Werte nach Tabelle 5.2 verwendet. Die für diese Szenarien berechneten modifizierten Cd-Aufnahmen sind in Kapitel 5.4 dargestellt. Auch hier erfolgt eine Relativierung unter Berücksichtigung der Differenz zwischen Lebensmittelverbrauch und -verzehr.

5.3.5 Szenario für Raucher

Die inhalative Aufnahme von Cd über den Tabakrauch wurde bisher noch nicht betrachtet. Die Unterschiede der Cd-Aufnahme durch Passivrauchen im Vergleich zum aktiven Raucher sollen relativ gering sein (DGAUM, 2000). Den Anteil der aktiven Raucher an der Gesamtbevölkerung zeigt Tabelle 5.22.

Tabelle 5.22:
Anteil der aktiven Raucher an der Gesamtbevölkerung (Angaben in %)

Jahr	Gesamt	Männer	Frauen
1975	31	41	23
1979	34	41	28
1984	36	41	29
1987	32	39	23
1990	27	34	22

Die Rauchgewohnheiten in Bezug auf den Zigarettenkonsum können der Tabelle 5.23 entnommen werden.

Tabelle 5.23:
Zigarettenverbrauch in Deutschland (Stück d⁻¹)

Zigarettenverbrauch	% der männl. Raucher	% der weibl. Raucher	Mittelwert
1 bis 9	14	25	20
10 bis 19	28	33	30
20 bis 29	37	32	34
30 und mehr	21	10	16
Durchschnittsverbrauch			19,6

Unter Bezugnahme auf Veröffentlichungen der Dokumentations- und Informationsstelle für Umweltfragen der Kinderärzte (Otto 2000) bewirkt die Inhalation des Rauchs von 20 Zigaretten eine zusätzliche Cd-Belastung von 3 µg pro Tag. Unter der vereinfachten Annahme eines linearen Zusammenhanges zwischen gerauchten Zigaretten und inhalativ aufgenommenem Cd bedeutet dies je nach Rauchgewohnheiten eine zusätzliche jährliche Cd-Aufnahme zwischen 0,25 mg und 2,2 mg. Starke Raucher nehmen demnach bis zu 25 % der gewöhnlich durch die Nahrung aufgenommenen Cd-Menge zusätzlich durch Inhalation auf. Für die Gegenüberstellung verschiedener

Expositionsszenarien wurde der typische Raucher mit einem Zigarettenkonsum von 20 Zigaretten täglich angesetzt, damit werden 1,1 mg a⁻¹ Cd inhalativ aufgenommen.

Da der Resorptionsfaktor für inhalativ aufgenommenes Cd mit 50 % den zehnfachen Wert der Resorption nach oraler Aufnahme hat, ist dieser Aufnahmepfad im Modell mit mehrfacher Wichtung zu integrieren (Kapitel 5.4).

5.3.6 Atemluft als Quelle für die Cd-Aufnahme

Im Vergleich zum Cd-Gehalt im Zigarettenrauch spielen die Cd-Gehalte im Hausstaub bzw. in der Außenluft eine untergeordnete Rolle. In der Analyse der Umweltprobenbank des Umweltbundesamtes 1990/1991 für Deutschland wird im Vergleich zu Analysen aus 1985/1986 ein Rückgang der Cd-Belastung des Hausstaubes um fast ein Drittel konstatiert. In Bezug auf den Cd-Gehalt in der Außenluft gilt, dass hier erhöhte Gehalte nur im unmittelbaren Umfeld von Cd-Emittenten zu erwarten sind. Durch die bereits durchgeführten Luftreinhaltemaßnahmen und dadurch deutlich gesunkenen Cd-Emissionen in der Bundesrepublik ist prinzipiell eine geringe räumliche Variabilität dieses Belastungspfades zu erkennen. In AMK/UMK (2000) wird der Wert, ab dem ein Risiko für die menschliche Gesundheit durch Cd besteht, mit 0,012 µg m⁻³ Atemluft angegeben. Für die vorliegende Aufgabenstellung der Risikoabschätzung von Cd-Belastungen aus dem Düngereinsatz in Bezug auf die menschliche Gesundheit wurde die Aufnahme von Cd über die mehr oder weniger unbelastete Atemluft als Belastungspfad vernachlässigt.

5.4 Bewertung unterschiedlicher Szenarien der Cd-Aufnahme und -Resorption durch den Menschen durch Vergleich mit toxikologischen Basisdaten

Um Begriffsverwirrungen zu vermeiden, wird im Folgenden von aufgenommenen Cd-Mengen (verzehrt oder inhaliert) und resorbierten Cd-Mengen (im Körper resorbierte Menge) gesprochen. Analog dazu beziehen sich die toxikologischen Basisdaten Tolerable Daily Intake (TDI) auf die aufgenommenen Cd-Mengen, während die Tolerable Resorbable Dose (TRD)-Werte mit den resorbierten Cd-Mengen verglichen werden können.

5.4.1 Modellierung der aufgenommenen Cd-Mengen

Ausgehend von den in Kapitel 5.1 getroffenen Annahmen zur typischen Ernährungssituation (vgl. Tabelle 5.2) und den in Kapitel 5.2 zusammengestellten Cd-Gehalten in Lebensmitteln werden die in den Kapiteln 5.3.1 bis 5.3.5 beschriebenen Szenarien zusammengefasst und für Nichtraucher bzw. den Durchschnittsraucher (vgl. Kap. 5.3.6) gegenübergestellt. Unabhängig von der Resorp-

Tabelle 5.24:

Gegenüberstellung der Cd-Aufnahme durch den Menschen bei verschiedenen Ernährungspräferenzen

Variante	Nichtraucher		Raucher	
	Aufnahme [mg a ⁻¹]	Prozent des Standard- Szenarios	Aufnahme [mg a ⁻¹]	Prozent des Standard- Szenarios
Durchschnittsbürger	5,76	100,0	6,86	119,1
“worst case”-Durchschnitt	15,18	263,4	16,28	282,6
Vegetarier	7,14	123,9	8,24	143,1
Innereingourmet	7,36	127,8	8,46	146,9
“worst case” Innereingourmet	18,67	324,1	19,77	343,2

tionsrate für die unterschiedlichen Eintragspfade sind die in den menschlichen Körper aufgenommenen Cd-Mengen bei verschiedenen Ernährungspräferenzen in der Tabelle 5.24 gegenübergestellt. Dabei wurden von vorne herein Werte in Höhe von 70 % der auf der Basis des Lebensmittelverbrauchs berechneten Cd-Aufnahmen unterstellt, um eine Annäherung an den tatsächlichen Cd-Verzehr zu erreichen.

Beim durchschnittlichen Cd-Gehalt in der Nahrung haben alternative Ernährungsweisen, wie die vegetarische Ernährung, nicht zwangsläufig auch in Bezug auf alle Lebensmittel-Kontaminanten eine positive Wirkung. So sind die Cd-Aufnahmen bei zwei so unterschiedlichen Ernährungsgewohnheiten wie die vegetarische Ernährung und die Vorliebe für Gerichte aus Innereien fast identisch. Allen Modellansätzen gleich ist die rund 20%-Mehraufnahme an Cd durch Raucher, wobei in diesem Fall der potenzielle Schädigungsgrad durch die ungleich höhere Resorptionsrate des inhalierten Cd noch höher liegt.

5.4.2 Modellierung der resorbierten Cd-Menge über die Nahrung

Die dargestellten absoluten Cd-Aufnahmeraten beschreiben die Gefährdung der menschlichen Gesundheit nur mittelbar. Entscheidend für die Toxizität des durch den Körper aufgenommenen Cd ist letztendlich diejenige Menge, die im Körper verbleibt und sich im Blut, in der Niere bzw. Leber und anderen Körperbestandteilen anreichert. Die Resorptionsraten für Cd werden u.a. bestimmt durch:

- den Pfad der Aufnahme,
- die Kombination mit anderen Umweltgiften,
- das Lebensalter der Person,
- den körperlichen Zustand der betreffenden Person.

Der Pfad der Cd-Aufnahme (inhalativ bzw. oral) sowie der Gesundheitszustand eines Probanden schlagen sich unmittelbar auf die Resorptionsrate für Cd nieder. In den folgenden Berechnungen wurden in Abhängigkeit von diesen Faktoren die in Tabelle 5.25 zusammengestellten

Werte für unterschiedliche Cd-Resorptionsraten verwendet.

Tabelle 5.25:

Resorptionsraten für Cd beim Menschen

Aufnahmebedingungen	Resorptionsrate in % der aufgenommenen Menge
orale Aufnahme (Kalberlah 1999)	5 %
orale Aufnahme bei Eisenmangel (Kalberlah 1999)	15 %
inhalative Aufnahme (Kalberlah 1999)	50 %
Übertragung des resorbierten Cd auf den Fötus während der Schwangerschaft (Wichmann et al. 1993)	25 %

Aus diesen Resorptionsfaktoren ergibt sich für verschiedene Nahrungsgewohnheiten, Lebensgewohnheiten und körperliche Verfassungen das nachfolgend aufgeführte Spektrum möglicher Cd-Resorptionen (Tabelle 5.26).

Die in Tabelle 5.26 dargestellten Werte sind bezogen auf die resorbierte Menge über ein Jahr. Bei Risikoabschätzungen wird jedoch meist der Tolerable Resorbable Dose (TRD)-Wert zum Vergleich herangezogen. Dieser TRD-Wert beschreibt die maximale Dosis, die täglich je kg Körpergewicht (kg KG) resorbiert werden darf. Ausgangspunkt für diesen Wert sind Ergebnisse, wonach bei einer täglichen Cd-Resorption von 50 ng (kg KG)⁻¹ erste Schädigungen nachweisbar sind (Lauwerys et al. 1991). In Deutschland geht man analog zu Vorschlägen von Kalberlah (1999) von einem Sicherheitsfaktor von 2 aus, wonach eine tägliche Resorption von 25 ng (kg KG)⁻¹ akzeptabel ist. Dieser Wert kann auch als NOAEL-Wert für den Vergleich mit tatsächlichen Belastungen herangezogen werden. Besteht ausschließlich eine orale Exposition, dann entspricht dieser Wert einer täglichen Aufnahme von 500 ng (kg KG)⁻¹ Cd. Für die in Tabelle 5.24 aufgeführten Ernährungsszenarien sind in Tabelle 5.27 die täglichen resorbierten Dosen zusammengestellt. Diese Dosen können direkt mit dem TRD-Wert von 25 ng (kg KG)⁻¹ als NOAEL verglichen werden.

Tabelle 5.26:

Jährliche Resorption von Cd unter definierten Aufnahmebedingungen (mg a^{-1}) unter Annahme von 70 kg Körpergewicht

Variante	Normalbürger		Eisenmangel	
	Nichtraucher	Raucher	Nichtraucher	Raucher
Normalernährung Durchschnittsbürger	0,29	0,84	0,86	1,41
“worst case”-Szenario	0,76	1,31	2,28	2,83
Vegetarier	0,36	0,91	1,07	1,62
Innereingourmet	0,37	0,92	1,10	1,65
“worst case”-Innereingourmet	0,93	1,48	2,80	3,35

Die resorbierten Dosen für Raucher und für Nichtraucher mit Eisenmangel liegen bei den in den Modellen angenommenen Voraussetzungen generell über dem TRD-Wert von $25 \text{ ng (kg KG)}^{-1} \text{ Cd}$. Gesundheitliche Schäden können unter diesen Bedingungen nicht völlig ausgeschlossen werden. Selbst für Nichtraucher sind bei den angenommenen Ernährungsstandards die Spielräume bis zum Erreichen des TRD-Wertes für Normalernährung zu 44 % und für Vegetarier und Innereingourmets zu etwa 55 % ausgeschöpft. Für die beiden dargestellten “worst case”-Szenarien werden bei den gegenwärtigen Gehalten in den Lebensmitteln TRD-Werte bereits überschritten.

Diese Ergebnisse zeigen, dass in Bezug auf Cd selbst bei scheinbar gesunder Lebensweise nur ein geringer Abstand zwischen heute verbreiteten Belastungen des Menschen und Wirkungsschwellen bezüglich der menschlichen Gesundheit vorhanden sind. Bei zusätzlichen Belastungen verbleiben häufig keine Spielräume mehr, bis die NOAEL Werte überschritten werden. Da die Cd-Belastung der Nahrung stark durch den Anteil der pflanzlichen Lebensmittel bestimmt wird, besteht auch ein Zusammenhang zu den Cd-Gehalten der Böden, auch wenn dieser nur mit relativ hohen Unsicherheiten quantifiziert werden kann.

6 Zusammenfassende Risikoanalyse zur Gefährdung der menschlichen Gesundheit durch Cd-haltige Düngemittel bei der Nahrungsmittelproduktion

Der Cd-Gehalt des Bodens ist eine der entscheidenden Größen, die den Cd-Gehalt in den Nahrungspflanzen bestimmt. Dieser Gehalt ist über längere Zeiträume veränderlich (vgl. Kap. 3.7). Veränderungen des natürlichen Cd-Gehaltes im Boden sind überwiegend auf menschliche Nutzungseinflüsse zurückzuführen. In einem von atmosphärischen Depositionen und/oder Düngereinträgen unbeeinflussten Gebiet würde der Cd-Gehalt des Bodens konstant bleiben oder durch Auswaschung allmählich abnehmen. Erst durch anthropogene Cd-Einträge nehmen die Hintergrundgehalte langfristig zu, wodurch tendenziell auch ein Ansteigen der Cd-Gehalte in den Nahrungspflanzen zu erwarten ist, wie die Berechnungsergebnisse der Szenarien belegen (Tabelle 6.1).

Grundsätzlich wurde bei der Bilanzierung von Ein- und Austrägen davon ausgegangen, dass der Nährstoffbedarf der Pflanzen den Düngungsbedarf bestimmt, was den Empfehlungen für Böden mit mittleren Nährstoffvorräten entspricht.

Die Ausnahmefälle, in denen die höchste Auswaschung mit durchschnittlichen Einträgen auf der gleichen Fläche zusammenfallen, so dass eine negative Bilanz entsteht, die zu einer Abreicherung der Hintergrundwerte führt, kommen auf 174 ha insgesamt in Deutschland (arme Sande in der regenreichen nordwestdeutschen Tiefebene) vor mit einem Anteil an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche von nur 0,001 %.

