
Materialien

Nr. 11

Literaturstudien
zum PCDD/F-Transfer
vom Boden in die Nahrungskette



Landesumweltamt
Nordrhein-Westfalen

Materialien

Nr. 11

Literaturstudien
zum PCDD/F-Transfer
vom Boden in die Nahrungskette

Essen 1995

IMPRESSUM

Herausgegeben vom
Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
Wallneyer Str. 6 • 45133 Essen • Telefon (02 01) 79 95 - 0

ISSN: 0947 – 5206

Autoren:

Teil I:

Dr. Heidelore Fiedler, Dipl.-Geoökologin Margit Hinkel und
Prof. Dr. Otto Hutzinger
Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Geochemie der Universität Bayreuth

Teil II:

Dipl.-Ing. agr. Julia Böcker, Dr. K.-H. Meyer-Burgdorf und
Prof. Dr. Hansjörg Abel
Institut für Tierphysiologie und Tierernährung der Universität Göttingen

Gedruckt auf 100 % Altpapier ohne Chlorbleiche

Vorwort

Die Belastung des Menschen mit lipophilen Organochlorverbindungen wie den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD/F) oder den polychlorierten Biphenylen (PCB) ist zu einem wesentlichen Anteil auf die Aufnahme dieser Stoffe über Nahrungsmittel zurückzuführen.

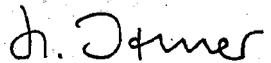
Voraussetzung für die Einleitung von Minderungsmaßnahmen ist die Kenntnis über die Bedeutung der verschiedenen Eintragspfade. Schadstoffe im Boden können über einen Transfer in Nahrungs- und Futterpflanzen, aber auch z. B. über die Direktaufnahme kontaminierten Bodens beim Weidegang von Rindern zu einer Belastung der menschlichen Nahrungskette beitragen. Während der Kenntnisstand über die Bedeutung des Transfers von PCDD/F in Nutzpflanzen heute aufgrund zahlreicher empirischer Untersuchungen vergleichsweise gut ist, bestehen hinsichtlich der Beurteilung der Direktaufnahme beim Weidegang sowie der Resorption von mit Bodenpartikeln aufgenommenen PCDD/F bisher noch erhebliche Unsicherheiten.

Es ist daher das Ziel der beiden jetzt vom Landesumweltamt NRW veröffentlichten Literaturrecherchen, die dankenswerterweise von der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung in Auftrag gegeben wurden, zu diesem Fragenkomplex einen Überblick über den aktuellen Stand der Kenntnisse zu geben und darauf aufbauend Möglichkeiten zur Minderung des direkten Schadstoffüberganges vom Boden zum Nutztier abzuleiten.

Als wesentliche Ergebnisse der vorgelegten Arbeiten sind hervorzuheben, daß bisher nur wenige Studien zur Frage des Resorption durchgeführt wurden. Die Ergebnisse haben daher eher modellhaften Charakter und tragen zum qualitativen Verständnis der Transferprozesse bei. Die Anreicherung von PCDD/F im Tier erfolgt kongenerenspezifisch, so daß die Angabe von Konzentrationen in den üblichen Toxizitätsäquivalenten für die Beurteilung dieses Transferweges wenig aussagekräftig ist.

Die Bodenaufnahme von Milchkuhen kann nach den vorliegenden Erkenntnissen nicht unerhebliche Ausmaße annehmen. Für eine exakte Quantifizierung der Bodenaufnahme sind jedoch neben methodischen Weiterentwicklungen auch empirische Untersuchungen unter hiesigen Produktions- und Klimabedingungen erforderlich. Die aus den in der Literatur dokumentierten Erkenntnissen abgeleiteten Ansätze für Minderungsmaßnahmen betreffen sowohl den Bereich der Weidewirtschaft als auch Empfehlungen für schmutzarme Erntetechniken.

Essen, im April 1995



Dr.-Ing. Harald Imer
Präsident des
Landesumweltamtes NRW

Inhalt

	Seite
I. Eintrag und Verhalten lipophiler Organochlorverbindungen in der Nahrungskette Kuh – Milch – Mensch unter besonderer Berücksichtigung des Transfers vom Boden zum Nutztier	7
Zusammenfassung	11
1. Einführung	13
2. Eintragswege in die Nahrungskette Kuh - Milch - Mensch	15
3. Verhalten in der Milchkuh.....	28
4. Konsequenzen für Gefährdungsabschätzungen und Grenzwertfestlegungen	70
5. Literatur.....	72
Verzeichnis der Abkürzungen	80
II. Bodenaufnahme beim Weidegang oder bei der Fütterung von Rindern	81
1. Einleitung	85
2. Einflußfaktoren auf die Bodenaufnahme von Wiederkäuern.....	86
3. Methoden zur Bestimmung der Bodenaufnahme.....	99
4. Bodenaufnahme von Rindern und Schafen.....	106
5. Minderungsmaßnahmen.....	123
6. Schlußfolgerungen	134
7. Zusammenfassung.....	138
8. Literatur.....	140
Liste der bisheriger LUA-Materialien.....	149

Eintrag und Verhalten lipophiler
Organochlorverbindungen in der Nahrungskette
Kuh – Milch – Mensch
unter besonderer Berücksichtigung des
Transfers vom Boden zum Nutztier

(Literaturstudie I)

Dr. Heide Lore Fiedler,

Dipl.-Geoökologin Margit Hinkel und

Prof. Dr. Otto Hutzinger

Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Geochemie
der Universität Bayreuth

Inhalt

	Seite
Zusammenfassung	11
1. Einführung	13
2. Eintragswege in die Nahrungskette Kuh - Milch - Mensch	15
2.1 Atmosphärischer Eintrag	15
2.2 Hofeigene Schadstoffquellen	17
2.3 Kontaminierter Boden	18
2.3.1 Ursachen der Bodenkontamination	18
2.3.2 Einfluß der Bodenkontamination auf die Nahrungskette	19
2.3.2.1 Transfer Boden-Gasphase-Pflanze	19
2.3.2.2 Aufnahme von Bodenpartikeln beim Weidegang	24
2.3.2.3 Aufnahme von Bodenpartikeln mit dem Stallfutter	25
2.4 Bedeutung der verschiedenen Eintragswege	26
3. Verhalten in der Milchkuh	28
3.1 Einführung	28
3.2 Resorption	28
3.2.1 Bioverfügbarkeit	29
3.2.2 Substanzeigenschaften	32
3.2.2.1 Darm/Blut-Grenzschichtwiderstand: Lipophilie	32
3.2.2.2 Darm/Blut-Konzentrationsgradient: Persistenz	33
3.3. Metabolisierung	34
3.4. Verteilung	36
3.4.1 Speicherung	36
3.4.2 Übergang in die Milch	40
3.4.2.1 Gleichgewichtszustand von Milchkühen	41
3.4.2.2 Physiologische Parameter	44
3.5. Schadstoffmassenbilanz von Milchkühen	51
4. Konsequenzen für Gefährdungsabschätzungen und Grenzwertfestlegungen	70
5. Literatur	72

Zusammenfassung

Für die Belastung des Menschen mit lipophilen Organochlorverbindungen, wie PCDD/PCDF und PCB, ist in erster Linie die Nahrung verantwortlich. Bei mitteleuropäischen Ernährungsgewohnheiten tragen Milch und Milchprodukte etwa 30 % zur Schadstoffaufnahme bei.

Der Basiseintrag dieser Verbindungen in die Nahrungskette Futter - Kuh - Milch - Mensch erfolgt über die Atmosphäre. Hinzu kommen ggf. noch hofeigene Schadstoffquellen und belasteter Boden. Dieser gelangt im wesentlichen durch Direktaufnahme beim Weidegang und/oder mit bodenbehaftetem Stallfutter in die Nahrungskette. Der Beitrag des Bodens zur Schadstoffaufnahme einer Kuh ist somit abhängig vom Ausmaß der Bodenkontamination einerseits und von den Wirtschaftsmethoden des jeweiligen Hofes, die für den Bodenanteil des Futters entscheidend sind, andererseits. Unter den vorliegenden Untersuchungen befindet sich lediglich ein Fall, bei dem eine erhöhte Bodenkontamination mit PCDD/PCDF und PCB zu erhöhten Konzentrationen dieser Substanzen in der Milch geführt hatte. In allen anderen Fällen konnte kein solcher Zusammenhang festgestellt werden.

Zur Bioverfügbarkeit bodengetragener Schadstoffe liegen im Zusammenhang mit landwirtschaftlichen Nutztieren nur wenige Daten vor, so daß keine eindeutige Aussage zu dieser Fragestellung möglich ist. Aus der Gesamtheit der ausgewerteten Untersuchungsergebnisse wird jedoch die Tendenz erkenntlich, daß die Verfügbarkeit in normalen, d.h. nicht industriell beeinflussten Böden, in der gleichen Größenordnung liegt wie die Verfügbarkeit pflanzengetragener Substanzen.

Das Verhalten lipophiler Organochlorverbindungen in der Kuh wurde sowohl im Rahmen von Fütterungsversuchen als auch unter normalen landwirtschaftlichen Bedingungen untersucht. Dabei handelt es sich jedoch meist um Messungen an wenigen Tieren, so daß die Ergebnisse eher modellhaften Charakter haben und daher in erster Linie zum qualitativen Verständnis der Transferprozesse in der betrachteten Nahrungskette beitragen. Ein grundlegendes Ergebnis dieser Untersuchungen ist, daß die Anreicherung von PCDD/PCDF und PCB aus dem Futter in der Milch kongenerspezifisch erfolgt. Daraus ergibt sich für die Vorgehensweise bei Risikoabschätzungen und Grenzwertfestlegungen eine wichtige Konsequenz: Konzentrationsangaben in den üblichen Toxizitätsäquivalenten sind in diesem Fall wenig aussagekräftig, da lediglich Konzentration und Toxizität der einzelnen Kongenere, nicht aber deren Anreicherungspotential im nächsten Glied der Nahrungskette berücksichtigt werden. Eine Diskussion über die Erweiterung des TEQ-Konzeptes um die betreffenden Transferfaktoren erscheint somit notwendig.

1. Einführung

Die Belastung des Menschen mit lipophilen chlororganischen Verbindungen wie PCDD/PCDF, PCB usw. erfolgt in erster Linie über die Nahrung, wobei tierische Fette von besonderer Bedeutung sind (Birmingham, 1989; Beck, 1989; Rotard, 1991; Fürst et al., 1990; Sümmerrmann et al., 1978). Dies zeigen die in Tabelle 1 zusammengestellten Daten zum Beitrag verschiedener Lebensmittelgruppen zur menschlichen Belastung mit PCDD/PCDF. Aus dieser Tabelle geht außerdem hervor, daß die relativen Anteile stark von den jeweiligen Ernährungsgewohnheiten abhängen.

Tabelle 1: Beitrag verschiedener Lebensmittel zur PCDD/PCDF-Belastung des Menschen (aus McLachlan, 1991)

Land	Aufnahme (pg TEQ/d)	Anteil an der Aufnahme (%)				Quelle
		Fisch	Milch	Fleisch	Sonstiges	
BRD	130	26	32	30	12	Beck et al., 1989
BRD	85	32	32	32	4	Fürst et al., 1990
Niederlande	75	31	43	25	<1	Theelen et al., 1991
Japan	175	60				Kashimoto et al., 1991

Während in Japan Fisch aufgrund seines hohen Anteils an der Ernährung die wichtigste PCDD/PCDF-Quelle des Menschen darstellt, kommt unter mitteleuropäischen Verhältnissen (hier BRD und Niederlande) der terrestrischen Nahrungskette die Hauptbedeutung zu. Der Anteil von Milch und Milchprodukten liegt dabei im Bereich von 30-40%.

Da eine Senkung der menschlichen Belastung nur durch die langfristige Verminderung der Aufnahme dieser Substanzen erreicht werden kann (z.B. Pluim et al., 1992), ist eine Reduzierung der Nahrungskontamination, insbesondere bei tierischen Lebensmitteln, wünschenswert. Dies erfordert jedoch eine eingehende Kenntnis der Transfervorgänge entlang des Belastungspfadcs Schadstoffquelle - Boden, Futter - Kuh - Milch - Mensch. Nur so lassen sich einerseits die Stellen in der Nahrungskette ausmachen, an denen Grenzwertfestlegungen tatsächlich effektiv sind, und andererseits die im Hinblick auf ein vorgegebenes Ziel benötigte Größenordnung der Grenzwerte finden (z.B. Prinz et al., 1992).

In der vorliegenden Studie wird der aktuelle Kenntnisstand hinsichtlich des Verhaltens von PCDD/PCDF und anderen chlororganischen Verbindungen dargestellt und dabei schwerpunktmäßig auf folgende Fragestellungen eingegangen:

- Die Bedeutung des Bodenbeitrages zur Belastung der Kuhmilch: Kontaminationsweg Boden - Pflanze; direkte Bodenaufnahme beim Weidegang und mit dem Stallfutter; Bioverfügbarkeit bodengetragener Schadstoffe
- Metabolisierung der Verbindungen in der Kuh
- Schadstoffmassenbilanz von Milchkühen.

Es muß jedoch bereits an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, daß den Ergebnissen der Versuche, die zu den genannten Themenkreisen durchgeführt wurden, aufgrund der äußerst aufwendigen Analytik i.d.R. nur eine sehr geringe Probenanzahl zugrunde liegt. Statistisch abgesichertes Datenmaterial ist damit praktisch nicht verfügbar. Entsprechend können die Ergebnisse einzelner Untersuchungen nicht ohne weiteres verallgemeinert werden, insbesondere, wenn es sich um quantitative Aussagen handelt. Aus dem Vergleich der zu einer bestimmten Fragestellung verfügbaren Daten lassen sich jedoch Hinweise auf die Größenordnung der untersuchten Parameter und ihre Variabilität gewinnen und v.a. auch auf die Plausibilität der postulierten Zusammenhänge. Im Hinblick auf das Ergreifen geeigneter Maßnahmen zur Reduzierung der Gehalte lipophiler Organochlorverbindungen in der Nahrung ist mit einem qualitativen bzw. semiquantitativen Verständnis der Transferprozesse in der Nahrungskette das Ziel im wesentlichen bereits erreicht.

2. Eintragswege in die Nahrungskette Kuh - Milch - Mensch

Ähnlich wie beim Menschen erfolgt die Aufnahme lipophiler chlororganischer Verbindungen bei Kühen praktisch vollständig mit der Nahrung, während die Beiträge von Atemluft und Tränkwasser bei den meisten Verbindungen gering sind. Dies ergaben sowohl Modellrechnungen als auch Untersuchungen zu dieser Fragestellung (Stevens und Gerbec, 1988; McLachlan, 1992a).

Für die Futterkontamination kommen folgende Quellen in Frage: atmosphärischer Eintrag auf die Futterpflanzen, lokale Schadstoffquellen bei der Futtermittellagerung und kontaminierter Boden.

2.1 Atmosphärischer Eintrag

Für die Emission von PCDD/PCDF in die Umwelt sind sowohl stationäre als auch (heute in verstärktem Maße) diffuse Quellen verantwortlich. Dies führt - in Verbindung mit der Persistenz und dem Ferntransport dieser Substanzen - zu deren ubiquitärer Verbreitung in der Atmosphäre.

Damit ist ein atmosphärischer Eintrag dieser Substanzen in die Nahrungskette immer gegeben. In quellenfernen Gebieten bedingt dieser die Hintergrundbelastung. Die Anwesenheit von Verdichtungsgebieten und Punktquellen (z.B. Müllverbrennungsanlagen, Industriebetriebe etc.) kann dagegen zu einer Mehrbelastung des betreffenden Gebietes führen (z.B. MURL, 1991; Balzer et al., 1992).

Die Kontamination von (Futter)Pflanzen erfolgt zum großen Teil durch Adsorption aus der Gasphase und nur in zweiter Linie durch Partikeldeposition oder Niederschläge. McLachlan (1991) schätzte die relativen Beiträge dieser drei Depositionswege zum Eintrag von 2,3,7,8-Cl₄DD in einen Grasbestand aus eigenen Meßwerten und Literaturdaten (Bacci et al., 1990; Gravenhorst und Waraghai, 1990) ab und kam auf ein Verhältnis von etwa 1 : 0,1 : 0,05 (Gasphase, Partikel, Niederschläge). Eine entsprechende Bedeutung der Gasphase wurde auch im Rahmen experimenteller Arbeiten festgestellt. Umlauf et al. (1992) untersuchten die Anreicherung von Hexachlorbenzol (HCB) und p,p'-DDE in Fichtennadeln, indem die Bäume unterschiedlichen Atmosphären ausgesetzt wurden: Freiland freistehend, Freiland niederschlagsgeschützt, Open-Top-Kammer jeweils mit normaler, partikelfreier und schadstofffreier Luft (Aktivkohlefilter). Die Autoren fanden, daß weder Niederschläge noch Partikel für den Eintrag der untersuchten Substanzen in die Nadeln von großer Bedeutung waren. Ein entsprechender Versuch wurde auch für Maispflanzen durchgeführt (McLachlan und Umlauf, unveröffentlichte Daten). Die Ergebnisse für das PCB-Kongener 153 (nach Ballschmiter und Zell, 1980) sind in Abbildung 1 dargestellt.

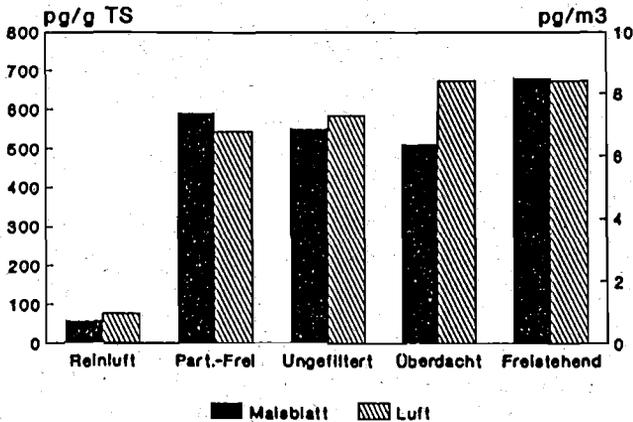


Abb. 1: Maisblatt- und Luftkonzentrationen des PCB-Kongeners 153 aus 5 Expositionsvarianten eines Versuches zur Bestimmung des Schadstoffdepositionsweges zur Pflanze (aus McLachlan, 1991)

Es wird deutlich, daß lediglich der Ausschluß des gasförmigen Schadstoffes zu einer merklichen Reduzierung der Pflanzenbelastung führt und die Gasphase damit offensichtlich den Haupteintragsweg darstellt.

Dies führt zusammen mit der fehlenden Mobilität der Verbindungen in der Pflanze (s. Abschnitt 2.3.2) dazu, daß verschiedene Teile einer Pflanze und damit auch verschiedene Futtermittel unterschiedlich stark belastet sind. Eine entsprechende Untersuchung von McLachlan (1992a) ergab bei Blattorganen (Krummet, Maisblatt) deutlich höhere Schadstoffkonzentrationen als bei Früchten (Getreidekörner, Silomais), die i.d.R. nur eine geringe Kontaktfläche mit der Atmosphäre haben.

Aus den gemessenen PCDD/PCDF-Konzentrationen und der Zusammensetzung der Futterration einer Kuh ermittelte McLachlan (1992a) außerdem die Beiträge der einzelnen Futtermittel zur täglichen Gesamtaufnahme dieser Schadstoffe. In dem untersuchten Fall lieferten Grasprodukte (Heu, Krummet, Grassilage) etwa 62%, Silomais 23%, Futterrüben 8% und Kraftfutter (Getreidekörner) 7% der aufgenommenen PCDD/PCDF (Mittelwerte aller Chlorierungsgrade außer Cl₅-DF, die nicht quantifiziert werden konnten).

2.2 Hofeigene Schadstoffquellen

Neben dem atmosphärischen Eintrag können auch lokale, hofeigene PCDD/PCDF-Quellen zur Belastung des Futters beitragen.

So fand z.B. McLachlan (1992a) in einer Silomaisprobe, die einem Holzsilos entstammte, ein Kongenerenmuster, das auf Pentachlorphenol als PCDD/PCDF-Quelle hindeutete (Hagenmaier et al., 1988). Der Vergleich mit einer entsprechenden Probe aus einem Schlauchsilos ergab einen deutlichen Unterschied sowohl in den Kongenerenmustern als auch in den PCDD/PCDF-Konzentrationen: die Schlauchsilosprobe wies im Gegensatz zur Holzsilosprobe das Muster atmosphärischer Immissionen auf; die Konzentrationen der Isomerensummen der Holzsilosprobe waren gegenüber der Schlauchsilosprobe um Faktor 2-10 erhöht. Ein Einfluß dieser zusätzlichen Kontamination auf die Milchkonzentrationen konnte für vier Kongenere nachgewiesen werden. Für den Autor ergibt sich die Schlußfolgerung: "Behandelte Silos können über Jahre hinweg stärker zur Chlorkohlenwasserstoffbelastung des Futters beitragen als die Umwelt. Um den Einfluß auf die menschlichen Lebensmittel zu ermitteln, muß aber die relative Resorption der Schadstoffe im Tier miteinbezogen werden." Dieser letztgenannte Aspekt wird in späteren Kapiteln behandelt.

Auch für den Eintrag anderer Chlorkohlenwasserstoffe in die Nahrungskette können lokale Quellen von erheblicher Bedeutung sein. Im Zusammenhang mit PCB berichten Heeschen et al. (1991) über Futtermittelkontamination durch PCB-haltige Siloanstriche und Dichtungsmassen, v.a. aber durch die Verwendung hochkontaminierter Sisal-Bindegarn. In diesen Garnen wurden die Kongenere 138, 153 und 180 in Konzentrationen bis in den hohen mg/kg-Bereich gefunden (Tabelle 2).

Tabelle 2: PCB-Gehalte in Sisal-Bindegarnen (Herkunft teilweise bekannt, Importware), 1989, mg/kg, n=24 (aus Heeschen et al., 1989)

	Kongenere		
	138	153	180
Xmin	0,01	0,02	0,02
XA	221	189	221
Xmax	1062	774	980
Verh. (138=1)	1	0,086	1
Clophen A60	1	1,16	0,71

Dies kann nach Ansicht der Autoren zu einer massiven Kontamination des betroffenen Futters führen. Entsprechend wurde bei verschiedenen Betrieben mit Liefer Sperre wegen Höchstmengenüberschreitungen dieser Kongenere in der Milch derartig behandeltes Bindegarn als Kontaminationsquelle identifiziert.

2.3 Kontaminierter Boden

2.3.1 Ursachen der Bodenkontamination

PCDD/PCDF gelangen im wesentlichen auf dreierlei Weise in den Boden: durch atmosphärischen Eintrag, durch Erosion von kontaminierten Flächen und anschließender Aufwehung und als Folge von Bodenbehandlungsmaßnahmen.

Die Bedeutung des atmosphärischen Eintrags hängt außer von der PCDD/PCDF-Konzentration in der Luft auch vom Bedeckungsgrad des Bodens ab, da ein Großteil der atmosphärischen Depositionen bereits vom Bewuchs zurückgehalten wird.

Bei der Bodenbehandlung stellt die Klärschlammdüngung wohl die wichtigste und am weitesten verbreitete Maßnahme dar. Nachdem PCDD/PCDF in zahlreichen Klärschlammproben nachgewiesen wurden (Durchschnittsbelastung im Bereich von 50-60 ng BGA-TEQ/kg TS (Butzkamm-Erker und Mach (1990)) wird die Frage nach einer möglichen Akkumulation dieser Verbindungen im Boden und einer daraus resultierenden Kontamination der Nahrungskette kontrovers diskutiert (z.B. Kampe, 1987; Markard, 1988).

Verschiedene Untersuchungen zu diesem Thema kamen zu dem Ergebnis, daß im Laufe mehrerer Jahre nach einer Klärschlammapplikation ein Abbau der PCDD/PCDF entweder gar nicht oder nur eingeschränkt stattgefunden hatte (Hagenmaier und She, 1991; Yanders et al., 1991; Harrad et al., 1991; McLachlan und Reissinger, 1990). Bei einem Vergleich von Böden mit unterschiedlicher Düngegeschichte konnte ein Klärschlammeinfluß auf die PCDD/PCDF-Konzentrationen der Böden, auch bei vorschriftsmäßiger Düngung, eindeutig nachgewiesen werden (McLachlan und Reissinger, 1990; McLachlan et al., 1991; Hinkel et al., 1991).

Organochlorverbindungen mit pestiziden Eigenschaften können darüber hinaus durch Boden-, Saatgut- oder Pflanzenbehandlung in den Boden eingetragen werden. In den Proben der Ackerböden eines ansonsten nur im Hintergrundbereich belasteten Hofes fand McLachlan (1992a) erhöhte Konzentrationen für HCB und p,p-DDT, die früher als Beizmittel bzw. als Pestizid dienten und offensichtlich auch an dem untersuchten Hof eingesetzt worden waren.

2.3.2 Einfluß der Bodenkontamination auf die Nahrungskette

Die Fortsetzung einer Bodenkontamination in die Nahrungskette kann auf zwei Wegen erfolgen: über den Umweg Pflanze, wenn die Schadstoffe aus dem Boden ausgasen und von den oberirdischen Teilen der Futterpflanzen adsorbiert werden, und/oder direkt, indem die Kühe kontaminierte Bodenpartikel beim Weidegang oder mit verschmutztem Stallfutter aufnehmen.

Eine Aufnahme aus dem Boden über die Wurzel kann hingegen für die meisten hier betrachteten Substanzen vernachlässigt werden, da ihre geringe Wasserlöslichkeit den Transport mit dem Transpirationsstrom praktisch ausschließt. Dies zeigten sowohl Versuche zur Aufnahme von 2,3,7,8-Cl₄DD aus Nährlösungen (McCrary et al., 1990) als auch die Freilandexperimente von Hülster und Marschner (1992). Die von diesen Autoren gefundenen Pflanze/Boden- Akkumulationskoeffizienten lagen bei maximal 0,1 und nahmen zudem mit steigender Bodenkonzentration ab (vgl. Abschnitt 2.3.2.1)

2.3.2.1 Transfer Boden-Gasphase-Pflanze

Die Ergebnisse verschiedener Untersuchungen zeigen, daß dieser Weg der Pflanzenkontamination zwar besteht, unter Freilandbedingungen aber meist von untergeordneter Bedeutung ist.

Hembrock-Heger (1990) konnte keine Beziehung zwischen den PCDD/PCDF-Konzentrationen gering bis mäßig belasteter Böden (2-80 ng TE/kg TS) und denjenigen der zugehörigen Grasbestände feststellen (Abbildung 2).

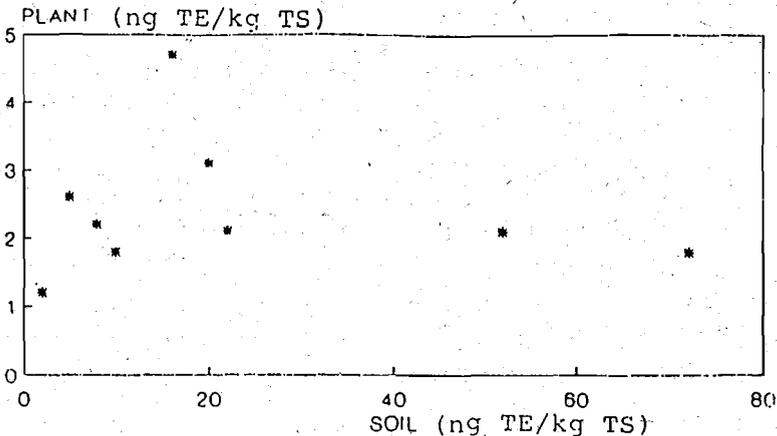


Abb. 2: Einfluß der Bodenbelastung auf die PCDD/PCDF-Konzentrationen in Gras (aus Hembrock-Heger, 1990)

Krause et al. (1992) berichten, daß bei der Beurteilung der PCDD/PCDF-Gehalte in Grasproben unterschiedlich belasteter Standorte in Nordrhein-Westfalen (ländlicher Raum, Überschwemmungsgebiet des Rheins, Autobahn, Müllverbrennungsanlage etc.) nicht zwischen den Belastungspfaden Boden-Pflanze und Luft-Pflanze unterschieden und damit ein Bodeneinfluß nicht nachgewiesen werden konnte. Diese Ergebnisse sind in Abbildung 3 dargestellt.

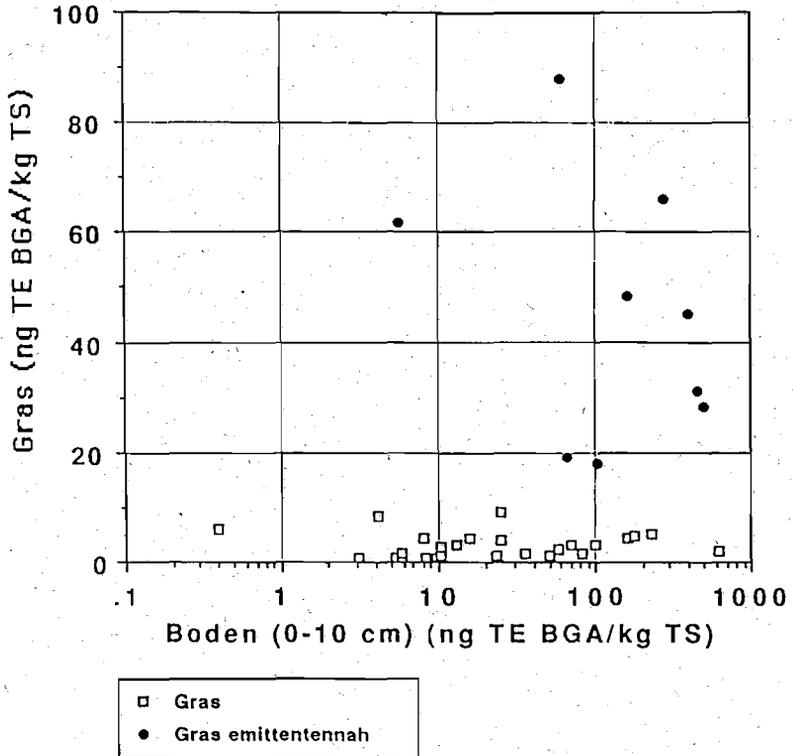


Abb. 3: PCDD/PCDF-Gehalte im Boden (0-10 cm) und Gras von Wiesen, Weiden und Ödlandflächen, unterteilt in ländliche und emittentennahe Gebiete (aus Krause, 1992)

Auch an einem stark kontaminierten Standort in der Umgebung einer ehemaligen Kupfergewinnungsanlage, wo im Boden PCDD/PCDF-Konzentrationen bis etwa 600 ng BGA-TEQ/kg TS gefunden wurde, lagen die Gehalte im Gras, wie aus Abbildung 4 hervorgeht, lediglich bei etwa 5 ng BGA-TEQ/kg TS.

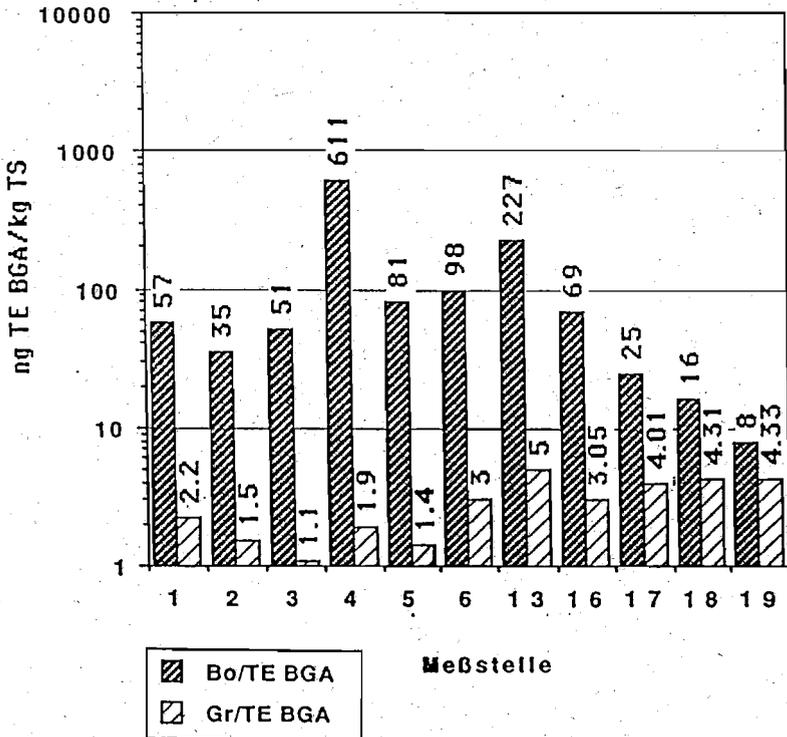


Abb. 4: PCDD/PCDF-Gehalte in Boden und Gras eines hochkontaminierten Standortes in der Umgebung einer ehemaligen Kupfergewinnungsanlage (aus Krause, 1992)

Im gleichen Konzentrationsbereich lagen die Grasgehalte der zum Gelände gehörigen Halde, die hochkontaminierte Prozeßschlacke ("Kieselrot") enthält und PCDD/PCDF-Werte bis 100.000 ng BGA-TEQ/kg TS aufweist. Hier ist allerdings daraufhinzuweisen, daß es sich bei Boden und dieser Schlacke um sehr unterschiedliche Matrices handelt, bei denen eine grundsätzlich andere PCDD/PCDF-Bindung bzw. -Verfügbarkeit erwartet werden kann (vgl. Abschnitt 3.2.1). Die relativ niedrigen Werte des Schlackenstandortes sind also möglicherweise auf eine besonders geringe Verfügbarkeit der Substanzen in diesem Material zurückzuführen.

Im Gegensatz zu diesen Freilanduntersuchungen ergab ein Gewächshausversuch mit Weidelgras, der in aktivkohlefilterter Umgebungsluft durchgeführt wurde, eine "gewisse" Abhängigkeit der Grasgehalte von den PCDD/PCDF-Konzentrationen im Boden (Abbildung 5).

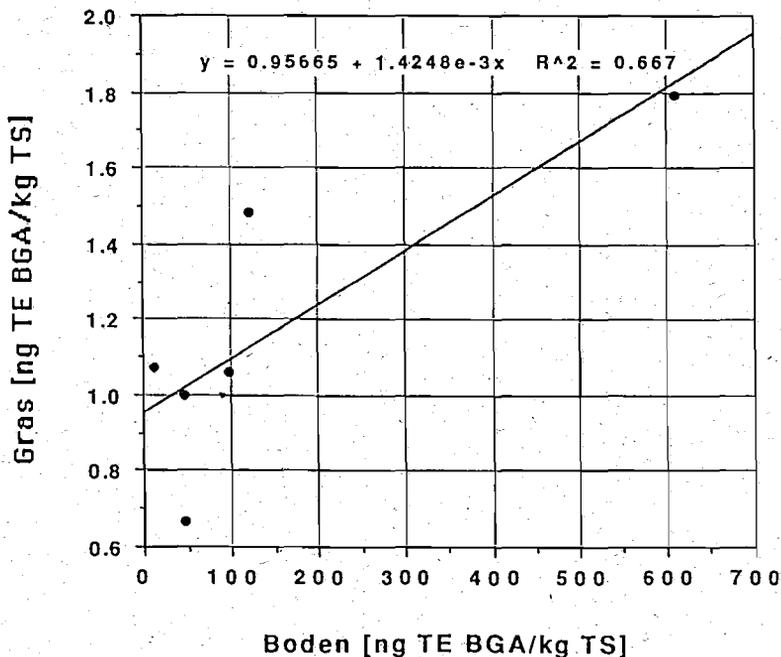


Abb. 5: PCDD/PCDF-Anreicherung in Gras in Abhängigkeit vom Bodengehalt, Gefäßversuch (aus Krause, 1992)

Die Autoren schließen aus diesen Ergebnissen, daß "die sehr geringe bodenabhängige PCDD/PCDF-Aufnahme (der Pflanzen, Anm. d. A.) vom Eintrag über den Luftpfad überdeckt wird, so daß sich bei Freilandhebungen kein direkter Zusammenhang zwischen PCDD/PCDF-Gehalten im Boden und Gras ableiten läßt."

Hülster und Marschner (1992) untersuchten die PCDD/PCDF-Kontamination verschiedener Pflanzen und Pflanzenteile in Abhängigkeit von der Bodenbelastung in der Umgebung einer Metallrückgewinnungsanlage für Elektrokabel. Bei oberirdischen Pflanzenteilen fanden sie bis zu einem Bodengehalt von etwa 5700 ng I-TEQ/kg keine Korrelation zwischen beiden Größen (Abbildung 6). Eine Verschmutzung der Pflanzen mit Bodenpartikeln war durch die Abdeckung der Bodenoberfläche weitgehend ausgeschlossen worden, so daß die beobachteten PCDD/PCDF-Gehalte die Summe aus atmosphärischem Eintrag und Ausgasen aus dem Boden darstellten. Die berechneten Akkumulationskoeffizienten (ng I-TEQ/kg TS Pflanze / ng I-TEQ/kg Boden) nahmen mit steigenden Bodengehalten ab (Abbildung 7), was nach Meinung der Autoren für die primäre Rolle des atmosphärischen Eintrags dieser Schadstoffe in die Pflanze spricht.

Die PCDD/PCDF-Gehalte in den untersuchten Heuproben waren gegenüber Salat und Kartoffelkraut um etwa einen Faktor 10 erhöht. Ein Vergleich der Kongenerenmuster von Boden- und Pflanzenproben ergab bei den Heuproben im Gegensatz zu den anderen eine gute Übereinstimmung, woraus die Autoren auf die Anwesenheit von Bodenpartikeln in der Pflanzenprobe schließen. In Anbetracht der hohen PCDD/PCDF-Konzentrationen im Boden stellt dies möglicherweise eine Erklärung für die stärkere Belastung der Heuproben dar.

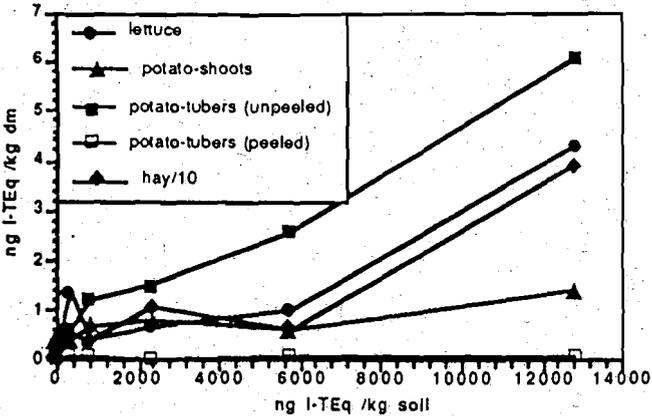


Abb. 6: PCDD/PCDF-Konzentrationen in Pflanzenproben in Abhängigkeit von der Bodenkontamination (aus Hülster und Marschner, 1992)

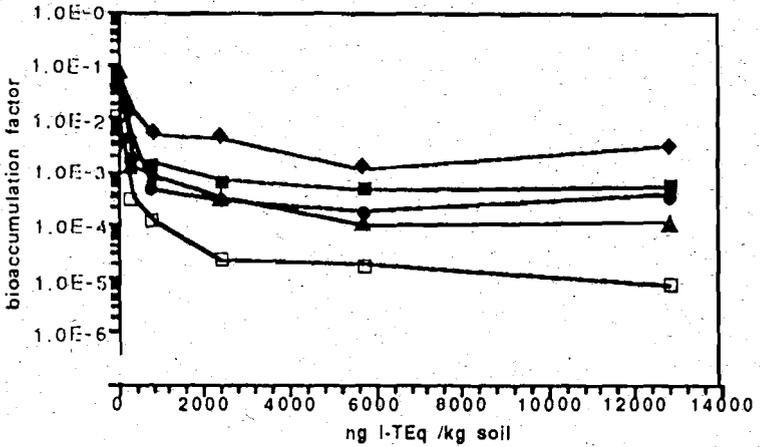


Abb. 7: Pflanze/Boden-Akkumulationsfaktoren für PCDD/PCDF in Abhängigkeit von der Bodenbelastung (aus Hülster und Marschner, 1992)

2.3.2.2 Aufnahme von Bodenpartikeln beim Weidegang

Die Bedeutung der Bodenaufnahme durch Weidetiere wurde von Healy et al. (1965, 1967, 1968, 1970) für Neuseeland untersucht. Er fand eine starke Abhängigkeit der aufgenommenen Bodenmenge von den jeweiligen Weide- und Haltebedingungen, wie Futterverfügbarkeit (Grasdichte und -länge), Dauer der Weideperiode und Gabe von Zusatzfutter. Die Bodenaufnahme bewegt sich demnach in einem Bereich von 1-18% der Trockenfutteraufnahme (Healy, 1968). McLachlan und Hutzinger (1990b) schätzten für einen Hof in Nordbayern mit sechsmonatigem Weidegang, gutem Weidezustand und Zusatzfutter eine Bodenaufnahme von 1-2% während der Weideperiode. Zu diesem Ergebnis kommen sowohl Berende (1990) als auch Fries und Paustenbach (1990) für die Verhältnisse in Holland bzw. in den USA.

Der Beitrag eines Bodenanteils dieser Größenordnung zur PCDD/PCDF-Aufnahme von Kühen läßt sich anhand der Trockenfutteraufnahme und der Substanzkonzentrationen in Futter und Boden abschätzen. McLachlan (1991) gibt dafür ein Beispiel: bei einer täglichen Trockenfutteraufnahme von 15 kg und einem Bodenanteil von 2% werden 300 g Boden aufgenommen. Für das Gras legte er eine Belastung von 0,7 ng BGA-TEQ/kg TS und für den Boden den BGA-Richtwert für uneingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung (5 ng BGA-TEQ/kg TS) zugrunde; unter diesen Bedingungen nimmt eine weidende Kuh pro Tag mit dem Gras 10,5 und mit dem Boden 1,1 ng BGA-TEQ auf, d.h. der Boden ist mit etwa 10% an der Belastung der Kuh beteiligt. Im Rahmen des Chloraromaten-Meßprogramms in Nordrhein-Westfalen (MURL, 1991) wurde für Weideländböden in Ballungsgebieten ein Spitzenwertwert von 25 ng BGA-TEQ/kg TS gemessen. Die entsprechenden Grasgehalte lagen im Bereich von 0,35 bis 1,37 ng BGA-TEQ/kg TS. Obige Abschätzung ergibt in diesem Fall einen Bodenbeitrag von 59 bzw. 27% zur täglichen PCDD/PCDF-Aufnahme einer weidenden Kuh (bezogen auf die genannten Graskonzentrationen).

In dieser Untersuchung wurden außerdem Milchproben zu Beginn und während der Weideperiode analysiert. Die Messungen ergaben eine leichte Abnahme der PCDD/PCDF-Belastung mit Beginn der Weideperiode. Darüber hinaus konnte kein Zusammenhang zwischen Boden- und Milchkonzentrationen festgestellt werden. Diese Ergebnisse zeigen, daß die Bodenaufnahme während der Weideperiode für PCDD/PCDF der Kuhmilch in den untersuchten Fällen offensichtlich ohne Bedeutung ist.

2.3.2.3 Aufnahme von Bodenpartikeln mit dem Stallfutter

Bodengetragene PCDD/PCDF können auch mit dem Stallfutter in die Nahrungskette gelangen, wenn das verwendete Erntegut mit anhaftendem Boden verschmutzt ist. Das Ausmaß einer solchen Verschmutzung ist von der Art der Futterpflanze, der Erntemethode, dem Wetter und der Morphologie des Feldes bzw. der Wiese abhängig (McLachlan, 1991).

Berende (1990) untersuchte die Bodenaufnahme mit Grassilage. Er fand durchschnittliche Werte von 400 g Boden pro Tag, was deutlich über der für den Weidegang ermittelten Menge (300 g) lag. Unter den obigen Bedingungen, d.h. PCDD/PCDF-Konzentrationen von 0,7, 5 und 25 ng BGA-TEQ/kg TS jeweils im Gras und in den beiden Beispielböden, trägt der geringer belastete Boden 16%, der höher belastete etwa 50% zur PCDD/PCDF-Aufnahme der Kuh bei.

Im Gegensatz zu Frischgrasprodukten ist der Bodenanteil in Heu offenbar geringer. Zu diesem Ergebnis kam McLachlan (1991), der den Bodengehalt einer Heuprobe, die von einer stark kontaminierten Fläche stammte, abschätzte, indem er ihre PCDD/PCDF-Belastung mit derjenigen einer Probe von einer Kontrollfläche verglich und daraus eine Bodenverunreinigung von < 0,5% ermittelte. Als Ursache für diese relativ geringe Belastung vermutet der Autor das wiederholte Wenden des Heus während der Trocknung.

Zu den stärker mit Boden verschmutzten Futtermitteln gehören auch Rüben und Rübenblattsilage. McLachlan (1992a) errechnete beispielsweise für einen nordbayerischen Hof eine tägliche Bodenaufnahme der Kühe mit dem Rübenfutter (12 kg/d) von 280 g. In einer Rübenblattsilage von einer klärschlammbehandelten Fläche war die Konzentration einiger Kongenere im Vergleich zu einer Grasprobe von einer nicht behandelten Fläche um den Faktor 10 erhöht (McLachlan et al., 1991).

Bei Mais und Kraftfutter dagegen ist der Verschmutzungsgrad aufgrund der üblicherweise praktizierten Erntemethoden gering (McLachlan, 1992a).

2.4 Bedeutung der verschiedenen Eintragswege

Eine allgemeingültige Rangfolge der vorstehend behandelten Eintragswege hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Kontamination der Nahrungskette mit den betrachteten Schadstoffen kann nicht festgelegt werden, da die relativen Beiträge von Fall zu Fall erheblich variieren können.

In Abwesenheit von Punktquellen ist die PCDD/PCDF-Belastung von Futter und Milch praktisch ausschließlich auf den Eintrag aus der Atmosphäre zurückzuführen.

Spezifische Kontaminationsformen, wie z.B. Siloanstriche mit pentachlorphenolhaltigen Holzschutzmitteln oder die Verwendung PCB-belasteter Bindegarne, stellen eine zusätzliche Schadstoffquelle dar, die den atmosphärischen Eintrag gegebenenfalls übersteigen kann (Heeschen et al., 1991; McLachlan, 1992a).

Ein bedeutender Beitrag des Bodens ist dagegen wohl nur beim Zusammentreffen mehrerer ungünstiger Faktoren zu erwarten, also z.B. ein hochkontaminierter Boden bei intensiver Weidewirtschaft und/oder einem hohen Anteil an Wurzelfrüchten und bodenhaltigen Futtermitteln am Stallfutter. Ein solcher Zusammenhang wird auch in der Arbeit von McLachlan et al. (1991) deutlich. Um den Einfluß der Klärschlammdüngung auf die PCB- und PCDD/PCDF-Konzentrationen in Boden und Milch zu untersuchen, wurden zwei Hofpaare, jeweils ein Hof mit und einer ohne Düngegeschichte, verglichen. Während eine klärschlammbedingte Akkumulation dieser Verbindungen in den Böden der beiden betreffenden Höfe eindeutig festzustellen war, fand sich eine Fortsetzung des Klärschlammeeinflusses in der Nahrungskette (Futter und Milch) nur in einem Fall. Die Autoren führen dies auf die unterschiedliche landwirtschaftliche Praxis dieser Höfe zurück, insbesondere was die Intensität der Klärschlammmanwendung und die für den Bodengehalt des Futters mitentscheidenden Erntemethoden angeht. Diese Ergebnisse zeigen, daß der Grad der Bodenkontamination nicht in jedem Fall einen Einfluß auf die Futter- und Milchbelastung haben muß.

Zu einer ähnlichen Schlußfolgerung kommen auch zwei andere Untersuchungen. Ende (1992) fand keinen Zusammenhang zwischen den PCDD/PCDF-Gehalten verschiedener Böden im Umfeld einer Sondermülldeponie und der Milchbelastung dort weidender Kühe. Ebenso stellte Fürst (1992) im Rahmen des NRW-Chloraromaten-Meßprogramms (MURL, 1991) zwar eine gute Korrelation zwischen Futter- und Milchbelastung, nicht jedoch zwischen den PCDD/PCDF-Gehalten der Böden und denjenigen der Milch fest, woraus der Autor schließt, daß "der Boden nicht die Rolle für die Belastung der Kuhmilch spielt wie, oftmals angenommen". Dafür spricht auch die bei dieser Untersuchung festgestellte Abnahme der PCDD/PCDF-Konzentrationen in der Milch nach Beginn der Weideperiode.

Es läßt sich also zusammenfassen, daß der Boden als Belastungspfad für die Nahrungskette mit PCDD/PCDF und ähnlichen Substanzen unter Hintergrundbedingungen verglichen mit dem atmosphärischen Eintragsweg von untergeordneter Bedeutung ist, andererseits aber, bei entsprechenden Gegebenheiten, auch eine beträchtliche Bedeutung erlangen kann. Den wichtigsten Beitrag liefert dann die direkte Bodenaufnahme der Kühe mit dem Stallfutter oder während des Weidegangs.

Die in diesem Kapitel diskutierte Rolle des Bodens bezieht sich lediglich auf die Schadstoffeintrag in die Kuh. Im Hinblick auf die Milchbelastung muß jedoch auch der Frage nachgegangen werden, ob bodengetragene Substanzen in gleichem Maße bioverfügbar sind wie die mit den Futterpflanzen aufgenommenen Verbindungen. Dieser Aspekt wird in Abschnitt 3.2.1 diskutiert.

3. Verhalten in der Milchkuh

3.1 Einführung

Beim Übergang der Schadstoffe aus dem Futter in die Milch finden im Organismus der Kuh zwei wichtige Selektionsprozesse statt, Resorption und Metabolisierung, die dazu führen, daß sich Futter und Milch in ihrer Schadstoffbelastung qualitativ und quantitativ unterscheiden. Diese beiden Prozesse werden in den folgenden Abschnitten behandelt und anschließend wird auf den Übergang der Substanzen in die Milch ("Carry-over") und die zugehörigen Einflußfaktoren eingegangen.

3.2 Resorption

Der Begriff Resorption bezeichnet den Übergang der (mit einem beliebigen Medium) aufgenommenen Schadstoffe in den Blutkreislauf. Erst damit ist eine Verteilung der Substanzen im gesamten Organismus möglich, und damit auch Speicherung, Metabolisierung oder die Entfaltung organspezifischer toxischer Effekte.

Die Resorption oral aufgenommener Substanzen findet im Verdauungstrakt statt. Dabei ist der Darm aufgrund seiner Länge und der damit einhergehenden Verweilzeit der Nahrung von besonderer Bedeutung. Der Übergang in die angrenzenden Blutgefäße geschieht durch Diffusion, da für lipophile Xenobiotika keine aktiven Aufnahmemechanismen existieren.

Dieser Diffusionsprozess steht in Konkurrenz einerseits zum Transport der Substanzen mit der Nahrung durch den Darm, d.h. zu ihrer Ausscheidung mit dem Kot, andererseits zu einem möglichen mikrobiellen Abbau der Verbindung durch die Darmflora (vgl. Abschnitt 3.3). Bei Substanzen, die in diesem Milieu persistent sind, wird das Ausmaß der Resorption vom Verhältnis der Geschwindigkeiten der beiden erstgenannten Vorgänge, also Diffusion und Nahrungstransport, bestimmt.

Die Geschwindigkeit des Nahrungstransportes im Darm ist eine von der Spezies bzw. dem jeweiligen Tier vorgegebene Größe. Der Übergang in die Blutgefäße dagegen ist (in erster Linie) substanzabhängig und wird zum einen von ihrer Bioverfügbarkeit, zum anderen von ihren Eigenschaften bestimmt. Diese Parameter werden im folgenden diskutiert.

3.2.1 Bioverfügbarkeit

Unter bioverfügbar wird in diesem Zusammenhang verstanden, daß eine Substanz in einer Form vorliegt (oder in der Kuh in eine solche gebracht wird), in der sie resorbiert, also in den Blutkreislauf aufgenommen werden kann. Da dies bei den betrachteten Verbindungen durch Diffusion geschieht, muß die Substanz während des Verdauungsprozesses aus der Matrix, mit der sie aufgenommen wurde, freigesetzt werden. Der Einfluß verschiedener Matrices auf die Bioverfügbarkeit von PCDD/PCDF und PCB wurde mehrfach untersucht.

Fries und Paustenbach (1990) zitieren ältere Arbeiten zur Resorption von 2,3,7,8-Cl₄DD aus Maisöl und Futter bei Ratten. Für das Öl wird ein Bereich von 70-83% angegeben (Piper et al., 1973; Rose et al., 1976), für das Futter 50-60% (Fries und Marrow, 1975). Die unvollständige Resorption aus der Maisöllösung ist jedoch möglicherweise nicht durch mangelnde Verfügbarkeit, sondern durch eine zu niedrige Diffusionsrate entlang der Darm/Blutgefäß-Grenzschicht bedingt (vgl. Abschnitte 3.2, 3.2.2.1 und 3.5).

Poiger und Schlatter (1980) verfütterten 2,3,7,8-Cl₄DD an Ratten unter Verwendung von Maisöl, Boden und Flugasche als Trägermaterialien. Sie stellten bei der Bodenvariante eine gegenüber der Maisöllösung um 50% reduzierte Verfügbarkeit fest, während Flugasche die Resorption praktisch ganz verhinderte. Im Rahmen des Bodenversuches zeigte sich außerdem eine Abnahme der Verfügbarkeit mit der Lagerzeit des Bodens.

Umbreit et al. (1986) ermittelten bei Meerschweinchen für kontaminiertes Bodenmaterial zweier Industriestandorte eine 2,3,7,8-Cl₄DD-Verfügbarkeit von 0,5 bzw. 21,3%, verglichen mit der Verfügbarkeit der Substanz in Maisöl. Sie führen diese relativ niedrigen Werte und auch die beträchtliche Differenz zwischen beiden Versuchsböden auf unterschiedliche Bindungskapazitäten des jeweiligen Materials zurück.

Rotard et al. (1992) untersuchten die Fähigkeit einer modellhaften Magen/Darmsaftmischung, PCDD/PCDF aus Kieselrotschlacke zu lösen und damit verfügbar zu machen. Für verschiedene 2,3,7,8-substituierte Kongenere wurden Werte im Bereich von 0,3-3% gefunden und ein mittlerer Wert von 1% angegeben. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Ergebnisse nicht ohne Weiteres mit denjenigen aus Bodenversuchen vergleichbar sind, da die PCDD/PCDF in der Schlacke aufgrund deren thermischer Entstehung vermutlich fester gebunden bzw. weniger zugänglich sind.

Im Rahmen eines Modells zur Vorhersage der PCDD/PCDF-Konzentrationen in Kuhmilch in der Nachbarschaft von Müllverbrennungsanlagen ermittelten Slob und van Jaarsveld (1992) u.a. auch die mittlere Bioverfügbarkeit der aufgenommenen PCDD/PCDF. Dies geschah durch Anpassung des Modells an die gleichzeitig erhobenen Meßdaten und ergab einen optimalen Wert von 4%. Von der Modellkonzeption her bezieht sich dieser Wert jedoch in erster Linie auf die atmosphärisch eingetragenen PCDD/PCDF; der

Boden ist dabei nur in sofern berücksichtigt, als die zur Kalibrierung verwendeten Meßdaten das Ergebnis des Zusammenwirkens aller Eintragswege darstellen.

Im Gegensatz zu den bisher zitierten Untersuchungen stehen die Ergebnisse einer Reihe anderer Arbeiten. McConnell et al. (1984) verabreichten Bodenmaterial, das durch Altölbehandlung mit 2,3,7,8-Cl₄DD kontaminiert worden war, als einmalige Dosis an Ratten und Meerschweinchen. Da verschiedene Symptome als Maß für die Bioverfügbarkeit dienten, konnten aus den Ergebnissen nur semiquantitative Schlüsse gezogen werden, die jedoch eine "sehr effektive" Resorption der Verbindung aus dem Boden andeuten.

Ähnliches berichten Stephens et al. (1992), die Hühnern Futter verabreichten, das mit unterschiedlich stark PCDD/PCDF-kontaminiertem Boden versetzt war. Sie errechneten den resorbierten Anteil aus der Differenz zwischen Boden- und Kotkonzentration des jeweiligen Kongeners, bezogen auf Cl₈CDD bzw. Cl₈CDF, die als nicht resorbierte Referenzsubstanzen behandelt wurden. Für die niederchlorierten Kongenere liegen diese Werte im Bereich von 60% und darüber, nehmen mit dem Chlorierungsgrad jedoch merklich ab. Für die I-TEQ ergab sich ein Wert von etwa 80%.

Ähnlich wie Slob und Jaarsveld (1992) ermittelten auch Derks et al. (1991) die Bioverfügbarkeit von oral aufgenommenem 2,3,7,8-Cl₄DD durch Anpassung eines pharmakokinetischen Modells an experimentelle Daten (Jensen et al., 1981). Sie erhielten einen optimalen Wert von 50%, der jedoch bei der Anwendung des Modells auf andere Datensätze z.T. auf 30% verändert werden mußte. Die Autoren schlagen aufgrund dieser Unsicherheit die experimentelle Bestimmung dieses Parameters vor.

Fries (1985) fand bei der Verabreichung von polybromierten Biphenylen auf Boden und auf Futter an Wiederkäuer keine signifikanten Unterschiede in der Verfügbarkeit der Verbindungen. Der Autor vermutet, daß der durch ein aktives Fermentationssystem und lange Verweilzeiten der Nahrung gekennzeichnete Verdauungsprozeß der Wiederkäuer einen besseren Aufschluß der Matrix bewirken könnte (Fries, 1987).

Fries et al. (1989) untersuchten die Bioverfügbarkeit dreier PCB-Kongenere (2,2',5-Cl₃BP (PCB 18), 2,2',5,5'-Cl₄BP (PCB 52) und 2,2',4,5,5'-Cl₅BP (PCB 101)) in Ratten nach oraler Gabe in verschiedenen Matrices: (a) ein mit ¹⁴C-PCB versetzter, 8 Jahre gelagerter Boden wurde unter das Futter gemischt, (b) die drei Verbindungen wurden in Aceton gelöst dem Futter zugegeben, (c) der kontaminierte Boden wurde als Suspension direkt verabreicht und (d) die Substanzen wurden in Maisöllösung verabreicht. Da die untersuchten Kongenere in der Ratte metabolisiert werden, stellt die mit den Faeces ausgeschiedene Menge der Ausgangssubstanz ein gutes Maß für die Resorption dar. Diese war am größten aus der Maisöllösung (85-95% bezogen auf die applizierte Menge), in Versuch (b) demgegenüber um 3-4% und in den beiden Bodenvarianten um 10-20% reduziert.

Jones et al. (1989) fütterten 2,3,7,8-Cl₄DD an Milchkühe, einerseits unter Verwendung von Getreideschrot als Trägermaterial, andererseits in Form einer vier Wochen alten Bodenpräparation. Zwischen den Substanzkonzentrationen in Milch, Blut und verschiedenen Geweben der beiden Varianten konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

Kürzlich untersuchten Fries und Marrow (1992) den Einfluß der Bodentextur und der "Alterung" von Bodenkontaminationen auf die Bioverfügbarkeit zweier Hexachlorbiphenyle 153 und 133 (2,2',4,4',5,5'- und 2,2',3,3',5,5'-Cl₆BP) in Ratten. Die Bodenpräparationen wurden dem Futter zugegeben, als Referenz diente Futter, das mit einer Lösung der PCB versetzt worden war. Als Indikator für die Bioverfügbarkeit wurde u.a. die Gesamtausscheidung mit dem Kot im Vergleich zur Gesamtdosis herangezogen. Die Versuche ergaben keine signifikanten Unterschiede in der Verfügbarkeit der Testsubstanzen in den verschiedenen Matrices. In allen Experimenten lag die Resorption im Bereich von 75-80% der aufgenommenen Menge. Die Autoren schränken jedoch ein, daß diese Werte lediglich die Größenordnung angeben, da die Verbindungen auch nach der Resorption wieder an den Darm abgegeben und mit dem Kot ausgeschieden werden können, wodurch die so ermittelte Bioverfügbarkeit eher noch unterschätzt wird. Da sich die Tiere aufgrund der kurzen Applikationsphase (3 Tage) nicht in einem Gleichgewicht befanden, nehmen die Autoren diesen Ausscheidungsweg jedoch als minimal an. Ferner konnten keine Unterschiede zwischen den verschiedenen alten Bodenpräparationen (5 Tage vs. 6 Monate) festgestellt werden. Die Autoren schließen aus diesen Ergebnissen, daß hydrophobe Substanzen wie PCB in Böden lediglich durch (reversible) Adsorption gebunden sind und unter den chemischen Bedingungen des Darms leicht desorbieren, so daß die Bioverfügbarkeit in "normalen" Böden nicht eingeschränkt sein sollte. Dies gilt jedoch nach ihrer Ansicht nicht für Böden, die durch industrielle Einflüsse "bodenfremdes" Material enthalten, sowie für industrielle Matrices im allgemeinen, wie z.B. Flugasche.

Eine eindeutige Klärung der Frage nach der Bioverfügbarkeit bodengetragener PCDD/PCDF, PCB und ähnlichen Verbindungen ist anhand der vorliegenden Daten nicht möglich. Ein Hauptgrund dafür liegt in der mangelnden Vergleichbarkeit der Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen, die sich meist in Fragestellung, Ansatz und Methodik unterscheiden. So beziehen sich z.B. die Ergebnisse der einen Arbeit auf die applizierte Gesamtmenge, d.h. es wird die absolute Resorption angegeben, während in der anderen Arbeit die relative Resorption bezogen auf eine zweite Matrix angegeben wird.

Die in dem hier betrachteten Zusammenhang relevante Fragestellung ist die relative Verfügbarkeit bodengetragener Organochlorverbindungen bezogen auf deren Verfügbarkeit im Futter. Direkt damit befaßt sind nur die Arbeiten von Fries (1985), Fries (1987), Jones et al. (1989), Fries et al. (1989) und Fries und Marrow (1992), und

diese ergaben entweder keine oder nur relativ geringe Unterschiede zwischen beiden Matrices.

Die Ergebnisse der Versuche von Poiger und Schlatter (1980), Rotard et al. (1992) und Umbreit et al. (1986) sind entweder auf die applizierte Menge oder auf ein Lösungsmittel bezogen. Außerdem wurden hauptsächlich industriell beeinflusste Matrices untersucht. Die geringen Verfügbarkeiten, die diese Autoren feststellten, sind möglicherweise auf eine qualitativ andere Bindung der Substanzen im Vergleich zu landwirtschaftlichen Böden zurückzuführen.

Die im Rahmen von Modellen ermittelten Werte (Slob und van Jaarsveld, 1992; Derks et al., 1991) können mit den experimentellen Daten nicht ohne weiteres verglichen werden, da den ersteren z.T. Meßwerte aus Freilanduntersuchungen zugrunde liegen, die die Summe aller Eintragswege darstellen und damit die Verfügbarkeit der Substanzen aus Boden nur zu einem, möglicherweise geringen, Anteil erfassen.

Insgesamt besteht auf diesem Gebiet also offensichtlich noch Forschungsbedarf. Im Zusammenhang mit Risikoabschätzungen erscheint es unterdessen aufgrund der experimentellen Hinweise sinnvoll, die konservative Annahme zu verwenden, daß die Bioverfügbarkeit in normalen, d.h. nicht industriell beeinflussten Böden gegenüber dem Futter nicht vermindert ist.

3.2.2 Substanzeigenschaften

Die Resorption des bioverfügbaren Anteils der aufgenommenen Substanz wird nun zum einen von dem Widerstand der diffusiv zu durchdringenden Grenzschicht, zum anderen von dem Konzentrationsgradienten zwischen Darm und Blut bestimmt. Beide Faktoren hängen von verschiedenen Eigenschaften der Substanz ab und werden außerdem von physiologischen Parametern der Kuh (u.a. Milchleistung und Körperfettgehalt) beeinflusst (vgl. Abschnitte 3.4 und 3.5).

3.2.2.1 Darm/Blut-Grenzschichtwiderstand: Lipophilie

Im Rahmen einer Untersuchung zur Schadstoffmassenbilanz einer Milchkuh (Abschnitt 3.5) gewann McLachlan (1992a) auch Erkenntnisse über das Resorptionsverhalten verschiedener Organochlorverbindungen.

Im Hinblick auf den Widerstand an der Darm-Blutgefäß-Grenzschicht erwies sich die Lipophilie als die entscheidende Substanzeigenschaft. Für Verbindungen mit einem Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten ($\log K_{ow}$) bis etwa 6,5 fand der Autor eine annähernd konstante Resorption von etwa 80% (bezogen auf die mit dem Futter aufge-

nommene Menge), während sie jenseits dieses Wertes mit steigender Lipophilie stark abnahm.

3.2.2.2 Darm/Blut-Konzentrationsgradient: Persistenz

Wie bereits angesprochen, handelt es sich bei dem Übergang Darm-Blut um einen passiven Prozess, der von einem Konzentrationsgradienten angetrieben wird und einem Gleichgewicht entgegenstrebt. Die aktuelle Entfernung von diesem Gleichgewicht hat somit einen wichtigen Einfluß auf die Resorption einer Substanz.

Für Verbindungen, die schnell metabolisiert und damit ständig aus dem Blut entfernt werden, ist dieser Gradient stets maximal. McLachlan (1992a) bezeichnet dies als "ideale Resorption". Verbindungen, die einem sehr langsamen Abbau unterliegen, reichern sich dagegen im Körper und damit auch im Blut an. Folglich verringert sich der Konzentrationsgradient zwischen Darm und Blut und die Resorption wird "gebremst" (McLachlan, 1992a).

In Abbildung 8 sind die Einflüsse von Lipophilie und Abbaubarkeit zusammengefaßt: die Resorption nimmt für alle Substanzen mit dem K_{ow} ab, für die labilen Kongenere ist sie jedoch generell etwas höher als für die persistenten.

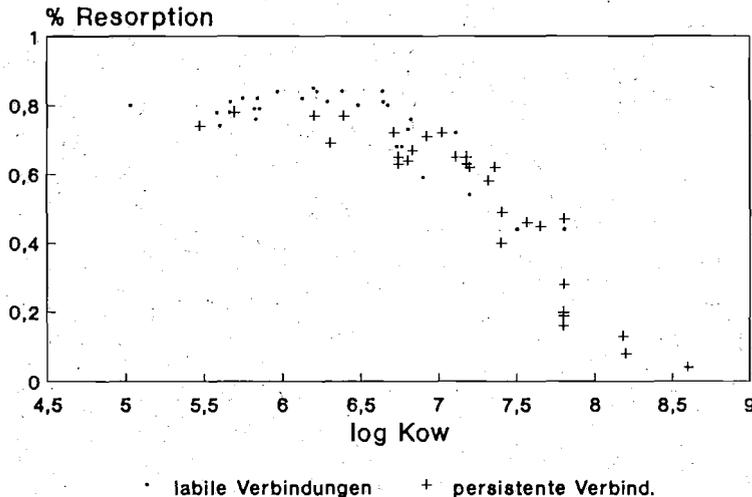


Abb. 8: Resorption persistenter und nicht persistenter Verbindungen in Abhängigkeit ihrer Lipophilie (aus McLachlan, 1992a)

3.3. Metabolisierung

Der Abbau oral aufgenommener Verbindungen kann in der Kuh prinzipiell an zwei Stellen erfolgen: vor der Resorption im Verdauungstrakt durch die dort angesiedelte Flora und nach der Resorption im Stoffwechsel der Kuh selbst. In diesem Fall erfolgt die Metabolisierung der Organochlorverbindungen, wie bei vielen xenobiotischen Substanzen, in der Leber. Dort werden die Verbindungen durch bestimmte Enzyme (Cytochrom-P450 abhängige Mono-Oxygenasen) hydroxyliert und damit polarer, so daß sie mit dem Urin ausgeschieden werden können (z.B. Poiger et al., 1982; Sipes und Schnellmann, 1987; Kuroki et al., 1990).

Die PCDD/PCDF sind im Verdauungstrakt persistent. In der Leber, also nach der Resorption, ist die Abbaubarkeit der einzelnen Kongenere sehr unterschiedlich und wird von ihrem Chlorierungsmuster bestimmt. Aus den Ergebnissen des bereits angesprochenen Massenbilanzversuches von McLachlan (1992a) geht hervor, daß die 2,3,7,8-substituierten PCDD und die 2,3,4,7,8-substituierten PCDF in der Kuh persistent sind, während alle anderen Kongenere einem mehr oder weniger raschen Abbau unterliegen. Die im Rahmen von Fütterversuchen (Olling et al., 1990; Jensen und Hummel, 1982, Firestone et al., 1979) für verschiedene 2,3,7,8-substituierte PCDD und 2,3,4,7,8-substituierte PCDF ermittelten Clearance-Halbwertszeiten im Bereich von 40 Tagen deuten ebenfalls auf die Persistenz dieser Kongenere hin. Umgekehrt fanden Olling et al. (1990) für 2,3,7,8-Cl₄DF eine Halbwertszeit von nur 0,8 Tagen. Dies steht im Einklang mit der von McLachlan (1992a) festgestellten Labilität dieses Kongeners.

Der Abbau der PCB findet ebenfalls erst nach der Resorption statt. McLachlan (1992a) teilte diese Verbindungen nach ihrem Abbauverhalten in 3 Gruppen ein. Die erste umfaßt die persistenten Kongenere (26 der 88 gemessenen), die durch mindestens vier Chloratome und eine 4,4'- oder 2,3,5,4'-Substitution gekennzeichnet sind. Die zweite Gruppe beinhaltet die labilen Kongenere (52 von 88), denen die 4,4-Substitution fehlt. Die dritte Gruppe bilden 10 Kongenere, die zwar nicht persistent sind, aber deutlich langsamer abgebaut werden als die der Gruppe zwei und die durch eine 4,4'-, eine 2,3,5,4'- oder eine 2,3,5,2',3',5'-Substitution charakterisiert sind.

Die Bedeutung der 4,4'-Substitution für die Persistenz eines Kongeners wird auch aus den Ergebnissen früherer Untersuchungen deutlich. Gardner et al. (1976) fanden bei der Verfütterung von 2,2',5,5'-Cl₄BP (PCB 51) und 2,2',4,5,5'-Cl₅BP (PCB 101) an Kühe einen schnellen Abbau und die Ausscheidung von 4-Hydroxy-Metaboliten im Urin. Nach der Gabe von 4-Cl₁BP konnte nur das 4-Hydroxy-4'-Cl₁BP in der Milch nachgewiesen werden (Safe et al., 1975). Diese Ergebnisse lassen auf einen bevorzugten Angriff einer der beiden 4-Positionen bei der Metabolisierung schließen, so daß deren Blockierung durch Substituenten zur Persistenz eines Kongeners beitragen könnte. Ferner wird ein Abbau durch zwei benachbarte unsubstituierte C-Atome begünstigt (Matthews und Dedrick, 1984), was die ebenfalls schützende Wirkung der 2,3,5-Substitution erklären könnte.

Die beiden Hexachlorcyclohexan-Isomere α - und γ -HCH erwiesen sich in der Untersuchung von McLachlan (1992a) als nicht persistent: α -HCH wurde zu 70%, γ -HCH zu 93% abgebaut (bezogen auf die aufgenommene Menge). Ein wesentlicher Unterschied zu den anderen chlorierten Verbindungen besteht jedoch in der Tatsache, daß dieser Abbau größtenteils bereits im Verdauungstrakt, d.h. vor der Resorption, stattfindet. Blüthgen et al. (1983) führten Laborversuche zum Abbau von HCH im Pansensaft durch und fanden Halbwertszeiten von 35 h für α - und 12 h für γ -HCH. Dagegen sind die Substanzen im Gewebe (in der Leber), d.h. nach der Resorption, offensichtlich weitgehend persistent. Darauf deuten die von van den Hoek et al. (1975) gefundenen Clearance-Halbwertszeiten in der Milch von etwa zwei Wochen für α - und einer Woche für γ -HCH hin.

Der Versuch von McLachlan (1992a) ergab weiterhin, daß p,p'-DDE in der Kuh persistent war, während p,p'-DDT weitgehend abgebaut wurde. Beide Feststellungen werden durch Ergebnisse von Fries (1977) gestützt. Er fand zum einen bei Fütterungsversuchen lange Clearance-Halbwertszeiten für p,p'-DDE, zum anderen berichtet er, daß p,p'-DDT bereits im Verdauungstrakt (Pansen) zu p,p'-DDD umgewandelt wird, während die resorbierte Verbindung, ähnlich den HCHs, stabil ist.

3.4. Verteilung

Nach der Resorption gibt es für den Verbleib persistenter Verbindungen im Organismus einer laktierenden Kuh im wesentlichen zwei Möglichkeiten: Speicherung und/oder Ausscheidung mit der Milch. Der Anteil der Faeces und des Urins an der Ausscheidung der resorbierten, nicht metabolisierbaren Verbindungen ist dagegen gering (McLachlan, 1992a).

3.4.1 Speicherung

Die Speicherung der Substanzen erfolgt aufgrund ihrer Lipophilie in den Fettanteilen des Körpers. Vereinfacht dargestellt stehen diese mit dem Blut über einen Diffusionsprozess in Verbindung. Dies bedeutet, daß einer bestimmten Substanzkonzentration im Blut eine bestimmte Substanzkonzentration im Fett entspricht und letztere (im Zuge einer Gleichgewichtseinstellung) auf Veränderungen der ersteren reagiert.

Für die Verteilung lipophiler Substanzen in der Kuh ist in erster Näherung eine einfache Abhängigkeit vom Fettgehalt der einzelnen Körperpartien zu erwarten. Dem liegt jedoch die Annahme zugrunde, daß die Substanzen zu den Fettanteilen der verschiedenen Organe und Gewebe in etwa die gleiche Affinität haben. Diese Annahme wird unterstützt durch die Ergebnisse von Frank et al. (1983), die bei 20 Kühen für DDT und Dieldrin keine signifikanten Konzentrationsunterschiede zwischen den Fettanteilen von Niere, Herz und Unterhautfettgewebe fanden. Ein etwas differenzierteres Bild liefern die Ergebnisse des Fütterungsversuchs von Ewers et al. (1989) mit dem PCB-Kongener 153. Sie verabreichten diese Substanz an drei laktierende Kühe in einer täglichen Dosis (Gelatinekapsel) von 3 mg pro Tier über einen Zeitraum von 28 Tagen. Während der Applikationsphase wurden Milch- und Blutkonzentration des Kongeners verfolgt und nach der Schlachtung Proben aus verschiedenen Körperpartien und Organen analysiert. In Abbildung 9 a und b sind diese Ergebnisse, einschließlich der Milchkonzentration am Schlachttag, für zwei Kühe mit stark unterschiedlichem Körperfettgehalt dargestellt.