Tabelle 5.27:

Tägliche Resorption von Cd unter definierten Aufnahmebedingungen

Modellannahme	Resorption [$\text{ng (kg KG)}^{-1} \text{d}^{-1}$]		
	Nichtraucher	Raucher	Nichtraucher, Eisenmangel
Normalernährung, Durchschnittsbürger 70 kg	11,2	32,9	33,7
“worst case”-Szenario, 70 kg Körpergewicht	29,7	51,3	89,2
Vegetarier, 70 kg Körpergewicht	14,1	35,6	41,9
Gourmet, 70 kg Körpergewicht	14,5	36,0	43,1
“worst case” Gourmet, 110 kg Körpergewicht	36,4	57,9	109,6

Tabelle 6.1:

Anteile der einzelnen Bilanzglieder an den Ein- und Austrägen von Cd in landwirtschaftlichen Flächen (Düngung nach Nährstoffbedarf der Pflanzen bei mittlerer Versorgung des Bodens)

Einträge	Mineral- dünger ⁴³	Org. Dünger	Deposition aus Luft	Summe der Einträge
Eintragungsmengen im Durchschnittsfall (g ha ⁻¹ a ⁻¹)	5,6	0,64	1,7	7,94
Anteil des Bilanzgliedes an der Eintragungssumme im Durchschnittsfall (%)	71	8	21	100
Eintragungsmengen im "worst case"-Szenario (hohe Cd-Gehalte und -raten) (g ha ⁻¹ a ⁻¹)	18,1	2,1	5	25,2
Anteil des Bilanzgliedes im "worst case"-Szenario, sofern die anderen Glieder im Durchschnitt liegen (%)	90	23	44	-
Anteil des Bilanzgliedes, wenn alle Eintragungsraten im "worst case"-Szenario liegen (%)	72	8	20	100
Austräge	Pflanzenentzug	Sickerwasser- Auswaschung	Summe der Austräge	
Austragsmengen im Durchschnittsfall (g ha ⁻¹ a ⁻¹)	0,68	0,28	0,96	
Anteil des Bilanzgliedes an der Austragssumme im Durchschnittsfall (%)	71	29	100	
Austragsmengen im jeweiligen "worst case" (g ha ⁻¹ a ⁻¹)	2,1	0,07	2,17	
Anteil des Bilanzgliedes im "worst case"-Szenario, sofern die anderen Glieder im Durchschnitt liegen (%)	88	9	-	
Anteil des Bilanzgliedes, wenn alle Glieder im "worst case" Szenario liegen (%)	97	3	100	
Differenz zwischen Einträgen und Austrägen				g ha⁻¹a⁻¹
Eintragungsmengen minus Austragsmengen im Durchschnittsfall				+ 6,98
Eintrag minus Ernteaustrag im Durchschnitt, aber minimaler Sickerwasser-Austrag				+ 7,20
alle Eintragungsmengen minus Austragsmengen im "worst case"-Szenario				+ 23,00
⁴³ bezogen auf den P-Düngereinsatz nach ertragsbezogenen Pflanzenbedarfswerten				

Annähernd der gesamte Flächenanteil der landwirtschaftlichen Nutzflächen hat jährliche Eintragsüberschüsse aufzuweisen, die langfristig zu weiteren Akkumulationen von Cd im Bodengesamtgehalt, zur Erhöhung der Cd-Konzentration in der Bodenlösung und damit auch zu einer Erhöhung der Cd-Konzentrationen in den Nutzpflanzen führen können. An dieser Erhöhung der Gehalte in den landwirtschaftlichen Primärflächen trägt der Eintragungspfad über den Mineraldünger im Durchschnitt mit 71 % vom Gesamt-Cd-Eintrag bei, dieser Cd-Anteil kann aber im Falle überdurchschnittlicher, aber noch zulässiger Cd-Gehalte in den Phosphatdüngern bis auf 90 % am Gesamteintrag steigen. Würden alle Eintragungspfade die höchsten Werte auf einer Fläche einnehmen, erhöhte sich der Anteil des Mineraldüngereintrages im Verhältnis zu den anderen Eintragungspfaden nur geringfügig.

Sehr hohe jährliche Anreicherungsrate mit 8-11 g ha⁻¹a⁻¹ Cd durch hohe Mineraldüngereinträge bei gleichzeitig hohen Auswaschungsraten kommen auf 12,6 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche Deutschlands vor. Diese

Flächen konzentrieren sich v. a. in den Niederungen an den Unterläufen von Weser, Ems und Elbe sowie in der Holsteinischen Schweiz. Hohe Mineraldüngergaben bei niedrigen Viehzahlen und gleichzeitig geringsten Auswaschungsraten treffen auf ca. 10 % der Landwirtschaftsfläche Deutschlands zu. Hier beträgt der mineraldünger-gebundene Cd-Eintrag 76 % an der Gesamtsumme aller Einträge, während die Austräge nur 7 % der Einträge betragen, so dass die Mineraldünger-Cd-Einträge an der jährlichen Anreicherungsrate einen Anteil von 81 % haben. Der Schwerpunkt dieses "worst case"-Szenarios liegt in der Magdeburger Börde.

Derzeit werden deutlich geringere Mengen an Phosphatdünger eingesetzt, als es nach den ertragsbezogenen Pflanzenbedarfswerten notwendig wäre. Damit ist auch der Cd-Eintrag in die Böden über diesen Pfad geringer, als die vorliegenden Berechnungsergebnisse zeigen. Nimmt man gleichbleibende Cd-Einträge über die Düngung auf heutigem Niveau für die Zukunft an, sind die Bilanzüberschüsse niedriger und es tritt ein größerer Anteil von Flä-

chen mit ausgeglichenen oder sogar negativen Bilanzen auf. Dementsprechend wären Wirkungen auf Mensch und Umwelt auch geringer bzw. erst nach sehr viel längeren Zeiträumen zu erwarten, als es in diesem Bericht beschrieben wird. Wird aber angenommen, dass langfristig im Boden vorhandene Nährstoffvorräte wieder aufgezehrt werden und zunehmend wieder der Nährstoffbedarf der Pflanzen die eingesetzten Düngermengen bestimmt, sind die Berechnungsergebnisse für langfristige Betrachtungen geeignet.

In Bezug auf die auf Basis der Transferfunktionen modellierten und in Kapitel 3.8 dargestellten Akkumulationsvorgänge im Boden sind zwei zukünftige Gefährdungspotenziale für die menschliche Gesundheit ableitbar.

Generell ist eine Anreicherung des königswasserextrahierbaren Cd-Gehaltes im Boden, unabhängig vom pH-Wert des Bodens, zu verzeichnen. Die Steigerung dieses Gehaltes in den Standardszenarien mit Sickerwasserraten von 200 mm und mittleren Cd-Einträgen über den Minereraldünger (vgl. Tabelle 3.22) beträgt hoch gerechnet für die nächsten 100 Jahre im Mittel das 1,8-fache des gegenwärtigen Gehaltes. Eine Ausnahme bilden dabei die BAG-Gruppen Tongesteine (TST) und Basische Magmatide und Metamorphite (BMM), deren geringere Anreicherungsrate auf das 1,4-fache des Ausgangswertes auf die ursprünglich höheren Hintergrundwerte von $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ zurückzuführen sind. Über einen Zeitraum von 200 Jahren betrachtet, erhöhen sich entsprechend Tabelle 3.22 die königswasserextrahierbaren Gehalte auf mehr als das Doppelte für Sandböden (SAN), Lössböden (LÖS) und Karbonatgesteine (KST), sowie für die BAG-Gruppe Tongesteine (TST) auf das 1,7-fache des Ausgangswertes. Damit ist unabhängig von der betrachteten Ausgangssituation und den modellierten Belastungsparametern eine Cd-Anreicherung im Boden berechnet worden. Für die als "worst case"-Szenario berechneten Eintragsbedingungen mit hohen Cd-Gehalten im Minereraldünger und geringen Sickerwasserraten von 50 mm (siehe Tabelle 3.22) erhöhen sich die Steigerungsraten für die königswasserextrahierbaren Gehalte bis auf das mehr als Zweifache des gegenwärtigen Wertes. Lediglich für die BAG-Gruppe TST liegen die Steigerungsraten nur bei 30 %, dies ist aber in den schon höheren berechneten Ausgangsgehalten im Königswasserextrakt für 1990 begründet. Zusätzlich muss angemerkt werden, dass die berechneten Gehalte auf Basis der Landnutzung Acker ermittelt worden sind. Für die in Bezug auf Tierfutter wichtigen Grünlandstandorte erhöhen sich die oben genannten Werte noch einmal bis um das Dreifache, da bei Grünland die Berechnungen auf 10 cm Bodentiefe bezogen werden und deshalb wesentlich höhere Konzentrationen entstehen, wogegen bei Ackernutzung 30 cm Bodentiefe relevant sind.

Als Folge zunehmender Cd-Gehalte der Böden treten tendenziell erhöhte Gehalte in Pflanzen und damit sowohl

in pflanzlichen als auch in bestimmten tierischen Nahrungsbestandteilen auf. Die Pflanzengehalte nehmen auf der Grundlage der in Kapitel 3.8 beschriebenen Modellannahmen im Verlauf der nächsten 100 Jahre stetig zu, so dass die in Kapitel 5.3 beschriebenen Gefährdungen durch die Cd-Aufnahme über die Nahrung weiter verschärft werden. Das gilt schon bei Cd-Einträgen über den mineralischen Dünger von bis zu $7 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Die berechneten Steigerungsraten hängen neben den Hintergrundwerten der Bodenausgangsgesteine und den Eintragszenarien auch von den optimalen pH-Werten der Ackerstandorte ab, da die zur Berechnung der Pflanzengehalte aus dem Ammoniumnitratextrakt verwendeten Regressionsgleichungen nach Liebe (1999) bzw. Prinz und Bachmann (1999) den pH-Wert als Parameter enthalten. Da der pH-abhängige Term mit negativem Vorzeichen in die Berechnung der Pflanzengehalte eingeht, bewirkt ein Standort mit entsprechend höherem optimalen pH-Wert letztendlich eine Verringerung der errechneten Pflanzenaufnahme.

Für die als Standardszenario verwendeten mittleren Hintergrundwerte und mittleren Einträge entsprechend Tabelle 3.22 ergeben sich Zunahmen im Pflanzengehalt zwischen 20 % und 40 % der gegenwärtig modellierten Gehalte. Unterstellt man vereinfachend eine prozentual gleichmäßige Zunahme der Gehalte in allen Pflanzenteilen erhält man einen direkten Zusammenhang zwischen dem Cd-Gehalt in der Pflanze als Erntegut und den verzehrbaren Pflanzenbestandteilen als Nahrungsmittel. Somit erhöhen sich die demnach in den Lebensmitteln in 100 Jahren nachweisbaren Cd-Gehalte um den gleichen Prozentsatz. In Bezug auf die hohen Cd-Aufnahmen des Menschen über die Nahrung verschärfen diese Prozesse die Gefährdungssituation weiter. Für die als "worst-case"-Szenarien in Bezug auf die Düngung und Auswaschung, bei mittleren Cd-Depositionen von $1,7 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ gerechneten Szenarien steigen die ohnehin schon höheren Ausgangsgehalte in den Pflanzen noch stärker. Am Beispiel der Modellpflanze Weizen ergeben sich so auf Lössstandorten, die hohen Einträgen ausgesetzt sind, Steigerungen um 65 % auf berechnete Pflanzengehalte von $0,08 \text{ mg kg}^{-1}$. Für ärmere Sandböden liegen diese Steigerungen bei berechneten Gehalten für von $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ bei ca. 40 %.

Die Kombinationen für die einzelnen Standortbedingungen ergeben flächenstatistisch das in Tabelle 6.2 gezeigte Bild.

Damit werden durch die betrachteten Standard- bzw. "worst-case"-Szenarien für 31,9 % der Ackerflächen in Deutschland die prognostizierten Cd-Gehalte im Boden und in den Pflanzen mit dem Modell berechnet.

Im Vergleich zu den im Lebensmittelmonitoring an Weizenkörnern gemessenen Cd-Gehalten ($0,04 \text{ mg kg}^{-1}$ im Mittel und $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ im Maximalbereich) sind die modellierten Pflanzengehalte bis etwa doppelt so hoch. Da dies aber sowohl für mittlere Belastungsszenarien als

Tabelle 6.2:
 Flächenanteile der Kombinationen von Standortbedingungen für die Cd-Bilanzen in Deutschland

pH-Wert des Bodens	BAG-Einheiten ⁴⁴	Sickerwasserrate [mm]	Cd-Eintrag mit Dünger [g ha ⁻¹ a ⁻¹]	Flächenanteil am Ackerland [%]
5,5	SAN	< 100	mittel	0,1
		< 100	hoch	1,6
		um 200	mittel	0,9
		um 200	hoch	6,9
6,5	BMM	< 100	mittel	0,0
		< 100	hoch	0,0
		um 200	mittel	0,3
		um 200	hoch	0,0
7,0	TST	< 100	mittel	0,1
		< 100	hoch	0,0
		um 200	mittel	1,6
		um 200	hoch	0,0
7,0	KST	< 100	mittel	0,2
		< 100	hoch	0,0
		um 200	mittel	2,4
		um 200	hoch	0,9
7,0	LÖS	< 100	mittel	0,9
		< 100	hoch	3,7
		um 200	mittel	3,6
		um 200	hoch	8,7

⁴⁴ BAG = Bodenausgangsgestein

auch in Richtung auf das “worst case”-Szenario der Fall ist, können auf dieser Basis Auswirkungen aus der modellierten Erhöhung der Pflanzengehalte auf die Gehalte im Nahrungsmittel Pflanze prognostiziert werden. Demzufolge hat eine Erhöhung des modellierten Pflanzengehaltes über 100 Jahre um 25 % auch einen voraussichtlichen Anstieg der messbaren Gehalte an Cd im Nahrungsmittel Pflanze in der gleichen Größenordnung zur Folge.

Für den Fall der Pflanze als Futtermittel kann aus den im Kapitel 4.1 dargestellten Gründen der Zusammenhang zwischen der Erhöhung des Gehaltes in der Futterpflanze und einer Erhöhung in verzehrbaren Bestandteilen der Nutztiere nicht quantifiziert werden. Da aber die modellierten Gehalte in den nächsten 100 Jahren entweder über denen liegen, die für die Gegenwart errechnet worden sind, oder aber in Bereichen liegen, die dem “worst case”-Szenario sehr nahe sind, kann gefolgert werden, dass bei Fortsetzung des heutigen Düngerregimes mit den entsprechenden Cd-Gehalten im Mineraldünger eine wachsende Cd-Belastung der Nutztiere und damit auch der Nahrungsmittel tierischen Ursprungs auftritt. Aufgrund des geringen Bodenvolumens, in dem sich die Bilanzüberschüsse verteilen, ist für Grünlandnutzung und dabei vor allem für die Weidehaltung eine besonders hohe Belastung gegeben.

Zusammenfassend kann aus den vorliegenden Ausgangsdaten gefolgert werden, dass für mehr als 85 % der genutzten Ackerflächen aus den gegenwärtig zulässigen Cd-Gehalten im Mineraldünger zukünftig eine Steigerung der Cd-Gehalte im Boden zu erwarten ist.

6.1 Auswirkung verminderter Einträge

Für den betrachteten Fall eines Lössbodens bei 200 mm Sickerwasserrate wird langfristig erst eine Abreicherung der Cd-Bodengehalte und damit der durch die Pflanzen aufgenommenen Cd-Mengen erreicht, wenn die durch die mineralische Düngung eingetragenen Cd-Frachten unterhalb von 0,8 g ha⁻¹a⁻¹ liegen. Dies würde eine Begrenzung der Cd-Gehalte im Mineraldünger auf 20 % des gegenwärtigen Wertes von 62 mg (kg P₂O₅)⁻¹ Cd erforderlich machen. In den nachfolgenden Prognoseszenarien (vgl. Tabelle 6.3) wurde unter der Annahme einer schrittweisen Senkung des durch die Cd-Deposition verursachten Eintrages berechnet, mit welchen maximalen Cd-Einträgen aus der mineralischen Düngung eine schrittweise Verringerung der Akkumulation in Boden und Pflanze bis hin zur Umkehr des Anreicherungsprozesses erreicht werden könnte. Dabei wird ausschließlich auf die Wirkungen der Einträge auf den Gehalt im Boden und auf den Gehalt in der Pflanze abgezielt, ohne eine technische Umsetzbarkeit der entsprechenden Minderungsziele diskutieren zu können. Ausgegangen wird dabei in jedem Fall von Acker auf einem LÖS-Standort mit einem Ertragspotenzial von 6500 kg TM ha⁻¹a⁻¹ und einer Sickerwasserrate von 200 mm. Der Cd-Hintergrundgehalt wurde im Mittel mit 0,4 mg kg⁻¹ angenommen. Damit entsprechen die Standortbedingungen den als Standardszenario für die BAG-Gruppe LÖS beschriebenen Konditionen. Tabelle 6.3 zeigt die entsprechenden Szenarien.

Das bedeutet, dass für die als Acker genutzten Böden erst bei einer Verringerung um mehr als die Hälfte der

Einträge durch Depositionsprozesse und der Reduzierung der Cd-Einträge durch mineralische Düngung auf weniger als 10 % des Niveaus, das auf den P-Düngereinsatz nach ertragsbezogenen Pflanzenbedarfswerten basiert, auf dem überwiegenden Teil der Fläche eine Entlastung der Eintragspfade über die Nahrung erfolgt. Bei einer Reduzierung der Cd-Einträge nur um zwei Drittel auf $2 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ würde eine Begrenzung des durch die Deposition eingebrachten Cd auf $0,0 \text{ mg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ nicht ausreichen, um die Akkumulationsprozesse im Boden umzukehren und entsprechende Entlastungseffekte zu erreichen.