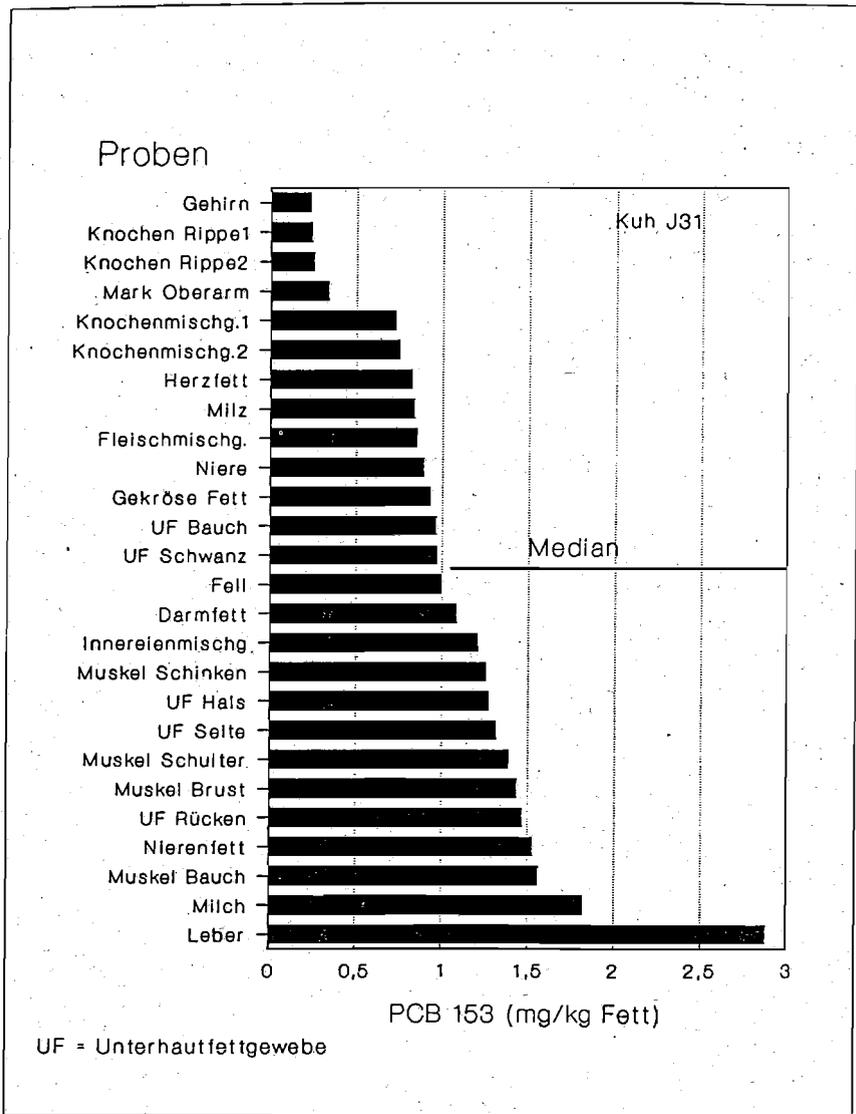


Abb. 9a: Konzentrationen des PCB-Kongeners 153 an verschiedenen Probenorten, Kuh J31 (geringer Körperfettgehalt) (aus Ewers et al., 1989)

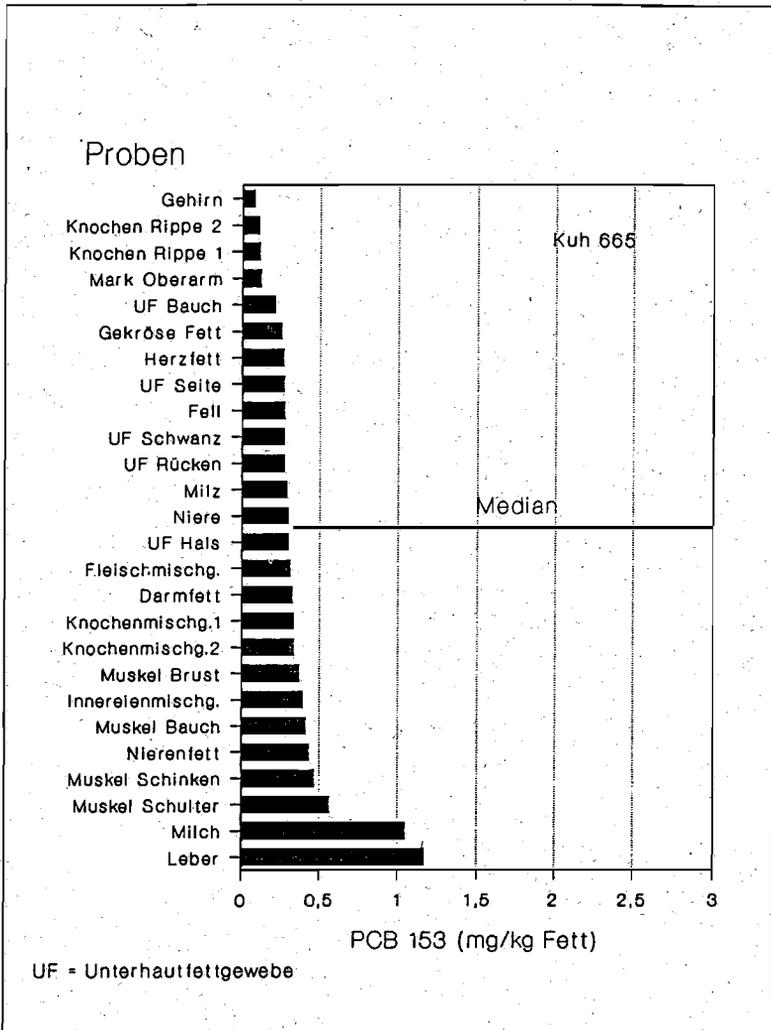


Abb. 9b: Konzentrationen des PCB-Kongeners 153 an verschiedenen Probenorten, Kuh 665 (hoher Körperfettgehalt) (aus Ewers et al., 1989)

Aus diesen Abbildungen wird zum einen der Einfluß des Körperfettgehaltes auf die absoluten Substanzkonzentrationen deutlich. Bei Kuh J31 beträgt der Anteil des Gesamtfettes am Körpergewicht lediglich 8,4%, während er bei Kuh 665 19,6% ausmacht. Aufgrund des Verdünnungseffektes sind die gemessenen PCB-Konzentrationen bei diesem Tier entsprechend niedriger.

Die Ergebnisse weisen zum anderen deutliche Unterschiede (bis Faktor 10) in den PCB-Konzentrationen der Fettfraktion verschiedener Organe auf: bei beiden Tieren ist das Fett von Gehirn und Knochen am wenigsten belastet, während Milch- und Leberfett die höchsten Konzentrationen aufweisen. Neben dieser Gemeinsamkeit fällt jedoch die unterschiedliche Stellung der Unterhautfettgewebe in der Belastungsrangfolge der beiden Tiere auf. Bei der mageren Kuh sind diese Proben fast durchgängig im oberen Bereich, d.h. über dem Median, zu finden, bei der fetteren Kuh dagegen meist darunter. Als Ursache dieses Phänomens vermuten die Autoren, "daß der von Matthews und Dedrick (1984) beschriebenen Prozeß der zunächst initialen Verteilung lipophiler Substanzen in die Leber und die Muskulatur (Primärdepots) und der anschließenden Verteilung in lipidreiche Gewebe (insbesondere das Fettgewebe (Sekundärdepots)) aufgrund des geringen Körpergewichts bei Kuh Nr. J31 schneller stattgefunden hat als bei den Kühen Nr. 665 und 1298. Diese Annahme wird auch durch die im Vergleich zum Unterhautfettgewebe hohen Gehalte von Leber und Muskelproben dieser Kühe gestützt. Eventuell konnte o.a. Umverteilungsprozeß aufgrund des größeren Körpergewichtes dieser Tiere noch nicht abgeschlossen werden". Die anfänglich verstärkte Verteilung der aufgenommenen Substanz in die Leber und die Muskulatur ist vermutlich auf die im Vergleich zu dem Fettgewebe stärkere Durchblutung dieser Gewebe zurückzuführen. Lutz et al. (1977) berichten, daß bei Ratten nach der Injektion von PCB die Verteilung der Substanz zwischen den verschiedenen Geweben mit dem Blut erfolgt und die Perfusionrate dabei den limitierenden Faktor darstellt. Die beobachtete Primärverteilung hat demnach physiologische Ursachen, und der anschließende Umverteilungsprozeß entspricht dann einer physikalisch-chemischen Gleichgewichtseinstellung. Die Substanzflüsse, die diese Umverteilung bewirken, und damit auch die Zeit, die bis zur Gleichgewichtseinstellung vergeht, bestimmt, werden durch diejenigen Gewebe begrenzt, die durch eine hohe Kapazität für die betrachtete Verbindung und eine niedrige Perfuionsrate gekennzeichnet sind (Lutz und Derick, 1987). Nachdem dies insbesondere auf das Fettgewebe zutrifft, erscheint die Vermutung von Ewers et al. (1989) plausibel, daß das höhere Körpergewicht, d.h. der höhere Anteil an Fettgewebe, von Kuh 665 eine im Vergleich zu der mageren Kuh langsamere Umverteilung der Substanzen bedingt haben könnte. Diese Argumentation legt allerdings nahe, daß am Ende dieses Prozesses in den Fettanteilen aller Gewebe in etwa gleiche Substanzkonzentrationen vorliegen sollten. Unterschiedliche Affinitäten einer Substanz zu verschiedenen Fettfraktionen können aber dennoch nicht ausgeschlossen werden.

Vor diesem Hintergrund kann vermutet werden, daß es sich bei den von Ewers et al. (1989) gefundenen Konzentrationsunterschieden zwischen den verschiedenen Fettproben um das Ergebnis einer noch unvollständigen Verteilung des PCB-Kongeners handelt, und zwar auch bei der mageren Kuh. Für diese Vermutung spricht auch die relativ kurze Applikationsdauer und die aus dem Verlauf der Milchkonzentrationen ersichtliche fehlende Gleichgewichtseinstellung.

3.4.2 Übergang in die Milch

In diesem Zusammenhang wird in der Literatur häufig der Begriff "Carry over" verwendet. Ewers et al. (1987) definieren diesen Begriff folgendermaßen: "Unter dem Dachbegriff Carry over werden alle Vorgänge zusammengefaßt, die den Übergang von Inholdstoffen aus aufgenommenen in ausgeschiedene Substrate beinhalten, z.B. aus Futter in Milch." Zur quantitativen Beschreibung dient die Carry over-Rate, die definiert ist als

$$\text{KFM} = \frac{\text{Schadstoffausscheidung über die Milch (ng/d)}}{\text{Schadstoffaufnahme mit dem Futter (ng/d)}}$$

und somit angibt, welcher Anteil der mit dem Futter aufgenommenen Schadstoffe pro Zeiteinheit mit der Milch ausgeschieden wird. Die Carry over-Rate wird üblicherweise in % angegeben.

Der Carry over-Prozeß ist in erster Linie für persistente Verbindungen von Bedeutung, da labile Substanzen oft so schnell metabolisiert werden, daß sie nur in geringen Mengen in der Milch zu finden sind (vgl. Abschnitt 3.5)

Der Übergang in die Milch, die kontinuierlich in den Milchdrüsen gebildet wird, erfolgt mit den Fettbestandteilen des Blutes. Diese machen etwa 90% des Milchfettes aus, während die restlichen 10% (v.a. kürzerkettige Fettsäuren) direkt in den Milchdrüsen synthetisiert werden (Loeffler, 1974). Damit kann in erster Näherung ein ständiges Gleichgewicht zwischen Blut und Milch angenommen werden (McLachlan, 1992a). Jones et al. (1987) berichten von parallelen Verläufen der Blut- und Milchkonzentrationen nach einmaliger Verabreichung von 2,3,7,8-Cl₄DD (Abbildung 10), was ebenfalls auf ein Gleichgewicht zwischen diesen beiden Kompartimenten hinweist.

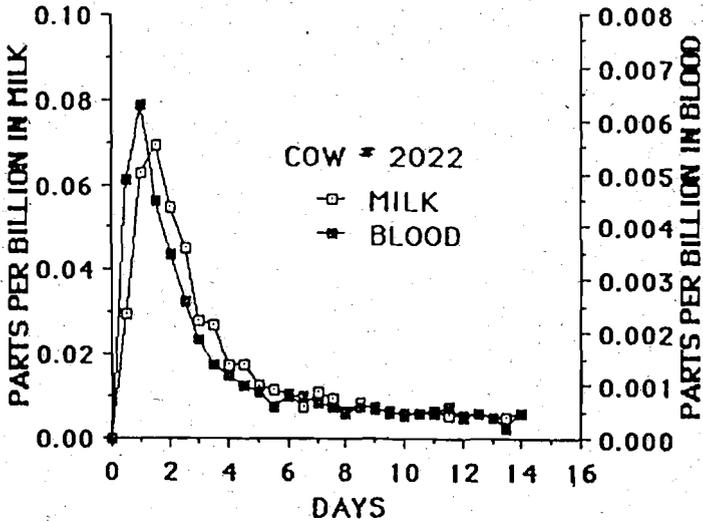


Abb. 10: 2,3,7,8-Cl₄DD-Konzentrationsverlauf ($\mu\text{g I-TEQ/kg}$) in Milch und Blut einer Kuh zwei Wochen nach einer einmaligen Gabe von $0,05 \mu\text{g/kg}$ Körpergewicht (aus Jones et al., 1989)

Stehen alle Kompartimente der Kuh miteinander in einem Fließgleichgewicht, findet netto keine Änderung in der gespeicherten Substanzmenge statt. Dies bedeutet, daß bei persistenten Substanzen die aufgenommene Menge quantitativ wieder ausgeschieden wird, wobei der resorbierte Anteil praktisch vollständig in die Milch übergeht, während die nicht resorbierte Menge mit dem Kot ausgeschieden wird.

3.4.2.1 Gleichgewichtszustand von Milchkühen

Unter den üblichen Haltebedingungen kann ein Fließgleichgewicht für einen Großteil der Lebenszeit einer Milchkuh als realistischer Zustand angenommen werden (McLachlan, 1992a,b).

Abweichungen sind zu erwarten, wenn sich (a) die Schadstoffbelastung des Futters ändert, da der Organismus dann erst wieder durch Speicherung oder Abgabe aus dem Speicher ein der neuen Situation entsprechendes Gleichgewicht ausbilden muß. Normalerweise sind sowohl Futterzusammensetzung als auch Futterbelastung eines Hofes relativ konstant. Es wurden jedoch mehrfach unterschiedliche Belastungen von Sommer- und

Winterfutter berichtet. McLachlan et al. (1991) fanden eine leichte Abnahme der PCDD/PCDF-Konzentrationen in der Milch nach der Umstellung auf Grünfutter im Frühsommer. Ebenso wurde im Rahmen des NRW-Chloraromaten-Meßprogramms (Delschen et al., 1992) eine Abnahme der PCDD/PCDF-Gehalte in der Milch zwischen der ersten und zweiten Probennahme im März und im Mai festgestellt. Das vorangehende Winterfutter war nicht untersucht worden, es zeigte sich jedoch, daß der zweite Grasschnitt stets höher belastet war als der erste. Als Ursache hierfür vermuten die Autoren einen Verdünnungseffekt durch den Massenzuwachs, der im Frühjahr am stärksten ist und im Laufe des Sommers abnimmt. Dies könnte auch die höhere Belastung des Winterfutters erklären, das i.d.R. einen hohen Krummetanteil aufweist (McLachlan, persönliche Mitteilung).

Störungen des Fließgleichgewichtes können (b) außerdem durch Änderungen des Körperfettvolumens der Kuh hervorgerufen werden, d.h. wenn sich die Speicherkapazität ändert. Unter den hiesigen Haltebedingungen ist dies jedoch eher ein Ausnahmefall.

Einen wichtigen Einfluß auf An- oder Abwesenheit eines Gleichgewichtes übt (c) die Laktation aus. Dies ist zum einen beim Eintritt der Kuh in den ersten Laktationszyklus nach dem ersten Kalben von Bedeutung. In der davorliegenden Zeit hat die Kuh praktisch keine Möglichkeit, die aufgenommenen, d.h. resorbierten, Schadstoffe auszuschcheiden, so daß diese im Körperfett akkumuliert werden. Die Substanzkonzentration in der Milch dieser ersten Laktationsphase wird daher nicht nur durch die aktuelle Schadstoffaufnahme bestimmt, sondern auch durch die bereits gespeicherte Schadstoffmenge. Aufgrund der neuen Ausscheidungsmöglichkeit verringert sich die Konzentration der Substanzen im Blut, so daß die im Fett gespeicherte Menge über der dem neuen Blutspiegel entsprechenden Gleichgewichtskonzentration liegt und es somit zu einer Substanzabgabe aus dem Körperfett kommt. Haben sich die Gehalte in diesem Kompartiment auf das neue Gleichgewichtsniveau eingestellt, wird die Substanzkonzentration in der Milch wieder ausschließlich von der Schadstoffaufnahme bestimmt. Nach dem ersten Kalben ist folglich eine kontinuierliche Abnahme der Substanzkonzentrationen in der Milch im Laufe der ersten Laktationsmonate zu erwarten. Dies zeigen auch die Ergebnisse einer Untersuchung von McLachlan (1991). In Abbildung 11 ist der Konzentrationsverlauf von 1,2,3,7,8-Cl₅DD in der Milch zweier Kühe dargestellt, von denen die eine zum ersten, die andere zum achten Mal gekalbt hatte. Bei der Kuh mit dem ersten Kalb fällt die Konzentration mit der Zeit ab, während die Milch der anderen Kuh praktisch konstante Dioxingehalte aufweist.

Das gleiche Phänomen wird auch bei Muttermilchuntersuchungen beobachtet: die PCDD/PCDF-Gehalte in der Milch sind während der ersten Stillperiode am höchsten und nehmen mit jedem weiteren Kind ab (Fürst et al., 1989).

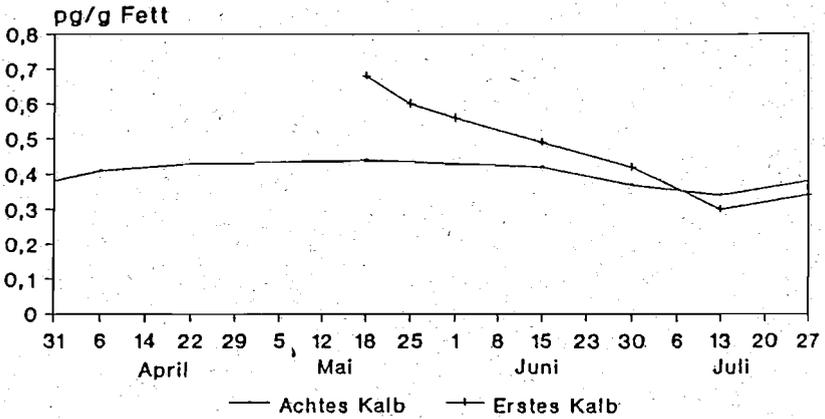


Abb. 11: Konzentrationsverlauf von 1,2,3,7,8-Cl₅DD in der Milch zweier Kühe nach dem Kalben (aus McLachlan, 1991)

Im Rahmen einer anderen Arbeit (McLachlan et al., 1991) wurde die Milch verschieden- alter Kühe von mehreren Höfen untersucht. Wie Abbildung 12 zeigt, war die PCB- und PCDD/PCDF-Ausscheidung bei Kühen im ersten Laktationszyklus durchgängig höher als bei Kühen, die bereits mehrere Kälber hatten.

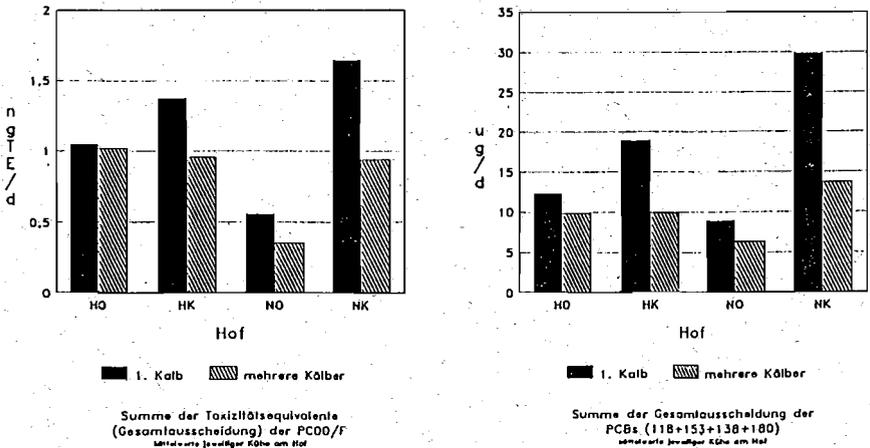


Abb. 12: PCB- und PCDD/PCDF-Ausscheidung über die Milch (ng/d) bei Kühen mit einem Kalb und solchen mit mehreren Kälbern (aus McLachlan et al., 1991)

Ein weiterer möglicher Einflußfaktor für das Gleichgewicht ist die Milchleistung bzw. deren Veränderung im Verlauf des Laktationszyklus. Die Milchleistung steigt nach dem Kalben zuerst an und fällt dann langsam ab bis zu dem 6-8 wöchigen Trockenstehen vor dem nächsten Kalben. Diese Veränderungen in der Milchleistung, die gleichzeitig Veränderungen in der Ausscheidungskapazität der Kuh darstellen, geschehen jedoch relativ langsam, so daß der Organismus offensichtlich genug Zeit hat, auf diese Veränderungen zu reagieren. McLachlan (1992b) fand bei einer älteren Kuh über den gesamten Laktationszyklus praktisch keine Schwankungen in der Konzentration eines Cl₃DD-Kongeners in der Milch (Abbildung 11). Dies zeigt auch, daß der Einfluß des Trockenstehens vor dem Kalben offensichtlich zu keiner bedeutenden Störung des Gleichgewichtes geführt hat.

3.4.2.2 *Physiologische Parameter*

Von quantitativer Bedeutung für den Carry over persistenter Verbindungen sind v.a. zwei physiologische Parameter der Kuh: der Körperfettgehalt und die Milchleistung.

Die Milchleistung der Kuh hat einen Einfluß auf die Resorption der Verbindung. Dieser Prozeß ist, wie bereits erläutert, vom Konzentrationsgefälle zwischen Darm und Blut abhängig. Eine hohe Milchleistung bewirkt eine stärkere Ausscheidungseffizienz aus dem Blut, damit niedrigere Blutkonzentrationen und entsprechend einen größeren Gradienten, was zu einer verstärkten Resorption führt (McLachlan, 1992a). Umgekehrt wird diese bei niedrigerer Milchleistung durch die entsprechend höheren Blutkonzentrationen herabgesetzt. Daraus ergibt sich, daß bei gegebener Futterbelastung eine Kuh mit hoher Milchleistung insgesamt mehr Schadstoff in die Nahrungskette überführt als eine Kuh mit niedriger Leistung, jedoch nur unter der Voraussetzung vergleichbarer Körperfettgehalte. Denn während die Milchleistung die Ausscheidungskapazität der Kuh darstellt, entspricht der Körperfettgehalt der Speicherkapazität, und da Milch und Körperfett über das Blut in Verbindung stehen, wird die Lage des Fließgleichgewichtes von beiden Parametern bestimmt.

Ewers et al. (1987) untersuchten den Einfluß dieser beiden Größen im Rahmen von Fütterungsversuchen. Dabei wurden in einem Versuch Kühe mit gleicher Milchleistung, aber unterschiedlichem Fettansatz, in einem zweiten Kühe mit unterschiedlicher Leistung und unterschiedlichem Körperfettgehalt hinsichtlich des Carry overs der drei PCB-Kongenerne 138, 153 und 180 verglichen. Die Substanzen wurden über einen Zeitraum von acht Wochen verabreicht. Die Tabellen 3 und 4 fassen diese beiden Versuche und ihre Ergebnisse zusammen.

Tabelle 3: Charakterisierung der Versuchskühe und Daten zur Ausscheidung der PCB 138, 153 und 180 über die Milch während der Applikationsphase; Versuch 1: gleiche Milchleistungen, unterschiedliche Fettgehalte (aus Ewers et al., 1987)

Kuh Nr.	Fett-ansatz (geschätzt)	Milchleistung*		PCB Nr.	Täglich applizierte Dosis mg	Milch-,aus-scheidungs-plateau erreicht	Konzentration in Milch* mg/kg Fett	Aus-scheidung über die Milch* mg/Tag	Carry over über die Milch* % der täglichen Dosis	Absolut ausgeschiedene Menge bis Applikations-ende	
		Milch kg	Milch-fett kg							mg	%**
638	Niedrig	23	0,73	138	0,06	ja	0,041	0,023	38	1,23	37
				153	0,06	ja	0,041	0,024	40	1,24	37
				180	0,06	ja	0,031	0,020	33	1,03	31
659	Mittel	23	0,87	138	0,06	ja	0,026	0,017	28	0,86	26
				153	0,06	ja	0,027	0,016	27	0,83	25
				180	0,06	ja	0,021	0,016	27	0,81	24
1207	Hoch	21	0,78	138	0,06	ja	0,026	0,015	25	0,83	25
				153	0,06	ja	0,027	0,015	25	0,81	24
				180	0,06	ja	0,022	0,014	23	0,78	23

* \bar{x}_A im Plateauzustand

** bezogen auf die Gesamtdosis (= 100 %)

Tabelle 4: Charakterisierung der Versuchskühe und Daten zur Ausscheidung der PCB 138, 153 und 180 über die Milch während der Applikationsphase; Versuch 2: unterschiedliche Milchleistungen, unterschiedliche Fettgehalte (aus Ewers et al., 1987)

Kuh Nr.	Fett-ansatz (geschätzt)	Milchleistung*		PCB Nr.	Täglich applizierte Dosis mg	Milch-,aus-scheidungs-plateau erreicht	Konzentration in Milch* mg/kg Fett	Aus-scheidung über die Milch* mg/Tag	Carry over über die Milch* % der täglichen Dosis	Absolut ausgeschiedene Menge bis Applikations-ende	
		Milch kg	Milch-fett kg							mg	%**
669	Hoch	20	0,94	138	0,1	ja	0,050	0,038	38	2,11	38
				153	0,1	ja	0,047	0,035	35	1,93	35
				180	0,1	ja	0,047	0,037	37	2,03	36
1272	Niedrig	29	1,39	138	0,1	ja	0,049	0,055	55	2,96	53
				153	0,1	ja	0,049	0,054	54	2,90	52
				180	0,1	ja	0,042	0,053	53	2,83	51
1295	Mittel	22	1,04	138	0,1	nein	0,052	0,043	43	2,31	41
				153	0,1	nein	0,050	0,039	39	2,08	37
				180	0,1	nein	0,046	0,041	41	2,24	40

* \bar{x}_A im Plateauzustand

** bezogen auf die Gesamtdosis (= 100 %)

Die Ergebnisse von Versuch 1 zeigen, daß bei annähernd gleicher Milchleistung bzw. Milchfettleistung die Carry over-Rate mit abnehmendem Körperfettgehalt ansteigt. Dieser Trend wird noch verstärkt, wenn, wie in Versuch 2, die Milchleistungen verschiedener Kühe umgekehrt proportional zu ihren Körperfettgehalten sind (Kuh Nr. 669 und 1272).

Die zeitlichen Verläufe der Konzentrationen in Milch und Körperfett sind in Abbildung 13 und 14 dargestellt.

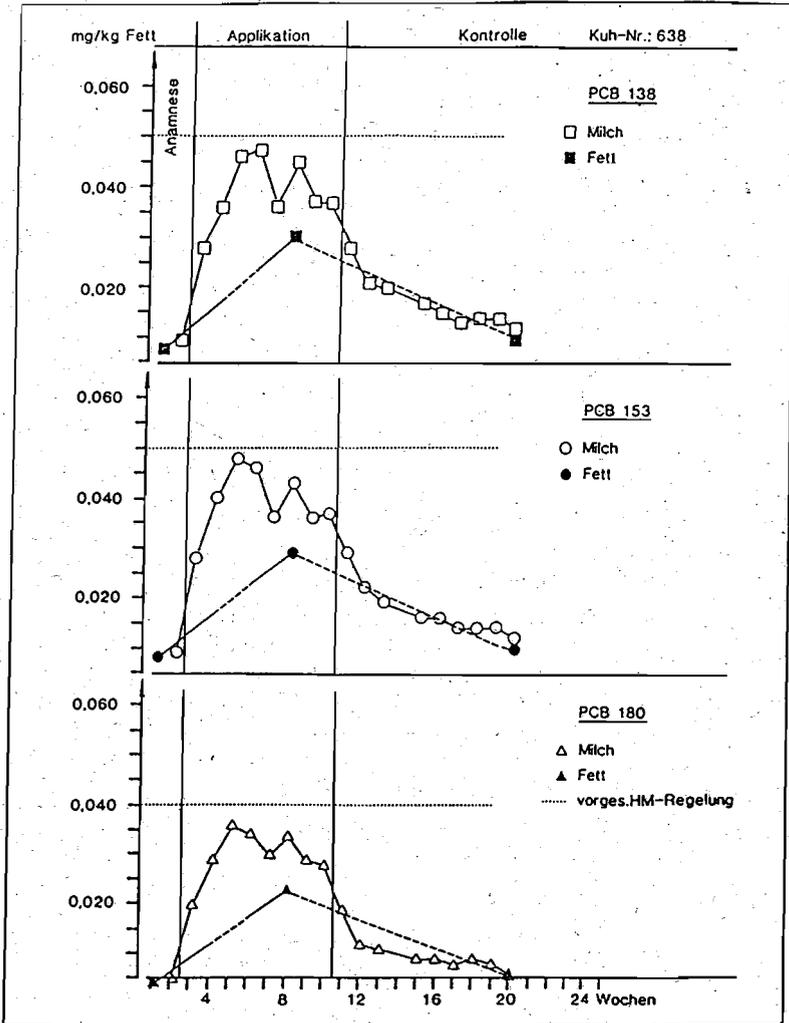


Abb. 13a: Konzentration der PCB-Kongener 138, 153 und 180 in Milch und Körperfett; Versuch 1, Kuh Nr. 638 (niedriger Körperfettanteil, mittlere Milchleistung) (aus Ewers et al., 1987)

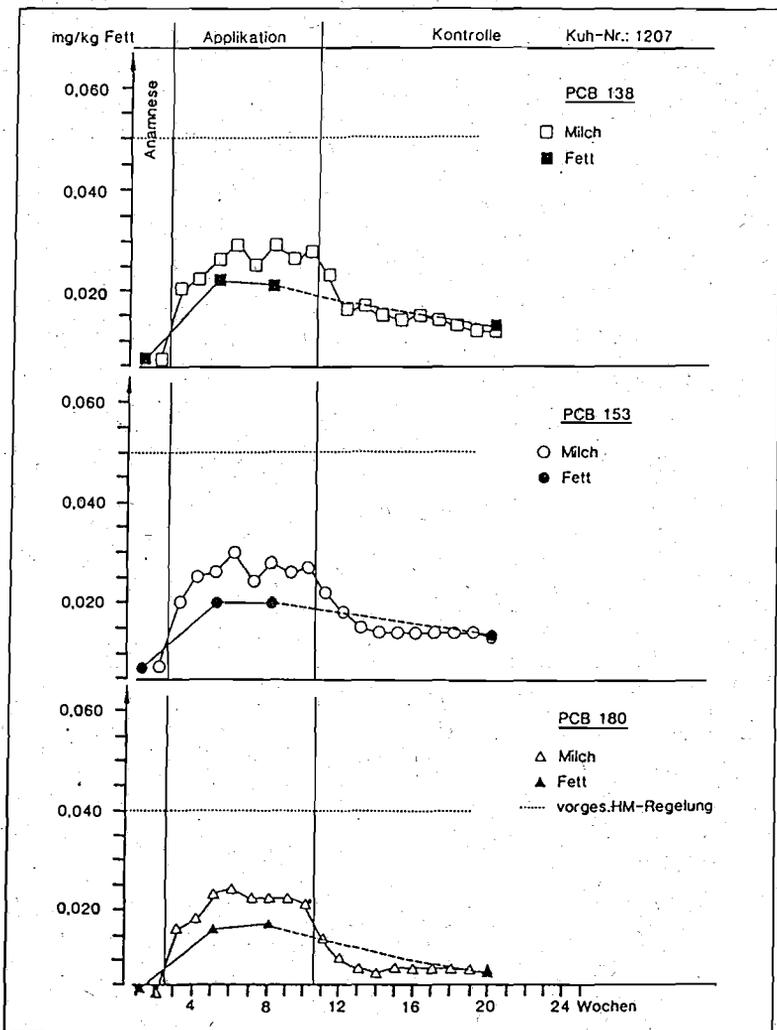
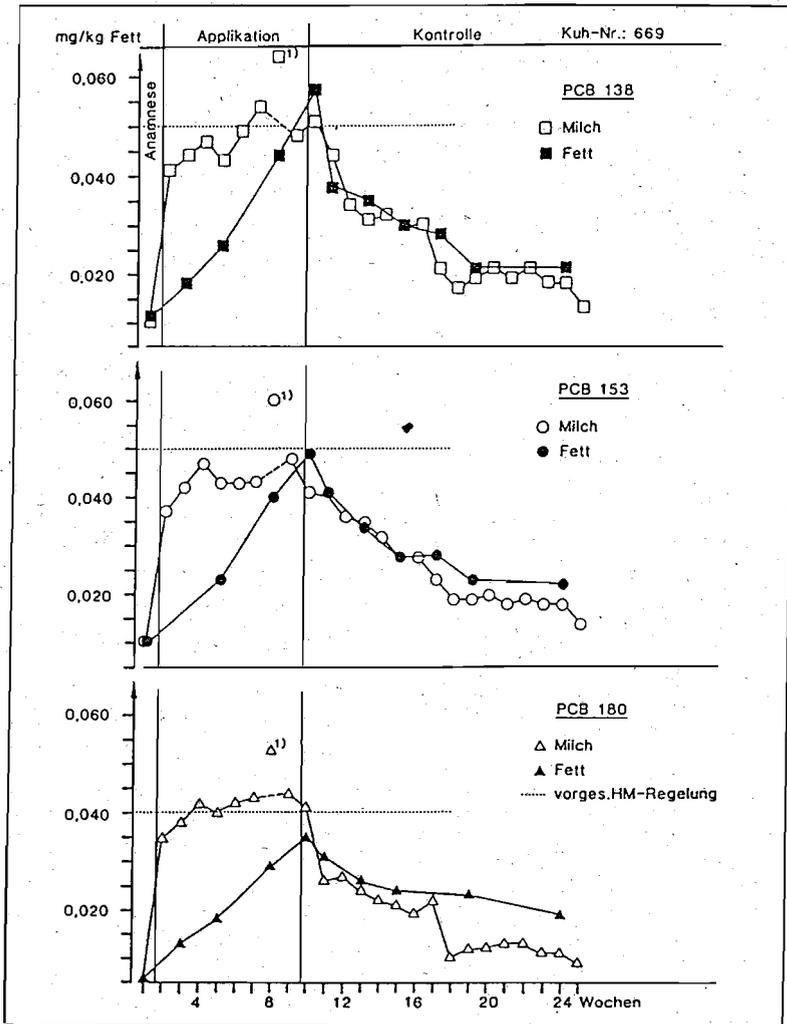


Abb. 13b: Konzentration der PCB-Kongener 138, 153 und 180 in Milch und Körperfett; Versuch 1, Kuh Nr. 1207 (hoher Körperfettanteil, mittlere Milchleistung) (aus Ewers et al., 1987)



¹⁾ Störung im Analysengang

Abb. 14a: Konzentration der PCB-Kongenere 138, 153 und 180 in Milch und Körperfett; Versuch 2, Kuh Nr.669 (hoher Körperfettanteil, mittlere Milchleistung) (aus Ewers et al., 1987)

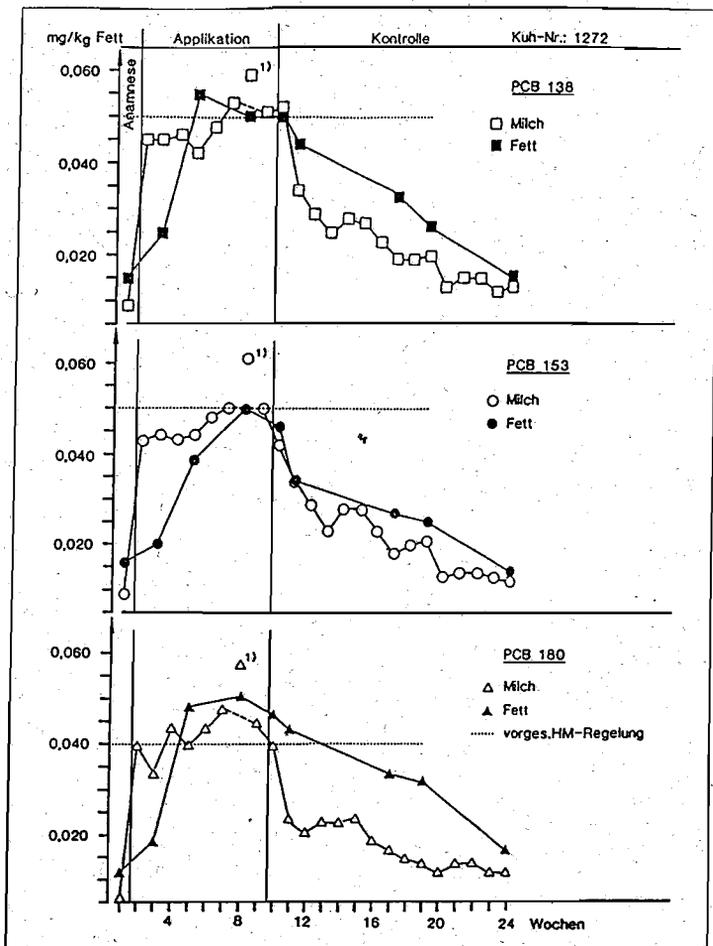


Abb. 14b: Konzentration der PCB-Kongenerne 138, 153 und 180 in Milch und Körperfett; Versuch 2, Kuh Nr. 1272 (niedriger Körperfettanteil, hohe Milchleistung) (aus Ewers et al., 1987)

Versuch 1 zeigt erneut den Einfluß des Körperfettgehaltes auf die Carry over-Rate und damit in diesem Fall auf die Milchkonzentration: diese ist bei der Kuh mit dem höheren Fettgehalt (Nr. 1207) deutlich niedriger als bei der Kuh mit dem geringeren Fettansatz (Nr. 638). Darüber hinaus wird deutlich, daß bei der Kuh mit der größeren Speicherkapazität die Substanzausscheidung nach Beendigung der Applikation langsamer ist als bei der Kuh mit dem geringeren Fettvolumen. Bei Versuchsende nach 20 Wochen sind bei diesem Tier die Ausgangskonzentrationen in Fett und Milch bereits wieder erreicht, während dies bei der erstgenannten Kuh noch nicht der Fall ist.