Die vorliegenden Ergebnisse stehen allerdings im Gegensatz zu Resultaten von Jensen und Bro-Rasmussen (1992), wonach durch den Einsatz von phosphathaltigen Düngemitteln von weniger als $22 \text{ mg (kg P}_2\text{O}_5)^{-1}$ Cd keine weitere Anreicherung im Boden stattfindet. Daher müssen die in den Szenarien berechneten und in den Prognosen ermittelten Gehalte im Königswasserextrakt und in den Pflanzen für die Jahre 2090 und 2190 verifiziert werden.

6.2 Bewertung des ökotoxikologischen Risikos

Die Abschätzung des ökotoxikologischen Risikos erfolgte, indem kritische Gehalte in Böden (Vorsorgewerte nach Bundesbodenschutzverordnung BodSchV und Bodenqualitätskriterien BQK = predicted no effect concentration PNEC) mit den heutigen Cd-Gehalten in den Böden und Bodenlösungen bzw. mit den im Akkumulationsmodell berechneten Werten (predicted environmental concentration PEC) verglichen werden. Dazu wird der Quotient PEC/PNEC genutzt. Ist dieser Quotient größer als 1, besteht für den betrachteten Rezeptor ein Risiko. Die PEC-Werte wurden für die Jahre 1990 zur Kennzeichnung des gegenwärtigen Status sowie für die Jahre 2090 und 2190 zur Kennzeichnung der langfristigen Veränderung des ökotoxikologischen Risikos ausgewiesen. Dabei wurden Sandböden als besonders empfindliche Böden und Lössböden zur Kennzeichnung mittlerer Bedingungen betrachtet. Die Akkumulationsberechnung

erfolgte unter Berücksichtigung der Cd-Einträge durch die Deposition (Mittelwert) und durch die bodenspezifische Düngung entsprechend dem Nährstoffbedarf der Pflanzen. In Tabelle 6.4 sind die entsprechenden Angaben zusammengefasst.

Bei Lössböden kann davon ausgegangen werden, dass überwiegend die Vorsorgewerte für Lehmböden zutreffend sind. Die PEC für königswasserlösliche Gehalte überschreiten die Vorsorgewerte für Lehmböden auch beim "worst case" nach 200 Jahren noch nicht, liegen aber dicht darunter. Zum heutigen Zeitpunkt können nur bei hohen Ausgangsgehalten (Hintergrundwerte, 90 %-Perzentil) Überschreitungen der PNECs für die Bodenlösung (transformiert aus den BQK) festgestellt werden ($\text{PEC/PNEC} > 1$). Bei durchschnittlichen Ausgangsgehalten (Hintergrundgehalte, 50 %-Perzentil) sind keinerlei Überschreitungen festzustellen, beim "worst case" lassen sich aus den PEC/PNEC-Werten bezogen auf Gesamtgehalte und auf die niedrigsten NOEC (ohne Anpassungen) für die Bodenlösung keine Risiken ableiten. Nach Ablauf von 100 Jahren sind bei durchschnittlichen Belastungen durch Cd in Düngemitteln und Cd-Depositionen sowie bei den "worst case"-Berechnungen jeweils $\text{PEC/PNEC} > 1$ in Bezug auf die aus BQK abgeleiteten Werte (Gehalt im Boden und Konzentration in der Bodenlösung) festzustellen. Das trifft verstärkt nach 200 Jahren und nur bezogen auf diese Werte zu. Beim "worst case" sind die abzuleitenden Risiken deutlich höher und sie bestehen auch in Bezug auf die niedrigsten NOECs für die Bodenlösung. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die BQK sich auf Sandböden beziehen. Würden die Vorsorgewerte für Lehmböden zugrunde gelegt, ergäbe sich eine andere Bewertung.

Bei den Sandböden sind der Vorsorgewert und das BQK identisch. Dieser PNEC-Wert wird im "worst case"-Szenario nach weniger als 100 Jahren überschritten, beim Durchschnitts-Szenario auch nach 200 Jahren noch nicht. Bereits bei den heutigen Gehalten sind $\text{PEC/PNEC} > 1$ in Bezug auf die aus BQK transformierten Bodenlösungskonzentrationen zu verzeichnen. Das beruht darauf, dass die optimalen pH-Werte selbst für Ackerböden niedriger

Tabelle 6.3:
Entwicklung der Cd-Bilanzen unter der Annahme sinkender Einträge über mineralische Düngung und sinkenden Depositionsbelastungen

Eintrag aus Deposition	Eintrag aus mineral. Düngung	Gehalt KW 1990	Gehalt KW 2090	Zunahme	Gehalt Weizen 1990	Gehalt Weizen 2090	Bilanz- entwicklung
[$\text{mg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$]	[$\text{mg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$]	[mg kg^{-1}]	[mg kg^{-1}]	[%]	[mg kg^{-1}]	[mg kg^{-1}]	[%]
1,7	1,0	0,2294	0,2695	17,5	0,0365	0,0383	4,9
0,85	1,0	0,2294	0,2511	9,5	0,0365	0,0384	5,2
0,85	0,0	0,2294	0,2294	0,0	0,0365	0,0365	0,0
0,5	0,5	0,2294	0,2327	1,4	0,0365	0,0368	0,8
0,0	2,0	0,2294	0,2543	10,9	0,0365	0,0387	6,0
0,0	1,0	0,2294	0,2326	1,4	0,0365	0,0368	0,8
0,3	0,55	0,2294	0,2294	0,0	0,0365	0,0365	0,0

liegen als der für die Ableitung dieser PNEC verwendete pH-Wert von 7. Dadurch wird bei königswasserlöslichen Gehalten in Höhe des BQK eine höhere Konzentration in der Bodenlösung prognostiziert. Beim "worst case"-Szenario bestehen Risiken auch schon in Bezug auf die niedrigsten NOEC-Werte für die Bodenlösung. Nach 100 Jahren werden auch bei durchschnittlicher Belastung Risiken in Bezug auf beide PNEC-Werte für die Bodenlösung ausgewiesen. Das steigert sich im Verlauf der nächsten 100 Jahre (bis 2090) und beim "worst case". In keinem der Szenarien werden jedoch ökotoxikologische (d. h. in diesem Falle phytotoxische) Risiken für die empfindlichsten landwirtschaftlichen Kulturen prognostiziert (was jedoch keine Aussage hinsichtlich der Qualität als Nahrungsmittel für den Menschen beinhaltet). In Bezug auf die transformierten Bodenlösungskonzentrationen ergeben sich dagegen im "worst case" schon heute Risiken.

Tabelle 6.4 zeigt, dass sich für die betrachteten ökologischen Rezeptoren die Belastungen und damit tendenziell die Risiken langfristig erhöhen. Die gesetzlich festgelegten Vorsorgewerte der Böden, die sich auf königswasser-

lösliche Gehalte beziehen und die uneingeschränkte Funktionstüchtigkeit des Bodens beschreiben sollen, werden nur langfristig und bei "worst case"-Szenarien überschritten. Bei Betrachtung von prognostizierten Konzentrationen der Bodenlösung im Vergleich zu PNEC-Werten, die auf der Grundlage von BQK bzw. NOEC-Werten für Gesamtgehalte im Boden und Bodeneigenschaften berechnet wurden, zeigt sich aber, dass Wirkungen auf bestimmte Rezeptoren auch schon bei geringeren Cd-Akkumulationen im Boden auftreten können. Die Unsicherheiten bei den Transferberechnungen und bei der Bewertung von ökotoxikologischen Wirkungen auf der Basis von Bodenlösungskonzentrationen sind aber noch sehr hoch, so dass diese Ergebnisse nur als Hinweise auf und nicht als nachweisliche Wirkungen interpretiert werden können.

Tabelle 6.4:

Entwicklung der Quotienten Predicted Environmental Concentration PEC / Predicted No Effect Concentration PNEC

Löss Durchschnitt		PNEC	PEC 1990	PEC/ PNEC 1990	PEC 2090	PEC/ PNEC 2090	PEC 2190	PEC/ PNEC 2190
KW	BQK	0,4		0,58		1,03		1,48
	niedr. NOEC (Vegetation)	1,57		0,15		0,26		0,38
	niedr. NOEC (landw. Nutzpfl.)	3	0,23	0,08	0,41	0,14	0,59	0,20
BSE	transformiert aus KW/BQK	0,4		0,78		1,13		1,40
	transformiert aus niedr. NOEC	1	0,31	0,31	0,45	0,45	0,56	0,56
Löss "worst case"								
KW	BQK	0,4		0,95		1,63		2,28
	niedr. NOEC (Vegetation)	1,57		0,24		0,41		0,58
	niedr. NOEC (landw. Nutzpfl.)	3	0,38	0,13	0,65	0,22	0,91	0,30
BSE	transformiert aus KW/BQK	0,4		1,05		1,88		2,53
	transformiert aus niedr. NOEC	1	0,42	0,42	0,75	0,75	1,01	1,01
Sand Durchschnitt								
KW	BQK	0,4		0,35		0,60		0,83
	niedr. NOEC (Vegetation)	1,57		0,09		0,15		0,21
	niedr. NOEC (landw. Nutzpfl.)	3	0,14	0,05	0,24	0,08	0,33	0,11
BSE	transformiert aus KW/BQK	0,4		2,1		2,95		3,55
	transformiert aus niedr. NOEC	1	0,84	0,84	1,18	1,18	1,42	1,42
Sand "worst case"								
KW	BQK	0,4		0,83		1,28		1,70
	niedr. NOEC (Vegetation)	1,57		0,21		0,32		0,43
	niedr. NOEC (landw. Nutzpfl.)	3	0,33	0,11	0,51	0,17	0,68	0,23
BSE	transformiert aus KW/BQK	0,4		3,58		4,63		5,50
	transformiert aus niedr. NOEC	1	1,43	1,43	1,85	1,85	2,2	2,20

6.3 Exposition des Menschen und Risikoabschätzung

Um die aktuellen Cd-Dosen einschätzen zu können, denen die Menschen in Deutschland durch den Verzehr von Lebensmitteln und Trinkwasser ausgesetzt sind, wurden die verfügbaren statistischen Daten zum pro-Kopf-Verbrauch bestimmter Lebensmittel herangezogen. Es wurde davon ausgegangen, dass die Verbrauchsmengen den tatsächlichen durchschnittlichen Verzehrsmengen pro Kopf entsprechen. Aus den Mengenangaben für den Verbrauch der einzelnen Lebensmittel, Annahmen für den Trinkwasserbedarf und Gehaltsangaben für das Cd aus dem Lebensmittelmonitoring des BgVV (1997), ergänzt durch weitere Angaben aus der Literatur (z. B. Bundesanstalt für Getreide-, Kartoffel- und Fettforschung; Gehalte im Trinkwasser nach Umweltprobenbank) wurde die durchschnittliche Exposition des Menschen über den Magen-Darm-Trakt abgeschätzt. Sie beträgt für eine erwachsene Person von 70 kg KG etwa $5,8 \text{ mg a}^{-1}$ Cd, das sind etwa $16 \mu\text{g d}^{-1}$ Cd. Damit sind NOAEL-Werte, wie der TDI-Wert der FAO/WHO, zu 23 % und der auf die Hälfte abgesenkte Richtwert ($35 \mu\text{g d}^{-1}$) zu 45 % ausgeschöpft. Diese Ergebnisse liegen etwas oberhalb von Werten, die in anderen Studien wie z. B. im Gesundheitsbericht für Deutschland von 1998 oder einer Erhebung im Rahmen des Umwelt-Surveys 1990/92 (auf der Basis von 24-Stunden-Protokollen) erzielt wurden. Die Ursachen für diese Abweichung konnten im Rahmen dieser Studie nicht geklärt werden.

Als "worst case"-Szenario wurde die Annahme getroffen, dass eine Person nur Lebensmittel verzehrt, die jeweils hoch mit Cd belastet sind. Dafür wurden für alle Lebensmittel, soweit angegeben, die 90 %- oder 95 %-Perzentile der Cd-Gehalte zur Berechnung eingesetzt. Diese noch im Bereich des Möglichen liegende Cd-Belastung liegt mit rund 15 mg a^{-1} Cd knapp drei mal so hoch wie das Ergebnis bei durchschnittlichen Gehalten. Die Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln des BgVV (letztmalig publiziert im Bundesgesundheitsblatt 5/1997) liegen noch deutlich über den im "worst case"-Szenario verwendeten Gehalten.

Obwohl in verschiedenen Studien ein Zusammenhang zwischen Cd-Gehalten von Tierfutter und Gehalten in verzehrbaren Bestandteilen von Nutztieren gefunden wurde, konnte dieser Zusammenhang nicht mit ausreichender Sicherheit quantifiziert werden. Bei weiter steigender Cd-Belastung der Tiere können allmählich zunehmende Cd-Gehalte in Fleischprodukten nicht ausgeschlossen werden.

Als Bevölkerungsgruppen mit erhöhter Exposition gegenüber Cd wurden Vegetarier, Personen mit erhöhtem Innereienkonsum (Szenario "Gourmet") und Raucher betrachtet. Bei der Einbeziehung der Raucher muss die erhöhte Resorption des eingeatmeten Cd berücksichtigt werden. Im Vergleich zur durchschnittlichen Belastung

eines Nichtraucherers ist ein mittelstarker Raucher bei durchschnittlicher Cd-Aufnahmerate mit Nahrungsmitteln einer mehr als doppelten Cd-Resorptionsrate ausgesetzt. Beim Vegetarier bzw. beim "Gourmet" (beide Nichtraucher) erhöht sich die resorbierte Menge um ca. 24 % bzw. 27 % gegenüber dem nichtrauchenden Durchschnittsbürger. Beim Szenario Raucher mit durchschnittlicher Ernährung wird der im Ergebnis der CADMIBEL-Studie (Lauwerys et al. 1991) empfohlene Wert für die tägliche tolerierbare resorbierbare Dosis [TRD = $25 \text{ ng (kg KG)}^{-1} \text{ Cd}$] bei den angenommenen Cd-Aufnahmeraten mit Nahrungsmitteln überschritten. Nichtraucherende Personen mit Eisenmangel, die eine erhöhte Resorption von Cd aufweisen, sind hinsichtlich der resorbierten Dosen noch höher exponiert als die Raucher. Nichtraucherende Vegetarier und "Gourmets" ohne Eisenmangelerscheinungen liegen bei rund 55 % der genannten TRD.

Es zeigt sich, dass selbst beim Durchschnittsszenario für Ernährungs- und Lebensgewohnheiten der in Deutschland lebenden Menschen NOAEL-Werte für die Cd-Aufnahme bzw. -Resorption bis zu 44 % ausgeschöpft sind. Risikogruppen haben häufig aktuelle Belastungen, die bereits über den empfohlenen NOAEL-Werten liegen. Daraus ist zu schlussfolgern, dass im Sinne eines vorsorgenden Gesundheitsschutzes eine weitere Erhöhung der allgemeinen Cd-Belastung der Bevölkerung nicht tolerierbar ist.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die auf den Menschen einwirkenden Cd-Dosen bereits häufig in der gleichen Größenordnung liegen wie Abschätzungen eines No observable adverse effect-levels (NOAEL). Berücksichtigt man die Bevölkerungsgruppen mit besonders hohen Cd-Aufnahme- und Resorptionsraten oder Empfindlichkeiten, trifft das selbst dann zu, wenn mit den hier verwendeten Modellen und Datengrundlagen die Exposition über die Nahrung etwas überschätzt wird. Jede weitere Erhöhung der Cd-Konzentrationen in der Umwelt, auch wenn sie sich nur allmählich vollzieht, wird zu einer zusätzlichen Belastung des Menschen und damit zu einem zunehmenden Gesundheitsrisiko führen. Die berechneten Szenarien prognostizieren erhöhte Gehalte in Böden und Pflanzen sowie im Sickerwasser. Während daraus für den Pfad Boden-Pflanze-Mensch eine Steigerung der Gehalte in pflanzlichen Nahrungsmitteln in Größenordnungen auch annähernd quantifiziert werden kann, ist bei Einbeziehung der Nutz- und Wildtiere als Nahrungsgrundlage eine Steigerungsrate der Cd-Gehalte nicht abschätzbar. Es kann nur ausgesagt werden, dass zwischen den Cd-Gehalten im Futter und den Cd-Gehalten bestimmter, für die menschliche Ernährung genutzter Tierkörperteile deutliche Zusammenhänge bestehen und dadurch ebenfalls eine zunehmende Belastung des Menschen prognostiziert werden kann.

Bei einer angenommenen Halbierung der Cd-Einträge durch die atmosphärische Deposition sind bei durch-

schnittlichen klimatischen und Boden-Bedingungen Minderungen der Cd-Gehalte in phosphathaltigen Mineraldüngern auf weniger als 10 % erforderlich, um zu ausgeglichenen Bilanzen für Ackerflächen zu kommen. Daraus folgt, dass selbst bei einer möglichen Überschätzung der Cd-Einträge mit Düngemitteln durch die in dieser Studie verwendeten Modelle und Datengrundlagen die getroffenen Aussagen hinsichtlich der Risiken prinzipiell ihre Gültigkeit behalten. Die Akkumulation würde sich in diesem Fall nur verzögern und kritische Gehalte in den Umweltkompartimenten später als hier angegeben erreicht, was aber im Sinne nachhaltiger Wirtschaftsweisen nicht entscheidend ist.

Der Anteil der Cd-Belastungen landwirtschaftlicher Nutzflächen, der auf Einträge mit Düngemitteln zurückzuführen ist, beträgt bei den angenommenen Randbedingungen (wie Düngung nach Nährstoffbedarf bei mittleren Vorräten im Boden) praktisch in jedem Fall mehr als 50 % (Situationen in Emittentennähe ausgeschlossen). Der verbleibende geringere Anteil ist auf atmosphärische Depositionen zurückzuführen. In den Fällen mit überdurchschnittlichen Cd-Gehalten in Düngern bestimmt der aus der Düngung resultierende Anteil klar den Cd-Eintrag.

Die anthropogene Deposition von Cd wird aufgrund von Aktivitäten der UN ECE sowie der EU zur Luftreinhaltung in den nächsten Jahren weiter sinken. Damit wird sich der düngergetragene Anteil der Cd-Belastung weiter erhöhen. Die Deposition kann aber nach heutigem Stand der Technik nicht völlig vermieden werden. Erhebliche Minderungsraten für beide Eintragspfade sind erforderlich, um ausgewogene Cd-Bilanzen auf dem überwiegenden Teil der landwirtschaftlichen Nutzflächen und damit ein Einfrieren heutiger Gehalte zu erreichen. Eine Minderung des Cd-Gehaltes in Düngemitteln ist demzufolge dringend geboten. Gesetzliche Regelungen im Rahmen der EU sind zu empfehlen.

7 Literatur

- Adema DMM, Henzen L (1989) A comparison of plant toxicity of some industrial chemicals in soil culture and soilless culture. *Ecotoxicol Environ Safety* 18:219-229
- Adriano DC, Chen ZS, Yang SS, Iskandar IK (1997) Biogeochemistry of trace metals. *Science Reviews*, Northwood, England, 431 p, ISBN 0-905927-99-0
- ACGIH, American Conference of Governmental Industrial Hygienists (1986) Documentation of the threshold limit values and biological exposure indices. Washington DC : U.S. Department of Health and Human Services ; Public Health Service
- AG Boden (1996) Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (ed) Stuttgart : Schweizerbart, 331 p
- AG Bodenkunde (1994) Methodendokumentation Bodenkunde : Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. *Geol Jb F* 31
- AG Carry Over (1998) Kreisläufe erwünschter und unerwünschter Stoffe : ihre Bedeutung in der Nahrungskette ; Informationsveranstaltung der Arbeitsgruppe "Carry Over unerwünschter Stoffe in Futtermitteln" am 7. und 8. Oktober 1998, FAL Braunschweig. Münster-Hiltrup : Landwirtschaftsverl, 828 p, SchR Bundesminist Ernähr Landwirtsch Forsten R A Angew Wiss 483
- AID, Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1988) Düngung im Garten. Bonn : AID, 32 p, AID-Broschüren 1180/1988
- AID, Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1991) Gülle : ein wertvoller Wirtschaftsdünger. Bonn : AID, 28 p, AID-Broschüren 149/1991
- Alloway BJ (1995) Heavy metals in soils. London : Blackie, 368 p, ISBN 0-7514-0198-6
- AMAP, Arctic Monitoring and Assessment Programme (1998) Assessment report : arctic pollution issues ; Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, 859 p
- Amberger A (1988) Pflanzenernährung : ökologische und physiologische Grundlagen ; Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente. Stuttgart : Ulmer, 264 p, Uni-Taschenbücher 846
- Andreae H (1996) Ecological impacts of some heavy metals related to long-range transport : background-report for UN/ECE International Co-operative Programme Forest. Graupa: Sächsische Landesanstalt für Forsten
- Arnhold D (2000) Cadmium in Nahrungsmitteln : Anlage zum Schreiben ZEBS-2802-00-114057. Berlin : Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1993) Toxicological profile for cadmium, update. Washington : US Dep Health Human Service ; Public Health Service
- Bach M, Huber A, Frede H-G, Mohaupt V, Zullei-Seibert N (2000) Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands. Berlin : Erich Schmidt, Berichte / Umweltbundesamt 00,03 UBA-FB 99-114
- Bachmann G, Bannick C-G, Giese E, Glante F, Kiene A, Konietzka R, Rück F, Schmidt S, Terytze K, Borries D von (1997) Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenkennwerten im Rahmen des Bundesbodenschutzgesetzes. In: Rosenkranz D, Einsele G, Bachmann G, Harreß M (1991) Bodenschutz : ergänzbares Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin : Erich Schmidt
- Bachmann S, Stolz W, Kantor W, Kuhnt G (1994) Begleitstudie zur bundesweiten Bodenzustandserhebung im Walde. Berlin : Umweltbundesamt, 340 p, Texte / Umweltbundesamt 94/06 UBA-FB 93-147
- BAGKF, Bundesanstalt für Getreide-, Kartoffel- und Fettforschung (1997) Jahresbericht 1997 : Cadmium, Nickel und Zink in Saaten von heimisch angebauten Sonnenblumen und Leinsamen sowie daraus hergestellten kommerziellen Ölen (Tab. 14), Detmold-Münster

- Bahlsberg Pahlsson AM (1989) Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants : a literature review. *Water Air Soil Pollut* 47:287-319
- Balzer D (1996) Eintrag von Blei, Cadmium und Quecksilber in die Umwelt : Bilanzen über Verbrauch und Verbleib; Bd 1: Blei und Cadmium. Forschungsbericht 106 01 047 für das Umweltbundesamt. Nürnberg : Landesgewerbeanstalt Bayern, 95 p
- Bashkin V (1999) Proceedings of the second Training Workshop on Critical Loads for Air Pollutants relevant to the UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, 27 September–2 October 1999, Pushino, Russia. Pushino : Institute of Basic Biological Problems RAS
- Bätcher K, Böhm E (1995) Zusammenfassende Darstellung des Kenntnisstandes zu Cadmiumstoffströmen in der Bundesrepublik. In: Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages (eds) *Umweltverträgliches Stoffstrommanagement* : Bd 3. München : Economica
- Baumann K, Muth U (1997) *Batterien-Daten und Fakten zum Umweltschutz*. Berlin : Springer
- Bayerische Verzehrsstudie (1995) In: Kübler W, Anders H-J, Heeschen W (eds) *Ergebnisse der nationalen Verzehrsstudie (1985-88) über die Lebensmittel- und Nährstoffaufnahme in der BRD* : Band XI. Niederkeelen : Wiss Fachverl Fleck, 93 p, VERA-Schriftenreihe
- BBodSchV (1999), Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. BGBl I 36:1554-1565
- BBodSchG (1998) Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17. März 1998. BGBl I/1998:502
- Beck T (1981) Untersuchungen über die toxische Wirkung der in Siedlungsabfällen häufigen Schwermetalle auf die Bodenmikroflora. *Z Pflanzenernähr Bodenkd* 144:613-627
- Becker R (1996) Regional differenzierte Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffüberschüssen mittels Stickstoffbilanzen. *Boden Landschaft* 11
- Berlin Online GmbH (1998) Obst- und Gemüseverbrauch in Deutschland [online]. Zu finden in <www.berlin-online.de> [zitiert am 16.09.1998]
- BgVV, Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (1997) *Lebensmittel Monitoring 1997*. Berlin : Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS)
- Bielert U, Heinrichs H, Becker KW (1999) Validierung von Boden-Eluatgehalten zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk/BbodSchV : Forschungsbericht des Geochemischen Instituts der Universität Göttingen und des Inst. f. Bodenwissenschaften der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Berlin : Umweltbundesamt. Texte / Umweltbundesamt 86/99
- BioAbfV (1998) Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung – BioAbfV) vom 1. Oktober 1998. BGBl I:2955-2981
- Blum WEH, Brandstetter A, Wenzel WW (1997) Trace element distribution in soils as affected by landuse : a review. In: Adriano DC, Chen ZS, Yang SS, Iskandar IK (eds) *Biogeochemistry of trace metals*. Northwood : Science Reviewsk, pp 61-74, ISBN 0-905927-99-0
- BMAS, Bundesministerium für Arbeit und Sozialordnung (ed) (1998) *Statistisches Taschenbuch des Bundesministerium für Arbeit und Sozialordnung 1998*, Stuttgart : Metzler-Poeschel, 295 p
- BML, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2000) *Agrarbericht 2000 : Lebensmittelversorgung in der EU und in Deutschland* ; Materialband, Tabelle 69-81
- BML, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2000) *Nachhaltigkeitsstrategie für die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft in Deutschland*, (Stand: 7. Februar 2000). Berlin
- BML, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2000) *Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 1999*. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, 173 p, ISBN 3-7843-3012-6
- BML, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2000) *Gemüseverbrauch in Deutschland*. BMELF-Informationen 39, Woche vom 31.07.2000
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1987) *Auswirkungen der Luftverunreinigungen auf die menschliche Gesundheit : Kurzfassung des Sondergutachtens Umweltpolitik* ; Bericht des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit für die Umweltministerkonferenz ; 8. Mai 1987. Bonn : BMU, 94 p
- Bohne H, Daum T, Schuh C (1997) Einfluß von Biokompost und Stallmist auf Bodeneigenschaften. *Gartenbauwiss* 61(2):53-59
- Boysen P (1992) *Schwermetalle und andere Schadstoffe in Düngemitteln* : LUFA-ITL: Literaturlauswertung und Analysen. Berlin : Umweltbundesamt, Texte / Umweltbundesamt 55/92 UBA-FB 92-104
- Brandstetter A, Wenzel WW, Riedler C, Blum WEH (1997) Effects of soil chemical properties and cultivar on cadmium accumulation in wheat grain. In: *Proceedings of extended abstracts from the Fourth International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, June 23-26, 1997, Berkeley, California, USA. pp 113-114
- Buchet JP, Lauwerys R, Roels H, Bernard A, Bruaux P, Claeys F, Ducoffre G, Plaen P de, Staessen J, Amery A, Lijnen P, Thijs L, Rondia D, Sartor F, Saint Remy A, Nick L (1990) Renal effects of cadmium body burden of the general population. *Lancet* 336:699-702
- Bund Naturschutz (2000) *Klärschlamm nutzen statt verheizen* [online]. Zu finden in <http://home.t-online.de/home/BN-A.burg/klaersch.htm>
- Bundscherer B, Rambeck WA, Kollmer WE, Zucker H (1985) Einfluß des Zinkgehaltes im Futter auf die Cadmiumretention in Leber und Nieren beim Hühnerküken. *Z Ernährungswiss* 24:73-78
- CCE, Coordination Centre for Effects (1999) *Report of the Tenth CCE Mapping Workshop 15-18 June in Prague (Czech Republic)*. Bilthoven, The Netherlands: RIVM
- CEC-DG-(III)-Industry, Commission of the European Communities Directorate General for Industry (1997a) *Cadmium in fertilizers* : vol I. Oxford
- CEC-DG-(III)-Industry, Commission of the European Communities Directorate General for Industry (1997b) *Cadmium in fertilizers* : vol II, country data. Oxford
- CEC-DG-(III)-Industry, Commission of the European Communities Directorate General for Industry (1997c) *Assessment of the regional problems posed by the use of fertilizers containing cadmium within certain member states of the European Union*. Reference 4660, Brüssel
- Copius Peereboom-Stegemann JHJ (1989) Cadmium effects on the female reproductive tract. *Toxicol Environ Chem* 23:91-99
- Crommentuyn T, Polder MD, Plassche EJ van den (1997) Maximum permissible concentration and negligible concentration for metals, taking background concentrations into account. Bilthoven : RIVM, Rep Nr 601501001
- Crössmann G (1981) Ein Beitrag zur Aufnahme und Rückstandsbildung von Cadmium bei Mastschweinen. *Arch Lebensmittelhyg* 1:21-24
- Crössmann G (1982) Der Übergang von Cadmium aus Futtermitteln in landwirtschaftlichen Nutztiere aus der Sicht einer unerwünschten Rückstandsbildung in Nahrungsmitteln tierischer Herkunft : Literaturstudie. DLG-Forschungsber Tierernährung 538017
- Crössmann G (1990) Zur Mobilität und Akkumulation ausgewählter anorganischer und organischer Schadstoffe bei Pflanzen und Nutztieren. Düsseldorf : VDI, VDI-Berichte 837/2:812-831
- Curlik J, Šefcik P, Viechová Z (2000) *Proceedings of UN/ECE ad hoc international expert group on effect-based critical limits for heavy metals*. Bratislava, Slovak Republic, 11 - 13 October 2000. Soil Science and Conservation Research Institute Report