Ähnliche Ergebnisse erbrachte auch Versuch 2. Der Konzentrationsverlauf bei der Kuh mit dem niedrigen Fettansatz und der hohen Milchleistung (Nr. 1272) ist charakterisiert durch eine annähernde Plateaubildung in beiden Kompartimenten (Milch und Fett) und durch das Erreichen der Ausgangskonzentrationen bei Versuchsende nach 24 Wochen. Bei der Kuh mit hohem Fettansatz und mittlerer Milchleistung (Nr. 669) wird im Fettkompartiment kein Plateau erreicht, und die Konzentrationen liegen am Ende noch deutlich über den Anfangswerten.

Anhand dieser Ergebnisse sind in einem Fließgleichgewicht die höchsten Carry over-Raten bei Kühen mit hoher Milchleistung und niedrigem Körperfettgehalt zu erwarten. Die resorbierte Substanzmenge wird jedoch auf die Gesamtmenge an produziertem Milchfett (und entsprechend auf das Milchvolumen) verteilt, so daß eine hohe Milchleistung gleichzeitig eine stärkere Verdünnung der Schadstoffe zur Folge hat.

3.5. Schadstoffmassenbilanz von Milchkühen

Zu dieser Thematik existieren offenbar nur zwei Arbeiten. McLachlan (1992a) stellte eine vollständige Massenbilanz unter normalen landwirtschaftlichen Bedingungen auf, während Ewers et al. (1989) schwerpunktmäßig die Verteilung eines zugefütterten PCB-Kongeners im Körper der Kuh untersuchten. Diese beiden Arbeiten werden im folgenden besprochen.

McLachlan (1992a) untersuchte die Massenbilanz verschiedener Organochlor-Verbindungen (PCDD/PCDF, PCB, HCB, HCHs, p,p'-DDT, p,p'-DDE) am Beispiel einer laktierenden Kuh eines nordbayerischen Hofes. Zu diesem Zweck wurden der Schadstoffeintrag mit Futter, Tränkwasser und Luft, sowie die Schadstoffausscheidung über Kot, Urin und Milch gemessen. Aus den Ergebnissen sollten dann Informationen über das Verhalten der einzelnen Verbindungen in der Kuh gezogen werden.

Da die hierfür relevanten Prozesse Speicherung und Metabolisierung keiner direkten Messung zugänglich waren, mußte ihre Bedeutung indirekt aus der Differenz von Aufnahme und Ausscheidung ermittelt werden. Auf diese Weise war jedoch keine unabhängige Erfassung dieser beiden Prozesse möglich. Um dies aber dennoch zu erreichen, mußten Änderungen in der Schadstoffspeicherung ausgeschlossen werden, was generell gewährleistet ist, wenn sich die Kuh in einem Fließgleichgewicht befindet. Die Differenz zwischen Aufnahme und Ausscheidung entspricht dann, abgesehen von möglichen Meßfehlern, dem Abbau der Verbindung. Es wurde also eine Kuh ausgewählt, die sich in etwa in der Mitte des Laktationszyklus befand, um etwaige Störungen des Gleichgewichtes durch das Kalben auszuschließen. Der Versuchszeitraum war im Spätwinter angesiedelt, so daß aufgrund der mehrmonatigen Fütterung mit einheitlichem Winterfutter eine annähernd konstante Schadstoffaufnahme über eine längere Zeit gegeben war.

Es konnte also mit hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, daß sich die betreffende Kuh in einem Fließgleichgewicht befand. Dies wurde durch die über den Versuchszeitraum annähernd konstanten Milchkonzentrationen der meisten untersuchten Verbindungen bestätigt (Abbildung 15).

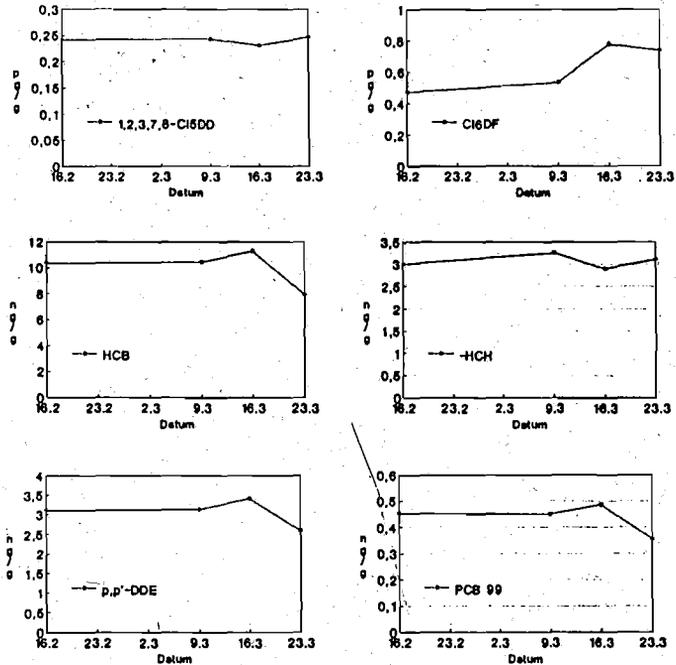


Abb. 15: Zeitlicher Verlauf der Milchkonzentrationen verschiedener Verbindungen während des Massenbilanzversuches (aus McLachlan, 1992a)

Eine Ausnahme bildeten vier PCDD/PCDF-Kongenerne (1,2,3,6,7,8-Cl₆DD, 1,2,3,4,6,7,8-Cl₇DD, 1,2,3,4,6,7,8-Cl₇DF und Cl₈DF), für die ab einem bestimmten Zeitpunkt ein Konzentrationsanstieg in der Milch zu verzeichnen war. Dies hatte seine Ursache in der Verfütterung einer Maissilage, die während der Lagerung in einem mit Pentachlorphenol behandelten Holzsilos zusätzlich kontaminiert worden war (vgl. Abschnitt 2.2). Für diese vier Kongenerne bestand damit ab diesem Zeitpunkt kein Gleichgewicht mehr.

Zur Bestimmung der Schadstoffflüsse in die Kuh und aus der Kuh wurden für den Versuchszeitraum repräsentative Proben von Luft, Tränkwasser, Futter, Kot, Urin und Milch auf ihre Substanzkonzentrationen untersucht. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 5 und 6 dargestellt.

Tabelle 5a: PCDD/PCDF-Flüsse zur Kuh (aus McLachlan, 1992a)

Substanz	Luft NL (ng/d)	% *	Wasser Nw (ng/d)	% *	Futter NF (ng/d)	% *
PCDD						
2,3,7,8-Cl ₄	0,0004	<1	<0,01	<1	0,7	>99
1,2,3,7,8-Cl ₅	0,0008	<1	<0,01	<1	1,0	>99
1,2,3,4,7,8-Cl ₆	0,0010	<1	<0,01	<1	1,3	>99
1,2,3,6,7,8-Cl ₆	0,0018	<1	<0,01	<1	4,4	>99
1,2,3,7,8,9-Cl ₆	0,0014	<1	<0,01	<1	2,0	>99
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇	0,020	<1	<0,1	<1	71	>99
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl ₈	0,058	<1	<0,8	<1	370	>99
PCDF						
2,3,4/7,8-Cl ₄	0,0033	<1	<0,01	<1	2,5	>99
1,2,3,4/7,8-Cl ₅	0,0026	<1	<0,01	<1	2,6	>99
2,3,4,7,8-Cl ₅	0,035	<1	<0,01	<1	3,5	>99
1,2,3,4,7,8/9-Cl ₆	0,042	<1	<0,01	<1	2,4	>99
1,2,3,6,7,8-Cl ₆	0,059	<1	<0,01	<1	2,2	>99
2,3,4,6,7,8-Cl ₆	0,015	<1	<0,01	<1	3,5	>99
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇	0,015	<1	<0,05	<1	20	>99
1,2,3,4,7,8,9-Cl ₇	0,0015	<1	<0,01	<1	1,3	>99
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl ₈	0,0068	<1	<0,08	<1	57	>99
Toxizitätsäquivalente (I-TEQ)	0,0066	<1	<0,03	<1	6,9	>99

NL Substanzfluß mit der Luft (ng/d)

NW Substanzfluß mit dem Tränkewasser (ng/d)

NF Substanzfluß mit dem Futter (ng/d)

* bezogen auf die Gesamtaufnahme

Tabelle 5b: PCB-, HCB-, HCH- und DDT- und DDE-Flüsse zur Kuh (aus McLachlan, 1992a)

Substanz	Luft		Wasser		Futter	
	N _L (ng/d)	%*	N _w (ng/d)	%*	N _F (ng/d)	%*
PCB 28	2,1	<1	<10	<1	1800	>99
PCB 52	4	<1	<8	<1	920	>98
PCB 101	4,2	<1	<13	<1	2400	>99
PCB 153	3,0	<1	<27	<1	3300	>99
PCB 138	2,2	<1	<32	<1	3200	>99
PCB 180	0,6	<1	<10	<1	1600	>99
PCB 194	<0,1	<1	<12	<10	112	>90
PCB 209	<0,1	<1	<7	<20	30	>80
HCB	80	<1	<75	<1	12300	>99
γ-HCH	96	<1	<25	<1	106000	>99
α-HCH	35	<1	<13	<1	30000	>99
p,p'-DDE	2,3	<1	<8	<1	4500	>99
p,p'-DDT	3	<1	<120	<2	7600	>98

N_L Substanzfluß mit der Luft (ng/d)

N_w Substanzfluß mit dem Tränkewasser (ng/d)

N_F Substanzfluß mit dem Futter (ng/d)

* bezogen auf die Gesamtaufnahme

Aus diesen Tabellen wird auch die anfangs erwähnte Rolle des Futters bei der Schadstoffaufnahme deutlich: in dem untersuchten Beispiel gelangen über 99% der meisten Schadstoffe auf diesem Wege in die Kuh.

Tabelle 6a: Ergebnisse des Massenbilanzversuchs für 2,3,7,8-substituierte PCDD/PCDF
(aus McLachlan, 1992a)

Substanz	Aufnahme			Kot		Milch		SAF ⁺	
	NF ng/d	ng/d	%	NK ng/d	%	NM ng/d	%	NSAF ⁺ ng/d	%
PCDD									
2,3,7,8-Cl ₄	0,74*					0,27*	36		
1,2,3,7,8-Cl ₅	1,01	0,61	60	0,32	32	0,08	8		
1,2,3,4,7,8-Cl ₆	1,22	0,88	72	0,19	16	0,15	12		
1,2,3,6,7,8-Cl ₆	4,43	2,36	53	0,64	15	1,43	32 [§]		
1,2,3,7,8,9-Cl ₆	2,00	1,66	83	0,31	15	0,03	2		
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇	70,9	47,4	67	2,2	3	21,3	30 [§]		
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl ₈	367	346	94	14	4	21	2		
PCDF									
2,3,4/7,8-Cl ₄	2,50	1,02	41	0,18	7	1,30	52		
1,2,3,4/7,8-Cl ₅	2,55	1,32	52	0,14	5	1,09	43		
2,3,4,7,8-Cl ₅	3,50	1,77	51	1,16	33	0,57	16		
1,2,3,4,7,8/9-Cl ₆	2,39	1,92	80	0,35	15	0,12	5		
1,2,3,6,7,8-Cl ₆	2,17	1,81	84	0,33	15	0,03	1		
2,3,4,6,7,8-Cl ₆	3,48	2,79	80	0,47	14	0,22	6		
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇	20,2	14,5	72	0,70	3	5,0	24 [§]		
1,2,3,4,7,8,9-Cl ₇	1,25	1,17	94	0,10	8	-0,02	-2		
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl ₈	56,8	38,6	68	1,02	2	17,2	30 [§]		
I-TEQ	6,3	4,0	63	1,30	21	1,0	16		

NF Substanzfluß mit dem Futter (ng/d)

NK Substanzfluß mit dem Kot (ng/d)

NM Substanzfluß mit der Milch (ng/d)

⁺ SAF = Speicherung, Abbau, exp. Fehler

NSAF = NF - (NK + NM)

* berechneter Wert

[§] Kongener, das sich nicht im Gleichgewicht befand

Tabelle 6b: Ergebnisse der Massenbilanz für PCB, HCB, HCHs, DDT und DDE (aus McLachlan, 1992a)

Substanz		Aufnahme	Kot		Milch		SAF ⁺	
Cl _x		NF	NK	%	NM		NSAF	
		ng/d	ng/d	%	ng/d	%	ng/d	%
3	PCB 28	950	190	20	28	3	73	77
4	PCB 47/48	310	75		74		161	
	PCB 47 (52%) ^a	160	49	31	70	44	41	25
	PCB 74	440	100	23	340	77	0	0
	PCB 66	840	150	18	100	12	590	70
	PCB 56/60	620	95		41		480	
	PCB 60 (39%) ^a	240	28	12	31	13	180	75
5	PCB 99	460	104	23	560	122	-200	-45
	PCB 87/115	570	135		55		380	
	PCB 115 (9%) ^a	52	36	69	39	75	-23	-44
	PCB 85	190	58	31	160	84	-28	-15
	PCB 107	106	29	28	39	37	38	35
	PCB 118/123	1550	540	35	1700	110	-700	-45
6	PCB 146	500	118	24	280	56	100	20
	PCB 153	3300	960	29	3900	118	-1560	-47
	PCB 130	49	18	36	57	116	26	-52
	PCB 138	3200	1050	33	3000	94	-850	-27
	PCB 158	340	94	28	440	129	-190	-57
	PCB 128	410	150	37	360	88	-100	-25
	PCB 156	270	94	35	280	104	-100	-39
	PCB 157	51	19	37	52	102	-20	-39
7	PCB 178	120	53	44	32	27	35	29
	PCB 187	1000	290	29	170	17	640	64
	PCB 183	530	200	38	420	79	-90	-17
	PCB 177	420	145	35	31	7	240	58
	PCB 171	260	92	35	137	53	31	12
	PCB 172	140	48	35	39	28	53	37
	PCB 180	1600	610	38	1200	75	-210	-13
	PCB 170/190	790	330	42	660	84	-200	-26

Substanz	Cl _x	Aufnahme			Kot		Milch		SAF ⁺	
		NF ng/d	ng/d	%	NK ng/d	%	NM ng/d	%	NSAF ng/d	%
8	PCB 202	33	15	45	4	13	14	42		
	PCB 197	12,7	5,5	43	3,8	30	3,4	27		
	PCB 196/203	150	82	55	98	65	-30	-20		
	PCB 195	48	26	54	27	56	-5	-10		
	PCB 194	112	59	53	64	57	-11	-10		
	PCB 205	7	3	43	5	71	-1	-14		
10	PCB 209	30	26	87	16	53	-12	-40		
	HCB	12300	3200	26	11800	96	-2700	-22		
	γ-HCH	10600	2900	3	4100	4	99000	93		
	α-HCH	30000	2600	9	6300	21	21100	70		
	p,p'-DDE	4500	970	22	4000	89	-470	-11		
	p,p'-DDT	7600	1700	22	310	4	5600	74		

NF Substanzfluß mit dem Futter (ng/d)

NK Substanzfluß mit dem Kot (ng/d)

NM Substanzfluß mit der Milch (ng/d)

⁺ SAF = Speicherung, Abbau, exp. Fehler

NSAF = NF - (NK + NM)

^a Anteil des Isomers am Peak, der in einer Mischung aus Clophen A30, A40, A60 und A70 (1:1:1:1) vorkommt (Schulz et al., 1989)

Unter der Voraussetzung eines Fließgleichgewichtes lassen sich anhand der gemessenen Ausscheidungsflüsse und ihrer Verhältnisse zueinander eine Reihe von Aussagen treffen. Aufgrund der Komplexität der betrachteten Verteilungs- und Transportvorgänge sind die einzelnen Flüsse der verschiedenen Verbindungen jedoch nicht direkt miteinander vergleichbar. So entspricht z.B. der SAF-Fluß zwar dem aktuellen Abbau der Verbindung in der Kuh, eine Aussage über ihre Persistenz an sich ist jedoch nur in Verbindung mit der Resorption möglich: "Ein NSAF-Wert von 10% bei einer Verbindung, die zu 90% resorbiert wird, bedeutet etwas ganz anderes als bei einer Verbindung, die nur zu 10% resorbiert wird. Im ersten Fall ist die Substanz persistent, im zweiten Fall labil." (McLachlan, 1992a). Die Meßdaten liefern im einzelnen folgende Informationen:

Die mit dem Kot ausgeschiedene Substanz (NK) stellt den nicht resorbierten Anteil der mit dem Futter aufgenommenen Menge dar. Der resorbierte Anteil entspricht der

Summe aus Milchfluß (NM) und der Differenz zwischen Gesamtaufnahme und Gesamtausscheidung (= NSAF, in dem betrachteten Fall also in erster Näherung Abbau). Die Persistenz einer Verbindung in der Kuh ergibt sich nun aus dem Verhältnis von Milchfluß (NM) zu Gesamtresorptionsfluß (NM + NSAF), denn dieser Quotient besagt, welcher Anteil der resorbierten Substanz in die Milch übergeht und damit nicht metabolisiert wird.

In Abbildung 16 sind diese Quotienten für die 2,3,7,8-substituierten Kongenere dargestellt. Es wird außerdem angezeigt, für welche Kongenere kein Gleichgewicht bestand.

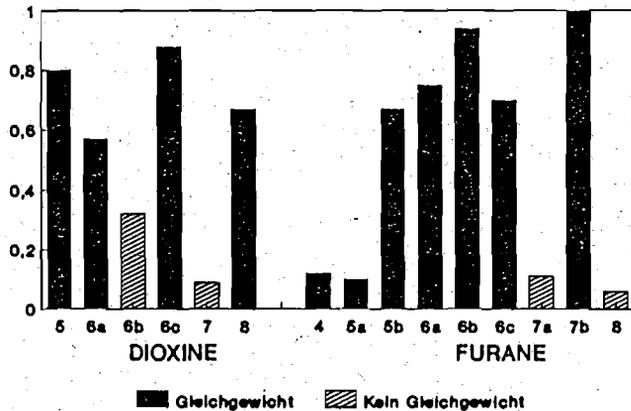


Abb. 16: Verhältnisse von Milchfluß (NM) zu Gesamtresorptionsfluß (NM+NSAF) für 2,3,7,8-substituierte PCDD/PCDF-Kongenere; die Bezeichnungen der Kongenere entsprechen denjenigen aus Abbildung 17 (aus McLachlan, 1992a)

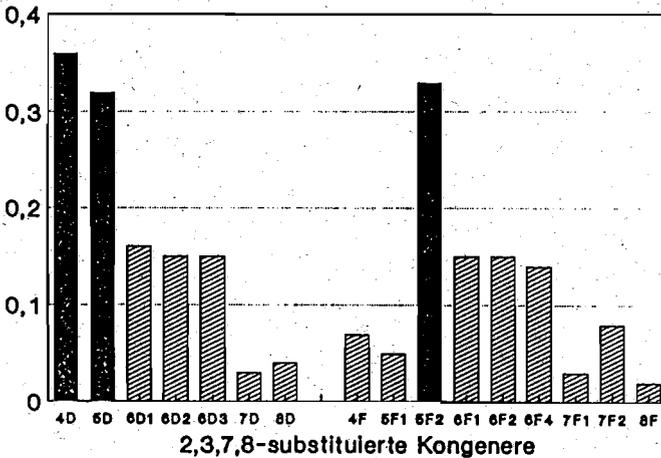
Im Gleichgewicht gilt, daß die Verbindung um so stabiler sein muß, je größer dieser Quotient ist, d.h. je mehr von der resorbierten Substanz in die Milch übergeht. Demnach unterliegen 2,3,7,8- und 1,2,3,7,8-PCDF in der Kuh offenbar einem raschen Abbau. Dagegen können alle anderen Kongenere, also die 2,3,7,8-PCDD und die 2,3,4,7,8-PCDF, als persistent eingestuft werden. Bei den vier Kongeneren, für die kein Gleichgewicht bestand, ist eine derartige Beurteilung nicht ohne weiteres möglich, da der NSAF-Fluß in diesem Fall zusätzlich die Schadstoffspeicherung beinhaltet. In der Literatur (Firestone et al., 1979; Olling et al., 1990) wird jedoch von der Persistenz dreier dieser Kongenere berichtet, so daß der NSAF-Fluß in diesem Fall wohl in erster Linie auf Speicherung zurückgeführt werden kann.

Zur Quantifizierung des Schadstoffübergangs in die Milch verwendete McLachlan die in Abschnitt 3.4.2 beschriebene Carry over-Rate (KFM), die angibt, welcher Anteil der mit dem Futter aufgenommenen Substanzmenge pro Zeiteinheit mit der Milch ausgeschieden

wird. Dies entspricht den Werten der Spalte "NM %" in Tabelle 6a. Auf dieser Basis teilte McLachlan die PCDD/PCDF in drei Gruppen ein:

- (i) 2,3,7,8-Cl₄DD; 1,2,3,7,8-Cl₅DD; 2,3,4,7,8-Cl₅DF mit einer Carry over-Rate von etwa 35%
- (ii) Cl₆DD/F mit einer Rate von etwa 15%
- (iii) alle anderen mit einer Rate kleiner 10%.

Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, daß bei den persistenten PCDD/PCDF-Kongeneren der Übergang in die Milch unter Gleichgewichtsbedingungen allein von der Resorption bestimmt wird. Dementsprechend weisen die Cl₄-Kongenerere die höchsten Carry over-Raten auf, während von den hepta- und octachlorierten nur noch ein kleiner Teil der aufgenommenen Substanz in die Milch gelangt (Abbildung 17).



- | | |
|--------------------------------------|--|
| 6D1 - 1,2,3,4,7,8-Cl ₆ DD | 6F2 - 1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DF |
| 6D2 - 1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DD | 6F3 - 1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DF |
| 6D3 - 1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DD | 6F4 - 2,3,4,6,7,8-Cl ₆ DF |
| 5F1 - 1,2,3,7,8-Cl ₅ DF | 7F1 - 1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DF |
| 5F2 - 2,3,4,7,8-Cl ₅ DF | 7F2 - 1,2,3,4,7,8,9-Cl ₇ DF |
| 6F1 - 1,2,3,4,7,8-Cl ₆ DF | |

Abb. 17: Carry-over Raten der 2,3,7,8-substituierten PCDD/PCDF-Kongenerere (aus McLachlan, 1992a)

Insgesamt gelangen etwa 20% der mit dem Futter aufgenommenen Toxizitätsäquivalente in die Milch, während die restlichen 80% entweder abgebaut (16%) oder erst gar nicht resorbiert werden (63%). An der resultierenden Milchbelastung haben die in Abbildung 15 hervorgehobenen Kongenerere 2,3,7,8-Cl₄DD, 1,2,3,7,8-Cl₅DD und 2,3,4,7,8-Cl₅DF einen Anteil von ca. 80% der Toxizitätsäquivalente (vgl. Tabelle 6a).

In Tabelle 7 sind die von McLachlan ermittelten Carry over-Raten Literaturwerten aus Fütterungsversuchen gegenübergestellt.

Tabelle 7: Vergleich der Carry over-Raten von McLachlan mit anderen Literaturwerten (aus McLachlan, 1992a)

Substanz	Carry-over Rate KFM			
	McLachlan 1992	Olling et al., 1990	Firestone et al., 1979	Stevens und Gerbec, 1988
2,3,7,8-Cl ₄ DD	0,36	0,295		0,40
1,2,3,7,8-Cl ₅ DD	0,32	0,280		
1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DD	0,15*	0,265	0,33*	
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DD	0,03	0,016	0,03*	
Cl ₈ DD	0,04		0,006*	
2,3,7,8-Cl ₄ DF	0,07	0,013		
2,3,4,7,8-Cl ₅ DF	0,33	0,356		
1,2,3,4,7,8-Cl ₆ DF	0,15	0,178		
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DF	0,03	0,017		

* Untergrenze aufgrund fehlenden dynamischen Gleichgewichts

Die Tabelle zeigt, daß die in unterschiedlichen Versuchen ermittelten Carry over-Raten in der Größenordnung gut übereinstimmen. Abweichungen treten auf, wenn die Werte nicht unter Gleichgewichtsbedingungen ermittelt wurden, da sie in diesem Fall den instationären Carry over-Prozeß während der Akkumulations- oder Clearancephase widerspiegeln. Die Ergebnisse sind dann zusätzlich eine Funktion des jeweiligen Meßzeitpunktes und somit nicht vergleichbar. Eine weitere Ursache für abweichende Carry over-Raten sieht McLachlan in physiologischen Unterschieden zwischen verschiedenen Rassen oder auch zwischen verschiedenen Kühen einer Rasse. So fällt z.B. auf, daß die Carry over-Raten für die heptachlorierten PCDD/PCDF von McLachlan um etwa einen Faktor 2 höher sind als die von Olling et al. (1990). Da es sich bei diesen Verbindungen um schwach resorbierte Kongenere handelt, können schon relativ kleine physiologische Unterschiede einen entsprechenden Einfluß auf die Resorption und damit auf die Carry over-Rate haben. In analoger Weise mag die Ursache für die bei McLachlan im Vergleich zu Olling deutlich höheren Carry over-Raten des labilen 2,3,7,8-Cl₄DF in unterschiedlicher metabolischer Aktivität der Versuchskühe zu suchen sein.

Eine weitere, wenngleich nur qualitative, Vergleichsmöglichkeit bieten die Ergebnisse des NRW-Chloraromaten-Meßprogramms (MURL, 1991) für Milch- und Grasproben verschiedener Höfe. Aus den vorliegenden Meßdaten können zwar lediglich die Konzentrationsverhältnisse Milch/Gras und keine Carry over-Raten gewonnen werden, da die hierfür notwendigen Angaben, Futtermenge und Milchleistung der Kühe, nicht verfügbar sind, aber diese Daten liefern immerhin Informationen über den relativen Futter/Milch-Transfer der verschiedenen Kongenere. In Abbildung 18 sind diese Konzentrationsverhältnisse zusammen mit den Carry over-Raten von McLachlan dargestellt. Mit Ausnahme von 2,3,7,8-Cl₄DD wird eine sehr gute Übereinstimmung der Ergebnisse beider Untersuchungen deutlich.

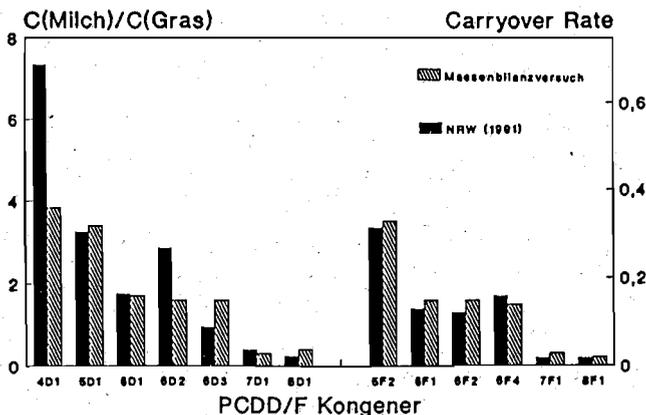


Abb. 18: Vergleich der Carry over-Raten des Massenbilanzversuches von McLachlan (1992a) mit den Milch/Gras-Konzentrationsverhältnissen des NRW-Meßprogramms (aus McLachlan, 1991)

Bei einigen PCB-Kongenere, bei HCB und bei p,p'-DDE ergab die Massenbilanz negative Werte für die NSAF-Flüsse. Dafür kommen theoretisch drei Ursachen in Frage: Clearance aus dem Körperfett, Neubildung der Substanzen in der Kuh und eine zusätzliche Schadstoffquelle, die bei der Probennahme nicht erfaßt wurde. Gegen die erste Möglichkeit sprechen die zeitlich konstanten Milchkonzentrationen, die auf einen Gleichgewichtszustand der Kuh hinweisen. Die zweite Möglichkeit kann aus chemischen Gründen als unwahrscheinlich betrachtet werden. Die Anwesenheit einer zusätzlichen Schadstoffquelle ist dagegen durchaus denkbar, wenngleich anhand der Daten nicht zu belegen. Für die PCB käme nach Ansicht des Autors möglicherweise das auf dem beprobten Hof verwendete Hanfbindegarn als Ursache für eine inhomogene Kontamination der Heuballen in Frage (vgl. Abschnitt 2.2). Dazu liegen jedoch keine Analysenwerte vor.

Dieses Problem hatte zur Folge, daß sich bei den Carry over-Berechnungen mehrfach KFM-Werte >1 ergaben und damit keine sinnvolle Aussage über das Verhalten der betreffenden Verbindung möglich war. Aus diesem Grund wurde eine Korrektur des Futterflusses NF vorgenommen, dergestalt, daß pro Chlorierungsgrad für das am stärksten in der Milch ausgeschiedene Kongener Persistenz angenommen und die Aufnahme gleich der Summe aus Milch- und Kotfluß gesetzt, also aus diesen abgeschätzt wurde. Die so korrigierten Daten sind in Tabelle 8 aufgeführt.

Tabelle 8: Korrigierte Ergebnisse der Massenbilanz für PCB, HCB, HCHs, DDT und DDE (aus McLachlan, 1992a)

Substanz		Aufnahme	Kot		Milch		SAF ⁺	
Cl _x		NF	NK	%	NM	%	NSAF	%
		ng/d	ng/d	%	ng/d	%	ng/d	%
3	PCB 28	950	190	20	28	3	73	77
4	PCB 47/48	310	75		74		161	
	PCB 47 (52%) ^a	160	49	31	70	44	41	25
	PCB 74	440	100	23	340	77	0	0
	PCB 66	840	150	18	100	12	590	70
	PCB 56/60	620	95		41		480	
	PCB 60 (39%) ^a	240	28	12	31	13	180	75
5	PCB 99	640	104	16	560	88	-20	-4
	PCB 87/115	800	135		55		610	
	PCB 115 (9%)	73	36	49	39	53	-2	-2
	PCB 85	279	58	22	160	59	50	19
	PCB 107	150	29	19	39	26	82	55
	PCB 118/123	2200	540	25	1700	77	-40	-2
6	PCB 146	750	118	16	280	37	350	43
	PCB 153	5000	960	19	3900	78	140	3
	PCB 130	74	18	24	57	77	-1	-1
	PCB 138	4800	1050	22	3000	63	750	15
	PCB 158	510	94	18	440	87	-24	-5
	PCB 128	610	150	25	360	59	100	16
	PCB 156	410	94	23	280	68	36	9
	PCB 157	76	19	25	52	68	5	7

Fortsetzung Tabelle 8

Substanz		Aufnahme	Kot		Milch		SAF ⁺	
Cl _x		NF ng/d	NK ng/d	%	NM ng/d	%	ng/d	NSAF %
7	PCB 178	145	53	37	32	22	60	41
	PCB 187	1200	290	24	170	14	740	62
	PCB 183	640	200	31	420	66	20	3
	PCB 177	500	145	29	31	6	320	65
	PCB 171	310	92	30	137	44	81	26
	PCB 172	170	48	28	39	23	83	49
	PCB 180	1900	610	32	1200	63	90	5
	PCB 170/190	950	330	35	660	69	-40	-4
8	PCB 202	38	15	39	4	11	19	50
	PCB 197	14,6	5,5	38	3,8	26	35,3	36
	PCB 196/203	170	82	48	98	58	-10	-6
	PCB 195	55	26	47	27	49	2	4
	PCB 194	130	59	46	64	49	7	5
	PCB 205	8	3	38	5	62	0	0
10	PCB 209	42	26	62	16	38	0	0
	HCB	15000	3200	21	11800	79	0	0
	γ-HCH	10600	2900	3	4100	4	99000	93
	α-HCH	30000	2600	9	6300	21	21100	70
	p,p'-DDE	5000	970	20	4000	80	0	0
	p,p'-DDT	7600	1700	22	310	4	5600	74

NF Substanzfluß mit dem Futter (ng/d)

NK Substanzfluß mit dem Kot (ng/d)

NM Substanzfluß mit der Milch (ng/d)

+ SAF = Speicherung, Abbau, exp. Fehler

NSAF = NF - (NK + NM)

^a Anteil des Isomers am Peak, der in einer Mischung aus Clophen A30, A40, A60 und A70 (1:1:1:1) vorkommt (Schulz et al., 1989)

Die daraus ermittelten Carry over-Raten sind, zusammen mit anderen Literaturwerten, in Tabelle 9 aufgeführt.

Tabelle 9: Vergleich der von McLachlan ermittelten Carry over-Raten für PCB, HCB, HCHs, DDT und DDE mit anderen Literaturwerten (aus McLachlan, 1992a)

Substanz	Carry-over Rate K_{FM}				
	McLachlan (1992)	Tuinstra et al. (1981)	Heeschen et al. (1986)	v. d. Hoek et al. (1975)	Fries (1977)
PCB 153	0,78	0,23	0,71		
PCB 138	0,63	0,18	0,75		
PCB 180	0,63	0,21	0,68		
γ -HCH	0,04		0,03	0,02	
α -HCH	0,21		0,09	0,16	
HCB	0,79			0,23	0,53
p,p'-DDE	0,80				0,50
p,p'-DDT	0,04				0,03

Die Ergebnisse für die drei PCB-Kongeneren stimmen bei McLachlan (1992) und Heeschen und Blüthgen (1986) gut überein, während die Werte von Tuinstra et al. (1981) deutlich darunter liegen. McLachlan vermutet als Ursache für diese Abweichung zum einen ein fehlendes Gleichgewicht der Kühe während des Versuchs von Tuinstra et al., zum anderen deren unzureichende Analytik, die keine isomerspezifische Trennung persistenter und labiler Kongeneren erlaubte. Die niedrige Carry over-Rate für HCB bei van den Hoek et al. (1975) kann vermutlich ebenfalls darauf zurückgeführt werden, daß nach Angaben der Autoren während des Versuchs kein Gleichgewicht erreicht worden war. Darüber hinaus können natürlich auch, wie in Abschnitt 3.4 dargestellt, Unterschiede in Milchleistung und Körperfettgehalt der Versuchskühe einen Einfluß auf die Carry over-Raten gehabt haben.

McLachlan bestimmte darüber hinaus auch Carry over-Raten für die labilen PCDD/PCDF- und PCB-Kongenerere, die nicht vollständig metabolisiert und daher in kleinen Mengen auch über die Milch ausgeschieden wurden. Dieser Anteil lag für alle Verbindungen im Bereich von 2-4 % der aufgenommenen Menge (Tabelle 10).

Tabelle 10: Carry over-Raten labiler PCDD/PCDF- und PCB-Kongenerere

Substanz	KFM
Cl ₄ DF	0,02
Cl ₅ DF	0,04
Cl ₆ DF	0,03
Cl ₆ DD	0,02
Cl ₃ BP	0,02
Cl ₄ BP	0,03
Cl ₅ BP	0,02
Cl ₆ BP	0,03
Cl ₇ BP	0,02
Cl ₈ BP	0,09

Auf die Arbeit von Ewers et al. (1989) wurde bereits in Abschnitt 3.4.1 im Zusammenhang mit der Verteilung lipophiler Substanzen in der Kuh eingegangen. Das Versuchskonzept sei jedoch an dieser Stelle noch einmal zusammengefaßt: an drei Kühe wurde über einen Zeitraum von 28 Tagen eine tägliche Dosis von 3 mg des PCB-Kongeners 153 in Form einer Gelatine kapsel verabreicht. Gemessen wurden Milch- und Blutkonzentrationen der Verbindung vor und während der Applikationsphase und nach Versuchsende die Substanzgehalte in verschiedenen Geweben und Organen. Die drei Kühe unterschieden sich im Körperfettgehalt und in der Milchleistung. Diese Daten sind in Tabelle 11 zusammengestellt.

Tabelle 11: Charakterisierung der Versuchskühe (aus Ewers et al., 1989)

	Kuh Nr.		
	J31	665	1298
Laktationsmonat*	5	16	7
durchschnittliche Milchleistung (l/d)	17,9	7,8	16,6
geschätzter Fettgewebeannteil	niedrig	hoch	mittel
hochgerechneter Gesamtfettgehalt	8,4	19,6	18,7
Trächtigkeit	-	-	-

* zu Versuchsbeginn

Die Ergebnisse für die Milchausscheidung sind in Tabelle 12 zusammengestellt.