- Dämmgen U, Lüttich M, Scholz-Seidel C (2000) Atmosphärische Deposition von Cadmium in landwirtschaftlichen Nutzflächen in Deutschland. Landbauforsch Völkrode 50(3/4):103-132
- DeVries W, Bakker DJ (1998) Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. Wageningen : SC-DLO, Rep 166
- Deutscher Wetterdienst (1999) Die mittlere Verteilung des Niederschlags in der Referenzperiode 1961-1990 ; Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode 1961-1990 für Sommer und Winter ; Rasterdaten
- DFG, Deutsche Forschungsgemeinschaft / Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe (1997) MAK- und BAT-Werte-Liste 1997 : Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und biologische Arbeitsstofftoleranzwerte. Weinheim: Wiley-VCH, Mitteilung / Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe 33
- DGAUM, Deutsche Gesellschaft für Arbeitsmedizin und Umweltmedizin eV (2000) Arbeitsbedingte Cadmium-Intoxikation : Gefährdung, Diagnostik, Therapie und Prävention [online]. Zu finden in <www.uni-duesseldorf.de/WWW/AWMF/II/cadmium.htm>
- DGE, Deutsche Gesellschaft für Ernährung (1996) Ernährungsbericht 1995. Frankfurt a M : DGE
- DGE, Deutsche Gesellschaft für Ernährung (1997) Ernährungsbericht 1996. Frankfurt a M : DGE
- DLG, Deutsche Landwirtschaftliche Gesellschaft (2001) KTBL - Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft Betriebsplanung Landwirtschaft 2001/2002 : Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. Münster : KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag, 379 p
- Doelman P, Haanstra L (1986) Short- and longterm effects of heavy metals on urease activity in soils. Biol Fert Soils 2:213-218
- Dosskey L, Adriano DC (1992) Biogeochemistry of trace metals. In: Andreae H (1996) Ecological impacts of some heavy metals related to long-range transport : background-report for UN/ECE International Co-operative Programme Forest. Graupa : Sächsische Landesanstalt für Forsten
- Dreher P, Hund K, Rüdell H (2000) Wirkungen ausgewählter Schadstoffe auf Bodenorganismen. Texte / Umweltbundesamt 08/2000
- EFMA, European Fertilizer Manufacturers Association (2001) Forecast of food, farming and fertilizer use in the European Union 2000 to 2001 [online]. Zu finden in <http://www.efma.org/publications/Forecast%202010/forecast2001.pdf>
- EMEP (2000) EMEP Report 2000 [online]. Bilthoven : RIVM, zu finden in <www.unece.org/env/emep/welcome.html>
- Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages (1994) Verantwortung für die Zukunft : Wege zum nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen ; Bericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft“ ; Band 5. Bonn : Economica, 213 p
- EPA, Environmental Protection Agency (1988) Review of environmental contamination and toxicology ; vol 107. New York [ua] : Springer
- EPA, Environmental Protection Agency (1994) IRIS, Integrated Risk Information Service [CD-ROM Datenbank]. Washington, DC : Silver Platter
- EPA, Environmental Protection Agency (1999) Estimating risk from contaminations contained in agricultural fertilizers : draft report. Washington, DC : EPA
- EPA, Environmental Protection Agency (1991) Estimating “concern levels” for concentration of chemical substances in the environment. Washington, DC : EPA
- ERM, Environmental Resources Management (1998) Assessment of the regional problems posed by the use of fertilizers containing cadmium within certain member states of the European Union. Report to DG III. London: Baber Smith, 21 p
- Europäische Gemeinschaft (1996) Richtlinie 96/23/EG des Rates vom 29. April 1996 über Kontrollmaßnahmen hinsichtlich bestimmter Stoffe und ihrer Rückstände in lebenden Tieren und tierischer Erzeugnisse und zur Aufhebung der Richtlinien 85/358/EWG und 86/469/EWG und der Entscheidungen 89/187/EWG und 91/664/EWG. A Bl EG L 125 vom 23.5.1996, pp 10-32
- Europäische Kommission (1998) Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments für die Angleichung der Richtlinie 76/111/EWG zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedsstaaten über Düngemittel im Hinblick auf das Inverkehrbringen cadmiumhaltiger Düngemittel in Österreich, Finnland und Schweden. COD 98/0026/ vom 07.04.1998
- Europäische Kommission (1999) Richtlinie 1999/51/EG der Kommission vom 26. Mai 1999 zur fünften Anpassung des Anhangs I der Richtlinie 76/769/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedsstaaten für Beschränkung des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen (Zinn, PCP und Cadmium) an den technischen Fortschritt. A Bl EG L 142 vom 05.06.1999
- Europäische Union (2000) Improvement of knowledge of food consumption with a view to protection of public health by means of exchanges and collaboration of database managers. Brüssel : Office for official publications of the EC, Kat: CO-NA-17-528-EN-C
- European Commission, Directorate General III (1999) Study on data requirements and programme for data production and gathering to support a future evaluation of the risk to health and the environment from cadmium in fertilizers. London : Environmental Resources Management. [Manuskriptdruck]
- European Commission, Directorate General Industry (2000) A study to establish a programme of detailed procedures for the assessment of risks to health and the environment from cadmium in fertilizers. Reference 6252. London : Environmental Resources Management. [Manuskriptdruck]
- Ewers U (1990) Untersuchungen zur Cadmiumbelastung der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin : Erich Schmidt. Schadstoffe und Umwelt ; Vol 4, ISBN 3-503-03103-0
- Ewers U (1995) Cadmium. In: Wichmann HE, Schlipkötter H-W, Füllgraff G (eds) Handbuch der Umweltmedizin. Landsberg/Lech : ecomed, 6. Erg Lfg, pp 67-78
- Fachverband der Futtermittelindustrie (1996) Mischfutter-Tabellarium 1996. Bonn : Fachverband
- Fachverband der Futtermittelindustrie (1999) Mischfutter-Tabellarium 1999. Bonn : Fachverband
- FAO/WHO Food and Agriculture Organization of the United Nations/World Health Organization (1984) Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. Genf : WHO, Food Addit Ser 18:123-155
- FAO/WHO Food and Agriculture Organization of the United Nations/World Health Organization (1992) Cadmium. Geneva : WHO, Environ Health Criteria 134
- Finish Environment Institute (2000) Cadmium in fertilizers : risk from to human health and the environment ; study report for the Finish Ministry of Agriculture and Forestry. Helsinki
- Fraters D, Beurden A van (1993) Cadmium mobility and accumulation in soils of the European Communities. In: European Commission Directorate General Industry (2000) A study to establish a programme of detailed procedures for the assessment of risks to health and the environment from cadmium in fertilizers. Reference 6252, London
- Friberg L, Kjellström T, Nordberg GF, Piscator M (1979) Cadmium and Health. In: Friberg L, Nordberg GF, Vouk, VB (eds) Handbook on the toxicology of metals. Amsterdam : Elsevier, pp 355-381
- Friberg L, Elinder CG, Kjellström T, Nordberg GF (1985) Cadmium and health: a toxicological and epidemiological appraisal : vol 1, exposure, dose and metabolism. Boca Raton : CRC Press
- Glaser U, Kloeppel H, Hochrainer D (1986) Bioavailability indicators of inhaled cadmium compounds. Ecotoxicol Environ Safety 11:261-271

- Gregor H-D, Mohaupt-Jahr B, Hönerbach F (1999) Workshop on effects-based approaches for heavy metals. Texte / Umweltbundesamt 87/99
- Gregor H-D, Spranger T, Hönerbach F (1998) Workshop on critical limits and effect based approaches for heavy metals and persistent organic pollutants. Texte / Umweltbundesamt 5/1998
- Grote B, Speck J (1985) Cadmium-Aufnahme in Gewebeteilen von Masthähnchen. Arch Lebensmittelhyg 32:24-26
- Grupe M, Kuntze H (1993) Bodenuntersuchungen im Bereich des UBA-Messnetzes zur Beweissicherung von Umweltveränderungen : UBA-Forschungsbericht 107 02 001. Berlin : Umweltbundesamt, 187 p, Texte / Umweltbundesamt 60/93
- Hammel W, Herrchen B (1999) Ökotoxikologische Bewertungsmaßstäbe zur Beurteilung der stofflichen Belastung von Altlasten und Böden. Bericht des Fraunhofer-Instituts für Umweltchemie und Ökotoxikologie : UBA-FKZ: 295 74 003. Schmallenberg : Fraunhofer-IUCT
- Hapke H-J, Abel J, Kühl U, Glaser U (1977) Die Ansammlung von Cadmium in verzehrbaren Geweben in Abhängigkeit von der Cadmium-Menge im Futter. Arch Lebensmittelhyg 28:174-177
- Hartwich R, Behrens J, Eckelmann W, Haase G, Richter A, Roeschmann G, Schmidt R (1995) Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1 000 000 : Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen, (BÜK 1000) und Daten der Schätzprofile für die Leitböden [digital]. Hannover : Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
- Hecht H (1982) Toxische Schwermetalle in Fleisch und Innereien verschiedener Tierarten. Mitteilungsbl Bundesanst Fleischforsch 76:5053
- Hecht H (1985) Umwelt-, Gesundheitspflege- und spezielle Ernährungsfragen in der tierischen Produktion. 22. Sitzung des DVG-Arbeitskreises, Kulmbach
- Hecht H (1986) Zum Carry-over von Cadmium : Cadmiumkontamination von Futtermitteln und Auswirkungen auf die tierische Erzeugung ; Arbeiten der Arbeitsgruppe "Carry-over toxischer Elemente". Münster-Hiltrup : Landwirtschaftsverl, 158 p, SchR Bundesminist Ernähr Landwirt Forsten R A Angew Wiss 335
- Hecht H (1987) Langzeituntersuchungen der Blei- und Cadmium- sowie der PCB- und Organochlorpestizidgehalte von Wildfutterpflanzen und Wildbretproben aus ausgewählten Biotopen der Bundesrepublik Deutschland zur Ermittlung von Trends in der Belastungssituation unserer Umwelt mit diesen Schwermetallen. Kulmbach : Bundesanstalt für Fleischforschung, BAFF 210040890017
- Hecht H (1997) Schwermetalle in Kalbslebern : Vorkommen und Ursachen erhöhter Gehalte. Kulmbach : Bundesanstalt für Fleischforschung
- Hellstrand S, Landner L (1998) Cadmium in fertilizers, soil, crops and food : the Swedish situation. Stockholm : Swedish Environmental Research Group (MFG)
- Henke G, Sachs HW, Bohn B (1970) Einfluss von Cadmium auf den menschlichen Fötus. Arch Toxicol 26:8-16
- Hennings V (1994) Methodendokumentation Bodenkunde : Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Stuttgart : Schweizerbart, 242 p, Geol Jb F 31
- Hindl R, Fleige (1991) Kennzeichnung der Empfindlichkeit der Böden gegenüber Schwermetallen unter Berücksichtigung von Grundgehalt, geogener und pedogener Anreicherung sowie anthropogener Zusatzbelastung : Bd 3 ; Forschungsvorhaben 10701001. Berlin: Umweltbundesamt
- Hindl R, Gehrt E, Kantor W, Weidner E (1998) Spurenelementgehalte in Böden Deutschlands : geowissenschaftliche Grundlagen und Daten. In: Rosenkranz D, Einsele G, Bachmann G, Harreß M (1991) Bodenschutz : ergänzbares Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin : Erich Schmidt
- Holm J (1976) Untersuchungen auf den Gehalt an Blei und Cadmium in Fleisch- und Organproben bei Schlachttieren. Fleischwirtschaft 3:413-416
- Holm J (1980) Blei-, Cadmium-, Arsen- und Zinkgehalte von Fischen aus unbelasteten und belasteten Binnengewässern. Fleischwirtschaft 60:1076-1083
- Holm J (1983) Aufbau eines ursachenorientierten Monitoring-Systems für Schadstoffbelastungen beim Wild. Fleischwirtschaft 63:1764-1766
- Hornburg V (1991) Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden. 228 p, Bonner bodenknd Abh 2, zugl: Bonn, Univ, Landw Fak Diss, 1991
- IARC International Agency for Research on Cancer (1993) Beryllium, cadmium, mercury and exposures in the glass manufacturing industry. Geneva : WHO, IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans 58
- Isermann, K (1992) Cadmium-Ökobilanz der Landwirtschaft. In: Anke M, Brückner C, Groppe B, Gürtler H, Grün M, Lombeck I, Schneider H-J (eds) Mengen- und Spurenelemente : 12. Arbeitstagung, 10. und 11. Dezember 1992 in Jena. Jena : Friedrich-Schiller-Universität, pp 200-208
- Jandl R, Wenzel WW, Katzensteiner K (1997) Untersuchung der chemischen Qualität des Bodenwassers : Erfordernisse und aktueller Stand in Österreich. Centralbl für das gesamte Forstwesen 114:213-235
- Jandl R, Wenzel W, Katzensteiner K (1997) Untersuchung der chemischen Qualität des Bodenwassers : Arbeitsmethoden und aktueller Stand der Projekte in Österreich. Centralbl für das gesamte Forstwesen 114:25-48
- Järup L, Bone H (1998) Health effects of cadmium exposure : a review of the literature and a risk estimate. Scand J Work Environ and Health 24:31-34
- Jensen A, Bro-Rasmussen F (1992) Environmental cadmium in Europe. Rev Environ Contamination 125:101-181
- Johansson K, Sliggers CJ (1997) Overview of effects of heavy metals. Texte / Umweltbundesamt 5/1998
- Johnson DE, Kienholz EW, Baxter JC, Spangler E, Ward GM (1981) Heavy metal retention in tissues of cattle fed high cadmium sewage sludge. J Anim Sci 52: 108-113
- Johnson LC, Letzel H, Kleinschmidt J (1985) Passive smoking under controlled conditions. Int Arch Occup Environ Health 56:99-110
- Jung K, Pergande M, Graubaum HJ, Fels LM, Endl U, Stolte H (1993) Urinary proteins and enzymes as early indicators of renal dysfunction in chronic exposure to cadmium. Clin Chem 39:757-763
- Kalberlah F (1999) Cadmium und seine Verbindungen. In: Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten mit Ableitung von toxikologisch begründeten Werten resorbierten Körperdosen (TRD-Werten) : Bericht zum F+E Vorhaben 103 40 113. Umweltforschungsplan des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin : Umweltbundesamt
- Karczewska A, Mavrodieva R, Wenzel WW (1994) The effect of metal sources and indigenous soil pH on metal fractions in soil. Environ Geochem Health 16:487-504
- Khalil MA, Abdel-Lateif HM, Bayomi BM, Straalen NM van, Gestel CAM van (1996) Effects of metals and metal mixtures on survival and cocoon production of the earthworm *Aporrectodea caliginosa*. Pedobiologica 6/40:548-556
- Klapp E (1965) Grünlandvegetation und Standort : nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland. Berlin : Parey
- Klepper G, Michaelis P, Mahlau G (1995) Industrial Metabolism : a case study of the economics of cadmium control. Tübingen : Mohr, Kieler Studien 268, ISBN 3-16-146393-5
- Kloke A (1990) Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. In: Rosenkranz D, Einsele G, Bachmann G, Harreß M (1991) Bodenschutz : ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin : Erich Schmidt

- Knoche H, Brandt P, Viereck-Götte L, Böken H (1999) Schwermetalltransfer Boden – Pflanze : Ergebnisse der Auswertung hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER, UBA-FKZ 107 06 001/20. Texte / Umweltbundesamt 11/1999
- Köster W, Merkel D (1985) Schwermetalluntersuchungen landwirtschaftlich genutzter Böden und Pflanzen in Niedersachsen. Hannover : Landwirtschaftskammer
- Kommission Human Biomonitoring (1998) Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland. In: Umwelt-Survey 1998 : Bd III: Human-Biomonitoring. Berlin : Umweltbundesamt, WaBoLu 3/98
- Kramer H (1988) Waldwachstumslehre : ökologische und anthropogene Einflüsse auf das Wachstum des Waldes, seine Massen- und Wertleistung und die Bestandessicherheit. Berlin : Parey, ISBN 3-490-056167
- Krauss P (1983) Schwermetallfrachten in Nassmüll bei getrennter Sammlung : Bedeutung für die Kompostierung. In: Tagung Getrennte Sammlung von Hausmüll : Bilanz des Modellversuchs Ravensburg ; Tagungsband der Fachvereinigung Bayerischer Komposthersteller eV, 16. Sept. 1983, Univ Tübingen. Tübingen : Univ
- Krauss P, Wilke M (1995) Untersuchung über die Entnahme repräsentativer Proben zur Analytik von PCDD/F, PCB und Schwermetallen in Biokomposten. Müll Abfall 27:83-87
- Kreuzer W, Gabriel W, Lückner E, Koberstein S, Rosopulo A (1990) Untersuchungen über Blei- und Cadmiumgehalte in Muskulatur, Leber und Nieren bei Schlachtkälbern : Auswirkungen zulässiger Pb- und Cd-Höchstwerte in Alleinfuttermitteln für Kälber sowie subtoxischer Dosen auf Pb- und Cd-Gehalte in Fleisch, Leber und Nieren damit ernährter Kälber. Fleischwirtschaft 70:834-843,1089-1096
- KrW-/AbfG (1998), Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG) vom 27. September 1994 , BGBl I S. 2705, zuletzt geändert durch G v 22.6.1998, BGBl I, p 1485
- KTBL, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (1999) KTBL-Taschenbuch Landwirtschaft : Daten für die Betriebskalkulation in der Landwirtschaft 1998/1999. Münster : KTBL-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverl, 273 p
- KTBL, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2000) KTBL-Taschenbuch Landwirtschaft : Daten für die betriebliche Kalkulation in der Landwirtschaft 2000/2001. Münster : KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverl, 298 p
- Kühling W, Peters H-J (1994) Die Bewertung der Luftqualität bei Umweltverträglichkeitsprüfungen : Bewertungsmaßstäbe und Standards zur Konkretisierung einer wirksamen Umweltvorsorge. Dortmund : Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, UVP-Spezial 10, ISBN 3-929797-05-4
- Kühling W, Peters H-J (1995) MAK-Liste Teil III. In: Storm PC. Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung : (HdUVP) ; ergänzbare Sammlung der Rechtsgrundlagen, Prüfungsinhalte und -methoden für Behörden, Unternehmen, Sachverständige und die juristische Praxis. Berlin : Schmidt. Losebl-Ausg 1:2710
- Kümmel R, Papp S (1988) Umweltchemie : eine Einführung. Leipzig : Dt Verl für Grundstoffindustrie, ISBN 3-342-00313-8
- Kuntze H, Fleige R, Hindel R, Wippermann T, Filipinski M, Gruppe M, Pluquet E (1991) Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen : Empfehlungen für die Praxis. In: Rosenkranz D, Einsele G, Bachmann G, Harreß M (1991) Bodenschutz : ergänzbares Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin : Erich Schmidt
- Kuntze H, Roeschmann G, Schwertfeger G (1988) Bodenkunde. Stuttgart : Ulmer, ISBN 3-8001-2563-3
- LABO, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Arbeitsgruppe „Schwermetalltransfer Boden/Pflanze“ (1997): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfadens Bodenverunreinigungen/Altlasten – Pflanze. Düsseldorf ; Berlin : LABO Bodenschutz, 67 p
- LABO, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (1998) Hintergrundwerte für anorganische und organische Schadstoffe in Böden. In: Rosenkranz D, Einsele G, Bachmann G, Harreß M (1991) Bodenschutz : ergänzbares Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin : Erich Schmidt
- LAI, Länderausschuss für Immissionsschutz (1993) Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen : Materialband, Band I und II. Düsseldorf : Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen
- LAI, Länderausschuss für Immissionsschutz, Unterausschuss „Wirkungsfragen“ (1999) Immissionswerte für Cadmium/Cadmiumverbindungen. Berlin : Umweltbundesamt, 134 p
- Landesanstalt für Landwirtschaftliche Chemie -Stuttgart (2001) Berechnung einer schlagbezogenen Düngeempfehlung auf Basis der Bodenuntersuchungsergebnisse [online]. Zu finden in <www.uni-hohenheim.de/~www710/boden/schlagdue.html>
- Lauwerys R (1979) Cadmium in man. In: Webb M (1979) The chemistry, biochemistry and biology of cadmium. Amsterdam : Elsevier ; North Holland Biomedical Press, Topics in Environmental Health 2, 76:433-455
- Lauwerys R, Amery A, Bernard A, Bruaux P, Buchet JE, Claeys F, Plaen P de, Ducoffre G, Fagard R, Lijnen P, Nick L, Roels H, Rondia D, Saint-Remy A, Sartor F, Staessen J (1990) Health effects of environmental exposure to cadmium : objectives, design and organization of the cadmibel study ; cross-sectional morbidity study carried out in Belgium from 1985 to 1989. Environ Health Perspect 87:283-289
- Lauwerys R, Amery A, Bernard A, Bruaux P, Buchet JE, Claeys F, Plaen P de, Ducoffre G, Fagard R, Lijnen P, Nick L, Roels H, Rondia D, Saint-Remy A, Sartor F, Staessen J, Thijs L (1991) Does environmental exposure to cadmium represent a health risk? : Conclusions from the cadmibel study. Acta Clin Belg 46:219-225
- Lebensmittel-Monitoring [online] (1997) auf der Homepage des BgVV – Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin Berlin, zu finden unter <www.bgvv.de/presse/aktuell>
- Leeuwen EP van, Draaijers GPJ, Jong PGH de, Erisman JW (1996) Mapping dry deposition of acidifying components and base cations on small scale in Germany. Bilthoven: RIVM, report 722108012
- LGBN, Landesfachgeschäftsstelle Bund Naturschutz Nürnberg (2000) Auszug aus dem Klärschlammkonzept des BN Aschaffenburg. Nürnberg
- Liebe F (1999) Spurenelemente in Böden und Pflanzen Nordrhein-Westfalens : Gehalte verschiedener chemischer Fraktionen in Böden und deren Beziehung zur Bodenreaktion und den Gehalten in Pflanzen. Bonn : Institut für Bodenkunde, 375 p, Bonner bodenkundliche Abhandlungen 28 [Dissertation]
- Liebe F, Welp G, Brümmer GW (1997) Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens : lösliche, mobile, mobilisierbare und gesamte Elementgehalte in Böden und Beziehungen zu Bodeneigenschaften und Elementgehalten in Pflanzen. Neuss : Gemeinnützige Werkstätten Neuss, 383 p, Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz 2
- Löffler D, Kruse H (1985) Zur Toxikologie des Cadmiums. Kiel : Inst. für Toxikologie, Schriftenreihe des Instituts für Toxikologie der Universität Kiel 12
- LUA NRW, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1996) Daten zum Schwermetallgehalt landwirtschaftlicher Kulturpflanzen aus Erhebungsuntersuchungen in Nordrhein-Westfalen (Kontrollflächen) [digital]. Düsseldorf
- Ludewig R, Lohs K (1991) Akute Vergiftungen : Ratgeber für toxikologische Notfälle. Jena : Fischer, ISBN 3-334-00095-8
- Moolenaar SW, Lexmond TM (1998) Heavy metal balance in agro-ecosystems in the netherlands. J Agric Sci 46:171-192

- Müller L, Kaiser B, Ohnesorge FK (1991) Vorkommen und Bedeutung von Cadmium. In: Aurand, K (1991) Die Trinkwasserverordnung. Schmidt : Berlin, pp 187-199
- MURL, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz der Landes Nordrhein-Westfalen (2000) Bioabfallsammlung und Kompostverwertung in Nordrhein-Westfalen. In: Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz. Düsseldorf : Landesumweltamt NRW, Öffentlichkeitsarbeit
- Nagel H-D, Becker R, Eitner H, Kunze F, Schlutow A, Schütze G (2001) Kartierung von Critical Loads für den Eintrag von Säure und eutrophierenden Stickstoff in Waldökosysteme und naturnahe waldfreie Ökosysteme zur Unterstützung von UN/ECE-Protokollen. Berlin : Umweltbundesamt, UBA-FE-Bericht 297 73 011 [Manuskriptdruck]
- Nagel H-D, Schütze G (1998) Kriterien für die Erarbeitung von Immissionsminderungszielen zum Schutz der Böden und Abschätzung der langfristigen räumlichen Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge auf die Bodenfunktionen, UBA-FKZ 104 02 825. Texte / Umweltbundesamt 19/1998
- Neidhart V (1999) Bewertung von Cadmium-Einträgen : Notwendigkeiten und Lösungsansätze. In: Niedersächsisches Umweltministerium (ed) Cadmiumanreicherung in Böden : einheitliche Bewertung von Düngemitteln ; Fachgespräch 5. Mai 1999, Hannover ; Tagungsband. Hannover : Niedersächsisches Umweltministerium, 126 p
- Niedersächsisches Umweltministerium (1999) Cadmiumanreicherung in Böden : einheitliche Bewertung von Düngemitteln ; Fachgespräch 5. Mai 1999, Hannover ; Tagungsband. Hannover : Niedersächsisches Umweltministerium, 126 p
- Nogawa K, Honda R, Kido T (1989) A dose-response analysis of cadmium in the general environment with special reference to total cadmium intake limit. Environ Res 48:7-16
- Norm DIN 1319 Teil I (1995) Grundbegriffe der Messtechnik : Messen, Zählen, Prüfen. Berlin : Beuth
- Norm DIN V 19735 (Pre-norm DIN 19735) Soil quality : derivation of element concentrations in soil water from ammoniumnitrat extractable contents or eluate contents. Norm VDI 2119 Bl. 2 (1972) Messung partikelförmiger Niederschläge. Bestimmung des partikelförmigen Niederschlages mit dem Bergerhoff-Gerät (Standard-Verfahren). Düsseldorf : VDI
- Norm VDI 2119 Bl. 2 (1996) Messung partikelförmiger Niederschläge. Bestimmung des Staubniederschlages mit Auffanggefäßen aus Glas (Bergerhoff-Verfahren) oder Kunststoff. Düsseldorf : VDI
- Norm VDI 2449 Bl. 1 (1995) Prüfkriterien von Meßverfahren, Ermittlung der Verfahrenskenngrößen für die Messung gasförmiger Schadstoffe (Immission). Düsseldorf : VDI
- Norm VDI 2449 Bl. 2 (1987) Grundlagen zur Kennzeichnung vollständiger Meßverfahren - Begriffsbestimmungen. Düsseldorf : VDI
- Norm VDI 3210 Bl. 28 (1996) Maximale Immissions-Werte für Cadmium zum Schutz der landwirtschaftlichen Nutztiere. Berlin : Beuth
- Norm VDI 3870 Bl. 1 (1985) Messung von Regeninhaltsstoffen : Kriterien für Aufbau, Aufstellung und Betrieb von Regensammlern. Berlin : Beuth
- Norsk Hydro Agri (2000) Umweltrichtlinien [online]. Zu finden in <http://www2.hydro.com/agri/hdu/fragen/10f_net.html>
- Oberösterreichische Landesregierung (1998) Landwirtschaftliche Verwertung und Qualität des Klärschlammes [online]. Zu finden in <www.ooe.gv.at/umwelt/wasser/klaersch/cadmium.htm>
- Oehlschläger H (1974) Ergebnisse von Futtermittelanalysen im Land Hessen. In: Crössmann G (1982) Der Übergang von Cadmium aus Futtermitteln in landwirtschaftlichen Nutztiere aus der Sicht einer unerwünschten Rückstandsbildung in Nahrungsmitteln tierischer Herkunft : Literaturstudie. DLG-Forschungsber Tierernährung 538017
- Oldiges H, Hochrainer D, Glaser U (1989) Long term inhalation study with wistar rats and four cadmium compounds. Toxicol Environ Chem 19:217-222
- Oosterhuis FH, Brouwer FM, Wijnants HJ (2000) A possible EU wide charge on cadmium in phosphat fertilisers : economic and environmental implications. Brüssel : Europäische Kommission, Report E-00/02
- Opitz von Boberfeldt W (1994) Grünlandlehre : biologische und ökologische Grundlagen. Stuttgart : Ulmer, 336 p, Uni-Taschenbücher 1770
- Osterburg B (2000) Cadmium-Eintrag aus Klärschlämmen. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume, schriftl Mitt
- Otto W (2000) Cadmium-Informationsblatt Osnabrück : DISU – Dokumentations- und Informationsstelle für Umweltfragen der Kinderärzte. Manuskript 4
- Prinz B, Bachmann G (1999) Ableitung niederschlagsbezogener Werte zum Schutz des Bodens. In: Rosenkranz D, Einsele G, Bachmann G, Harreß M (1991) Bodenschutz : ergänzbares Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin : Erich Schmidt
- Prüß A (1992) Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden. Wendlingen : Grauer, 145 p, ISBN 3-9803063-4-8
- Reinhold J, Müller W (1999) Konzept der qualitativen Bewertung von Sekundärrohstoffdüngern und Bodenverbesserungsmitteln als Boden- und Pflanzendünger nach Maßgabe der Relation von Nutzen und Vorsorge-Ansprüchen. In: Cadmiumanreicherung in Böden : einheitliche Bewertung von Düngemitteln, Fachgespräch 5. Mai 1999, Hannover ; Tagungsband. Hannover : Niedersächsisches Umweltministerium
- Remmer H (1987) Tabakrauch : der für den Menschen gefährlichste Schadstoff in der Luft unserer Umwelt. Dt Med Wschr 112:1054-1065
- Renger M, König R, Swartjes S, Wessolek G, Fahrenhorst C, Kaschian B (1990) Endbericht zum Projekt „Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung“ : Zeitraum 1.8.1987-31.12.1989 ; BMFT-Projekt-Nr. 0374343. Berlin : Inst f Ökologie
- Römbke J (1994) Grundlagen für die Beurteilung des ökotoxikologischen Gefährdungspotentials von Altstoffen im Medium Boden : Entwicklung einer Teststrategie ; Forschungsbericht 106 04 103. Berlin : Umweltbundesamt, Texte / Umweltbundesamt 53/1995
- Römkens PFAM, Salomons W (1998) Cd, Cu and Zn solubility in arable and forest soils : consequences of land use changes for metal mobility and risk assessment. Soil Sci 163:859-871
- Rosenkranz D, Einsele G, Bachmann G, Harreß M (1991) Bodenschutz : ergänzbares Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin : Erich Schmidt, Loseblattsammlung
- Rosenkranz D, Einsele G, Bachmann G, Harreß M (2000) Bodenschutz : ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin : Erich Schmidt, Loseblattsammlung
- RSU, Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (1994) Umweltgutachten 1994 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen : für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Bonn : Bundesanzeiger Verl-Ges
- Ryaboshapko A, Ilyin I, Gusev A, Afinogenova O, Berg T, Hjelbrekke A-G (1999) Monitoring and modelling of lead, cadmium and mercury transboundary transport in the atmosphere of Europe. Moscow : Meteorological Synthesizing Centre, EMEP Report 3/99
- Ryaboshapko A, Ilyin I, Travnikov O, Berg T, Hjelbrekke A-G, Larsen R (2000) Heavy metal transboundary pollution in Europe : monitoring and modelling results for 1997 and 1998. Moscow : Meteorological Synthesizing Centre, EMEP Report 3/2000
- Saric F (1979) Schwermetalle in Futtermitteln. In: Crössmann G (1982) Der Übergang von Cadmium aus Futtermitteln in landwirtschaftlichen Nutztiere aus der Sicht einer unerwünschten Rückstandsbil-