Tabelle 12: Ausscheidung des PCB-Kongeners 153 über die Milch während der Applikationsphase (aus Ewers et al., 1989)

Tag	J31		665		1298	
	absolute Menge mg/Tag	% der täglichen Dosis	absolute Menge mg/Tag	% der täglichen Dosis	absolute Menge mg/Tag	% der täglichen Dosis
1.	0,0095	-	0,0035	-	0,0074	-
7.	0,497*	16,6	0,210*	7,0	0,429*	14,3
14.	0,639*	21,3	0,279*	9,3	0,454*	15,1
21.	0,836*	27,9	0,269*	9,0	0,467*	15,6
28.	0,859*	28,6	0,398*	13,3	0,643*	21,4
Gesamtaus- aus- scheidung 1-4	mg 19,82	% der Gesamt- dosis 23,6	mg 8,09	% der Gesamt- dosis 9,6	mg 13,95	% der Gesamt- dosis 16,6

* Werte wurden um den Anamnesewert korrigiert

Die auch zu Versuchsende noch ansteigenden Milchkonzentrationen zeigen, daß für alle drei Versuchstiere noch kein Gleichgewicht erreicht war. Entsprechend sind die die Carry over-Raten (Spalte "% der täglichen Dosis" in Tabelle 12) deutlich niedriger als von Heeschen und Blüthgen (1986) und McLachlan (1992a) in Tabelle 9, von denen zumindest letztere unter Gleichgewichtsbedingungen ermittelt wurden.

Der bereits bei Ewers et al. (1987) festgestellte Einfluß von Körperfettgehalt und Milchleistung auf den Carry over-Prozeß geht auch aus den Daten von Tabelle 12 hervor: die Kuh mit dem geringsten Fettansatz und der höchsten Milchleistung (Kuh J31) weist die höchste Carry over-Rate auf, während bei Kuh 665 die Verhältnisse gerade umgekehrt sind und Kuh 1298 eine Zwischenstellung einnimmt.

Hinsichtlich der Verteilung der untersuchten Substanz auf die verschiedenen Gewebe und Organe der Versuchstiere wird auf Abschnitt 3.4.1 verwiesen.

Bei der Gesamtbilanz über den Verbleib der applizierten Dosis ergab sich eine Differenz zwischen der aufgenommenen und der in den Proben nachgewiesenen Substanzmenge. Dieser nicht wiedergefundene Dosisanteil betrug bei zwei Kühen etwa 35, bei der dritten 25% (Tabelle 13).

Tabelle 13: Bilanz der applizierten PCB-Dosis (aus Ewers et al., 1989)

	Kuh Nr.		
	31	665	1298
Milch (mg)	19,8	8,1	13,9
Körper (mg)	35,4	45,7	50,0
Gesamt (mg)	55,2	53,8	63,9
Gesamt (%)	65,7	64,0	76,1
nicht wiedergefunden (%)	34,3	36,0	23,9

Die Autoren vermuten als Ursache hierfür folgendes: "Der relativ hohe nicht wiedergefundene Anteil des durch hohe chemische Stabilität gekennzeichneten PCB-Kongeners Nr. 153 zwischen 24 und 36% könnte damit erklärt werden, daß PCB-Kongener in der Lage sind, auf die Cytochrome P450 und P448 induzierend zu wirken und somit ihren eigenen Metabolismus zu stimulieren (Matthews und Dedrick, 1984). Die induzierende Wirkung wird dabei umso größer, je höher der Chlorierungsgrad und je geringer die Metabolisierbarkeit der jeweiligen Verbindung ist (DFG, 1989)."

Vor dem Hintergrund eines Vergleichs der beiden Massenbilanzversuche können diese Daten jedoch auch in anderer Weise interpretiert werden. Dazu ist zuerst ein Vergleich der Versuchskonzepte und der aus den Meßgrößen gewonnenen Informationen nötig. Bei McLachlan wurden Substanzaufnahme und -ausscheidung vollständig durch Messen erfaßt. Änderungen der im Körperfett gespeicherten Substanzmenge waren aufgrund des Versuchskonzeptes für die meisten der untersuchten Substanzen auszuschließen, so daß der nicht wiedergefundene Anteil, d.h. die Differenz zwischen Aufnahme und Ausscheidung, in erster Näherung dem Abbau entsprach (Meßfehler seinen der Einfachheit halber in beiden Versuchen vernachlässigt). Die bei Ewers durch Messen erfaßten Größen sind Aufnahme, Speicherung und Ausscheidung über die Milch. Die verbleibende Differenz stellt somit die Summe zweier Unbekannter dar, nämlich des Abbaus und der Kotausscheidung. Wenn die Autoren, wie aus obigem Zitat hervorgeht, diese Differenz dem Abbau der Verbindung zuschreiben, nehmen sie implizit an, daß keine Ausscheidung mit dem Kot stattfindet, die verabreichte Dosis also vollständig resorbiert wird. Die Ergebnisse anderer Untersuchungen (z.B. Fries und Marrow, 1992; Rose et al., 1976; Piper et al., 1973) zeigen jedoch, daß dies auch bei "optimaler" Verfügbarkeit der Verbindung (wie dies hier in Form der Gelatine kapsel sicherlich der Fall war) unrealistisch ist. Diese Autoren fanden für die Resorption von 2,3,7,8-Cl₄DD aus Maisöl Werte im Bereich von 70-83%. Vergleicht man nun die nicht wiedergefunden

Anteile der Größenordnung 25-35% mit den Carry over-Raten von Heesch und Blüthgen (1986) und McLachlan (1992a) im Bereich von 70-80%, wobei letztere als praktisch resorptionsbestimmt angesehen werden können, so liegt es nahe, die von Ewers festgestellte Differenz der unvollständigen Resorption der applizierten Verbindung zuzuschreiben. Die von den Autoren getroffene Annahme eines selbstinduzierten Abbaus steht außerdem im Widerspruch zu den Ergebnissen von McLachlan, der für das PCB-Kongener 153 eine Differenz 3% zwischen Aufnahme und Ausscheidung fand, die, wie oben erläutert, unter den gegebenen Versuchsbedingungen praktisch dem Abbau der Verbindung in der Kuh entsprach.

4. Konsequenzen für Gefährdungsabschätzungen und Grenzwertfestlegungen

Wie die im vorhergehenden Kapitel besprochenen Untersuchungen zeigen, ist die Anreicherung von PCDD/PCDF in der Milch ein hochgradig selektiver Prozeß, dergestalt, daß zum einen im wesentlichen nur die persistenten Kongenere von Bedeutung sind und zum anderen innerhalb dieser Gruppe drei Vertreter (2,3,7,8-Cl₄DD, 1,2,3,7,8-Cl₅DD und 2,3,4,7,8-Cl₅DF) den Großteil der Toxizitätsäquivalente in der Milch ausmachen.

Dies veranlaßte sowohl McLachlan (1991) als auch Fürst et al. (1992) zu einer grundlegenden Kritik an den auf Toxizitätsäquivalenten basierenden Gefährdungsabschätzungen und Grenzwertfestlegungen. Der zentrale Mangel dieser Vorgehensweise besteht nach Meinung beider Autoren in der fehlenden Berücksichtigung der kongenerenspezifischen Anreicherung dieser Verbindungen in der Nahrungskette. McLachlan schlägt daher einen neuen Parameter, das "Expositions-Toxizitätsäquivalent" (ETEQ) vor, in dessen Berechnung neben der Konzentration und dem Toxizitätsäquivalenzfaktor (TEF) auch der Transferfaktor (TF) des jeweiligen Kongeners für jeden Schritt des betrachteten Expositionspfades eingeht. McLachlan (1991) verdeutlicht den Sinn dieser Erweiterung anhand des folgenden fiktive Beispiels.

Für zwei Weideböden soll die menschliche PCDD/PCDF-Exposition durch Verzehr von Milchprodukten der betreffenden Kühe beurteilt werden. Zu betrachten ist in diesem Fall der Belastungspfad Boden-Kuh-Milch-Mensch. Da die Kontamination der Böden jeweils eine andere Ursache hat, findet man die beiden gemessenen Kongenere 2,3,7,8-Cl₄DD und Cl₈DD in unterschiedlichen Konzentrationsverhältnissen, die jedoch, aufgrund der ebenfalls sehr unterschiedlichen TEF, dieselbe TEQ-Konzentration für beide Böden ergeben (Tabelle 14). Bezieht man dagegen die Transferfaktoren für die Übergänge Boden/Milch und Milch/Mensch in die Berechnung ein, so ergibt sich ein ganz anderes Bild: Boden 1 weist nun eine um den Faktor 10 höhere ETEQ-Belastung auf als Boden 2.

Tabelle 14: Vergleich der TEQ- und ETEQ-Werte zweier Böden

	Konzentrationen (ng/kg)		I-TEQ	ETEQ
	2,3,7,8-Cl ₄ DD	Cl ₈ DD		
Boden 1	10	1000	11	1,2
Boden 2	1	10000	11	0,12

Die ETEQ-Werte wurden folgendermaßen ermittelt:

$$\text{ETEF (Boden-Milch-Mensch)} = \text{TF (Boden/Milch)} \times \text{TF (Milch/Mensch)} \times \text{TEF}$$

$$\text{ETEF (2,3,7,8-Cl}_4\text{DD)} = 0,35 \times 0,35 \times 1 = 0,1225$$

$$\text{ETEF (Cl}_8\text{DD)} = 0,02 \times 0,02 \times 0,001 = 0,0000004$$

$$\text{ETEQ} = \text{ETEF} \times \text{Konzentration}$$

Dabei wurden die Resorption in Kuh und Mensch in erster Näherung gleichgesetzt. Dies geschah vor dem Hintergrund der Untersuchungen von Jödicke et al. (1991), die bei einem drei Monate alten, gestillten Säugling ein ähnliches Resorptionsverhalten der Kongenere feststellten wie bei der Kuh. Körner et al. (1992) berichten dagegen von insgesamt sehr geringen Ausscheidungsraten. Sie untersuchten die PCDD/PCDF-Konzentrationen in der Muttermilch und im Kot von zwei Säuglingen und fanden für alle Kongenere eine Resorption von 90% oder darüber. Daraus wird deutlich, daß der Schadstoffübergang aus der Nahrung in den menschlichen Organismus bei Gefährdungsabschätzungen im Zusammenhang mit einer Kontamination der Nahrungskette offensichtlich einen bedeutenden Unsicherheitsfaktor darstellt.

Nach McLachlan demonstriert das obige Beispiel "zum einen, daß das TEQ-Konzept nur in modifizierter Form als eine Vergleichsbasis für Umweltfragestellungen zu vertreten ist, zum anderen, daß Kenntnisse über die kongenerenspezifische Anreicherung in Nahrungsketten eine wichtige Grundlage für umweltpolitische Planung und Entscheidungen sind."

5. Literatur

- Arnott, D.R.; Bullock, D.H.; Platonow, N.S. (1977): Kinetics of polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254) in lactating bovines and their distribution in dairy products; *J. Food Protect.* **40**: 296-299
- Bacci, E.; Cerejeira, M.J.; Gaggi, C.; Chemello, G.; Calamari, D.; Vighi, M. (1990): Bioconcentration of organic chemical vapours in plant leaves: The azalea model; *Chemosphere* **21**: 525-535
- Ballschmiter, K.; Zell, M. (1980): Analysis of polychlorinated biphenyls by capillary gas chromatography; *Fresenius Z. Anal. Chem.* **302**: 20-31
- Balzer, W.; Packebusch, B.; Pluschke, P.; Stirnweiss, H. (1992): Spatial distribution of PCDD/F in soils of the greater Nuremberg area in relation to the main sources; *Beitrag DIOXIN 92, Tampere, Finnland, 24.-28. August 1992; Organohalogen Compounds Vol. 9*: 15-16; Finnish Institute of Occupational Health, Helsinki
- Beck, H.; Eckart, K.; Mathar, W.; Wittkowski, R. (1989): PCDD and PCDF body burden from food intake in the Federal Republic of Germany; *Chemosphere* **18**: 417-424
- Berende, P.L.M. (1990): Grondopname door Melkkoeien; Instituut voor veevoedingen onderzoek (IVVO), Lelystad, Niederlande, Intern rapport no. 312
- Birmingham, B.; Gilman, A.; Grant, D.; Salminen, J.; Boddington, M.; Thorpe, B.; Wile, I.; Toft, P.; Armstrong, V. (1989): PCDD/PCDF multimedia exposure analysis for the Canadian population: Detailed exposure estimation; *Chemosphere* **19**: 637-642
- Blüthgen, A.; Nijhuis, H.; Heeschen, W. (1983): Verhalten von HCH-Isomeren im Wiederkäuern und der Umwelt; Hexachlorcyclohexan als Schadstoff in Lebensmitteln; Deutsche Forschungs-gemeinschaft, Verlag Chemie, Weinheim, S. 128-142
- Brusske, A.; Hembrock-Heger, A.; Friege, H.; Plöger, E. (1991): Belastung von Böden in Ballungsgebieten und ländlichen Gebieten; *Organohalogen Compounds, Eco-Infirma Press, Bayreuth, Vol. 7*: 47-66
- Butzkamm-Erker, R.; Mach, R.E. (1990): Neuere Daten über Dioxingehalte in Klärschlamm; *Korrespondenz Abwasser* **37**: 161-163
- Delschen, T.; Hein, D.; Krause, G.H.M.; Fürst, P. (1992): PCDD/PCDF-Gehalte von Grünlandaufwuchs; *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* **4**: 102

Derks, H.J.G.M.; Berende, P.L.M.; Olling, M.; Everts, H.; Liem, A.K.D.; de Jong, A.P.J.M. (1991): Pharmacokinetic modeling of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and furans (PCDFs) in cows; Posterbeitrag, DIOXIN 91, Research Triangle Park, N.C., 23.-27. Sept. 1991; submitted to Chemosphere

DFG (1989): Deutsche Forschungsgemeinschaft: Mittlg. XIII der Kommission zur Prüfung von Rückständen in Lebensmitteln

Ende, M. (1992): PCDD/F-Untersuchungen von ausgewählten landwirtschaftlichen und gärtnerischen Produkten aus dem Umfeld einer Altlast sowie anderer, unterschiedlich belasteter Regionen; Beitrag zum DECHEMA-Expertengespräch "Gefährdungspotentiale im Bodenschutz" von 11.-13. März 1992 bei der GSF in München

Ewers, C.; Heeschen, W.; Reichmuth, J.; Nijhuis, H.; Hamann, J. (1987): Untersuchungen zum Carry over persistenter polychlorierter Biphenyle (PCB) aus Futtermitteln in die Milch; Kieler Milchwissenschaftliche Forschungsberichte 3: 123-140

Ewers, C.; Reichmuth, J.; Wetzels, S.; Vemmer, H.; Heeschen, W. (1989): Untersuchungen zum Verbleib lipophiler persistenter Organochlorverbindungen im Körper laktierender Rinder nach oraler Aufnahme am Beispiel des PCB-Kongeners Nr. 153; Kieler Milchwissenschaftliche Forschungsberichte 41: 75-95

Frank, R.; Braun, H.E.; Fleming, G. (1983): Organochlorine and organophosphorus residues in fat of bovine and porcine carcasses marketed in Ontario, Canada from 1969 to 1981; J Food Protect. 10: 893-900

Fries, G.F.; Marrow, G.S. (1975): Retention and excretion of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin by rats; J. Agric. Food Chem. 23: 265-269

Fries, G.F. (1977): The kinetics of halogenated hydrocarbon retention and elimination in dairy cattle; in: Fate of pesticides large animals; Academic Press, pp 159-173

Fries, G.F. (1985): Bioavailability of soil-borne polybrominated biphenyls ingested by farm animals; J. Toxicol. Environ. Health 16: 565-579; zitiert in Fries (1987)

Fries, G.F. (1987): Assessment of potential residues in foods derived from animals exposed to TCDD-contaminated soil; Chemosphere 16: 2123-2128

Fries, G.F.; Marrow, G.S.; Somich, C.J. (1989): Oral bioavailability of aged polychlorinated biphenyl residues contained in soil; Environ. Contam. Toxicol. 43: 683-690

Fries, G.F.; Paustenbach, D.J. (1990): Evaluation of potential transmission of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin-contaminated incinerator emissions to humans via food; J. Toxicol. Environ. Health 29: 1-43

Fries, G.F.; Marrow, G.S. (1992): Influence of soil properties on the uptake of hexachlorobiphenyls by rats; *Chemosphere* **24**: 109-113

Fürst, P.; Krüger, C.; Meemken, H.A.; Groebel, W. (1989): PCCD and PCDF levels in human milk - dependence on the period of lactation; *Chemosphere* **18**: 439-444

Fürst, P.; Fürst, C.; Groebel, W. (1990): Levels of PCDDs and PCDFs in food-stuffs from the Federal Republic of Germany; *Chemosphere* **20**: 787-792

Fürst, P. (1992): PCDD/PCDF in Kuhmilch unter besonderer Berücksichtigung des Transfers Boden/Gras/Milch; Beitrag zum DECHEMA-Expertengespräch "Gefährdungspotentiale im Bodenschutz" von 11.-13. März 1992 bei der GSF in München

Fürst, P.; Krause, G.H.M.; Hein, D.; Delschen, T. (1992): Influence of the PCDD/PCDF levels in grass and soil on the contamination of cow's milk; Beitrag DIOXIN 92, Tampere, Finnland, 24.-28. August 1992; *Organohalogen Compounds Vol. 8*: 333-336; Finnish Institute of Occupational Health, Helsinki

Gardner, A.M.; Richter, H.F.; Roach, J.A.G. (1976): Excretion of hydroxylated polychlorinated biphenyl metabolites in cow's milk; *J. Assoc. Offic. Anal. Chem.* **59**: 273-277

Gravenhorst, G.; Waraghai, A. (1990): Depositionsgeschwindigkeit luftgetragener Partikel für einen Fichtenbestand; *VDI-Berichte* **837**: 119-128

Hagenmaier, H.; Brunner, H.; Knapp, W.; Weberuß, U. (1988): Untersuchung der Gehalte an polychlorierten Dibenzodioxinen, polychlorierten Dibenzofuranen und ausgewählten Chlorkohlenwasserstoffen in Klärschlämmen; Umweltbundesamt Forschungsbericht 103 03 305, Berlin

Hagenmaier, H.; She, J. (1991): Persistence of PCDDs and PCDFs in soil at Maulch and Rastatt, Germany; Posterbeitrag, DIOXIN 91, Research Triangle Park, N.C., 23.-27. Sept. 1991

Harrad, S.J.; Wild, S.R.; Berrow, M.L.; Jones, K.C. (1990): The persistence of PCDDs, PCDFs and PCBs in sewage sludge-amended soils; Posterbeitrag, DIOXIN 91, Research Triangle Park, N.C., 23.-27. Sept. 1991

Healy, W.B.; Ludwig, T.G. (1965): Wear of sheep's teeth. 1. The role of ingested soil; *N. Z. J. Agric. Res.* **8**: 737-752

Healy, W.B.; Cutress, T.G.; Michie, C. (1967): Wear of sheep's teeth. IV. Reduction of soil ingestion and tooth wear by supplement feeding; *N. Z. J. Agric. Res.* **10**: 201-209

Healy, W.B. (1968): Ingestion of soil by dairy cows; *N. Z. J. Agric. Res.* **11**: 487-499

Healy, W.B.; Drew, K.R. (1970): Ingestion of soil by hoggets grazing swedes; N. Z. J. Agric. Res. **13**: 940-944

Heeschen, W.; Blüthgen, A. (1986): Aktuelle Probleme und Ergebnisse der Carry over-Forschung: Hexachlorcyclohexan (HCH) und Polychlorierte Biphenyle (PCB). In: Probleme des Übergangs unerwünschter Stoffe in und auf Futtermitteln in die Nahrungskette; Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, pp 193-211

Hembrock-Heger, A. (1990): PCCD/PCDF-levels in soils and plants of Northrhine Westfalia; Organohalogen Compounds, Eco-Inforna Press, Bayreuth, Vol. 1: 475-478

Hinkel, M.; McLachlan, M.S.; Reissinger, M.; Mücke, W.; Hutzinger, O. (1991): The influence of sewage sludge fertilization on PCDD/F and PCB levels in milk - A comparative study in northeast Bavaria; Posterbeitrag, DIOXIN 91, Research Triangle Park, N.C., 23.-27. Sept. 1991

Hülster, A.; Marschner, H. (1992): Transfer of PCDD/F from contaminated soils to food and fodder crop plants; Beitrag DIOXIN 92, Tampere, Finnland, 24.-28. August 1992; Organohalogen Compounds Vol. 8: 351-354; Finnish Institute of Occupational Health, Helsinki

Jödicke, B.; Ende, M.; Helge, H. (1991): First data on the fecal excretion of PCDDs/PCDFs in a 3-months-old breast-fed infant; Posterbeitrag DIOXIN 91, Research Triangle Park, N. C., 23.-27. September 1991

Jones, D.; Safe, S.; Morcom, E.; Holcomb, M.; Coppock, C.; Ivie, W. (1987): Bioavailability of tritiated 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) administered to Holstein dairy cows; Chemosphere **16**: 1743-1748

Jones, D.; Safe, S.; Morcom, E.; Holcomb, H.; Coppock, C.; Ivie, W. (1989): Bioavailability of grain and soil-borne tritiated 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) administered to lactating Holstein cows; Chemosphere **18**: 1257-1263

Kampe, W. (1987): Organische Stoffe in Böden und Pflanzen nach langjährigen, intensiven Klärschlammanwendungen; Korrespondenz Abwasser **34**: 820-827

Kashimoto, T.; Takayama, K.; Mimura, M.; Ohta, S.; Miyata, H. (1991): Daily dietary intakes and human exposure of PCDDs, PCDFs and non-ortho coplanar PCBs in Japan; Posterbeitrag DIOXIN 91, Research Triangle Park, N. C., 23.-27. September 1991

Krause, G.H.M.; Prinz, B.; Radermacher, L. (1992): PCDD-Transfer über die Pfade Boden/Pflanze und Luft/Pflanze; Beitrag zum DECHEMA-Expertengespräch "Gefährdungspotentiale im Bodenschutz" von 11.-13. März 1992 bei der GSF in München

- Kuroki, H.; Haraguchi, K.; Masuda, Y. (1990): Metabolism of polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) in rats; *Chemosphere* **20**: 1059-1064
- Loeffler, K. (1974): *Anatomie und Physiologie der Haustiere*; Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- Lutz, R.J.; Dedrick, R.L.; Matthews, H.B.; Eling, T.E.; Anderson, M.W. (1977): A preliminary pharmacokinetic model for several polychlorinated biphenyls in the rat; *Drug Metab. Dispos.* **5**: 386
- Lutz, R.J.; Dedrick, R.L. (1987): Physiologic pharmacokinetic modeling of polychlorinated biphenyls; in: Safe, S. (Hrsg.): *Polychlorinated biphenyls (PCBs): Mammalian and environmental toxicology*; Springer Verlag, Berlin, 1987; pp 111-132
- Markard, C. (1988a): Organische Stoffe in Klärschlämmen - eine Gefahr für die Nahrungskette?; *Korrespondenz Abwasser* **35**: 449-455
- Markard, C. (1988a): Organische Stoffe in Klärschlämmen - eine Gefahr für die Nahrungskette?; *Korrespondenz Abwasser* **35**: 582-586
- Matthews, H.B.; Dedrick, R.L. (1984): Pharmacokinetics of PCBs; *Ann. Rev. Pharmacol. Toxicol.* **24**: 85-103
- McConnell, E.E.; Lucier, G.W.; Rumbaugh, R.C.; Albro, P.W.; Harvan, D.J.; Hass, J.R.; Harris, M.W. (1984): Dioxin in soil: bioavailability after ingestion by rats and guinea pigs; *Science* **223**: 1077-1079
- McCrary, J.K.; McFarlane, C.; Gander, L.K. (1990): The transport and fate of 2,3,7,8-TCDD in soybean and corn; *Chemosphere* **21**: 359-376
- McLachlan, M.S.; Thoma, H.; Reissinger, M.; Hutzinger, O. (1990): PCDD/F in an agricultural food chain. Part 1: PCDD/F mass balance of a lactating cow; *Chemosphere* **20**: 1013-1020
- McLachlan, M.S.; Hutzinger, O. (1990a): A mass balance of PCBs and other organochlorine compounds in a lactating cow; *Organohalogen Compounds, Eco-Informa Press, Bayreuth, Vol. 1*: 478a-478d
- McLachlan, M.S.; Hutzinger, O. (1990b): Accumulation of organochlorine compounds in agricultural food chains; *Organohalogen Compounds, Eco-Informa Press, Bayreuth, Vol. 1*: 479-484
- McLachlan, M.S.; Reissinger, M. (1990): Der Einfluß der Klärschlammdüngung auf die Konzentrationen organischer Schadstoffe in Böden - Ein Beispiel aus Nordostbayern; *VDI Berichte* **837**: 475-488

McLachlan, M.S. (1991): Die Anreicherung von PCDD/F in Nahrungsketten; Organohalogen Compounds, Eco-Infirma Press, Vol. 6: 183-211

McLachlan, M.S.; Hinkel, M.; Reissinger, M.; Kaupp, H.; Hippelein, M.; Hutzinger, O. (1991): Eintrag von chlorierten Kohlenwasserstoffen (PCDD, PCDF, PCB) in die Nahrungskette durch die Klärschlammdüngung; Materialienbände des STMLU, Bayerisches Umweltministerium, München; im Druck

McLachlan, M.S. (1992a): Das Verhalten hydrophober chlororganischer Verbindungen in laktierenden Rindern; Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Fakultät für Biologie, Chemie und Geowissenschaften der Universität Bayreuth

McLachlan, M.S. (1992b): PCDD/F-Übergang von Futtermitteln in tierische Lebensmittel; Beitrag zum DEHEMA-Expertengespräch "Gefährdungspotentiale im Bodenschutz" von 11.-13. März 1992 bei der GSF in München

MURL (1991): Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf; NRW-Meßprogramm: Chloraromaten - Herkunft und Transfer, Abschluß-bericht

Piper, W.N.; Rose, R.Q.; Gehring, P.J. (1973): Excretion and tissue distribution in the rat; Environ. Health Perspect. 5:241-245

Pluim, H.J.; Kramer, I.; Olie, K.; van der Slikke, J.W.; Koppe, J.G.; Stolte, L.M. (1992): Influence of short-term dietary measures on dioxin concentrations in breast-milk; Beitrag DIOXIN 92, Tampere, Finnland, 24.-28. August 1992; Organohalogen Compounds Vol. 10: 181-184; Finnish Institute of Occupational Health, Helsinki

Poiger, H.; Schlatter, Ch. (1980): Influence of solvents and adsorbents on dermal and intestinal absorption of TCDD; Food Cosmet. Toxicol. 18: 477-481; zitiert in Fries (1987)

Poiger, H.; Buser, H.R.; Weber, H.; Zweifel, U.; Schlatter, Ch. (1982): Structure elucidation of mammalian TCDD-metabolites; Experientia 38: 484-486

Prinz, B.; Krause, G.H.M.; Radermacher, L. (1992): Setting standards and guidelines for PCDD/F - an attempt of an integrated approach with special respect to ambient air pollution; Beitrag DIOXIN 92, Tampere, Finnland, 24.-28. August 1992; Organohalogen Compounds Vol. 10: 345-348; Finnish Institute of Occupational Health, Helsinki

Rose, J.Q.; Ramsev, J.C.; Wentzler, T.H.; Hummel, R.A.; Gehring, P.J. (1976): The fate of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin following single and repeated oral doses in the rat; Toxicol. Appl. Pharmacol. 36: 209-226

Rotard, W. (1991): Aktuelles zur Dioxinproblematik - Ableitung von Dioxinrichtwerten für die Bodensanierung; Bundesgesundhbl. 4: 155-158

Rotard, W.; Christmann, W.; Knoth, W.; Mailahn, W. (1992): Investigations on the absorption availability of PCDD/PCDF from industriogenic soil; Beitrag DIOXIN 92, Tampere, Finland, 24.-28. August 1992; Organohalogen Compounds Vol. 10: 199; Finnish Institute of Occupational Health, Helsinki

Safe, S.; Platonow, N.S.; Hutzinger, O. (1975): Metabolims of chlorobiphenyls in the goat and cow; J. Agric. Food Chem. **23**: 259-261

Schulz, D.E.; Petrick, G.; Duinker, J.C. (1989): Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas-chromatography-electron capture detection; Environ. Sci. Technol. **23**: 852-859

Sipes, I.G.; Schnellmann, R.G. (1987): Biotransformation of PCBs: Metabolic pathways and mechanisms. In: Safe, S. (Hrsg.): Polychlorinated biphenyls (PCBs): Mammalian and environmental toxicology; Springer Verlag, Berlin, 97-110

Slob, W.; Van Jaarsveld, J.A. (1992): A chain model for dioxins: from emission to cow's milk; Beitrag DIOXIN 92, Tampere, Finland, 24.-28. August 1992; Organohalogen Compounds Vol. 10: 361-364; Finnish Institute of Occupational Health, Helsinki

Stephens, R.D.; Petreas, M.X.; Hayward, D.G. (1992): Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and dibenzofurans from soil; Beitrag DIOXIN 92, Tampere, Finland, 24.-28. August 1992; Organohalogen Compounds Vol. 8: 377-380; Finnish Institute of Occupational Health, Helsinki

Stevens, J.B.; Gerbec, E.N. (1988): Dioxin in the agricultural food chain; Risk Analysis **8**: 329-335

Sümmermann, W.; Rohleder H.; Korte, F. (1978): Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Lebensmitteln; Z. Lebensm. Unters.-Forsch. **166**: 137-144

Theelen, R.M.C.; Slob, W.; van Wijnen, J.H.; Bloemberg, B.P.M.; Liem, A.K.D.; Kleter, G.; de Schutter, M.; van Zorge, J.A. (1991): Occurrence of dioxin related compounds in Dutch foodstuffs; Posterbeitrag DIOXIN 91, Research Triangle Park, N. C., 23.-27. September 1991

Tuinstra, L.G.M.Th.; Vreman, K.; Roos, A.H.; Keukens, H.J. (1981): Excretion of certain chlorobiphenyls into the milk fat after oral administration; Neth. Milk Dairy J. **35**: 147-157

Umbreit, T.H.; Hesse, E.J.; Gallo, M.A. (1986): Bioavailability of dioxin in soil from a 2,4,5-T manufacturing site; Science **232**: 497-499

Umlauf, G.; Richartz, H.; Reissinger, M.; Freiberger, A.; Hutzinger, O. (1992): Vergleichende Luft- und Nadelmessungen atmosphärischer chlorierter Kohlenwasserstoffe; VDI-Band zur Bioindikations-Tagung, Wien, September 1991 (im Druck)

van den Hoek, J.; Salverda, M.H.; Tuinstra, L.G.M.Th. (1975): The excretion of six organochlorine pesticides into the milk of the dairy cow after oral administration; Neth. Milk Dairy J. 29: 66-78

Yanders, A.F.; Orazio, C.E.; Kapila, S.; Puri, R.K.; Lo, Y.-H. (1991): Persistence of chlorinated dioxins and furans in the soil environment; Posterbeitrag, DIOXIN 91, Research Triangle Park, N.C.; 23.-27. Sept. 1991

Verzeichnis der Abkürzungen

HCH	Hexachlorcyclohexan
HCB	Hexachlorbenzol
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane
PCB	Polychlorierte Biphenyle, Numerierung der Kongenere nach Ballschmiter und Zell (1980)
	18 2,2',5-Trichlorbiphenyl
	51 2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl
	101 2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl
	133 2,2',3,3',5,5'-Hexachlorbiphenyl
	138 2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl
	153 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl
	180 2,2',3,4,4',5,5'-Hepatchlorbiphenyl
TEF	Toxizitätsäquivalenzfaktor für PCDD/F
TE	Toxizitätsäquivalente
	I-TE: anhand der NATO/CCMS-TEF berechnete TE (Internationale TE)
	BGA-TE: anhand der TEF des Bundesgesundheitsamtes berechnete TE
TF	Transferfaktor
ETE	Expositions-Toxizitätsäquivalente
TS	Trockensubstanz

**Bodenaufnahme beim Weidegang
oder bei der**

Fütterung von Rindern

(Literaturstudie II)

Dipl.-Ing. agr. Julia Böcker,

Dr. K.-H. Meyer-Burgdorf und Prof. Dr. Hansjörg Abel

**Institut für Tierphysiologie und Tierernährung
der Universität Göttingen**

Inhalt

	Seite
1. Einleitung	85
2. Einflußfaktoren auf die Bodenaufnahme von Wiederkäuern	86
2.1. Tierspezifische Einflüsse	87
2.2. Futterspezifische Einflüsse	88
2.2.1. Bodenverunreinigung von Pflanzen	88
2.2.2. Bodenverunreinigung auf der Weide	90
2.2.2.1. Natürlich bedingte Faktoren	90
2.2.2.2. Wirtschaftsbedingte Faktoren	92
2.2.3. Bodenverunreinigung in geerntetem Grundfutter	94
3. Methoden zur Bestimmung der Bodenaufnahme	99
4. Bodenaufnahme von Rindern und Schafen	106
4.1. Bodenaufnahme auf der Weide	106
4.2. Bodenaufnahme im Stall	112
4.3. Abschätzung der Bodenaufnahme der Milchkuh für verschiedene Grundfutterkombinationen	120
5. Minderungsmaßnahmen	123
6. Schlußfolgerungen	134
7. Zusammenfassung	138
8. Literatur	140

1. Einleitung

Wiederkäuer nehmen regelmäßig - direkt oder indirekt - anorganische und organische Bodenbestandteile auf. Unter defizitären Versorgungsbedingungen stellt die direkte Bodenaufnahme ein natürliches Verhalten der Tiere zur Behebung von Mangelzuständen, z.B. im Bereich der Spurenelemente dar (FLEMING, 1986). Die klassische Tierernährungslehre sieht jedoch in der Bodenaufnahme primär eine Futterwertminderung durch Energie- und Nährstoffverdünnung, Nährstoffimbalancen und Beeinträchtigung der Verzehreseigenschaften von Einzelfuttermitteln und kompletten Futterrationen.

Auch aus hygienischer Sicht wirkt sich die Verschmutzung der Futterstoffe mit Bodenbestandteilen nachteilig aus. Einerseits führt die Infiltration von bodenbürtigen pathogenen Keimen und Parasiten zur Gefährdung der Tiergesundheit und des Leistungsvermögens. Andererseits werden bodengebundene Kontaminationsstoffe wie z.B. Schwermetalle (THORNTON und ABRAHAMS, 1983) und Organochlorverbindungen (FIEDLER et al., 1992) in die Nahrungskette von Tier und Mensch eingeschleust.

Die Bodenaufnahme von Wiederkäuern wird von zahlreichen klima- und witterungsabhängigen, bodenart-, wirtschaf-, futter- und tierspezifischen Faktoren bestimmt und läßt sich aus methodischen Gründen nur schwer exakt quantifizieren.

Im Folgenden werden die Einflußfaktoren, Methoden zur Bestimmung der Bodenaufnahme und Ergebnisse zur Bodenaufnahme von Wiederkäuern unter besonderer Berücksichtigung von Milchkühen sowie mögliche Minderungsmaßnahmen dargestellt.

2. Einflußfaktoren auf die Bodenaufnahme von Wiederkäuern

Bei Wiederkäuern ist die direkte Aufnahme von Boden eine Verhaltensweise, die unter bestimmten Mineral- und Spurenelementmangelsituationen auftritt. Einer Untersuchung an einer wildlebenden Hirschart *Odocoileus hemionus* im Norden Colorados zufolge nahmen die Tiere größere Bodenmengen direkt im Winter, im Frühjahr und Sommer dagegen indirekt über Pflanzen, an denen Bodenbestandteile hafteten, auf (ARTHUR und ALLDREDGE, 1979). FRIES et al. (1982a) untersuchten die Bodenaufnahme von Milchkühen unter verschiedenen Haltungsbedingungen in Michigan. Die Kühe wurden entweder im Stall mit befestigten Auslaufbereichen, auf der Weide mit Zufütterung und auf unbefestigten Auslaufplätzen mit wenig oder mit keiner Vegetation gehalten. Die Bodenaufnahme der Tiere war auf unbefestigten Auslaufflächen höher als im Stall. Nach Meinung der Autoren wird ein gewisser Anteil des Bodens von den Tieren aktiv und nicht nur passiv beim Grasen aufgenommen. Nach GREEN und DODD (1988) erfolgt die Bodenaufnahme direkt vom Boden.

Unter hiesigen Produktionsbedingungen und dem Ausschließen krankhaften Verhaltens scheint die direkte Aufnahme von Boden quantitativ unbedeutend zu sein. Die indirekte Aufnahme von Boden durch das Verzehren sandhaltiger Futtermittel bei Weidegang oder im Stall stellt den quantitativ wichtigeren Weg der Bodenaufnahme dar.

Die Höhe der Bodenaufnahme wird auf der einen Seite durch das artspezifische und individuelle Verhalten des Tieres selbst bestimmt. Auf der anderen Seite wirken sich auch verschiedene futterspezifische Faktoren auf die Höhe der Bodenaufnahme aus.