- dung in Nahrungsmitteln tierischer Herkunft : Literaturstudie. DLG-Forschungsber Tierernährung 538017
- Sauerbeck D (1991) Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen : BMFT Forschungsvorhaben 0339059. Jülich : Forschungszentrum, 416 p, Berichte aus der Ökologischen Forschung 6, ISBN 3-89336-081-6
- Sauerbeck D, Styperek P (1988) Schadstoffe im Boden, insbesondere Schwermetalle und organische Schadstoffe aus langjähriger Anwendung von Siedlungsabfällen : Teilbericht Schwermetalle. Berlin : Umweltbundesamt, 120, 83 p, Texte / Umweltbundesamt 16/1988 UBA-FB 87-033
- Scheffer F, Schachtschabel P, Auerswald K (1998) Lehrbuch der Bodenkunde, Stuttgart : Enke, 494 p, ISBN 3-432-84774-2
- Schaller KH, Gonzales J, Thürauf J, Schiele R (1980) Das beta₂-Mikroglubolin im Blut. Zentralbl Bakteriell, Mikrobiol Hyg, Abt 1, Orig B 171:320-335
- Schenkel H (1990) Zum Stoffwechselverhalten von Cadmium bei landwirtschaftlichen Nutztieren. Übers Tierern 18:39-76
- Schinner L (1981) Untersuchungen über endogene und exogene Einflüsse auf den Blei-(Pb-) und Cadmium- (Cd-) Gehalt in Muskeln und Organen von Rehwild und Wildkaninchen. Mitteilungsbl Bundesanst Fleischforsch 75:3056
- Schlichting E, Blume H-P, Stahr K (1995) Bodenkundliches Praktikum : eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. Berlin: Blackwell, 295 p, ISBN 3-8263-3042-0
- Schlutow A (2000) Some experiences in calculating critical loads for heavy metals in Germany : proceedings of the workshop Assessment of Critical Loads for Heavy Metals, Chisinau, 20-24th March 2000
- Schober R (1974) Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. Frankfurt a M : Sauerländer, 154 p, ISBN 3-7939-0350-8
- Schudoma D, Irmer U, Markard C, Stix E (1994) Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Berlin: Umweltbundesamt, 131 p, Texte / Umweltbundesamt 52/94
- Schulte A, Balazs A, Block J, Gehrman J (1996) Entwicklung der Niederschlagsdeposition von Schwermetallen in West-Deutschland : 1. Blei und Cadmium. Z Pflanzenern Bodenkd 159:377-383
- Schultz R (1987) Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Ber Forschungszentr Waldökosysteme A 32
- Schütze G (1999) Weiterentwicklung der methodischen Grundlagen zur Bestimmung von Critical Loads für Schwermetalle in Auswertung des "Workshop on Effect-based Approaches for Heavy Metals" vom 12.-15. Oktober 1999 in Schwerin : Zwischenbericht zum UBA-F/E-Vorhaben FKZ 29773011. Strausberg : ÖKO-DATA
- Severin K (1999) Abschätzung der bewirtschaftungsbedingten Cadmiumeinträge in Böden. In: Cadmiumanreicherung in Böden : einheitliche Bewertung von Düngemitteln ; Fachgespräch 5. Mai 1999, Hannover ; Tagungsband. Hannover : Niedersächsisches Umweltministerium
- Severin K (1999) Lösungsvorschläge aus der Sicht des Verbandes der Landwirtschaftskammern. In: Cadmiumanreicherung in Böden : einheitliche Bewertung von Düngemitteln ; Fachgespräch 5. Mai 1999, Hannover ; Tagungsband. Hannover : Niedersächsisches Umweltministerium
- Seyfert F (1978) Die aktuelle Schadstoffbelastung von Weiden im Raum Westfalen-Lippe. In: Crössmann G (1982) Der Übergang von Cadmium aus Futtermitteln in landwirtschaftlichen Nutztiere aus der Sicht einer unerwünschten Rückstandsbildung in Nahrungsmitteln tierischer Herkunft : Literaturstudie. DLG-Forschungsber Tierernährung 538017
- Smit CE, Wezel AP van, Jager DT, Traas TP (2000) Secondary poisoning of cadmium, copper and mercury : implications for the maximum permissible concentrations in water and soil. Bilthoven : National Institute of Public Health and the Environment. 601 501 009
- Spiegel H, Dachler M, Böhm KE, Pfundner E, Roth K, Sager M (1999) Cadmium in der Umwelt : ein Statusbericht für Österreich (Review) ; 1. Mitteilung: Gehaltswerte in Umweltkompartimenten und Eintragspfade in den Boden. Bodenkultur 50:293-304
- Statistisches Bundesamt (1995a) Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Reihe 3: Landwirtschaftliche Bodennutzung und pflanzliche Erzeugung. Stuttgart : Metzler-Poeschel
- Statistisches Bundesamt (1995b) Fachserie 4, Produzierendes Gewerbe, Reihe 8.2: Düngemittelversorgung ; Wirtschaftsjahr 1994 / 1995. Stuttgart : Metzler-Poeschel
- Statistisches Bundesamt (1997) CORINE Land Cover : Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland [CD-ROM]. Stuttgart : Metzler-Poeschel
- Statistisches Bundesamt (1998) Gesundheitsbericht für Deutschland. Stuttgart : Metzler-Poeschel
- Statistisches Bundesamt (1999) Verbrauch an Nahrungsmitteln in Deutschland 1991 bis 1998. In: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland. Stuttgart : Metzler-Poeschel
- Statistisches Bundesamt (2000a) Fachserie 4, Produzierendes Gewerbe, Reihe 8.2: Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 1999/2000. Stuttgart : Metzler-Poeschel
- Statistisches Bundesamt (2000b) Fachserie 4, Produzierendes Gewerbe, Reihe 8.2: Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 1994/1995. Stuttgart : Metzler-Poeschel
- Statistisches Landesamt des Landes Nordrhein-Westfalen (1999) Agrarberichterstattung 1998 : Quellenband. 112 p
- Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik Nordrhein-Westfalen (1999) Agrarberichterstattung Nordrhein-Westfalen : Quellenband. 112 p
- Statistisches Landesamt / Baden-Württemberg (1998) Agrarberichterstattung 1997 : Quellenband. Stuttgart : Statistisches Landesamt
- Statistisches Landesamt / Baden-Württemberg (1998) Familien und Haushalte 1997 : Quellenband. Stuttgart : Statistisches Landesamt
- Stoeppler M (1984) Cadmium. In: Merian E (ed) Metalle in der Umwelt, Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Weinheim : VCH, pp 375-408
- Stoeppler M, Piscator M (1988) Cadmium : 3rd IUPAC Cadmium Workshop, Juelich, FRG, August 1985. Berlin : Springer, p 235, ISBN 3-540-15551-1
- Stubbs RL (1982) Cadmium status in several soils of North Scotland In Cadmium-81 : edited proceedings Third International Cadmium Conference, Miami, 3-5 Feb 1981. London : Cadmium Assoc ; New York : Cadmium Council ; New York : ILZRO, pp 3-7
- Sverdrup H (1996) Critical loads of cadmium for soils : room paper 7. In: CCE Workshop on Mapping Critical Loads and Levels Budapest, 18-21 March 1996
- Throl C (1998) Entwurf für ein Konzept zur Ableitung von ökotoxikologisch begründeten Referenzwerten zum Schutz der terrestrischen Lebensgemeinschaften vor gefährlichen Stoffen. In: Herrchen M (ed) (1998) Tagungsband / International Workshop Ökotoxikologische Bewertungsmaßstäbe zur Beurteilung der stofflichen Belastung von Altlasten und Böden : 26.-27. Januar 1998, Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg. Schmallenberg : Fraunhofer-IUCT, 133 p
- Throl C (2000a) Derivation of ecotoxicological based soil quality criteria for heavy metals. In: Curlik J, Šefcik P, Viechová Z (2000) Proceedings of UN/ECE ad hoc international expert group on effect-based critical limits for heavy metals, Bratislava, Slovak Republik, 11. - 13. October 2000. Soil Science and Conservation Research Institute Report.
- Throl C (2000b) Ableitung ökotoxikologisch begründeter Bodenqualitätskriterien am Beispiel Arsen. UWSF-Z Umweltchem Oekotox 12(3):134-137

- Timmermann K, Siegfried W (1997) Untersuchungen für eine aktuelle Inhaltsstoff-Übersicht der Wirtschaftsdünger Gülle und Stallmist : im Auftrag des Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg. Augustenberg : LUFA
- Trüby P (1994) Zum Schwermetallhaushalt von Waldbäumen. Freiburg/Breisgau. Inst für Bodenkunde und Waldernährungslehre, 286 p, Freiburger bodenkundliche Abhandlungen 33 [Habilitation]
- UBA, Umweltbundesamt (1998) Schwermetallkonzentration in Niederschlägen aus Reinluftgebieten. Schriftl Mitteilung 21.01.97, Berlin
- UBA, Umweltbundesamt (1998) Stoffmonographie Cadmium-Referenz- und Humanmonitoring-Werte (HBM). Bundesgesundheitsblatt 5:218-226
- UBA, Umweltbundesamt (1996) Cadmium: Belastungssituation, Entwicklung der Fließgrößen, Situationsbewertung. Schriftl Mitteilung, Berlin
- UBA, Umweltbundesamt (1997) Daten zur Umwelt : der Zustand der Umwelt in Deutschland. Berlin : Erich Schmidt, 570 p
- UBA, Umweltbundesamt (1998) UBA-Info-Daten zum Cadmium : Cadmium in Blut und Urin der Kinder und Erwachsenen [online]. Zu finden in <www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/cadmium.htm> [zitiert am 11.12.1998]
- UBA, Umweltbundesamt (2000) Umweltqualitätsziele für gefährliche Stoffe in Gewässern : Internationaler Vergleich der Ableitungs-methoden. Berlin : Umweltbundesamt, 118 p, Texte / Umweltbundesamt 24/00
- UMK-AMK-LABO-AG, Umweltministerkonferenz-Agrarministerkonferenz-Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz-Arbeitsgruppe (2000) Cadmiumanreicherung in Böden/Einheitliche Bewertung von Düngemitteln : Berichtsentwurf (Stand März 2000) zur Vorlage für die 26. ACK der UMK am 11./12. 10. 2000, Hannover
- Umwelt-Survey 1990/92c, Band 9 : Cadmium-Zusammenhangsanalyse Umwelt-Medizinischer-Informations-Dienst [online]. Zu finden in <www.umweltbundesamt.de/umid/I-99/umid-2.htm>
- Umwelt-Survey 1990/92c, Bd 9 : Cadmium-Zusammenhangsanalyse. (1999) 187 p, Berlin : Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, WaBoLu-Hefte 99-1
- Umwelt-Survey 1990/92a, Band 5 : Trinkwasser ; Deskription der Spurenelementgehalte im Haushalts- und Wasserwerks-Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland [online]. Zu finden in <www.umweltbundesamt.de/umid/I-99/umid-2.htm>
- Umwelt-Survey 1990/92b, Band 6 : Hausstaub : Deskription der Spurenelementgehalte im Staub (Staubniederschlag, Konzentrationen im Hausstaub) der Haushalte in der Bundesrepublik Deutschland [online]. Zu finden in <www.umweltbundesamt.de/umid/I-99/umid-2.htm>
- Utermann J, Düwel O, Fuchs M, Gäbler H-E, Gehrt E, Hindel R, Schneider J (1999) Methodische Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden : Endbericht UBA-Projekt F+E 297 71 010. Hannover : Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
- Van den Hout (1994) The impact of atmospheric deposition of non-acidifying pollutants on the quality of European forest soils and the North Sea : main report of the ESQUAD project ; Report 722401003. Bilthoven : RIVM
- Van Gestel CAM, van Breeman EM, Baerselman R, Emans HJB, Janssen JAM, Posthuma R, van Vliet PJM (1992) Comparison of sublethal and lethal criteria for nine different chemicals in standardized toxicity test using the earthworm *Eisenia anrei*. *Ecotoxicol Environ Safety* 23:206-220
- Van Straalen NM (1993) Soil and sediment quality criteria derived from invertebrate toxicity data. In: Dallinger R, Rainbow PS (eds) *Ecotoxicity of metal invertebrates*. Bilthoven : RIVM, pp 427-441
- VDI 2310 Blatt 28 (1996) VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1A: Maximale Immissionswerte für Cadmium zum Schutz der landwirtschaftlichen Nutztiere. VDI Richtlinie Nr 2310 Blatt 28
- Von der Trenck K-T, Markard C, Kühl C, Slama H, Röder S (1999) Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von lokal begrenzten Grundwasserverunreinigungen. In: Rosenkranz D, Einsele G, Bachmann G, Harreß M (1991) *Bodenschutz : ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Berlin : Erich Schmidt
- Von Sothen H (1999) Durchschnittliche Cadmium-Gehalte der Düngemittel im Land Nordrhein-Westfalen. Mündl. Mitteilung, zitiert in: Osterburg B (2000) Cadmium-Eintrag aus Klärschlämmen. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume, schriftl Mitt
- Vrubel J, Paces T (1996) Critical loads of heavy metals for soils in the Czech Republic. Prag : Ecotoxa Opava, Environmental Monitoring Center
- Waalkes MP, Rehm S (1992) Carcinogenicity of oral cadmium in the male wistar (WF/NCr) rat : effect of chronic dietary. *Fundam Appl Toxicol* 19:512-520
- Weigel H-J, Ilge D, Elmedfa I, Jäger HJ (1987) Availability and toxicological effects of low level of biologically bound cadmium. *Arch Environ Contam Toxicol* 16:85-93
- Wendland F, Kunkel R (1998) Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe. 110 p, Schriften des Forschungszentrums Jülich : Reihe Umwelt 12
- Wenzel WW (1997) Umweltmedium Boden : Istzustandserhebung, Monitoring und Belastungsprognose bei Genehmigungsverfahren und UVP. In: List W (ed) *Abfall, Abwasser, Luft : Gesetze und Technik in Österreich*. Wien : Bohmann; Wien : Manz; Wien : Planconsult
- Wenzel WW (2000) Soil cadmium balances : model assessment and comment on the European Commission. Directorate General III References 5512 and 6252 with emphasis on the Austrian case. Wien : Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie
- Wenzel WW, Blum WEH (1997) Effect of sampling, sample preparation and extraction techniques on mobile metal fractions in soils. In: Adriano DC, Chen S, Yang SS, Iskandar IK (eds) *Biogeochemistry of trace metals*. Northwood : Science Reviews, pp 121-172
- Wenzel WW, Blum WE, Brandstetter A, Jockwer F, Küchl A, Oberforster M, Oberländer HE, Riedler C, Roth K, Vladeva I (1996) Effects of soil properties and cultivar on cadmium accumulation in wheat grain. *Z Pflanzenernähr Bodenkd* 159:609-614
- Wenzel WW, Blum, WEH (1994) Assessment of metal mobility in soil : methodological problems. In: Allen HE, Huang CP, Bailey GW, Bowers AR (eds) *Metal speciation and contamination of soil*. Boca Raton : Lewis, pp 227-236, ISBN 0-87371-697-3
- Wenzel WW, Blume H-P, Schulin R (1998) Die Schutzfunktion des Bodens. *Z Spektrum Wiss*, April 1998, p 91
- Wenzel WW, Jockwer F (1999a) Accumulation of heavy metals in plants grown on metalliferous soils of Austria. *Environ Pollut* 104:145-155
- Wenzel WW, Jockwer F (1999b) Rechtliche Grundlagen und Erfahrungen in Österreich. Berlin : Erich Schmidt, *Berichte / Umweltbundesamt* 99,01
- Wenzel WW, Lombi E, Adriano DC (1999) Biogeochemical processes in the rhizosphere : role in phytoremediation of metal-polluted soils. In: Hagemeyer J (ed) *Heavy metal stress in plants : from molecules to ecosystems*. Berlin : Springer, pp 273-303
- Wenzel WW, Pollak MA, Blum WEH (1992) Dynamics of heavy metals in soils of a reed bed system. *Int J Environ Anal Chem* 46:41-52
- Wenzel WW, Riedler C, Sattler H, Brandstetter A, Blum WEH (1994) Modelling interactions between agriculture and environment as a basis for regional sustainable development. In: *Modern agriculture and the environment : international conference, Rehovot, Israel, October 2-6, 1994 ; programme and abstract book A59*
- Wenzel WW, Sletten RS, Wieshammer G, Stinger G, Brandstetter A, Blum WEH (1997) Adsorption of trace metals by tension lysimeters : nylon membrane vs. porous ceramic cups. *J Environ Quality* 26:1430-1434
- Werner W (1999) Schwermetallfrachten (Cadmium) bei Realisierung

- eines integrierten Nährstoffkonzepts in Nordrhein-Westfalen : regionalisierte Bilanzierung. In: Niedersachsen / Umweltminister (ed) Cadmiumanreicherung in Böden : einheitliche Bewertung von Düngemitteln ; Fachgespräch 5. Mai 1999, Hannover ; Tagungsband. Hannover : Niedersächsisches Umweltministerium
- Westfälisch-Lippischer Landwirtschaftsverband (1998) Ernährung. Agrarinfo 52(32)
- WHO, World Health Organisation (1987) Air quality guidelines for Europe. Copenhagen : WHO, WHO Regional Publications : European Series 23
- WHO, World Health Organisation (1992) Cadmium in the human environment : toxicity and carcinogenicity. Lyon : IARC ; WHO, IARC scientific publications 118, ISBN 92-832-2118-4
- WHO, World Health Organisation (1992) Cadmium. Geneva : World health Organisation, 280 p, Environmental health criteria 134, ISBN 92-4-157134-9 a
- WHO, World Health Organisation (1993) Guidelines for drinking-water quality : vol 1: Recommendations. Geneva : WHO
- World Health Organisation (1996a) Uptaking and revision of the air quality guidelines for Europe : report on the Working Group on Inorganic Air Pollutants, Düsseldorf, Deutschland, 24.-27.10.1994. Copenhagen : WHO, WHO regional publications / European series
- WHO, World Health Organisation (1996b) Guidelines for drinking-water quality : vol 2: Health criteria and other supporting information. Geneva : WHO
- Wichmann HE, Ihme W, Meikel OCL (1993) Quantitative Expositions- und Risikoabschätzung für drei kanzerogene Stoffe in Altlasten. Neuharberg, Oberschleißheim : GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, GSF-Bericht 1993/3
- Wilcke W, Döhler H (1995) Schwermetalle in der Landwirtschaft : Quellen, Flüsse, Verbleib. Münster-Hiltrup : KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverl, 98 p, KTBL-Arbeitspapier 217
- Winkler C, Rambeck WA, Kollmer WE, Zucker H (1984) Der Einfluß der Calcium-, Phosphor- und Vitamin D-Zufuhr auf die Cadmium-Retention in Leber und Nieren beim wachsenden Huhn. Z Tierphysiol Tierernährg Futtermittelkde 51:250-256
- Zartner-Nyilas G, Valentin H, Schaller K-H, Schiele R (1983) Cadmium - ein Gesundheitsrisiko? : Derzeitiger Stand von Kenntnissen und Erfahrungen. Stuttgart : Ulmer, Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg 2, ISBN 3-8001-8661-6
- ZEBs, Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien des Bundesgesundheitsamtes (1997) Richtwerte 97 für Pb, Cd und Hg in und auf Lebensmitteln. Bundesgesundheitsblatt 6:48
- Zechmeister H (1997) Schwermetalldeposition in Österreich : erfasst durch Biomonitoring mit Moosen (Aufsammlung 1995). Wien : Umweltbundesamt, 145 p, Österreich / Umweltbundesamt: Monographien 94, ISBN 3-85457-398-7
- ZMP Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle (2000) Agrarmärkte in Zahlen : Deutschland. Bonn : ZMP
- ZMP Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle (2000) ZMP-Marktbilanz Gemüse 2000. Bonn : ZMP
- Zwolinski J (1995) Effects of emissions from non-ferrous metal works on forest environment : the role of heavy metals in forest degradation. Prace Instytutu Badawczego Lesnictwa A 809:1-86