2.1. Tierspezifische Einflüsse

Beim Rind bildet die lange und bewegliche Zunge das Hauptorgan für die Futteraufnahme. "Grasbüschel" und längere Pflanzenteile werden durch Herumschlagen der Zunge erfaßt, in das Maul hineingezogen und durch Andrücken der Schneidezähne an die Dentalplatte des Zwischenkiéfers abgebissen, wobei der Vorgang durch ruckartige Bewegungen des Kopfes unterstützt wird. Die kleinen Wiederkäuer setzen beim Grasens vorwiegend die Unterkieferschneidezähne und die Zunge ein, wobei der letzteren jedoch nicht die Bedeutung wie beim Rind zukommt (KOLB, 1989). Außerdem ermöglicht beim Schaf die im Gegensatz zu Rindern bewegliche Oberlippe eine bessere selektive Futteraufnahme. Trotz dieser speziellen Befähigung zur Futterselektion wird die Bodenaufnahme bei Schafen im allgemeinen höher eingestuft als bei Milchkühen (HEALEY, 1968a), weil Schafe auf Weideflächen mit einem kürzeren Aufwuchs bzw. häufiger auf Zwischenfrüchten ohne geschlossene Narbe gehalten werden. Ein diesbezüglicher Vergleich der beiden Tierarten sollte auf der Basis des metabolischen Körpergewichtes erfolgen. Leider werden in den vorliegenden Untersuchungen zur Bodenaufnahme nicht immer auch Angaben zu den Körpergewichtes der Tiere gemacht.

Auf der Weide kann es bei Futtermangel zu einer größeren Bodenaufnahme kommen, da die Futterpflanzen tief an der Sproßbasis in der Nähe des Erdgrundes abgebissen werden müssen. Desweiteren können Rinder neben Sproß- auch Wurzelteile mit anhängendem Boden herausreißen. Nach BERENDE (1990) werden diese Wurzelteile abgebissen und fallengelassen. Rinder vermeiden das Herausreißen von Wurzeln und Bodenbestandteilen weitestgehend, indem sie die mit der Zunge umfaßten Pflanzenteile durch Gegendrücken des Flotzmauls auf die Bodenoberfläche abreißen. Im Stall selektieren die Tiere in der Weise, daß sie das Futter bei der Aufnahme

ausschütteln und so Sand im Trog zurückbleibt (HOF et al., 1974). Stark verunreinigtes Futter wird liegen gelassen.

Neben tierartspezifischen Unterschieden bei der Futtermittelaufnahme kommen innerhalb der Tierart individuelle Effekte hinzu. CHERNEY et al. (1983) stellten bei Fleischkühen fest, daß einige Tiere bis zu 30 % mehr Boden aufnehmen als andere. HEALEY (1968a) vermutet, daß die Höhe der Bodenaufnahme bei einigen Tieren genetisch beeinflußt und somit vererbbar sein kann. Zur Überprüfung dieser Hypothese wurden acht Zwillingspaare hinsichtlich ihrer Bodenaufnahme auf der Weide untersucht. Bei Einteilung der Paare in unterschiedliche Besatzdichtegruppen zeigte sich, daß drei Zwillingspaare unabhängig von der jeweiligen Besatzdichte stets die niedrigste Bodenmenge aufnahmen. Ein verhaltensgenetischer Einfluß auf die Bodenaufnahme ist demzufolge nicht vollständig auszuschließen.

2.2. Futterspezifische Einflüsse

Neben den tierspezifischen Einflüssen wird die Bodenaufnahme von natürlichen und wirtschaftsbedingten futterspezifischen Faktoren bestimmt.

2.2.1. Bodenverunreinigung von Pflanzen

Mit der Verunreinigung von Pflanzenoberflächen mit Bodenpartikeln können unlösliche Kontaminationsstoffe, die nicht über die Pflanzenwurzeln absorbiert werden, in die Nahrungskette gelangen (ZACH, 1984; PINDER und MCLEOD, 1988). Der Transport von Bodenpartikeln auf die Oberfläche von Pflanzen wird hauptsächlich durch zwei Prozesse verursacht: Zum einen durch das Spritzen von

Bodenpartikeln an die Pflanzen bei Regen und zum anderen durch die Erosion von Bodenteilchen bei Wind.

DREICER et al. (1984) bestimmten die Bodenkontamination durch Regen an Tomatenpflanzen und ermittelten die Bodenansammlung als eine Funktion

- der bodenartabhängigen Partikelgröße,
- der Regenfallintensität,
- der Pflanzenhöhe,
- der Oberflächenbeschaffenheit der Pflanzen und
- der Blattfläche, die den Boden überdacht.

Es wurde festgestellt, daß mit zunehmender Intensität des Regens die Größe der spritzenden Partikel zunimmt, ein Durchmesser von 105 µm jedoch nicht überschritten wird. Der größte Teil der Bodenspritzer wird nicht höher als 40 cm von der Bodenoberfläche aus hochgespritzt, so daß nah dem Boden wachsende Pflanzen mit breiten Blättern hauptsächlich durch spritzende Bodenpartikel verunreinigt werden.

Aus landwirtschaftlicher Sicht kommt dieser Weg der Bodenverunreinigung für Bestände in Betracht, die keine geschlossene Pflanzendecke aufweisen, wie z.B. Zwischenfrüchte und Feldgras, und für Pflanzen, die nah am Boden wachsen und breite Blattflächen besitzen. FOSTER et al. (1985) stellten ein Modell auf, mit dessen Hilfe der Transport bodengebundener Kontaminanten an Pflanzen durch Regentropfen geschätzt werden soll. Die Autoren unterscheiden dabei zwischen den Kontaminanten wie PCB und Dioxinen und den Sedimenten wie Bodenpartikeln, die die Kontaminanten gebunden haben. Das Modell berücksichtigt die Bodenart, die Sedimentverteilung, die Regenfallintensität, die Pflanzenart, die Pflanzendichte, die Pflanzenoberfläche sowie die Pflanzenhöhe. Nach diesen Autoren tritt die größte Menge der Bodensedimente, die an die Pflanze spritzen, nicht höher als 20 cm von der Bodenoberfläche aus auf.

Die Menge der Kontaminanten ist dagegen bei einer bestimmten Pflanzenhöhe größer als die Menge der Bodenpartikel, weil die großen Partikel in der Höhe vom Regen abgewaschen werden, die kleinen jedoch bestehen bleiben. Gerade aber die kleinen Partikel enthalten die größte Konzentration an Kontaminanten (LIVENIS und BAXTER, 1988, zit. nach PINDER und MCLEOD, 1989). Abhängig von der Windstärke, Bodenart und den Feuchtigkeitsverhältnissen sollen auch durch Wind Bodenpartikel an die Pflanze herangetragen werden (CHEPIL, 1945, zit. nach PINDER und MCLEOD, 1989). Quantitative Angaben liegen jedoch nicht vor.

2.2.2. Bodenverunreinigung auf der Weide

Die Bodenverunreinigung der Weide hängt nicht allein von Regen und Wind, sondern von einer Reihe weiterer untereinander korrelierter Faktoren ab.

2.2.2.1. Natürlich bedingte Faktoren

Als natürlich bedingte Faktoren, die zu einer Verschmutzung der Weide beitragen, sind die Bodenart und die botanische Zusammensetzung der Weide zu nennen.

Nach Untersuchungen von HEALEY (1968b) übt die Art des Bodens, auf dem die Tiere weiden, einen großen Einfluß auf die Bodenaufnahme aus. Gut entwässerte Böden, die eine feste Struktur und gute Trittfestigkeit besitzen, führen zu einer geringen Bodenaufnahme beim Weidegang. Im Gegensatz dazu stehen Böden mit schlechter Entwässerung und einer schwachen Struktur. Der Einfluß der Bodenart ist auch von den Witterungsbedingungen abhängig. So kommt es auf feuchten Standorten, insbesondere auf Tonböden, zu einer bleibenden Verschmierung

des Grasbestandes durch das weidende Vieh (BERENDE, 1990). Anhand einer Untersuchung mit Schafen teilte HEALEY (1967) Böden in Neuseeland nach hoher und niedriger Bodenaufnahme ein (Tabelle 1).

Tabelle 1: Einteilung der Böden nach hoher und niedriger Bodenaufnahme (HEALEY, 1967)

Böden verbunden mit niedriger Bodenaufnahme	Böden verbunden mit hoher Bodenaufnahme
Yellow-brown loams	Yellow-grey earth
Yellow-brown earth	Recent soils from silty alluvium
Red and brown loams	Podzolized yellow-brown earths
Brown granular clays	Podsols

Der Einfluß der botanischen Zusammensetzung des Grasbestandes steht vor allem mit der Beschaffenheit der Pflanzenoberfläche in Zusammenhang. Wie bereits unter Punkt 2.2.1. erwähnt, ist bei Pflanzenarten, die sich durch breite Blätter und einen niedrigen Wuchs auszeichnen, mit einer höheren Bodenverunreinigung zu rechnen. An einem rauhen Gras werden mehr Bodenpartikel hängenbleiben als an Gräsern mit einer glatten Oberfläche (BERENDE, 1990). Tabelle 2 zeigt eine Übersicht über einige morphologische Eigenschaften von ausgewählten Weidegräsern. In Grasbeständen, die reich an Weidelgräsern, Fuchsschwanz, Lieschgras, Schwingel und Rispe sind, ist demzufolge mit geringeren Bodenaufnahmen zu rechnen als in Beständen, in denen insbesondere Trespens und Quecke stärker vertreten sind.

Tabelle 2: Morphologische Eigenschaften ausgewählter Weidegräser (nach KALTOFEN und SCHRADER, 1991)

	Breite d. Blattspreite (mm)	Oberfläche d. Blattspreite	Unterseiten d. Blattspreite
Weidelgräser	4-10	glatt, unbehaart	glänzend
Fuchsschwanz	2-10	kahl, unbehaart	glänzend
Lieschgras	3-9	kahl	
Glatthafer	4-12	spärlich behaart bis völlig unbehaart	matt
Trespen	2-12	schwach behaart	matt glänzend
Schwingel	1-12	unbehaart	glänzend
Rispen glänzend	1-6	unbehaart	schwach
Goldhafer	3-6	zottig behaart	
Knautgras	4-10	kahl	nicht glänzend
Quecke	3-9	behaart	

2.2.2.2. Wirtschaftsbedingte Faktoren

Der Zustand des Graslandes kann sich sehr deutlich auf die Bodenaufnahme auswirken. Durch das Auftreten von Maulwurfshügeln kann es zu einer massiven Beschmutzung des Graslandes kommen (BERENDE, 1990). Nach HEALEY (1973) übt die Menge der Regenwürmer einen großen Einfluß auf die Bodenaufnahme aus. Der Autor berichtet, daß Regenwürmer insbesondere in nassen Perioden sehr aktiv sind und viele Erdhaufen an der Oberfläche ablagern, die dann auf verschiedenen Wegen zu einer Verschmutzung des Grases bzw. zu einer hohen Bodenaufnahme durch weidende Tiere beitragen:

- a) durch Verteilung der Erdhaufen mit Viehbewegungen
- b) durch Transport der Erdhaufen in höhere Pflanzenbestände mit dem Pflanzenwachstum
- c) durch Aufnahme auch auf dem Boden liegender Erdhaufen bei hoher Besatzdichte.

Bei einer dichten Grasnarbe nehmen die Tiere weniger Boden auf als auf Feldgrassaaten oder bei einer lockeren Grasnarbe.

SUMMERLING et al. (1984) führen die Beschmutzung von Weidepflanzen generell auf die Aktivitäten durch das weidende Vieh zurück. Der Einfluß der Besatzdichte steht, wie andere Faktoren auch, in einem engen Zusammenhang zu den Witterungsbedingungen und der Bodenart. Stark strukturierte Böden mit einer hohen Trittfestigkeit führen bei einer hohen Besatzdichte zu einer geringeren Verschmutzung als schwach strukturierte Böden (HEALEY, 1967). Bei feuchtem Wetter, schlechter Bodenstruktur, geringem Futteraufwuchs und hoher Besatzdichte ist mit einer hohen Bodenaufnahme zu rechnen.

Für die Bodenaufnahme ist auch das Beweidungssystem von Bedeutung. Nach BERENDE (1990) ist auf einer in kleine Parzellen unterteilten Standweide die Bodenaufnahme größer als bei dem Rotationsverfahren, weil die Tiere das Gras auf den kleinen Parzellen kürzer abfressen und dadurch mehr Boden aufnehmen. Andererseits wirkt die sehr dichte Grasnarbe einer Standweide der Bodenaufnahme prinzipiell entgegen. Bei zu knappem Grasangebot laufen die Tiere viel umher und verunreinigen auf diese Weise den Aufwuchs, während bei einem zu hohen Angebot vor allem bei nasser Witterung viel Gras zertreten und verschmiert wird (BERENDE, 1990).

Auch das zusätzlich zum Weidegang verabreichte Weidebeifutter beeinflusst die Bodenaufnahme. Hohe Kraftfuttermittelgaben führen zu einer geringeren Grundfutteraufnahme, wodurch die Bodenaufnahme geringer ausfallen wird. HEALEY et al. (1967) stellten bei Schafen in Neuseeland fest, daß Tiere, die während der Winterperiode zugefüttert wurden, weniger Boden aufnahmen als Schafe, die das ganze Jahr von dem Aufwuchs der Weide lebten.

2.2.3. Bodenverunreinigung in geerntetem Grundfutter

Grundfuttermittel, die für die Verfütterung im Stall erworben und konserviert werden, können neben den bisher aufgeführten Ursachen zusätzlich durch die angewendeten Ernte- und Konservierungsverfahren verunreinigt werden.

Die Schnitthöheneinstellung der Erntemaschinen (Mähbalken, Kreiselmäher und Häckselmäher) wirkt sich sehr deutlich auf die Bodenverunreinigung des Erntegutes aus. Zu tief eingestellte Maschinen erhöhen den Schmutzgehalt, insbesondere bei der Anwesenheit von Maulwurfshügeln und einer unebenen Oberfläche des Feldes (BERENDE, 1990). VAN LOO (1970) stellte in den Jahren 1966-1968 steigende Sandgehalte verschiedener Heu- und Grassilagearten fest. Als Ursache nennt er das Vorhandensein von Maulwurfshügeln und das Mähen mit einem Kreiselmäher. Nach VAN LOO (1970) vermischen die schnell drehenden Mähelemente des Kreiselmähers das Gras mehr mit Erde als ein Mähbalken.

GEERLOF (1970) untersuchte mit einer Umfrage unter niederländischen Landwirten die Ursachen hoher Rohaschegehalte als Indikator für die starke Verschmutzung von Heu und Grassilagen des Jahres 1968. Die be-

fragten Landwirte gaben schlechtes Wetter während der Feldperiode, das Vorhandensein von Maulwurfshügeln und das Mähen mit einem Kreiselmäher als Gründe für die hohen Rohaschegehalte an. Desweiteren schien die Grasnarbe beim Mähen mit dem Kreiselmäher stärker als beim Mähen mit dem Mähbalken beschädigt worden zu sein. Keinen Effekt auf den Rohaschegehalt übte dagegen das jeweilige System des Be- und Entladens des Futters auf den Betrieben aus.

Neuere Untersuchungen über den Verschmutzungsgrad von Heu und Grassilagen in Abhängigkeit vom Ernteverfahren liegen nicht vor (vgl. BOSMA, 1987). Der Verschmutzungsgrad von Silagen kann jedoch betriebsspezifisch und regional große Schwankungsbreiten aufweisen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Mittlere Sandgehalte mit Schwankungsbreiten der Grassilagen in Weser-Ems verschiedener Schnitte (ENGLING, 1991 u. 1992)

	1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt
1991			
Sand	3.7	3.7	3.7
in % TS	(0-10.2)	(0.1-7.4)	(1.0-6.2)
1992			
Sand	4.1	4.1	4.7
in % TS	(0-16.6)	(0-14.7)	(0-15.8)

Futtermittel mit höheren Anteilen an Bodenbestandteilen weisen geringere Energie- und Nährstoffgehalte auf, weil durch den Sandanteil der organische Anteil des Futters reduziert wird und die Verdaulichkeit des Futters sinkt. Erhebungen der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein verdeutlichen den Zusammenhang zwischen steigenden Sandgehalten und sinkenden Energiegehalten (Tabelle 4).

Tabelle 4: Verteilung der Grassilageproben nach Verschmutzungsgrad und Energiegehalt (THOMSEN, 1993)

	Proben	TS (%)	Sand (%)	NEL
1. Schnitt				
Sand <2 %	666	44.5	1.3	6.15
2-4 %	670	43.4	2.7	5.98
4-6 %	64	40.9	4.7	5.80
6-8 %	14	43.7	6.5	5.66
>8 %	6	47.6	12.0	5.13
2. Schnitt				
Sand <2 %	169	51.6	1.2	5.47
2-4 %	125	50.2	2.6	5.36
4-6 %	11	50.1	4.4	5.36
6-8 %	2	46.1	6.8	5.27
>8 %	1	50.5	8.0	4.90

Die Bedeutung eines sauberen Erntegutes für die Qualität der erzeugten Silage geht aus Tabelle 5 hervor. Mit dem Boden werden unerwünschte Keime wie Clostridien vermehrt in das Futter eingetragen, die die Entwicklung der Milchsäurebakterien unterbinden und zu einem ungünstigen, durch zu niedrige Milchsäure- und hohe Buttersäure- sowie $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte gekennzeichneten Gärverlauf führen. Eine derartige Silage muß als fütterungsuntauglich eingestuft werden.

Tabelle 5: Einfluß der Verschmutzung von Grassilage (WEISSBACH, 1992)

	sauber	mit 2 % Erdzusatz
pH	4.20	5.70
Milchsäure %	2.53	0.01
Essigsäure %	0.69	1.10
Buttersäure %	0.00	2.17
$\text{NH}_3 - \text{N}$ %	10.90	22.00

Das Befahren des Gärgutes während des Kompaktierens im Silo kann eine Beschmutzung des Futters nach sich ziehen. Bei trockenem Wetter wird jedoch durch das Wenden und Rütteln während der Bergung Sand wieder abgegeben. Im allgemeinen nimmt der Sandgehalt in Grundfutterkonserven in der Reihenfolge Heu < Anwelksilage < Feuchtsilage zu (BERENDE, 1990).

In vielen Milchviehbetrieben dient Silomais als Grundfutterkomponente für Milchkühe. Silomais wird mit Häckslern geerntet und das Häckselgut auf Transportwagen geblasen. Die Schnitthöhe liegt bei 10 bis 20 cm über der Bodenoberfläche, so daß bei angepaßter Erntetechnik nur mit einem geringen Verschmutzungsgrad zu rechnen ist. Es liegen jedoch keine diesbezüglichen Ergebnisse für Silomais vor. Auch bei der routinemäßigen Untersuchung von Silomais in Landwirtschaftlichen Untersuchungsanstalten werden - im Gegensatz zu Grassilage - i.d.R. keine Sandgehalte ausgewiesen.

Bei der Ernte von Zuckerrübenblatt übt das gesamte Ernteverfahren einen großen Einfluß auf den Verschmutzungsgrad des Futters aus. Es kommen in der Praxis verschiedene Blatternteverfahren zum Einsatz. Bei dem früher weit verbreiteten Standardverfahren "Langblatt mit Kopf" wird das Blatt in Querschwaden auf dem Boden abgelegt. Das Wiederaufnehmen mit dem Siloschwanz oder Frontlader kann zu großen Blattverschmutzungen mit schlechter Futterqualität führen (WIENEFELD, 1981; BERTRAM und CAESAR, 1984). Bei dem Verfahren "Kurzblatt mit Kopf" wird das zerkleinerte Blatt entweder in einen Blattbunker auf der Maschine zwischengelagert oder direkt auf neben dem Roder herfahrende Wagen überladen. Da das Blatt nicht auf dem Boden zwischengelagert wird, ist der Verschmutzungsgrad geringer. Mit mehrreihigen Erntemaschinen wird das Blatt nach dem Kurzblattverfahren ohne Kopf mit Schlegelhäckslern geerntet, die das Blatt in einer eingestellten Höhe, also ohne

Anpassungsmöglichkeit an die einzelne Rübe, abschlagen und zerkleinern. Der Ertrag ist hierbei im Vergleich zu den anderen Verfahren geringer, weil der Kopfanteil fehlt (BERTRAM und CAESAR, 1984).

Tabelle 6: Sand- und Energiegehalte von Zuckerrübenblattsilagen aus verschiedenen Blatternteverfahren (WIENEFELD, LK Hannover, Durchschnitt 1979 und 1980, 1981)

	Blatternteverfahren		
	Langblatt m. Kopf	Kurzblatt m. Kopf	Kurzblatt o. Kopf
Probenanzahl	48	62	46
Sand (g/kg TS)	291	228	160
Energie (STE)	400	477	520

Nach WIENEFELD (1981) liefert das Kurzblattverfahren ohne Kopf die beste Futterqualität mit dem geringsten Sandgehalt (Tabelle 6). Jedoch kann auch bei der Blatternte mit einem Schlegelhäcksler eine erhebliche Verschmutzung des Blattes eintreten, wenn die Schlegel zu tief eingestellt sind oder wenn bei trockener Witterung Bodenpartikel durch die Sogwirkung der hochtourigen Maschinen aufgewirbelt werden. Auch die Verunkrautung des Zuckerrübenbestandes kann von Bedeutung sein. Nach WEISSBACH et al. (1982) nimmt der Schmutzanteil mit stärkerer Spätverunkrautung zu.

3. Methoden zur Bestimmung der Bodenaufnahme

Die methodischen Untersuchungen zur Bestimmung der Bodenaufnahme von Wiederkäuern konzentrieren sich naturgemäß auf das Grundfutter. Dabei sind, wie Übersicht 1 zeigt, zwei methodische Ansätze zu unterscheiden.

Die einfachere Methode besteht darin, die Bodenaufnahme direkt anhand der Verschmutzung des Grundfutters zu verfolgen. Mit Hilfe der analytischen Bestimmung eines geeigneten Markers in Boden und Futterproben läßt sich die Verunreinigung des Grundfutters abschätzen. Eine Korrektur für den im Pflanzenmaterial nativ vorhandenen Marker erfolgt über eine entsprechende Analyse unver- schmutzter Futterproben (NES, 1975) oder über ein pauschales Abzugsglied (BERENDE, 1990). Der Vorteil dieser methodischen Vorgehensweise liegt darin, daß in Kenntnis der Grundfutteraufnahme mit wenig Aufwand ein Schätzwert der Bodenaufnahme des Wiederkäuers abzuleiten ist. Dabei wird jedoch nur die eigentliche Verschmutzung des Grundfutters verfolgt. Die beim tierspezifischen Grasens mit aufgenommenen Bodenpartikel werden mit dieser Methode nicht erfaßt. Daher bleibt die Anwendung auf eine Abschätzung der Bodenaufnahme mit Grünfutter oder Grundfutterkonserven bei Stallhaltung begrenzt. Aber auch hier ist kritisch anzumerken, daß eine Futterselektion der Tiere unberücksichtigt bleibt.

Ein alternativer methodischer Ansatz zur Bestimmung der Bodenaufnahme basiert auf einer Beprobung des Kotes der Tiere. Neben einem möglichst weiten Konzentrationsverhältnis in Boden und Futterpflanze ist als weitere Voraussetzung zu fordern, daß die eingesetzten Marker nicht vom Tier absorbiert werden können. Wenn im sauberen Grundfutter ein nicht vernachlässigbarer Anteil des gewählten Markers enthalten ist, so muß auch

Übersicht 1: Methoden zur Abschätzung der Bodenaufnahme

Beprobung	notwendige Information	Bemerkungen
<u>Futter/Boden:</u>		
	- Markerkonzentration in Boden und Futter	- nur bei Stallhaltung geeignet
	- Korrektur für pflanzen-eigenen Marker Gehalt	- Futterselektion wird nicht berücksichtigt
	- Grundfutteraufnahme	
<u>Kot/Boden:</u>		
1) Gesamtkot	- Markerkonzentration in Boden und Kot	- unverdaulicher Marker
	- Korrektur für pflanzen-eigenen Marker Gehalt	- hoher Aufwand bei der Kotsammlung
2) Kotproben	- Markerkonzentration in Boden und Kot	- unverdaulicher Marker
	- Korrektur für pflanzen-eigenen Marker Gehalt	- Eignung bei Stall- und Weidehaltung
	- Grundfutteraufnahme	- meist Annahmen für Futteraufnahme und Verdaulichkeit
	- TS-Verdaulichkeit	

bei diesem methodischen Ansatz eine entsprechende Korrektur durchgeführt werden. Eine Quantifizierung der Bodenaufnahme kann anhand der Markerkonzentration in den Kotproben unter Abschätzung der Gesamtkotmenge (TS) erfolgen. Dazu müssen jedoch zuverlässige Annahmen für die TS-Aufnahme der Tiere und die TS-Verdaulichkeit des Grundfutters vorliegen (FRIES et al., 1982). Auf diese Annahmen kann nur verzichtet werden, wenn die gesamten Kottausscheidungen des Wiederkäuers erfaßt werden

(MCGRATH et al., 1982). Grundsätzlich eignet sich dieser methodische Ansatz jedoch auch bei grasenden Wiederkäuern zur Abschätzung der Bodenaufnahme.

Innerhalb des jeweiligen methodischen Ansatzes stehen verschiedene Marker zur Verfügung. Als allgemeine Anforderung an den Marker ist eine im Vergleich zum Grundfutter hohe Konzentration im Boden anzusehen. Darüberhinaus verlangt die Abschätzung der Bodenaufnahme auf der Grundlage von Kotproben, daß der Marker nur in vernachlässigbar geringen Mengen vom Wiederkäuer absorbiert wird. Übersicht 2 vermittelt einen Überblick über die im Tierexperiment verwendeten Marker, über deren Konzentration in Boden und Futtergräsern sowie über die Absorptionsverhältnisse. Mit rund 95 % liegt der Gehalt der Rohaschefraktion im Boden deutlich höher als in Futtergräsern ($\approx 9\%$). Da unabhängig von der Herkunft Teile der Rohasche verdaut werden, eignet sich dieser Marker nur in Verbindung mit einer Grundfutterbeprobung. Als säureunlöslicher Rest (AIR = acid insoluble residue) wird die Fraktion bezeichnet, die zur Hauptsache aus Silikaten besteht und damit ein Maß für die Bodenkontamination des Grundfutters bietet. AIR bzw. Si sind grundsätzlich als Marker für beide Methoden geeignet, da nur vernachlässigbar geringe Mengen absorbiert werden (UNDERWOOD, 1977).

Deutlich günstigere Konzentrationsverhältnisse liegen in Boden und Futterpflanzen für die Elemente Ti, Al und Fe vor. Die Absorption von Ti und Al muß als sehr gering eingestuft werden. Boden-Fe sollte zu einem gewissen Anteil durch das Tier verdaubar sein und ist damit streng genommen nur als Marker für eine Futterbeprobung geeignet.

Übersicht 2: Eignung verschiedener Marker für die Abschätzung der Bodenaufnahme beim Wiederkäuer

Marker	Vorkommen in Boden und Pflanze	Absorption in % der Aufnahme	
Rohasche ^{2,13} g/kg	950	70 - 100	variabel
AIR ^{7,9,10} g/kg	850 - 910	2 - 11	gering
Si ^{3,4,11,14} g/kg	≈ 300	1 - 40	< 4 %
Ti ^{3,5,6,9,10,12,13,14} mg/kg	1000 - 10.000	1 - 7	≈ 0,5 %
Al ^{1,3,4,5,6,11,14} g/kg	5 - 140	0,01 - 0,1	gering
Fe ^{1,4,5,6,8} g/kg	6 - 90	0,05 - 0,25	variabel

1: AMMERMANN et al. (1984)

2: BERENDE (1990)
(1975)

3: BINDER et al. (1986)
(1982)

4: CARY et al. (1986)

5: CHERNEY et al. (1983)

6: FLEMMING (1973)

7: FLEMMING (1986)

8: HEALY (1973)

9: MAYLAND et al.

10: MCGRATH et al.

11: METSON et al. (1979)

12: MILLER et al. (1976)

13: NES (1975)

14: UNDERWOOD (1977)

Aus einer Beispielrechnung wird die Notwendigkeit eines weiten Konzentrationsverhältnisses zwischen Marker-gehalt in Boden und Futterpflanze deutlich. Geht man davon aus, daß eine Kuh unter hiesigen Hal- tungs- bedingungen 10 kg TS als Grundfutter und dabei 100 g

Boden aufnimmt, so sind etwa 90 % der Rohasche pflanzlichen Ursprungs, aber nur rund 10 % stammen aus dem Boden. Genau umgekehrt liegen die Verhältnisse, wenn Ti als Marker verwendet wird. Allein aufgrund dieser Relationen muß, insbesondere bei geringer Bodenaufnahme, Ti gegenüber Rohasche als Marker eine größere Genauigkeit zugesprochen werden. Auch mit AIR als Marker besteht ein vergleichsweise enges Verhältnis zwischen der Konzentration in Boden und Pflanze, so daß zu erwartende Kontaminationen des Grundfutters von 1-2 % der TS-Aufnahme nur unsicher zu verfolgen sind. Darüberhinaus machen HEALY (1986a) und MAYLAND et al. (1975) geltend, daß der Silikatgehalt in Futterpflanzen stark variiert und damit eine Korrektur um den Beitrag des AIR pflanzlicher Herkunft erschwert.

Bei den meisten Untersuchungen wurde Ti als Marker für die Abschätzung der Bodenaufnahme von Wiederkäuern verwendet. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß innerhalb der Korngrößenfraktionen im Boden Ti nicht gleichmäßig verteilt vorliegt und die feineren Bodenpartikel die höchsten Ti-Konzentrationen besitzen. MCGRATH et al. (1982) wiesen nach, daß insbesondere unter trockenen Witterungsbedingungen und reichlichem Futterangebot die Bodenkorngrößenklassen im Kot in Richtung der feineren Fraktionen (Lehm, Ton) verschoben sind. Die damit verbundene nicht repräsentative Ti-Konzentration kann nach Ansicht dieser Autoren zu einer Überschätzung der Bodenaufnahme führen. GREEN und DODD (1988) verweisen auf die Möglichkeit einer Beeinflussung der spektralphotometrischen Ti-Bestimmung durch Fe, die eine Korrektur oder Fe-Elementierung notwendig macht. Trotz dieser methodischen Kritikpunkte ergeben sich in vergleichenden experimentellen Studien relativ gute Korrelationen zwischen den Gehalten an Rohasche bzw. AIR und Ti in Kotproben von Wiederkäuern (HEALY 1986a; MAYLAND et al., 1975; NES, 1975; MCGRATH et al., 1982).

Auch mit anderen Bodenelementen als Marker ist es möglich, die Bodenkontamination des Grundfutters zu verfolgen (METSON et al., 1979). Nach CHERNEY et al. (1975) zeigen die Elemente Ti, Al und Fe in Futter und Panseninhalt die gleichen Relationen wie im Boden. Unabhängig von dem gewählten Marker leiteten CARY et al. (1989) übereinstimmende Bodenkontaminationswerte für wenig und stark verschmutztes Grundfutter ab. Diese Arbeit vergleicht verschiedene Methoden der Naßveraschung und weist auf die Notwendigkeit einer speziellen Säurebehandlung für eine reproduzierbare Ti-Analytik hin. Gleichzeitig wird der Al- und Fe-Bestimmung eine geringere Genauigkeit zugesprochen. Wiederfindungsraten einer oralen Markerdosis liegen nur für das Element Ti vor (MILLER et al., 1976). Demnach wurden 96 % einer oralen Ti-Dosis im Kot und Darminhalt nachgewiesen und als Schätzwert für die Ti-Absorption 0,5 % angegeben.

Aufgrund des derzeitigen Wissensstandes muß eine Kotbeprobung mit Ti als Markersubstanz zur Abschätzung der Bodenaufnahme von Wiederkäuern als genaueste zur Verfügung stehende Methode angesehen werden. Ausschlaggebend hierfür ist auch die unter den hiesigen Produktions- und Haltungsbedingungen in der BRD eher gering einzuschätzende Bodenaufnahme. Die Kritikpunkte an Ti als Marker sind als Zeichen einer verbreiteten Anwendung und intensiven Methodenentwicklung zu werten, die für andere Bodenelemente bisher fehlt. Es muß an dieser Stelle jedoch darauf hingewiesen werden, daß es einer aggressiven Säurebehandlung bedarf ($\text{HNO}_3\text{-HClO}_4\text{-HF}$), um Ti in eine lösliche, spektrometrisch quantifizierbare Form zu überführen (ICP oder AA), die mit Gefahren für Laborpersonal und Umwelt verbunden ist. CARY et al. (1986) gaben an, daß mit der Röntgen-Floureszenz-Analyse (HEALY, 1986a; MAYLAND et al., 1975; FRIES et al., 1981), bei der eine Säureveraschung

nicht notwendig ist, vergleichbare Ergebnisse zu erzielen sind.

Weiterführende Untersuchungen sollten an diesem Punkt ansetzen und die Eignung verschiedener Marker zur Abschätzung der Bodenaufnahme von Wiederkäuern auch unter dem Gesundheits- und Umweltaspekt untersuchen. Eine Kombination von Ti mit anderen Markern, wie im Humanbereich üblich (BINDER et al., 1986), ist dabei als sinnvoll anzusehen. Dadurch können eventuelle Fehlerquellen aufgedeckt und die Eignung weniger aufwendig zu analysierender Marker (z. B. AIR) beurteilt werden. Pauschale Abzüge als Korrektur für den pflanzlichen Beitrag des gewählten Markers sind vorerst abzulehnen, da, wie RUCK (1990) hervorhebt, dieses Vorgehen zu erheblichen Fehlern bei der Bodenaufnahmeschätzung führen kann. Aufgrund der zu erwartenden großen Schwankungsbreite (s. Übersicht 2) ist eine zahlenmäßig hohe Beprobung des Bodens, des kontaminierten sowie unkontaminierten Grundfutters und des Kotes zu fordern. Unverdauliche Pflanzenfraktionen, wie AIR, können gleichzeitig als Marker für die TS-Verdaulichkeit des Grundfutters dienen. Auch bei diesem, für die Quantifizierung der Bodenaufnahme benötigten Wert, sind direkte Messungen vorerst pauschalen Verdaulichkeitswerten vorzuziehen. Grundlegender methodischer Untersuchungsbedarf besteht auch für eine direkte Schätzung der Bodenkontamination des Grundfutters unter Stallhaltungsbedingungen. Im Vordergrund des Interesses sollte dabei stehen, in welcher Weise die Selektion der Tiere und damit der Bodenanteil im nicht gefressenen Futterrest berücksichtigt werden kann. Da in der Milchviehfütterung ein Trend zu einer Vereinheitlichung der Grundfutterzusammensetzung und des Fütterungsmanagements festzustellen ist, sollte auch mit dieser einfacheren Methode eine zuverlässige Schätzung der Bodenaufnahme unter Stallhaltungsbedingungen möglich sein.

4. Bodenaufnahme von Rindern und Schafen

4.1. Bodenaufnahme auf der Weide

Es ist lange bekannt, daß das grasende Vieh beim Weiden Boden aufnimmt. Positive Effekte dieser Aufnahme wurden bereits im 18. Jahrhundert beobachtet (FRASER, 1794, zit. nach FLEMING, 1986), indem einem Kobaltmangel bei Schafen in England mit in Wasser aufgeschwemmtem Boden entgegengewirkt wurde. Ein weiteres Beispiel für die positive Wirkung der Bodenaufnahme stellt die in früheren Jahren häufig gepflegte Praxis der Verfütterung von Erde an Ferkel zur Verbesserung der Eisenversorgung dar (KIRCHGESSNER, 1987).

Bei Kühen wurde die Bodenaufnahme erstmals von HEALEY (1968a) in Neuseeland untersucht. Er ermittelte die Bodenaufnahme monatlich über ein Jahr in vier Herden, die kein zusätzliches Futter außer der Weide erhielten. Die durchschnittliche tägliche Bodenaufnahme pro Kuh und Jahr betrug 0.72 kg mit einer Streuung von 0.56 bis 0.90 kg in den vier Herden. Es wurde ein saisonales Verhaltensmuster festgestellt, das die größte Aufnahme im Winter (Juli bis September) zeigte. Während der Monate mit der größten Aufnahme verzehrten die Kühe 1.72 kg pro Tag mit einer Streuung über die vier Herden von 1.33 - 2.56 kg. Die tägliche Trockensubstanzaufnahme der Kühe wurde auf 12.5 kg geschätzt. Daraus ergab sich ein Bodenanteil am Trockenmasserverzehr von 6 %, der in den Monaten mit der höchsten Aufnahme auf 14 % anstieg. Diese Werte erscheinen sehr hoch. Es muß jedoch berücksichtigt werden, daß die Tiere in Neuseeland das ganze Jahr hindurch auf der Weide gehalten wurden. Die Ergebnisse verdeutlichen, daß die Bodenaufnahme bei geringem Futterangebot ansteigt.

MAYLAND et al. (1975) untersuchten die Bodenaufnahme von Weiderindern unter semiariden Bedingungen im Süden Idahos. Die Bodenaufnahme variierte von 0.1 bis 1.5 kg/Tier und Tag mit einem Mittelwert von 0.5 kg/Tier und Tag. Die Trockensubstanzaufnahme dieser Rinder lag zwischen 7 und 9 kg pro Tier und Tag, so daß sich bezogen auf die Trockensubstanzaufnahme Anteile von 1.2 bis 18.8 %, im Mittel 6.2 % ergaben. Die Autoren beobachteten dabei, daß die Rinder die dort verbreitete Dachtrespe (*Bromus tectorum*) mit den Wurzeln aus den trockenen Lehmböden herausrissen und verzehrten. Boden, der in Form von feinem Staub auf den Blättern und an den Stengeln vorhanden war, machte nur einen geringen Anteil aus.

FRIES et al. (1982a) untersuchten die Bodenaufnahme von Milchkühen unter Farmbedingungen in den USA. Auf der Weide mit Beifütterung stellten sie eine Bodenaufnahme von 1.38 bis 2.43 % der Trockensubstanzaufnahme fest.

THORNTON und ABRAHAMS (1983) untersuchten die Bodenaufnahme bei elf Farmen in England im Hinblick auf die Aufnahme von Metallen. Im Mai war die Bodenaufnahme aufgrund des hohen Futteraufwuchses bei Werten von 2.1 bis 4.4 % der Trockensubstanzaufnahme relativ gering, während sie im Winter und frühen Frühjahr bis zu 18 % betragen konnte (THORNTON und ABRAHAMS, 1983).

Allen bisher zitierten Arbeiten liegt die Titanmethode zur Bestimmung der Höhe des aufgenommenen Bodens zugrunde. In den Niederlanden wurden zur Ableitung der Bodenaufnahme auf der Weide Grasstrecken auf Weiden abgesteckt, gemäht und im Stall an die Kühe verfüttert. REMMELINK (1989) und VALK et al. (1990, beide zit. nach BERENDE, 1990) ermittelten auf diese Weise eine durchschnittliche Bodenaufnahme von 190 bzw. 260 g/Tier und Tag für die Jahre 1984 und 1985. Die Berechnung der Bodenaufnahme erfolgt dabei nach der unter Punkt 3.2.

beschriebenen Art (Rohasche in % der TS abzüglich 9 % ergibt den Sandanteil der TS). Diese Methode erscheint jedoch hinsichtlich der Ableitung der Bodenaufnahme von der Weide fragwürdig, weil das frische Gras beim Mähen mit dem Kreiselmäher und der Aufnahme mit Pickupwagen zusätzlich verschmutzt wurde. Die Bodenaufnahme bei Sommerstallfütterung kann daher nicht der Bodenaufnahme auf der Weide entsprechen, zumal die Trockensubstanzaufnahme auf der Weide nur annähernd zu schätzen ist.

VALK (1989, zit. nach BERENDE, 1990) verbesserte die Methode, indem er die Grasproben per Hand mit einem Messer sammelte. Die berechneten Bodenanteile variierten von 0.17 bis 2.12 % des Trockensubstanzgehaltes des Grases mit einem Mittelwert von 1.56 %. Bei einer Trockensubstanzaufnahme von 15 kg erhielt BERENDE (1990) eine mittlere Bodenaufnahme von 234 g/Tier und Tag, bzw. eine Spanne von 25 bis 408 g/Tier und Tag. Aufgrund dieser Untersuchungen wurde in den Niederlanden die durchschnittliche tägliche Bodenaufnahme weidender Milchkühe für ein trockenes Jahr mit 150 g und für ein nasses Jahr mit 300 g angenommen. Bezogen auf die oben geschätzte Trockensubstanzaufnahme von 15 kg stellen diese Werte 1 bis 2 % der Trockensubstanzaufnahme dar.

Untersuchungen zur Bodenaufnahme weidender Schafe liegen von FIELD und PURVES (1964) aus Schottland vor. Sie bestimmten die Bodenaufnahme nach der Titanmethode, wobei der Kot gesammelt wurde und die Trockensubstanzaufnahme nach der Stickstoffausscheidung geschätzt wurde (HOLMES und OSMAN, 1962, zit. nach FIELD und PURVES, 1964). Die Untersuchung wurde mit vier Hammeln, die ein durchschnittliches Lebendgewicht von 80 kg hatten, auf einer Weide mit mehrjährigem Weidelgras und Weißklee durchgeführt. Die Ergebnisse werden in Tabelle 7 aufgeführt.

Tabelle 7: Bodenaufnahme von Hammeln auf einer Weide von Mai bis Dezember (nach FIELD und PURVES, 1964)

	g/Tag	% TS		g/Tag	% TS
Anfang Mai	22.0	1.4	Anfang September	54	4.2
Ende Mai	9.2	0.4	Anfang Oktober	171	11.0
Ende Juni	21.0	1.2	Anfang November	111	6.8
Mitte Juli	16.0	0.9	Mitte Dezember	198	14.0
Anfang August	24.0	1.7			

Im Winter kann demnach bei knappen Futterangebot die Bodenaufnahme bei Schafen einen Anteil von bis zu 14 % der Trockensubstanzaufnahme ausmachen. FIELD und PURVES (1964) erwähnen die mögliche ernährungsphysiologische Bedeutung, die die Bodenaufnahme im Hinblick auf die Versorgung mit Mineralstoffen und Spurenelementen haben kann.

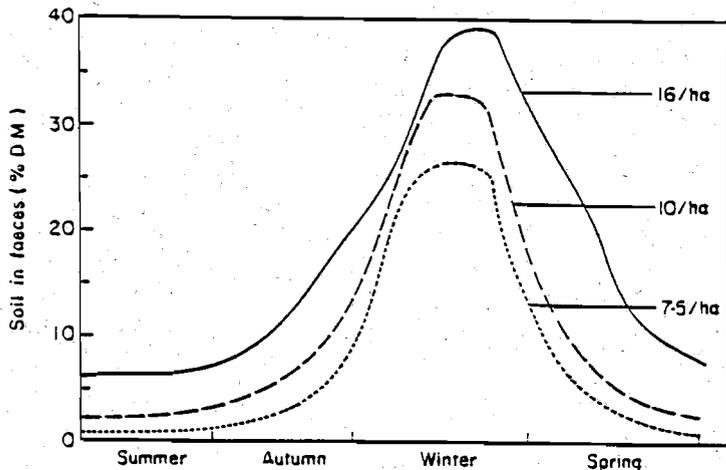


Abbildung 1: Einfluß der Besatzdichte auf den Bodengehalt im Kot von Schafen (HEALEY, 1968b)

Auch HEALEY (1967) untersuchte die Bodenaufnahme bei Schafen in Neuseeland. Er berichtet über mögliche nachteilige Effekte, die die Bodenaufnahme auf die Gesundheit des Tieres ausüben kann, wie z.B. die Aufnahme von Pestiziden. Besonders hervorgehoben wird in dieser Untersuchung die Bedeutung der Bodenart (siehe Punkt 2.2.2.1.). In einer weiteren Untersuchung stellte HEALEY (1968b) bei einjährigen Schafen in Neuseeland fest, daß mit zunehmender Besatzdichte auch die Menge des aufgenommenen Bodens stieg (Abbildung 1). Die unabhängig von der Besatzdichte im Winter deutlich ansteigenden Bodenaufnahmen lassen sich mit dem knappen Futterangebot in dieser Jahreszeit erklären (s. u.).

In der Untersuchung zeigte HEALEY (1968b) weiterhin den Einfluß des Beweidungssystems auf die Bodenaufnahme (Tabelle 8). Die Ergebnisse verdeutlichen, daß nach einer Beweidungspause von 28 Tagen wieder genügend Futter zur Verfügung stand, so daß die Bodenaufnahme geringer war.

Tabelle 8: Anteil des Bodens im Kot in Abhängigkeit von der Weideführung (nach HEALEY, 1968b)

Besatzdichte Mutter- schafe/ha	Beweidungs- intervall (Tage)	Boden im Kot im Winter (Juni) (% in TS)
37	7	37
37	28	10

Unter neuseeländischen Bedingungen kann die Höhe der Bodenaufnahme von Schafen wenige Kilogramm, aber auch bis zu 75 kg pro Jahr ausmachen. Neuere Untersuchungen bei Schafen liegen von MCGRATH et al. (1982) aus Irland

vor. Die Autoren untersuchten die Bodenaufnahme weidender Schafe unter dem Einfluß zweier verschiedener Bodentypen, zweier Besatzdichten und über zwei Weideperioden. Dabei stellten die Autoren fest, daß das Wetter (Regenfall) und die Besatzdichte den größeren Einfluß auf die Höhe der Bodenaufnahme ausübten. Die Bodenart spielt im Gegensatz zu der Untersuchung von HEALEY (1967) eine untergeordnete Rolle. Die Autoren ermittelten für ein Schaf von 60 kg Körpergewicht eine Bodenaufnahme von 75 kg pro Jahr. Bei einer angenommenen Trockensubstanzaufnahme von 1.5 kg pro Tag entsprechen 75 kg pro Jahr einem Wert von knapp 14 % der Trockensubstanzaufnahme.

THORNTON und ABRAHAMS (1983) berichten über eine Bodenaufnahme bei Schafen in England von bis zu 30 % der Trockensubstanzaufnahme. FRIES (1982) stellt fest, daß das Verhaltensmuster von Schafen für die Bodenaufnahme demjenigen von Kühen ähnelt. So ist die Bodenaufnahme am höchsten, wenn die Futtermittelverfügbarkeit gering ist, und sie kann durch zur Weide zusätzlich verabreichtes Futter gesenkt werden (HEALEY und DREW, 1970). FRIES (1982) berechnet aus den Daten von HEALEY und DREW (1970), daß Schafe in Neuseeland im Jahresdurchschnitt 0.9 g/kg bzw. 2.8 g/kg Körpergewicht während der Monate mit der höchsten Aufnahme an Boden verzehren. Diese Werte liegen niedriger als die für Milchkühe gefundenen 1.7 bzw. 4.1 g/kg Körpergewicht (FRIES, 1982, zitiert nach HEALEY, 1968a). Bei dem letztgenannten Autor finden sich jedoch keine Angaben über das Körpergewicht der Versuchstiere. Dieser Vergleich ließe eine geringere, auf das Körpergewicht bezogene Bodenaufnahme bei Schafen vermuten. Da aber FRIES (1982) die auf das Körpergewicht bezogene Trockensubstanzaufnahme bei Schafen geringer als bei Kühen einstuft, 2 % gegenüber 3 % des Körpergewichtes, ergibt sich für beide Tierarten wieder ein gleich hoher

Tabelle 9: Überblick über die verschiedenen Untersuchungen zur Bodenaufnahme auf der Weide

Autor	Tierart	Methode	Höhe der Bodenaufnahme
HEALEY (1968)	Rind	Titan	6-14% der TS-Aufn.
MAYLAND et al. (1975)	Rind	Titan	1.2-18.8 % der TS-Aufn.
THORNTON U. ABRAHAMS (1983)	Rind	Titan	1-18 % der TS-Aufn.
BERENDE (1990)	Rind	Berechnung aus dem Aschegehalt	1-2 % der TS-Aufn.
FIELD u. PURVES (1964)	Schaf	Titan	0.42-14 % der TS-Aufn.
MCGRATH et al. (1982)	Schaf	AIR	75 kg/Tier und Jahr

Anteil des Bodens an der aufgenommenen Nahrung. Einen Überblick über die Bodenaufnahme auf der Weide gibt Tabelle 9.

4.2. Bodenaufnahme im Stall

FRIES et al. (1982a) untersuchten die Bodenaufnahme von Milchvieh unter verschiedenen Haltungs- und Fütterungsbedingungen in den USA. Für laktierende Kühe, die auf Beton gehalten wurden und keinen Zugang zu einer Weide hatten, betrug die mittlere Bodenaufnahme bezogen auf die Trockensubstanzaufnahme 0.14 bis 0.53 %. Für Kühe,

die in Freiställen mit Bodeneinstreu gehalten wurden, lag die Bodenaufnahme zwischen 0.35 und 0.64 % der Trockensubstanzaufnahme. Die höchste Aufnahme von 0.60 bis 0.96 % zeigten die Kühe, die auf unbefestigten Flächen ohne Vegetation gehalten wurden. Unter vergleichbaren Aufstallungsbedingungen wurden Färsen und trockenstehende Kühe gehalten. Die Färsen zeigten höhere Bodenaufnahmen als laktierende Kühe. Als Ursache sehen die Autoren die unterschiedlichen Managementsysteme an, da die Färsen und trockenstehenden Kühe weniger intensiv gefüttert wurden und außerdem Zugang zu einer Weide hatten. FRIES und PAUSTENBACH (1990) fassen die Untersuchung von FRIES et al. (1982a) zusammen: Unter den gewöhnlichen Bedingungen in den USA werden laktierende Kühe nicht auf der Weide gehalten. Die Höhe der Bodenaufnahme beträgt höchstens 1 % der Trockensubstanzaufnahme unter typischen US-amerikanischen Bedingungen. Nicht laktierende Rinder, die einen größeren Zugang zu Boden haben und weniger intensiv gefüttert werden, können 4 % ihrer Trockensubstanzaufnahme in Form von Boden aufnehmen.

Die Arbeit von BERENDE (1990) stellt die einzige neuere Untersuchung zur Bodenaufnahme bei Milchkühen in Nord-West-Europa dar. Er zitiert verschiedene niederländische Autoren, deren Untersuchungen bis auf wenige Ausnahmen an anderer Stelle nicht veröffentlicht wurden. Die Berechnung der aufgenommenen Bodenmenge erfolgt über das Wiegen des Futters und der Futterreste und der Bestimmung des Rohaschegehaltes in beiden. Der im Futter enthaltene Sand ergibt sich als Restgröße (siehe Punkt 3.2.). VAN REEIJWIJK (1967) verglich die Sandaufnahme von Milchkühen bei der Verfütterung von Heu und Grassilage. Für Heu ermittelte er eine Bodenaufnahme von 99 g/Tier und Tag, für Grassilage eine höhere von 538 g/Tier und Tag.

Aus Grassilageuntersuchungen in den Niederlanden der Jahre 1985-1989 ergibt sich ein mittlerer Rohaschegehalt von 130 g/kg Trockensubstanz. Abzüglich der angenommenen 9 % für Mineralstoffe bleiben 4 % der Trockensubstanzaufnahme als Bodenaufnahme übrig. BERENDE (1990) nimmt eine Trockensubstanzaufnahme von 13 kg an, so daß sich eine Bodenaufnahme von 520 g/Tier und Tag ergeben würde. Da die Tiere jedoch selektieren und den im Futter vorhandenen Sand nicht vollständig aufnehmen (Tabelle 10 und 11), wird dieser Wert durch eine grobe Schätzung, daß nur 75 % des vorgelegten Bodens aufgenommen werden, korrigiert. Hierdurch ergibt sich ein Wert von rund 400 g Boden/Tier und Tag. Bezogen auf die Trockensubstanzaufnahme von 13 kg macht dieser Wert einen Anteil der Bodenaufnahme von 3 % aus.

Eine Beurteilung der Bodenkontamination des Grundfutters unter deutschen Haltungs- und Produktionsbedingungen kann anhand neuerer Grundfutteranalysen der Landwirtschaftskammern (LK) bzw. Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten (LUFAs) erfolgen. Grassilageproben der LK Rheinland beinhalten nach SPIEKERS (1992; 1993) rund 11,5 % Rohasche in der TS. Tabelle 10 zeigt keinen Einfluß der Schnitthäufigkeit, jedoch erhebliche Standardabweichungen, die ausgedrückt als Variationskoeffizient 24 % erreichen. Die Spannweite der erfaßten Proben reicht von 7 bis 31 % Rohasche, wobei der untere Wert als minimaler nativer Rohaschegehalt im Gras angesehen werden kann. Aufgrund dieser Datenstruktur muß davon ausgegangen werden, daß die meisten Grassilagen im Bereich von 10 - 15 % Rohasche liegen. Eine ähnlich schiefe Häufigkeitsverteilung ist den Untersuchungsergebnissen des Sandgehaltes von Grassilageproben der LK Schleswig-Holstein aus dem Jahr 1992 zu entnehmen (THOMSEN, 1993; s. Tabelle 4), so daß sich der "normalen" Rohaschespanne Sandgehalte von 1,2 bis 4,7 % zuordnen lassen. In Grassilagen der LK Weser-Ems lagen die Sandgehalte der Grassilage im Zeitraum

Tabelle 10: Rohaschegehalte im Grundfutter;
LK Rheinland (nach SPIEKERS, 1992; 1993)

	Anzahl n	Rohasche \pm SD g/kg TS	Bereich min. max.
Grassilage			
1. Schnitt	301	119 \pm 27	70 301
2. Schnitt	137	111 \pm 25	76 237
3. Schnitt	79	116 \pm 30	73 230
Ackergrassilage			
1. Schnitt	135	142 \pm 33	75 262
2. Schnitt	72	130 \pm 27	93 219
Roggensilage			
	30	149 \pm 41	84 225
Maissilage			
	149	46 \pm 10	33 89

1988-1992 durchschnittlich zwischen 3,7 und 5,7 % der TS (ENGLING, 1991; 1992). Geht man davon aus, daß nahezu sandfreie Grassilagen Rohaschegehalte von 7 - 10 % besitzen (BERENDE, 1990), sind die vereinzelt auftretenden hohen Rohaschegehalte bis zu 25 % nur mit einer starken Bodenkontamination (16 %) zu erklären. Nach ENGLING (1992) liegt der Sandgehalt in Grassilage im Durchschnitt der letzten fünf Jahre bei 4,5 %.

Im Vergleich mit Grassilage sind der Tabelle 10 für Ackergras- und Roggensilage bei etwa gleicher Variationsbreite rund 3 % höhere Rohaschegehalte zu entnehmen. Dieser Befund muß mit einer ungünstigeren bzw. unvollständigen Pflanzenbedeckung des Bodens, die zu

einer leicht erhöhten Bodenkontamination führt, in Zusammenhang gebracht werden. Ein deutlich geringerer Rohaschegehalt (4,6 %) ist in der Maissilage nachzuweisen. Pflanzenmorphologie und Erntetechnik sprechen bei der Maissilage eher für eine geringe Gefahr der Bodenkontamination. Die in Tabelle 10 ausgewiesene Spannbreite belegt aber, daß es in Einzelfällen zu Rohaschegehalten bis zu 9 % der Maissilage-TS kommen kann.

Inwiefern Schätzungen des Sandgehaltes im Grundfutter den pflanzlichen Silikatanteil beinhalten, geht aus den zitierten Untersuchungen nicht hervor. Ferner bleibt die Futterselektion unberücksichtigt, so daß eine Ableitung der Bodenaufnahme aus dem Sandgehalt des Grundfutters die wahre Bodenaufnahme überschätzt.

Tabelle 11: Rohaschegehalte im Futter und Futterrest und tägliche Sandaufnahme von Ochsen (HOF et al., 1970)

TS -Gehalt Silage (%)	Rohasche im Futter (% der TS)	Rohasche im Futterrest (% der TS)	Tägl. Sandaufnahme (kg/Tier)
50	33.9	83.7	0.74
35	35.3	80.2	0.94
25	37.3	68.6	1.17

Die Fähigkeit der Tiere zu selektieren hängt stark von der Beschaffenheit des Futters ab. Der Trockensubstanzgehalt und die Art der Verteilung des Bodens, ob fein verteilt oder in größeren Klumpen klebend, sind von großer Bedeutung. HOF et al. (1974) untersuchten den Einfluß einer Verschmutzung von Grassilage auf die

Futteraufnahme von zehn bis zwölf Monate alten Ochsen (Tabelle 11). Die Ergebnisse zeigen, daß die Ochsen bei der Aufnahme der Silage den Sand umso leichter ausschütteln konnten, je höher der Trockensubstanzgehalt des Futters lag. Dies führte zu deutlichem Anstieg des Rohaschegehaltes im Futterrest.

Zusammenfassend gibt BERENDE (1990) die durchschnittliche Bodenaufnahme von Milchkühen bei der Verfütterung von Grassilage mit 200 bis 600 g/Tier und Tag an. Der erste Wert bezieht sich auf ein eher trockenes Jahr, der zweite auf ein feuchtes.

Bei der Verfütterung von Heu nehmen die Tiere weniger Boden auf, da Heu im Vergleich zu Silage in der Regel geringere Rohaschegehalte aufweist und die Tiere aufgrund des trockeneren Futters besser selektieren können. Beispielhaft seien Ergebnisse aus Stoffwechselfersuchen an Schafen bei der Verfütterung von Heu aus einem Extensivierungsprogramm dargestellt (Tabelle 12, DÉBALQUE, 1992).

Tabelle 12: Rohaschegehalte im Futterangebot und -rest bei der Verfütterung von Extensivierungsheu, gemittelt über sechs Versuchsschafe (nach DEBALQUE, 1992)

Heu 1. Schnitt	Rohasche im Futterangebot (% der TS)	Rohasche im Futterrest (% der TS)
1.7.1989	6.2	9.6
15.7.1989	6.2	9.9
1.7.1990	6.2	9.5
15.7.1990	6.3	9.6

Wie unter Kapitel 2.2.2.2. dargestellt wurde, können die Sandgehalte in Rübenblattsilagen je nach der angewandten Erntemethode erheblichen Schwankungen unterliegen. Aufgrund der stark zurückgegangenen Bedeutung von Rübenblattsilage in der Milchviehfütterung liegen keine neueren Untersuchungen vor. Im unverschmutzten Rübenblatt sollten den Angaben in Tabelle 13 zufolge 15 % Rohasche in der TS enthalten sein. Durchschnittswerte der LK Rheinland und LK Hannover liegen jedoch bei 35 - 40 % Rohasche, entsprechend einer Verschmutzung von rund 20 %. Nach WEISSBACH et al. (1982) lassen sich mit optimaler Ernte- und Siliertechnik die Rohaschegehalte in der Rübenblattsilage auf 21 - 24 % der TS senken. Durch unsachgemäße Ernte bei schlechten Witterungsbedingungen und Konservierung in Erdmieten können sogar

Tabelle 13: Rohaschegehalt und Verschmutzung von Rübenblatt und Rübenblattsilage

Autoren	Rohasche g/kg TS	Schmutz bzw. Sand g/kg TS
BERTRAM & CEASAR (1984)		
LK Rheinland		
Frischblatt, sauber	150	-
Blattsilage	350	≈ 200
WIENEFELDT (1981)		
LK Hannover		
Frischblatt geerntet	395	200
WEISSBACH et al. (1982)		
Blatt gewaschen	150	-
Blattsilage	210 - 240	60 - 90

hohe Sandgehalte bis zu 50 % in der TS auftreten (DAENICKE, 1975). Die Erdbestandteile führen zu einem schlechten Gärverlauf, verminderter Verdaulichkeit und zu Durchfallerkrankungen bei den Tieren. Bei stark verschmutztem Blatt können mit einer Tagesration von 40 kg Silage 3 kg Erde in den Tiermagen gelangen (DLG-Merkblatt, 1975). Neben den gesundheitsgefährdenden Folgen bedeutet die Aufnahme derartig verschmutzter Futtermittel eine Reduzierung der tierischen Leistung. Da das Futteraufnahmevermögen der Tiere begrenzt ist, verdrängen hohe Sandgehalte Nährstoffe aus der Ration (DAENICKE, 1975), d.h. mit der gleichen Aufnahmemenge schmutzigen Futters stehen dem Tier weniger Nährstoffe für die Leistungsprodukte zur Verfügung. Eine Untersuchung über den Einfluß einer Verfütterung sandhaltiger Silagen auf die Mastleistung von Bullen führten MÜLLER und NIESS (1969) über einen Zeitraum von 63 Tagen durch (Tabelle 14). Erwartungsgemäß zeigten die Tiere, die mit der am stärksten verschmutzten Silage gefüttert wurden, die geringsten täglichen Zunahmen.

Tabelle 14: Einfluß der Fütterung unterschiedlich stark verschmutzter Zuckerrübenblattsilagen auf die Mastleistung bei Bullen (nach MÜLLER und NIESS, 1969)

Silo: Blätter:	Beton		Erde lang
	gehäckselt	lang	
Trockensubstanz (%)	18.2	17.2	17.1
Sand (g/kg FS)	10.0	22.5	27.7
Silageverzehr (kg TS gesamt)	125.0	118.0	103.0
Gewichtszunahme (kg gesamt)	70.5	59.3	58.1
mittl. tägliche Zunahmen (g)	1154.6	908.3	853.3

4.3. Abschätzung der Bodenaufnahme der Milchkuh für verschiedene Grundfutterkombinationen

Schätzungen für hiesige Produktionsverhältnisse (POTTHAST, 1993) gehen davon aus, daß durchschnittlich rund 45 % des Grundfutters für Milchkühe aus Gras und Grassilage stammen. Zusammen mit Maissilage (etwa 25 %) besitzen diese beiden Grundfutterarten die Hauptbedeutung in der Milchviehfütterung. Mit durchschnittlichen Anteilen von 10 - 15 % wird Heu insbesondere in Süddeutschland als Grundfutter eingesetzt. Rüben, Rübenblatt und Rübenblattsilage finden mit einem Anteil von weniger als 10 % nur regional begrenzt und aufgrund steigender Umweltauflagen bei der Silierung deutlich abnehmend Verwendung in der Milchviehfütterung. Die restlichen, nicht genannten Futtermittel erreichen maximal einen Anteil von 10 % des Grundfutters. Schätzungen ähnlicher Größenordnung über die anteilige Grundfutterverwendung sind dem statistischen Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten von 1992 zu entnehmen.

In Übersicht 3 wurde für verschiedene Grundfutterkombinationen die Bodenkontamination bzw. die Bodenaufnahme von Kühen auf der Grundlage durchschnittlicher Literaturangaben abgeleitet. Ausgehend von 12 kg Grundfutter-TS-Aufnahme, wurden Bodenkontaminationen für Maissilage und Heu von 1 %, für Gras und Grassilage von 4 % (ENGLING, 1992; SPIEKERS, 1993) und für Rübenblattsilage von 20 % angenommen (BERTRAM und CEASAR, 1984; WIENEFELDT, 1981). Bei diesen geernteten Grundfuttermitteln wurde davon ausgegangen, daß die Tiere durch Futterselektion maximal 75 % der vorhandenen Bodenkontamination auch tatsächlich aufnehmen (BERENDE, 1990). Bei der Aufnahme von Weidegras blieb dieser Faktor unberücksichtigt.

Übersicht 3: Schätzung der Bodenaufnahme für
verschiedene Grundfutterkombinationen

Ration	TS-Aufnahme	Boden-	in % der TS-Aufnahme
	kg/Kuh	aufnahme ¹ g/Kuh	
1)			
22 kg Maissilage	6,6	50	
6 kg Heu	5,4	42	
	<u>12,0</u>	<u>92</u>	0,8
2)			
15 kg Grassilage	6,0	180	
20 kg Maissilage	6,0	45	
	<u>12,0</u>	<u>225</u>	1,9
3)			
20 kg Grassilage	8,0	240	
14 kg Maissilage	4,0	32	
	<u>12,0</u>	<u>272</u>	2,2
4)			
40 kg Weidegras	7,0	280*	
2 kg Heu	1,7	13	
11 kg Maissilage	3,3	25	
	<u>12,0</u>	<u>318</u>	2,7
5)			
20 kg Zuckerrüben-			
blattsilage	3,2	480	
15 kg Maissilage	4,5	34	
5 kg Heu	4,3	32	
	<u>12,0</u>	<u>546</u>	4,6
6)			
30 kg Zuckerrüben-			
blattsilage	4,8	720	
16 kg Grassilage	6,4	192	
	<u>12,0</u>	<u>912</u>	7,6

1: angenommene Bodenkontamination in % der TS:
für Maissilage 1 %
für Heu 1 %
für Gras und Grassilage 4 %
für Zuckerrübenblattsilage 20 %

angenommene Bodenaufnahme: 75 % der Kontamination

*: ohne Berücksichtigung einer Futterselektion

Aufgrund dieser Annahmen lassen sich verschiedenen Grundfutterkombinationen Schätzwerte für die Bodenaufnahme zuordnen. Die in Übersicht 3 aufgezeigten Rationen 1 und 6 stellen hinsichtlich der Grundfutterkombination Extremfälle dar. Mit gering verschmutzten Futtermitteln wie Heu und Maissilage bleibt die geschätzte Bodenaufnahme der Kuh deutlich unter 1 % der TS-Aufnahme. Bei maximalem Zuckerrübenblattanteil in Kombination mit Grassilage (Ration 6) ergibt sich mit rund 7,5 % der TS-Aufnahme die höchste Bodenaufnahme. Mit einer praxisüblicheren Ration 5 aus Zuckerrübenblattsilage, Maissilage und Heu, fällt die Bodenaufnahme um 3 %-Punkte ab, während die in der Praxis weit verbreitete Kombinationsfütterung von Gras- und Maissilage (Rationen 2 und 3) zu rund 2 % Bodenaufnahme führt. Unter Weidebedingungen ergibt sich für Ration 4 eine Bodenaufnahme von knapp 3 % der TS-Aufnahme, wobei dieser Schätzwert mit der größten Unsicherheit behaftet ist.

Diese Beispiele vermögen nur Anhaltswerte zur Abschätzung der Bodenaufnahme von Kühen zu liefern. Saisonals und regionale Einflußfaktoren auf die Bodenkontamination des Grundfutters können in Einzelfällen zu größeren Abweichungen führen.

5. Minderungsmaßnahmen

Die vorstehenden Ausführungen zeigen, daß die Bodenaufnahme bei Wiederkäuern unter hiesigen Produktionsbedingungen überwiegend indirekt über verschmutzte Futtermittel erfolgt. Maßnahmen zur Minderung der Bodenaufnahme müssen daher in den Bereichen der Grasland- und Weidewirtschaft, der Erntetechnik und der Fütterung ansetzen.

Zur Vermeidung hoher Bodenaufnahmen auf der Weide ist das Hauptaugenmerk auf die Erhaltung einer dichten und trittfesten Grasnarbe zu richten. Da die Ausbildung einer solchen Grasnarbe mehrere Beweidungsjahre erfordert, wird diese Bedingung auf beweideten Feldgrassaaten, die i.d.R. eine lose Bodenstruktur bei unzureichend geschlossener Narbe aufweisen, schwerer als auf typischen Grünlandstandorten zu erfüllen sein. Auch auf letzteren sind jedoch die Bodenart und die Wasserhältnisse von entscheidender Bedeutung für die Disposition zur Verschmutzung des Grasaufwuchses durch das Weidevieh bzw. durch Fahrzeuge und Maschinen. Die Anfälligkeit der Grasnarbe gegenüber Lückenbildung und Verunkrautung nimmt im allgemeinen mit steigender Düngungs- und Beweidungsintensität durch Abnahme der Artenzahl und selektive Vermehrung einzelner Pflanzenarten zu. Pflegemaßnahmen wie das Abschleppen und Walzen, die Düngung, das Beweidungssystem und die Besatzdichte, Neu- und Nachsaaten müssen zur Erzielung einer dichten und möglichst trittfesten Grasnarbe standortspezifisch optimiert werden.

Auf Grünlandstandorten mit ton- und lehmreichen Böden führt eine zu hohe Besatzdichte leicht zum Zertreten der Narbe und zum Verschmieren des Aufwuchses mit Boden. In arondierten Grünlandbetrieben treten nicht unerhebliche Verschmutzungen des Weidefutters dadurch auf, daß die Kühe zum Melken und zur Kraftfutteraufnahme in den Stall gehen und diese Strecke mehrmals

täglich zurücklegen. Hier ist besondere Sorgfalt auf die Einrichtung eines geeigneten Wegesystems, welches die Verschmutzung des Grasaufwuchses auf ein Minimum reduziert, zu richten. Auf Grünlandstandorten mit Anmoor- und Moorböden bilden Maulwurfshaufen die Hauptquelle für die Verschmutzung des Grünfutters. Zur Vermeidung einer zu starken Verschmutzung des Grases muß neben den bereits angesprochenen Pflegemaßnahmen durch Abschleppen und Walzen im Frühjahr während der Weidesaison eine Beweidungsintensität gefunden werden, die sowohl das Zertreten der Grasnarbe durch das Weidevieh als auch die Aktivität von Maulwürfen niedrig hält. Da jedoch zwischen dem Weideangebot und der Bodenaufnahme eine negative Beziehung besteht, ist auch darauf zu achten, daß den Weidetieren eine ausreichende Menge an Weidefutter zur Verfügung steht.

Auch die sich im Laufe der Zeit vollziehenden Veränderungen in der botanischen Zusammensetzung des Grasbestandes können von Bedeutung für die Bodenaufnahme der Weidetiere sein. Trotz Neu- und Nachsaat ausgewählter Grasmischungen setzt sich nach mehrjähriger Nutzung die für die Bewirtschaftungsweise und den Standort typische botanische Zusammensetzung des Grasbestandes wieder durch. Der Futterwert des Grases kann sich daher allmählich ändern, wobei die für die Nutztierhaltung meist limitierend wirkende Nettoenergiekonzentration des Aufwuchses ausschlaggebend ist. Den Tieren kann trotz gleichbleibender oder sogar größerer Graslandfläche effektiv weniger Futterenergie zur Verfügung stehen. Auch unter diesen Bedingungen kann durch verschärftes selektives Fressen der insgesamt in geringerer Menge verfügbaren wertvolleren Gräser mehr Boden aufgenommen werden. Hinsichtlich einer möglichst geringen Bodenaufnahme ist daher der rechtzeitigen Nachsaat verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen.

Bezüglich der Auswahl geeigneter Grassaatmischungen muß nach Weide- und Mähnutzung unterschieden werden. Während bei Weidenutzung eine Mischung mit überwiegendem Anteil an Untergräsern und Weißklee die Ausbildung einer dichten Grasnarbe fördert, stehen bei Mähnutzung ertragreiche Mischungen aus Obergräsern im Vordergrund. In weiten Gebieten der Bundesrepublik herrscht die Nutzung des Dauergrünlandes als Mähweide vor und es werden ertragreiche Obergräsermischungen als Neu- bzw. Nachsaatmischungen verwendet. Die meist sehr gräserreichen Bestände können Defizite an Mineral- und Spurenelementen aufweisen, die bei Beweidung die Weidetiere zur verstärkten Bodenaufnahme veranlassen. Auf Weideflächen in der näheren Umgebung von Zuckerrübenfabriken werden mitunter die in der Fabrik bei der Reinigung anfallenden und von den Landwirten zurückzunehmenden Erdmengen zur Oberflächenplanierung auf dem Weideland ausgebracht. Auch hier läßt sich beobachten, daß die Tiere - möglicherweise aufgrund einer defizitären Mineral- und Spurenelementversorgung - Boden aus der Fabrikrücklieferung aufnehmen. Eine unabdingbare Forderung stellt hier die Bereitstellung eines geeigneten Mineralergänzungsfutters auf der Weide dar.

Die Erntetechnik bietet vor allem durch Anwendung neuer Mähprinzipien Perspektiven zur Verminderung des Bodenanteils im Erntegut. Die heute in der Praxis überwiegenden Kreiselmäher arbeiten mit Schnittgeschwindigkeiten der Mähwerkzeuge oberhalb 70 m/s. Die starke Sogwirkung führt nicht nur zur Abtötung von Kleintieren sondern auch zum Ansaugen und Verteilen von Bodenbestandteilen im Schnittgut. Eine Alternative bieten Mähwerke mit gegensinnig rotierenden Schneidvorrichtungen. Ein entsprechendes auch als "Ökokopf" bezeichnetes Mähwerk soll zu einer verminderten Abtötung von Käfern führen (HARMS 1992). Weitere Verbesserungen werden durch die Entwicklung von Mähwerken mit reduzierten Schnittgeschwindigkeiten er-

wartet. Mit entsprechenden Prototypen, die entweder mit gegenläufig gegen eine rotierende Schneide rotierenden Messern (PERSSON, 1992, zit. nach HARMS, 1992) oder mit dem Schneckenmähprinzip (WIENEKE, 1992) arbeiten, ließen sich die Schnittgeschwindigkeiten auf 40 - 50 m/s senken. Bis zur Praxisreife dieser Neuentwicklungen kann es für die Gewinnung eines sauberen Schnittgutes durchaus sinnvoll sein, anstelle des hochtourigen Kreiseljähers das althergebrachte Doppelmessermähwerk wieder zu verwenden.

Zur weitgehenden Vermeidung maschinenbedingter Verschmierung von Gras mit Boden sollte möglichst nicht in den nassen Grasbestand hineingefahren werden. Die Tageszeit beim Schnitt ist in diesem Zusammenhang von Bedeutung, wobei das Problem der Verschmutzung durch die Mahd des trockenen Grasbestandes erst in den späten Vormittagsstunden minimiert werden könnte. Dies steht der Strategie neuartiger Siliertechniken insofern entgegen, als hier zwecks Zeitgewinn für spätere Arbeiten möglichst früh vormittags gemäht werden sollte und unter Verwendung von Siliermitteln nur eintägige Anwelkzeiten, beginnend mit der Mahd am Morgen, angestrebt werden. Andererseits ist auf dem Gebiet der Halmfuttermittelaufbereitung z.B. mit dem Mattenpressverfahren (LUGER, 1992) mit erheblich beschleunigtem Trocknungsverlauf im Schnittgut auf dem Feld zu rechnen.

Unabhängig von der Art des Mähwerks muß bei der Halmguternte größte Sorgfalt auf eine nicht zu tiefe Einstellung der Schnitthöhe, d.h. nicht unter 5-7 cm, gerichtet werden. Das Eindringen von Gras und Schnittgut in den Boden läßt sich durch spezialbereifte, leichte Grünlandschlepper senken. Für das Zetten und Wenden empfehlen sich Kreiselheuer mit einstellbaren Federzinken und Arbeitsbreiten, die der dreifachen Mähwerksbreite entsprechen. Beim Zetten können dann jeweils

zwei Kreisel ein Schwad auseinanderreißen, und mit dem Schlepper muß nicht auf dem Schwad gefahren werden. Besonders günstig hinsichtlich geringer Verschmutzung sind Schubrech- und Kreiselschwader zu beurteilen, während Trommel- und Rotorschwader größere Sorgfalt bei der präzisen Einstellung erfordern (KOWALEWSKY, 1992).