8 Anhang

8.1 Übersicht der Abbildungen

Abbildung 1.1: Arbeitsverlaufs-Schema für diese Studie (Erläuterungen im Text)	75
Abbildung 3.1: Prinzipschema der Ein- und Austräge von Cd im Boden (Erläuterungen im Text)	99

8.2 Übersicht der Tabellen

Tabelle 2.1: Durchschnittliche Cd-Gehalte (mg kg^{-1}) in landwirtschaftlichen Böden	77
Tabelle 2.2: Übersicht zu den BAG-spezifischen Parametern	78
Tabelle 2.3: Zusammenstellung von Cd-Depositionen (Bulk-Depositionen) (Mittelwerte) für Deutschland und andere europäische Länder in $\text{g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ Cd	80
Tabelle 2.4: Mittlere Gehalte an Nährstoffen und Cd in ausgewählten Handelsdüngern (Severin 1999)	82
Tabelle 2.5: Auf den Nährstoffgehalt eines Düngers bezogener mittlerer Cd-Gehalt (Severin 1999)	82
Tabelle 2.6: Inlandabsatz an Handelsdünger für die Wirtschaftsjahre 1994/1995, 1998/1999 und 1999/2000	82
Tabelle 2.7: Mittlere Gehalte an Nährstoffen und Cd in Klärschlamm (Severin 1999)	83
Tabelle 2.8: Mittlere Gehalte an Nährstoffen und Cd in Kompost (Severin 1999)	83
Tabelle 2.9: Durchschnittsgehalte für Cd in verschiedenen Kompostarten (Wilcke und Döhler 1995)	83
Tabelle 2.10: Mittlere Gehalte an Nährstoffen und Cd in Gülle (Severin 1999)	84
Tabelle 2.11: Cd-Gehalte von Wirtschaftsdüngern	84
Tabelle 2.12: Mittlere Cd-Gehalte in Wirtschaftsdüngern (Wilcke und Döhler 1995)	84
Tabelle 2.13: Grenzwerte für Cd nach Klärschlammverordnung vom 15.04.1992	85
Tabelle 2.14: Cd-Transferfaktoren (TF) (Größenordnungen ermittelt als Medianwerte für verzehrbare Pflanzenteile (Sauerbeck und Lübben 1991)	85
Tabelle 2.15: Pflanzenartenspezifische Regressionskonstanten nach Knoche et al. (1999) für die Berechnung des Cd-Transfers in nahrungstypische Pflanzen	86
Tabelle 2.16: Berechnete Cd-Gehalte in Pflanzen bei Hintergrundbelastung der Böden (Transfer nach Knoche et al. 1999) im Vergleich mit Messwerten	87
Tabelle 2.17: Statistische Kennzahlen für gemessene Cd-Konzentrationen und pH-Werte in Sickerwasserproben nach Bielert et al. (1999)	88
Tabelle 2.18: Wirkungsschwellen für verschiedene Rezeptoren (Bachmann et al. 1997)	89
Tabelle 2.19: Schwellenwerte für Cd-Wirkungen auf Pflanzen nach Angaben verschiedener Autoren (aus Liebe 1999)	91
Tabelle 2.20: Tolerierbare resorbierte Körperdosis (TRD) und Resorptionsquote nach langfristiger oraler Exposition	95
Tabelle 2.21: Ableitung verschiedener TRD-Werte für kurzfristige und langfristige Exposition der inhalativen und oralen Cd-Aufnahme (Kalberlah 1999)	95
Tabelle 2.22: Zusammenstellung empfohlener Grenzen für die Cd-Aufnahme des Menschen	97
Tabelle 2.23: Gegenüberstellung von Referenzwerten und Messwerten des Human-Biomonitoring (HBM) I(1989) und II(1992) (Kommission "Human-biomonitoring", UBA 1998)	98
Tabelle 3.1: Koordinaten der Rasterdatei des Niederschlages	100
Tabelle 3.2: Zuordnung der BÜK-Legendeneinheiten zu den Bodenausgangsgesteinen	101
Tabelle 3.3: Zuordnung der BAG-Gruppen zu den Hauptklimaregionen	101
Tabelle 3.4: Hintergrundwerte (HW, in mg kg^{-1}) für Cd auf der Basis der BAG-Gruppen nach Utermann et al. (1999) und optimale pH-Werte (nach Hennings 1994)	102
Tabelle 3.5: Abschätzung des relativen Ertragspotenzials der Leitbodenassoziationen der BÜK 1000 bei Ackernutzung (Schlutow 2000)	104
Tabelle 3.6: Zuordnung von Ertragskennzahlen zur Klasse des Ertragspotenzials der Bodeneinheiten der BÜK 1000	106
Tabelle 3.7: Trockenmasseerträge von intensiv genutztem Grünland (Wiesen und Weiden) in Abhängigkeit von Standorteigenschaften	107
Tabelle 3.8: Geschätztes Anbauverhältnis in Abhängigkeit von den Bodenpotenzialen	109
Tabelle 3.9: Zuordnung von Fruchtarten aus der Kreisstatistik zu Fruchtfolgegliedern der Schätzung für die BÜK-Einheiten	111

Tabelle 3.10:	Gesamtnährstoffbedarf der Pflanzen (KTBL 2000)	111
Tabelle 3.11:	Auf den Nährstoffgehalt eines Düngers bezogener mittlerer Cd-Gehalt (Severin 1999)	111
Tabelle 3.12:	Höhe des mittleren Stoffanfalls in den Exkrementen verschiedener Vieharten (Becker 1996; LUFA Oldenburg 1992; KTBL 2000; Wilcke und Döhler 1995)	113
Tabelle 3.13:	Anrechnung des organischen Düngers zur Ermittlung der mineralischen Düngung (KTBL 2000, Becker 1996) auf der Basis des Gesamtbedarfs der Pflanzen	113
Tabelle 3.14:	Mittlere Cd-Gehalte im Erntegut (Schütze 1999)	115
Tabelle 3.15:	Übersicht über die ermittelten standortabhängigen Cd-Ein- und -Austräge auf Ackerland in Deutschland für den jeweiligen Durchschnittsfall und das jeweilige "worst case"-Szenario, bezogen auf die Bodeneinheiten der BÜK 1000	117
Tabelle 3.16:	Übersicht über die ermittelten standortabhängigen Cd-Ein- und Austräge auf Grünland in Deutschland für den jeweiligen Durchschnittsfall und das jeweiligen "worst case"-Szenario, bezogen auf die Bodeneinheiten der BÜK 1000	120
Tabelle 3.17:	Klassen der Cd-Salden	123
Tabelle 3.18:	Grundannahmen für die Akkumulationsszenarien	124
Tabelle 3.19:	Parameter für die Berechnung des Cd-Gehaltes in der Pflanze	125
Tabelle 3.20:	Gegenüberstellung von Modellrechnungen für BAG LÖS (Lössboden)	130
Tabelle 3.21:	Gegenüberstellung von drei Modellrechnungen für BAG SAN (pH = 5,5)	131
Tabelle 3.22:	Zusammenfassung der Entwicklung der Cd-Gehalte in Böden (Königswasser-Extrakt) über 100 und 200 Jahre	131
Tabelle 3.23:	Vergleich des Transfers von Cd zur Pflanze für unterschiedliche Modellrechnungen	132
Tabelle 3.24:	Entwicklung der Cd-Gehalte in Böden und Pflanzen (Weizenkorn) bei gleichbleibenden Cd-Einträgen auf Hintergrundniveau durch Düngung (2,45 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd) und Deposition (1,7 g ha ⁻¹ a ⁻¹ Cd) sowie einer Sickerwasserrate 200 mm a ⁻¹	133
Tabelle 4.1:	Cd-Gehalte im Tierfutter (Angaben in mg (kg TM) ⁻¹)	133
Tabelle 4.2:	Cd-Gehalte in Futtermitteln (Angaben in mg (kg TM) ⁻¹)	134
Tabelle 4.3:	Höchstwerte für Cd in einzelnen Futtermitteltypen	135
Tabelle 4.4:	Verhältnis der Cd-Belastungen in Niere und Leber von Wildtierarten unter Bezugnahme auf drei Stufen der Belastung der Umwelt (Holm 1983)	135
Tabelle 4.5:	"Carry-over"-Rate für Cd in verzehrbaren Teilen von Nutztieren (in % der Cd-Werte im Futter) bei Dauerbelastung mit natürlich kontaminiertem Futter, d. h. ohne zusätzliche Cd-Gaben	136
Tabelle 4.6:	Cd-Gehalte der Gewebe [mg (kg Frischsubstanz) ⁻¹] von Fleischschafen nach Verfütterung von unterschiedlichen Cd-haltigen Futtermitteln (Hapke et al. 1977)	136
Tabelle 4.7:	Ergebnisse zum Übergang von Cd aus Futtermitteln in Mastschweinen bei Fütterung ohne zusätzliche Cd-Gaben (Schenkel 1990)	136
Tabelle 4.8:	Schätzung von biologischen Halbwertszeiten (HWZ) für Cd bei Nutztieren	136
Tabelle 4.9:	Futtermittelverbrauch in Deutschland (Angaben in 1000 t Getreideeinheiten)	137
Tabelle 4.10:	Tierartenspezifische Herstellung von Mischfutter in Deutschland (Angabe in 1000 t)	137
Tabelle 4.11:	Praxisversuch zum "Carry-over" von Cd (Moolenaar u. Lexmond 1998)	137
Tabelle 4.12:	"Carry-over" von Cd am Beispiel von Mastbullen (Johnson 1981)	138
Tabelle 5.1:	Versorgung mit Rind- und Kalbfleisch in Deutschland nach Angaben des BMVEL (Angaben in 1000 t Schlachtgewicht)	138
Tabelle 5.2:	Typische Verbrauchssituation in Deutschland	139
Tabelle 5.3:	Datensammlung zum Gemüseverbrauch in Deutschland (kg a ⁻¹)	140
Tabelle 5.4:	Altersstruktur der Stichprobe zur Bayerischen Verzehrsstudie 1995	140
Tabelle 5.5:	Vergleich des Verbrauchs an Nahrungsmitteln (kg a ⁻¹) zwischen der Bayerischen Verzehrsstudie 1995 (BVS95) und Angaben des Statistischen Jahrbuches über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2000	141
Tabelle 5.6:	Untersuchte Schadstoffe in Lebensmitteln pflanzlicher und tierischer Herkunft (BgVV 1997)	142
Tabelle 5.7:	Cd-Gehalte in ausgewählten Lebensmitteln [mg (kg Frischsubstanz) ⁻¹]	142
Tabelle 5.8:	Vergleich der Daten des Lebensmittelmonitorings 1997 mit Angaben aus der ZEBS-Datenbank [mg (kg Frischsubstanz) ⁻¹]	143

Tabelle 5.9:	Auszug aus dem Nationalen Rückstandskontrollplan für Proben im Schlachtbetrieb, Untergruppe B3c [Chemische Elemente] nach der Richtlinie 96/23/EG	.143
Tabelle 5.10:	Annahmen für eine mittlere jährliche Cd-Aufnahme mit Gemüse (Gesamtverbrauch eines Durchschnitts-Bundesbürgers basierend auf den Verbrauchszahlen des Statistischen Jahrbuchs über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1998)	.144
Tabelle 5.11:	Cd-Gehalt in Innereien nach Lebensmittelmonitoring 1997 (mg kg^{-1})	.144
Tabelle 5.12:	Cd-Gehalt in Fischprodukten (mg kg^{-1})	.144
Tabelle 5.13:	Cd-Gehalt (mg kg^{-1}) in Saaten von heimisch angebauten Sonnenblumen und Leinsaaten sowie daraus hergestellten kommerziellen Ölen (BAGKF 1997)	.144
Tabelle 5.14:	Jährlicher Getränkeverbrauch in Deutschland	.145
Tabelle 5.15:	Cd-Gehalte in Lebensmitteln [$\text{mg (kg Frischsubstanz)}^{-1}$] für das Jahr 1984	.145
Tabelle 5.16:	Cd-Gehalt im Trinkwasser ($\mu\text{g l}^{-1}$)	.145
Tabelle 5.17:	Modellierte durchschnittliche jährliche Cd-Aufnahme eines Bundesbürgers über die Nahrung auf der Basis des Verbrauchs	.146
Tabelle 5.18:	Ergebnisse zur Cd-Aufnahme durch den Menschen nach Angaben des Umwelt-Survey - 1990/92 (Daten zur Umwelt 1997)	.147
Tabelle 5.19:	Berechnete Cd-Aufnahme basierend auf den Verzehrdaten der Bayerischen Verzehrstudie 1995 (BVS95)	.147
Tabelle 5.20:	“Worst case“-Szenario der jährlichen Cd-Aufnahme über Nahrungsmittel (Bereich des 90er Perzentils)	.148
Tabelle 5.21:	Aufnahme von Cd über die Nahrung unter Heranziehung der in Deutschland bis 2000 gültigen Richt- (RW) und Höchstwerte (HW) für Cd	.149
Tabelle 5.22:	Anteil der aktiven Raucher an der Gesamtbevölkerung (Angaben in %)	.150
Tabelle 5.23:	Zigarettenverbrauch in Deutschland (Stück d^{-1})	.150
Tabelle 5.24:	Gegenüberstellung der Cd-Aufnahme durch den Menschen bei verschiedenen Ernährungspräferenzen	.151
Tabelle 5.25:	Resorptionsraten für Cd beim Menschen	.151
Tabelle 5.26:	Jährliche Resorption von Cd unter definierten Aufnahmebedingungen (mg a^{-1}) unter Annahme von 70 kg Körpergewicht	.152
Tabelle 5.27:	Tägliche Resorption von Cd unter definierten Aufnahmebedingungen	.152
Tabelle 6.1:	Anteile der einzelnen Bilanzglieder an den Ein- und Austrägen von Cd in landwirtschaftlichen Flächen (Düngung nach Nährstoffbedarf der Pflanzen bei mittlerer Versorgung des Bodens)	.153
Tabelle 6.2:	Flächenanteile der Kombinationen von Standortbedingungen für die Cd-Bilanzen in Deutschland	.155
Tabelle 6.3:	Entwicklung der Cd-Bilanzen unter der Annahme sinkender Einträge über mineralische Düngung und sinkenden Depositionsbelastungen	.156
Tabelle 6.4:	Entwicklung der Quotienten Predicted Environmental Concentration PEC/Predicted No Effect Concentration PNEC	.157