Im Ackerfutterbau sind vor allem Zuckerrübenblätter als Koppelprodukte des Zuckerrübenbaus in ihrem Futterwert durch Verschmutzung mit Bodenbestandteilen gefährdet. Dennoch stellen Zuckerrübenblätter in einigen Milchviehbetrieben auch heute noch eine wichtige Grundfutterkomponente dar. Das Blatt ist infolge des bodennahen Aufwuchses und der großen Blattfläche stärker als andere Futterpflanzen der Verschmutzung durch Bodenspritzer bei Regen und durch Wind ausgesetzt. Bei der Ernte kommt die Verschmutzung durch Erntegeräte und Zwischenlagerung hinzu. Auf absetzige Verfahren der Blattbergung, bei denen das Blatt auf dem Feld zwischengelagert wird (sog. "Langblatt-Verfahren"), sollte verzichtet werden. Kurzblattverfahren mit sofortigem Abtransport ermöglichen die Bergung eines verhältnismäßig sauberen Blattes.

Die Verschmutzung des Rübenblattes kann durch richtige Einstellung der Erntemaschinen deutlich vermindert werden. Schlepperräder oder Tast- und Laufräder der Erntemaschinen dürfen nicht zu dicht an der noch stehenden Rübenreihe laufen. Dies gilt insbesondere für Maschinen, die in einer Reihe köpfen und roden. Auch ist eine Tiefenbegrenzung bei Köpffaggregaten von Bedeutung, weil sonst das Messer bei lückigen und unregelmäßig hoch aufgewachsenen Beständen durch den Boden schneidet. Bei feuchter Witterung können auf diese Weise ganze Erdscheiben in den Förderbereich des Rübenblattes gelangen. Die Blattförderwege sollten, sofern sie unter dem Rübenbunker oder -elevators hindurchlaufen, abgedeckt sein (BERTRAM u. CAESAR, 1984).

Eine besondere Verschmutzungsquelle stellt das Festfahren des Rübenblattes bei der Gärfutterbereitung auf dem Feld dar. Hier muß große Sorgfalt darauf verwendet werden, daß der Walzschlepper nicht von dem Gärgut herunter auf den Acker fährt und dann vor allem bei feuchten Bodenverhältnissen immer wieder Bodenreste auf den Silohaufen verschleppt. Bei dem sog. "Kurzblattverfahren" mit gehäckseltem Rübenblatt kann auf das Festfahren verzichtet werden (BERTRAM u. CAESAR, 1984). In diesem Verfahren werden zugunsten einer geringeren Verschmutzung nur die Rübenblätter ohne Kopfanteil geworben. Auch hier muß jedoch bei trockener Witterung infolge der Sogwirkung der hochtourigen Schlegelmaschine mit einer größeren Verschmutzung des Häckselgutes gerechnet werden. Verfahren, die die beim Nachköpfen der Rüben anfallenden Rübenkörperanteile dem gehäckselten Blatt wieder zuführen, stellen eine weitere potentielle Kontaminationsquelle für Verunreinigungen des Rübenblattes dar.

Die übrigen im Ackerfutterbau gewonnenen Futtermittel sind bei sachgerechter Erntetechnik erheblich geringer als Zuckerrübenblätter mit Bodenbestandteilen kontaminiert. Die modernen Futterrübensorten bieten aufgrund des größtenteils oberirdisch wachsenden Rübenkörpers mit glatter Oberfläche gute Voraussetzungen für geringe Verschmutzung. Stark verschmutzte Rüben sollten vor dem Schnitzeln und Verfüttern gewaschen werden. Auch Silomais ist bei Anwendung angepaßter Erntetechniken nur gering mit Bodenbestandteilen versetzt. Es sollte beachtet werden, daß die Maispflanze je nach Bestands- und Regenverhältnissen bis zu etwa 20 - 30 cm über der Bodenoberfläche mit Bodenspritzern behaftet sein kann, so daß ein zu tiefer Schnitt zu beträchtlicher Verschmutzung beiträgt. In der Regel dürfte die optimale Schnitthöhe im Bereich von 25 - 10 cm oberhalb der Bodenoberfläche liegen. Problematisch aus der Sicht der Bodenkontamination erscheint die Ernte von Lagermais

mittels spezieller Lagermaisschnecken. Ähnliche Probleme können bei der Verarbeitung von Lagergetreidebeständen zu Ganzpflanzensilage auftreten.

Die Rationsgestaltung in der Fütterung von Milchkühen bietet nur begrenzte Möglichkeiten zur Reduzierung der Bodenaufnahme. Grundsätzlich sollte auf den Einsatz von Futtermitteln mit hohen Schmutzanteilen bei Milchkühen verzichtet werden. Stark verschmutzte Grundfutterkomponenten können allerdings nur im Rahmen der betrieblichen Verfügbarkeit durch sauberere Futterstoffe ausgetauscht werden. Beim Einsatz von Heu und Anwelksilagen können die Tiere selektieren und Bodenbestandteile aus dem Futter herausschütteln. Stark verunreinigtes nasses Gras, Naßsilagen und Futterstoffe des Zwischenfruchtbaus einschließlich Stoppelrüben sind jedoch meist so mit dem Boden verschmiert, daß selektives Fressen ausscheidet.

In einer Untersuchung zur Reduzierung der durch verschmutztes Gras, Heu und Grassilage verursachten Bleibelastung von Milchkühen wurde Strohmix als alleiniges Grundfutter eingesetzt (PRANG, 1987). Das eingesetzte Strohmix setzte sich zu 56 % aus Getreidestroh, zu 26 % aus Melasse und zu 18 % Ergänzungsfutter zusammen. Da Stroh während der Ernte auf den Stopfeln abgelagert und anhaftender bleihaltiger Staub durch die mit der Strohmixherstellung einhergehende Reinigung reduziert wurde, enthielt das Strohmix nur noch eine geringe Bleikonzentration. Nach Meinung des Autors bot der Einsatz dieses Strohmix als alleiniges Grundfutter die sicherste Lösung, die Bleibelastung der Tiere zu reduzieren.

Die Aufnahme von Grundfutter wird auch durch die Höhe der Kraftfuttergabe bestimmt. Eine Grundfuttermverdrängung durch Kraftfutter setzt bei Stallfütterung verstärkt ab ca. 4 - 6 kg Kraftfutter pro Kuh und Tag ein

und ist außer von der Höhe der Kraftfuttermenge von weiteren Faktoren abhängig. Verschmutztes Grundfutter wird allein schon aufgrund der geringen Energie- und Nährstoffkonzentration in geringeren Mengen als hochwertiges, sauberes Futter gefressen. Die Grundfutterverdrängung liegt bei niedrigem Grundfutter-Verzehrsniveau niedriger als bei hoher Grundfutteraufnahme. Andererseits führt minderwertiges im Vergleich zu hochwertigem Kraftfutter zu höherer Grundfutterverdrängung. Aus diesen Zusammenhängen darf jedoch nicht geschlossen werden, daß zur Reduzierung der Bodenaufnahme aus minderwertigem Grundfutter ein ebenfalls minderwertiges Kraftfutter verwendet werden sollte. Gerade unter diesen Bedingungen müssen die grundfutterbedingten Versorgungsdefizite im Rahmen der Wiederkäuergerechtigkeit der Gesamtration durch hochwertiges Kraftfutter ausgeglichen werden.

Schließlich ist die Grundfutterverdrängung auch vom physiologischen Leistungsstadium der Kuh abhängig. Mit dem Laktationsbeginn nehmen Milchkühe nur allmählich steigende Futtermengen auf. In dieser Laktationsphase liegt der Kraftfutteranteil der Gesamtration hoch und führt zu sehr hoher Grundfutterverdrängung. Erst nach dem Überschreiten des Laktationsgipfels wird die maximale Grundfutteraufnahme erreicht. Die Bedeutung der Bodenaufnahme aus Grundfutter tritt daher mit zunehmendem Laktationsstadium mehr und mehr in den Vordergrund. Darüberhinaus wird sie bei erstmelkenden Kühen mit relativ geringer Aufnahmekapazität geringer als bei älteren Kühen mit höherer Futteraufnahmekapazität ausfallen.

In Übersicht 4 werden die Haupteinflussfaktoren auf die Bodenaufnahme noch einmal zusammenfaßt dargestellt und hinsichtlich ihrer Bedeutung bewertet. Darüberhinaus wird die Beeinflussbarkeit der Bodenaufnahme durch Minderungsmaßnahmen und deren Durchführbarkeit in der

Übersicht 4: Wichtung der Einflußfaktoren auf die indirekte Bodenaufnahme der Milchkuh hinsichtlich ihrer Bedeutung, Beeinflußbarkeit durch Minderungsmaßnahmen sowie deren Durchführbarkeit in der landwirtschaftlichen Praxis

Einflußfaktoren	Bedeutung für Bodenaufnahme	Beeinflußbarkeit durch Minderungsmaßnahmen	Durchführbarkeit von
Klima	+++	-	-
Bodenart	++	+ alternative Nutzung	+ eingeschränkte Möglichkeiten
Weidezustand	+++ Grasnarbe	+++ Weidepflege	+++
Beweidungssystem	+++ Futterangebot	++ Besatzdichte Beifütterung	++ Vorgaben
Erntetechnik: Gras und Grassilagen	+++ Mähtechnik	+++ Schnitthöhe Anwelken	+++
Maissilage, GPS	+	++ Schnitthöhe	+++
Rüben und Rübenblattsilage	+++ Verfahren	+++ Spur, Waschen Kurzblatt	+++
Haltungssystem	++ Stallhaltung	++ Kontrollmöglichkeit	+ Investitionsbedarf
Grundfutter	+++	++ Wiederkäuergerechte Auswahl	+ begrenzte Auswahl

- = keine; + = gering/schlecht; ++ = begrenzt; +++ = hoch/gut.

landwirtschaftlichen Praxis gewichtet.

Klima und Bodenart haben zwar eine wesentliche Bedeutung für die Bodenaufnahme, eine Beeinflussung durch Minderungsmaßnahmen ist jedoch nicht gegeben oder nur gering. Vielfach ist eine alternative landwirtschaftliche Nutzung z. B. absoluter Grünlandstandorte nicht möglich.

Deutlich günstiger ist die Beeinflussung der Bodenaufnahme im Zusammenhang mit dem Weidezustand und dem Beweidungssystem zu beurteilen. Hauptbedeutung haben dabei eine dichte Grasnarbe bzw. ein leistungsgerechtes Futterangebot. Geeignete Weidemaßnahmen bieten einen praktikablen Ansatzpunkt, die Bodenaufnahme zu senken. Minderungsmaßnahmen durch angepaßte Weideführung und Besatzdichte werden eher durch betriebswirtschaftliche Vorgaben begrenzt.

Eine große Bedeutung für die Bodenaufnahme bei Stallhaltung besitzt die Erntetechnik einschließlich Silierung von Gras und Rübenblatt. Mit relativ einfachen technischen Maßnahmen läßt sich die Bodenkontamination senken und trägt damit zu einem sicheren Gärverlauf und einer guten Grundfutterqualität bei. Maissilage und Ganzpflanzensilage (GPS) haben aufgrund der geringeren Kontamination eine wesentlich geringere Bedeutung für die Bodenaufnahme. In Problemfällen sollte auch hier mit einer geeigneten Erntetechnik Abhilfe zu schaffen sein.

Unter der Voraussetzung einer sauberen Grundfutterwerbung ist hinsichtlich der Bodenaufnahme eine Überlegenheit ganzjähriger Stallhaltung gegenüber der praxisüblichen Weidenutzung zu erwarten. Die Bedeutung des Haltungssystems wird insofern als begrenzt eingeschätzt, als ursächlich andere Faktoren, wie Weidemanagement und Erntetechnik hier überwiegen. Die

Durchführbarkeit einer ganzjährigen Stallhaltung wird maßgeblich von dem dafür notwendigen Investitionsbedarf bestimmt.

Ein starker Einfluß auf die Bodenaufnahme muß darüberhinaus der Zusammenstellung der Grundfutterration zugeschrieben werden. Als geeignete Maßnahme wäre dabei vorrangig der Verzicht auf verschmutzte Futtermittel, wie z. B. Rübenblatt anzusehen. Eine gezielte Grundfutterauswahl ist hinsichtlich der ernährungsphysiologischen Ansprüche der Kuh an die Ration und aus betriebswirtschaftlichen Gründen jedoch nur begrenzt durchführbar.

Die größte Bedeutung für die Bodenkontamination des Grundfutters und der Bodenaufnahme von Kühen kommt unter hiesigen Produktions- und Haltungsbedingungen eindeutig dem Weidemanagement sowie der Ernte- und Siliertechnik zu. Gleichzeitig bieten diese Bereiche nicht nur gute Ansatzpunkte für Minderungsmaßnahmen, sondern sie sind auch in der Praxis mit relativ geringem Aufwand durchzuführen. Grundsätzlich ist eine hohe Grundfutterqualität mit einer geringen Bodenkontamination verknüpft. Die Beratung zur Erzeugung einer hohen Grundfutterqualität unterstützt daher auch die Forderung nach einer möglichst geringen Bodenaufnahme von Kühen.

6. Schlußfolgerungen

Es ist seit langem bekannt, daß Wiederkäuer regelmäßig Boden aufnehmen. Diese Bodenaufnahme ist jedoch in der Vergangenheit hauptsächlich als Futterwertminderung und Gesundheitsgefährdung durch bodengebundene pathogene Keime und Parasiten verstanden worden. Extreme Belastungen des Futters mit Boden, wie sie in früheren Jahren insbesondere in Verbindung mit dem Einsatz von verschmutztem Rübenblatt beobachtet wurden, dürften unter den heutigen Produktionsverhältnissen bei Milchkühen in der Bundesrepublik kaum noch auftreten. Die Durchsicht der Literatur zeigt allerdings, daß die Frage der Bodenaufnahme von Wiederkäuern in der Bundesrepublik Deutschland kaum untersucht worden ist, und daß auch aus anderen Teilen der Erde nur wenige Informationen vorliegen. Die Bedeutung der Bodenaufnahme steigt dagegen insbesondere im Zusammenhang mit der Überführung von unerwünschten bodengebundenen Kontaminations- und Schadstoffen in die Nahrungskette des Menschen. In England wurde nachgewiesen, daß bei weidenden Rindern 9-80 % des aufgenommenen Bleis und 34-90 % des aufgenommenen Arsens durch die Bodenaufnahme verursacht wurde (THORNTON und ABRAHAMS, 1983). Für Organochlorverbindungen, die nach dem bisherigen Kenntnisstand nicht über die Pflanzenwurzel aus dem Boden aufgenommen werden, bildet die Aufnahme von kontaminierten Bodenpartikeln neben dem atmosphärischen Eintrag einen möglichen Eintragungsweg (FIEDLER et al., 1992), so daß dieser Frage zukünftig verstärktes Forschungsinteresse zugemessen werden muß.

Aus den vorliegenden Ergebnissen läßt sich folgendes schließen:

1. Die Bodenaufnahme von Milchkühen kann unter gegenwärtigen Produktionsbedingungen der Bundesrepublik Deutschland nicht unerhebliche Ausmaße annehmen. Der

größte Teil der Bodenaufnahme erfolgt indirekt über verschmutzte Grundfuttermittel der Graslandwirtschaft entweder auf der Weide oder durch geerntete Halmfuttermittel frisch bzw. in konservierter Form. Die Verschmutzung des Futters mit Bodenbestandteilen hat zur Folge, daß der Futterwert insbesondere bezüglich Konservierungseignung, Energie- und Nährstoffkonzentration sowie Verzehreigenschaften sinkt. Darüberhinaus wirken sich bodenkontaminierte Grundfuttermittel ungünstig auf die Tiergesundheit und die hygienische Beschaffenheit der erzeugten tierischen Produkte aus. Beide Aspekte sind mit den Anforderungen an eine produktivitäts- und qualitätsorientierte Milchviehhaltung mit Hochleistungskühen nicht vereinbar. Es müssen daher alle Möglichkeiten ausgeschöpft werden, die Bodenaufnahme von Milchkühen auf niedrigstem Niveau zu halten.

2. Bei der Weideführung müssen die Zusammenhänge zwischen Besatzdichte und Bodenaufnahme der Tiere beachtet werden. Da im Rahmen der flächengebundenen Milchkontingentierung die Zahl der Kühe pro Betrieb zugunsten einer höheren Einzelleistung pro Kuh eher sinkt als steigt, ist mit einer Zunahme der pro Einzelkuh zur Verfügung stehenden Grünlandfläche zu rechnen. Bei unveränderter Düngungsintensität ließe sich daher auch die pro Einzeltier verfügbare Futtermenge steigern und damit die Bodenaufnahme von der Weide reduzieren. Andererseits ließe sich die Grasaufnahme von Kühen durch ein größeres Kraftfutterangebot vermindern, wobei allerdings grundsätzlich auf der Weide eine geringere Grundfuttermittelverdrängung als bei Stallfütterung auftritt (MEIJS, 1983, zit. nach DREYER, 1985).

3. Für die Ernte von Grundfuttermitteln steht eine breite Palette von Geräten und Maschinen zur Verfügung, die bei sachgerechtem und sorgfältigem Einsatz die Kontamination des Futters mit Boden niedrig halten können. Eine hohe Schlagkraft des Verfahrens ist jedoch

häufig nicht mit der Forderung nach geringstmöglicher Verschmutzung des Erntegutes vereinbar. Neue technische Entwicklungen bei Mähwerken mit reduzierten Schnittgeschwindigkeiten lassen ökologiefreundlichere Lösungen, die auch zu geringerer Verschmutzung des Futters mit Boden führen, erwarten. Wesentliche Beiträge zur Reduzierung des Schmutzgehaltes im Erntegut können durch eine den jeweiligen Verhältnissen sorgfältig und präzise angepaßte Einstellung der Maschinen bei der Halmfütterernte auf dem Grünland und der Ernte von Ganzpflanzen zur Mais- und Getreideganzpflanzen-Silageherstellung geleistet werden.

4. Fütterungsmaßnahmen zur Reduzierung der Bodenaufnahme beschränken sich im wesentlichen darauf, daß stark verschmutzte Futtermittel an Milchkühe nicht verfüttert werden sollten. Angesichts relativ einseitig aus ertragreichen Gräsern zusammengesetzter Grasbestände müßte die Mineral- und Spurenelementergänzung in der Fütterung insbesondere bei Weidetieren stärkere Beachtung finden. Die Verdrängung von Grundfuttermitteln durch Kraftfutter kann zwar in akuten Situationen und im Rahmen der Wiederkäuergerechtigkeit der Gesamtration als Mittel zur Herabsetzung der Bodenaufnahme dienen, langfristig ist dieser Weg jedoch aus ernährungsphysiologischen, nährstoffökonomischen und ökologischen Gründen abzulehnen. Das übergeordnete Ziel der Fütterung von Hochleistungstieren kann unter hiesigen Produktionsbedingungen nur in der Gestaltung grundfutterbetonter, wiederkäuergerechter, energie- und nährstoffkonzentrierter Gesamtrationen liegen.

5. Die Methodik zur Messung der Bodenaufnahme am Tier muß weiterentwickelt werden. Dies betrifft vor allem die Messung der Bodenaufnahme auf der Weide. Es kamen bislang im wesentlichen zwei Methoden zur Anwendung, die entweder mit Titan oder mit der säureunlöslichen Asche als interne Bodenmarker arbeiten. Vergleichende

methodische Untersuchungen liegen so gut wie nicht vor. Desweiteren werden Annahmen bezüglich Trockensubstanzaufnahme auf der Weide und Verdaulichkeiten gemacht, die zu erheblichen Fehleinschätzungen der tatsächlichen Bodenaufnahme führen können. Neben der Weiterentwicklung der Methodik erscheinen zukünftig Untersuchungen zur Bodenaufnahme von Wiederkäuern auf der Weide unter Berücksichtigung von Einflüssen des Beweidungssystems und der Besatzdichte, der Pflege- und Düngungsintensität sowie der Tierart und -rasse erforderlich. Dagegen könnten die Bodenaufnahmen bei Stallfütterung durch exakte Analysen des vorgelegten und des nicht aufgenommenen Futters relativ einfach gemessen werden.

6. Die zur Verfügung stehenden Methoden zur Abschätzung der Bodenaufnahme beruhen auf verschiedenen, teilweise ungeklärten Annahmen und sind damit ungenau und anfechtbar. Daher besteht ein öffentliches Interesse, die Methodenentwicklung auf diesem Gebiet zu fördern. Erst mit einer Methodik, die eine exakte, reproduzierbare Bestimmung der Bodenaufnahme ermöglicht, läßt sich ein justiziabler Nachweis über eine bodenbedingte Belastung der Milch führen.

Vorerst muß ein zielorientierter Verbraucherschutz auf der Grundlage bestehender Kontroll- und Beratungsmöglichkeiten betrieben werden. In Problemfällen sollte durch Kooperation die Motivation der Milchviehalter, mit der Erzeugung unkontaminierter Milch das eigene Einkommen zu sichern, genutzt werden. Wesentliche Bedeutung kommt einer intensiven fachlichen Beratung über Maßnahmen zur Verminderung der Bodenaufnahme zu. Sofern die Ursachen bodenbedingter Kontaminationen der Milch außerbetrieblichen Emittenten zuzuschreiben sind, werden Umstellungen und Umstrukturierungen in der Milcherzeugung nicht ohne finanzielle Hilfen durchzuführen sein.

7. Zusammenfassung

Die vorliegende Literaturlauswertung befaßt sich mit Einflußgrößen, Messmethoden, Ergebnissen und Minderungsmaßnahmen zur Bodenaufnahme von Wiederkäuern unter besonderer Berücksichtigung von Milchkühen.

Während die direkte Bodenaufnahme durch Weidetiere als Folge einer defizitären Mineralstoff- oder Spurenelementversorgung auftreten kann, wird der größere Anteil des Bodens indirekt über verschmutztes Futter aufgenommen. Die Höhe der Bodenaufnahme auf der Weide ist von der Bodenart, den Witterungsbedingungen, der Pflege und dem Zustand der Grasnarbe, der Düngungsintensität, dem Beweidungssystem und der Besatzdichte abhängig. Systematische Untersuchungen dieser untereinander in Beziehung stehenden Faktoren liegen in nur begrenztem Umfang vor. Für den Verschmutzungsgrad geernteter Grundfuttermittel sind neben den Witterungsbedingungen in erster Linie die Erntetechnik und die bei deren Anwendung ausgeübte Sorgfalt ausschlaggebend.

Zur Bestimmung der Bodenaufnahme am Tier wurden hauptsächlich Titan oder säureunlösliche Asche als interne Bodenmarker verwendet. Exakte Quantifizierungen sind jedoch aufgrund erforderlicher Annahmen bezüglich der Trockensubstanzaufnahme meist nicht möglich. Methodische Weiterentwicklungen erscheinen dringend erforderlich.

Unter US-amerikanischen Produktionsbedingungen wurde eine Bodenaufnahme von 1-2 % der Trockensubstanzaufnahme geschätzt. Für die Niederlande liegen Schätzwerte von 150-300 g Bodenaufnahme pro Kuh und Tag auf der Weide und von 200-600 g Bodenaufnahme pro Kuh und Tag bei Stallfütterung mit Grassilage vor. Die niedrigeren Angaben beziehen sich jeweils auf trockene und die höheren Werte auf feuchte Witterungsbedingungen.

Untersuchungen über die Bodenaufnahme von Milchkühen in der Bundesrepublik liegen nicht vor.

Die Bodenaufnahme führt einerseits zu verminderter Versorgung der Tiere mit Energie und Nährstoffen und stellt andererseits eine Gefahr für die Gesundheit von Tier und Mensch dar, weil bodengebundene Kontaminations- und Schadstoffe aufgenommen werden und in die Nahrungskette gelangen.

Maßnahmen, die zu einer Minderung der Bodenaufnahme beitragen, liegen vornehmlich in den Bereichen der Weidewirtschaft und Erntetechnik. In der Fütterung kommt einer angepaßten Mineral- und Spurenelementversorgung auf der Weide und der Eliminierung bodenkontaminierter Grundfuttermittel aus der Ration die größte Bedeutung zu.

8. Literatur

AMMERMANN, C.B.; VALDIVIA, R.; ROSA, I.V.; HENRY, P.R.;
FEASTER, J.P.; BLUE, W.G. (1984):

Effect of sand or soil as a dietary component on
phosphorus utilization by sheep.

J. Anim. Sci. 59: 1092-1099.

ARTHUR, W.J. und ALLDREDGE, A.W. (1979):

Soil ingestion by Mule Deer in Northcentral Colorado.

Journal of Range Management 32: 67-71.

BERENDE, P. (1990):

Grondopname door melkoeien.

Institut voor veevoedingsonderzoek (IVVO)

Lelystad, Niederlande, Intern Rapport no. 312.

BERTRAM, H. u. CAESAR, D. (1984):

Zuckerrübenblatt für die Fütterung.

Landwirtschaftliche Zeitung 37: 4-5.

BINDER, S.; SOKAL, D.; MAUGHAN, D. (1986):

Estimating soil ingestion: The use of tracer elements
in estimating the amount of soil ingested by young
children.

Arch. Environmental Health 41: 341-345.

BOSMA, A.H. (1987):

Mähen, Wenden und Aufbereiten von Halmgut.

KTBL-Schrift 318: Grünfütterernte und Konservierung.

CARY, E.E.; GRUNES, D.L.; BOHMAN, V.R.; SANCHIRICO,
C.A. (1986):

Titanium determination for correction of plant sample
contamination by soil.

Agronomy J. 78: 933-936.

CHERNEY, J.H.; ROBINSON, D.L.; KAPPEL, L.C.; HEMBRY, F.G.; INGRAHAM, R.H. (1983):

Soil contamination and elemental concentrations of forages in relation to grass tetany.

Agronomy J. 75: 447-450.

DAENICKE, R. (1975):

Rübenblatt in Milchvieh und Mastbullenfütterung.

Deutsche Zuckerrübenzeitung Nr 5.

DLG-Merkblatt (1975):

Nr 115: Ernte des Zuckerrübenblattes.

DEBALQUE, A. (1992):

Untersuchungen zum Einfluß der Bewirtschaftungsintensität auf den Futterwert von Grünlandaufwüchsen.

Dissertation, Institut für Tierphysiologie und Tierernährung Universität Göttingen, in Vorbereitung.

DREICER, M.; HAKONSON, T.E.; WHITE, G.C.; WHICKER, F.W. (1984):

Rainsplash as a mechanism for soil contamination of plant surfaces.

Health Physics 46: 177-187.

DREYER, G. (1985):

Milchproduktion aus Weidegras: Probleme bei der Erfassung und Bewertung der Leistung des Grundfutters aus Betriebsdaten.

Diplomarbeit, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Universität Göttingen.

ENGLING, F.-P. (1991):

Grassilage 1991 - Top oder Flop?

Landwirtschaftsblatt Weser-Ems 41: 22-24.

ENGLING, F.-P. (1992):

Grassilage 1992: Stark schwankende Inhaltsstoffe.

Landwirtschaftsblatt Weser-Ems 42: 31-33.

FIEDLER, H.; HINKEL, M.; HUTZINGER, O. (1992):

Eintrag und Verhalten lipophiler Organochlorverbindungen in der Nahrungskette Kuh-Milch-Mensch unter besonderer Berücksichtigung des Transfers vom Boden zum Nutztier.

Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen.

FIELD, A.C. u. PURVES, D. (1964):

Intake of soil by grazing sheep.

Proc. Nutr. Soc. 23: 24-25.

FLEMING, G.A. (1973):

Mineral composition of herbage.

In: Chemistry and Biochemistry of Herbage,

Butler, G.W. and Bailey, R.W. (Eds.), Academic Press,

Vol 1, 529-566.

FLEMING, G.A. (1986):

Soil ingestion by grazing animals - a factor in sludge-treated grassland.

In: Factors influencing sludge utilisation practices in Europe, R.D. Davis, H. Haenin und P. L'Hermite (Eds.),

London: Elsevier Applied Science Publishers.

FOSTER, G.R.; WHITE, G.C.; HAKONSON, T.E.; DREICER, M.A.

(1985):

A model for splash and retention of sediment and soil borne contaminants on plants.

Trans. Amer. Soc. Agric. Eng. 28: 1511-1520.

FRIES, G.F. (1982):

Potential polychlorinated biphenyl residues in animal products from application of contaminated sewage sludge to land. *J. Environ. Qual.* 11: 14-20.

FRIES, G.F. (1985):

Bioavailability of soil borne polybrominated biphenyls ingested by farm animals.

J. Toxicol. Environ. Health 16: 565-579.

FRIES, G. (1987):

Assessment of potential residues in foods derived from animals exposed to TCDD-contaminated soil.

Chemosphere 16: 2123-2128.

FRIES, G.F. u. PAUSTENBACH, D.J. (1990):

Evaluation of potential transmission of 2,3,7,8- tetra-chlorodibenzo-p-dioxin-contaminated incinerator emissions to humans via foods.

J. Toxicol Environ. Health 29: 1-43.

FRIES, G.F.; MARROW, G.S.; SNOW, P.A. (1982a):

Soil ingestion by dairy cattle.

J. Dairy Sci. 65: 611-618.

FRIES, G.F.; MARROW, G.S.; SNOW, P.A. (1982b):

Soil ingestion by swine as a route of contaminant exposure.

Environ. Toxicol. Chem. 1: 201-204.

GEERLOF, A.J. (1970):

Oorzaken van hoge ruw-asgehalten in hooi en kuilgras.

Landbouwmecanisatie 21: 159-163.

GREEN, N. u. DODD, N.J. (1988):

The uptake of radionuclides from inadvertant consumption of soil by grazing animals.

Sci. Total. Environ. 69: 367-377.

HARMS, H.-H. (1992):

VDI/MEG-Tagung: Kommunaltechnik und Landschaftspflege.
Landtechnik 12: 595-600.

HEALY, W.B. (1967):

Ingestion of soil by sheep.
Proc. New Zealand Soc. Anim. Prod. 27: 109-120.

HEALY, W.B. (1968a):

Ingestion of soil by dairy cows.
New Zealand J. Agric. Res. 11: 487.

HEALY, W.B. (1968b).

The influence of soil type on ingestion of soil by
grazing animals.
9th International Congress of soil sciences
transactions, 3: 437-445.

HEALY, W.B. (1973):

Nutritional aspects of soil ingestion by grazing
animals.
In: Chemistry and Biochemistry of Herbage,
Butler, G.W. and Bailey, R.W. (Eds.), Academic Press,
Vol 1, 567-588..

HEALY, W.B. u. DREW, K.R. (1970):

Ingestion of soil by hoggets grazing swedes.
New Zealand J. Agric. Res. 13: 940-944.

HEALY, W.B.; CUTRESS, T.W.; MICHI, C. (1967):

Wear of sheeps teeth. IV. Reduction of soil ingestion
and tooth wear by supplementing feeding.
New Zealand J. Agric. Res. 10: 201-209.

HOF, G.; LENAERS, P.J.; EN MOL, L.A. (1974):

Enige invloeden van grondverontreining in graskuilen.
Bedrijfsontwikkeling 5: 121-125.

KALTOFEN, H. u. SCHRADER, A. (1991):

Gräser.

Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin.

KIRCHGESSNER, M. (1987):

Tierernährung.

DLG-Verlag, Frankfurt am Main.

KOLB, E. (1989):

Physiologie der Haustiere I.

VEB Gustav Fischer Verlag.

KOWALEWSKY, H.-H. (1992):

Grünlandtag: Gärqualität blieb auf der Strecke.

Landwirtschaftsblatt Weser-Ems 10: 6-9.

LUGER, E. (1992):

Mattentechnik - Untersuchungen und Ergebnisse.

VDI Landtechnik 22./23. Oktober, Freising-

Weihenstephan: 155.

MAYLAND, H.F.; FLORENCE, A.R.; ROSENAU, R.C.; TURNER,
V.A. (1975): Soil ingestion by cattle on semiarid range
as reflected by titanium analysis of feces.

J. Range Management 28: 448-452.

MCGRATH, D.; POOLE, D.b.R.; FLEMING, G.A.; SINNOTT, J.

(1982): Soil ingestion by grazing sheep.

Irish J. Agr. Res. 21: 35.

MCLACHLAN, M.S. u. HUTZINGER, O. (1990):

Accumulation Of Organochlorine Compounds in
agricultural food chains.

Organohalogen compounds, Ecoinforma Press,

Vol 1: 479-484.

METSON, A.J.; GIBSON, E.J.; HUNT, J.L.; SAUNDERS, W.M.H. (1979): Seasonal variations in chemical composition of pasture.

New Zealand J. Agric. Res. 22: 309-318.

MÜLLER, R. u. NIESS, E. (1969):

Nährstoffverluste bei der Blattsilierung und Silagequalität.

In: Forschung und Beratung Reihe B, Heft 19, Universität Bonn, Verfahren der Blatternte im Zuckerrübenbau, S.42-66.

MILLER, J.K.; MADSEN, F.C.; HANSARD, S.L. (1976):

Absorption, Excretion and Tissue deposition of titanium in sheep. J. Dairy Sci. 59: 2008-2010.

NES, P. (1975):

A correction for soil contamination of herbage samples by dry ashing.

New Zealand J. Agric. Res. 18: 69-71.

PINDER III, J.E. u. MCLEOD, K.W. (1988):

Contaminant transport in agroecosystems through retention of soil particles on plant surfaces.

J. Environ. Qual. 17: 602-607.

PINDER III, J.E. u. MCLEOD, K.W. (1989):

Mass loading of soil Particles on plant surfaces.

Health Physics 57: 935-942.

POTTHAST, V. (1993):

LK Rheinland, persönliche Mitteilung.

PRANG, N. (1987):

Verminderung der Bleibelastung von Milchkühen im früheren Bleiabbaugebiet Mechernich durch Einsatz von Strohmix als Hauptgrundfutter.

Dissertation, Universität Bonn.

RUCK, A. (1990):

Bodenaufnahme durch Kinder-Abschätzungen und Annahmen.
Umweltbundesamt 3520, BoS 5. Lfg. V/90.

SPIEKERS, H. (1992):

Grundfutter 1992: Spitzenqualität für die Rinder.
Landwirtschaftliche Zeitung Rheinland 48/92, 16-18.

SPIEKERS, H. (1993):

LK Rheinland, persönliche Mitteilung.

SUMMERLING, T.J.; DODD, N.J.; GREEN, H. (1984):

The transfer of ^{90}Sr and ^{137}Cs to milk in a dairy herd
grazing near a major nuclear installation.
Sci. Tot. Environ. 34, 57-72.

THOMSEN, J. (1993):

LK Schleswig-Holstein, persönliche Mitteilung.

THORNTON, I. u. ABRAHAMS, O. (1983):

Soil ingestion- a major pathway of heavy metals into
livestock grazing contaminated land.
Sci. Total Environ. 28: 287-294.

UNDERWOOD, E.J. (1977):

Trace elements in human and animal nutrition.
Academic Press.

VAN LOO, L. (1970):

Vorkomen van zand in het ruwvoer.
Landbouwmecanisatie 21: 167-171.

WEISSBACH, F. (1992):

Persönliche Mitteilung.

WEISSBACH, F.; PRYM, R.; RINAS, R. (1982):

Möglichkeiten zur Senkung des Verschmutzungsgrades von
Zuckerrübenblattsilage. Feldwirtschaft 23: 158-160.

WIENECKE, F. (1992):

Mähen und Aufbereiten von Halmgut mit einem neuen Schneckenmäher.

VDI Landtechnik 22./23. Oktober, Freising-Weißenstephan: 148.

WIENEFELD, LK Hannover (1981):

Sandgehalte in den Frischblattproben.

Hannoversche Land- u. Forstwirt. Zeitung 49: 18.

ZACH, R. u. MAYOH, K.R. (1984):

Soil ingestion by cattle: A neglected pathway.

Health Physics 46: 2.

Seit 1. April 1994 sind bisher folgende „Materialien“ des Landesumweltamtes NRW erschienen:

- | | | |
|----|---|----------|
| 1 | Der Dynamische Daphnientest
– Erfahrungen und praktische Hinweise –
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 44 S. | 15,00 DM |
| 2 | Umsetzung der TA-Siedlungsabfall bei Deponien
2. Abfallwirtschaftliches Fachgespräch
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 99 S. | 15,00 DM |
| 3 | Verwertung von Elektro- und Elektronikgeräten
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 153 S. | 20,00 DM |
| 4 | Einsatz alternativer Baustoffe in Abdichtungssystemen
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 91 S. | 15,00 DM |
| 5 | Einwicklung im Bereich der Sonderabfallentsorgung
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 39 S. | 15,00 DM |
| 6 | Ökologische Auswirkungen von Fischteichen auf Fließgewässer
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 208 S. | 25,00 DM |
| 7 | Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 462 S. | 28,00 DM |
| 8 | Vermeidung von Bunkerbränden in Abfallverbrennungsanlagen mit Hilfe
der Infrarot-Thermographie
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 53 S. | 15,00 DM |
| 9 | Prozeßleittechnik in Anlagen der chemischen Industrie –
Anlagenschutz und sicherheitsrelevante Komponenten
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 120 S. | 20,00 DM |
| 10 | Sicherheitstechnische Hinweise und Anforderungen an Abschott- und
Entlastungssysteme aus der Sicht der Störfall-Verordnung
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 40 S. | 15,00 DM |
| 11 | Literaturstudien zum PCDD/F-Transfer vom Boden in die Nahrungskette
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 149 S. | 25,00 DM |