

Maßnahmenkonzept zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte

Handlungsempfehlungen für die Bodenschutzbehörden
für Bewirtschaftungsbeschränkungen
auf landwirtschaftlichen Nutzflächen
bei schädlichen Bodenveränderungen
LABO-Projektnummer B 4.03

Auftraggeber

Länderfinanzierungsprogramm Wasser, Boden und Abfall
Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz

Auftragnehmer:



LVVG Aulendorf

Atzenberger Weg 99
88326 Aulendorf
www.lvvg-bw.de

Ingenieurbüro **Feldwisch**

Hindenburgplatz 1
51429 Bergisch Gladbach
www.ingenieurbuero-feldwisch.de

2007

Die vorliegenden Handlungsempfehlungen wurden auf Beschluss der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms Wasser, Boden und Abfall erarbeitet. Das am 10. 12. 2004 von den Autoren abgeschlossene Maßnahmenkonzept wurde vom ehemaligen ständigen Ausschusses 4 - Bodenbelastungen - der LABO am 25./26. 1. 2005 zur Kenntnis genommen. Der Rechtsausschuss der LABO (BORA) beschloss seine Stellungnahme am 2./3. 5. 2005 und legte sie dem nach Neuordnung der ständigen Ausschüsse der LABO nunmehr zuständigen Altlastenausschuss (ALA - stÄA 3) vor. Die Stellungnahme des Kreises der Acker- und Pflanzenbaureferenten wurde am 3. 4. 2007 dem ALA übermittelt.

Neben der Berücksichtigung der genannten Stellungnahmen wurde aufgrund von zwischenzeitlich eingetretenen umfangreichen Änderungen insbesondere im Lebensmittel- und Futtermittelrecht eine Überarbeitung entsprechender Unterkapitel in Kapitel 2 erforderlich. Die Überarbeitung wurde auf Bitte des ALA im Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt vorgenommen und im November 2007 in Abstimmung mit den Auftragnehmern abgeschlossen. Daher entspricht die Darstellung der fachlichen Inhalte einschließlich der ökonomischen Auswirkungen der verschiedenen Maßnahmen (Tabellen 6-4 bis 6-6) dem Bearbeitungsstand 2004, die Darstellung der rechtlichen Grundlagen ist auf den Stand November 2007 aktualisiert. Die vorliegende Langfassung sowie eine Kurzfassung des Maßnahmenkataloges werden auf der Internetseite der LABO (www.labo-deutschland.de) veröffentlicht.

Auf der Seite der Auftragnehmer waren beteiligt:

- Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt für Viehhaltung und Grünlandwirtschaft, Aulendorf
LD Privatdozent Dr. Martin Elsäßer
OLR Dr. Hansjörg Nußbaum
Dr. Otto Ehrmann, Büro Ehrmann, Neuffen
- Ingenieurbüro Feldwisch, Bergisch-Gladbach
Dr. Norbert Feldwisch

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Rechtliche Grundlagen.....	3
2.1	Bodenschutzrecht	5
2.1.1	Werteregulungen	5
2.1.2	Untersuchungs- und Bewertungsablauf bei stofflichen Bodenbelastungen	8
2.2	Lebensmittelrecht	13
2.3	Futtermittelrecht.....	16
2.4	Naturschutzrecht.....	19
2.5	Verhältnis Bodenschutzrecht zu Lebensmittel-/Futtermittelrecht	20
2.5.1	Zum Verhältnis zwischen Boden- und Pflanzengehalten bei der Gefahrenbeurteilung	20
2.5.2	Anforderungen an repräsentative Pflanzenuntersuchungen.....	21
2.5.3	Anknüpfungspunkte der Lebensmittel-/Futtermittelüberwachung zum Regeluntersuchungsablauf nach Bodenschutzrecht.....	22
2.6	Zu den Pflichten des Nutzpflanzenproduzenten	24
3	Fachliche Grundlagen	27
3.1	Schadstofftransfer vom Boden zur Nutzpflanze	27
3.1.1	Teilpfade.....	27
3.1.2	Beurteilungsrelevante Bodenschichten bei unterschiedlichen Teilpfaden.....	28
3.1.3	Relevanz der Teilpfade bei unterschiedlichen Fallgestaltungen	31
3.1.4	Untersuchungsergebnisse zum Ausmaß des Verschmutzungspfades	37
3.2	Einflussfaktoren der Bewirtschaftung und des Technikeinsatzes auf den Verschmutzungspfad	40
4	Verschmutzung und Maßnahmen zur Verminderung	42
4.1	Grundsätzliche Maßnahmen	43
4.1.1	Einleitung	43
4.1.2	Anpassung der Nutzung	43
4.1.3	Melioration des Standortes (vor allem der Oberfläche)	45
4.2	Maßnahmen bei Futterbau und -gewinnung.....	50

4.2.1	Grünland und Ackerfutter allgemein	50
4.2.2	Schnittnutzung	57
4.2.3	Weidewirtschaft	63
4.2.4	Ackerfutterbau	69
4.3	Feld- und Frischgemüse	72
4.4	Stichpunkte zu ausgewählten Stoffen	76
4.4.1	Verschmutzung mit schädlichen Organismen durch wirtschaftseigene Düngemittel (vor allem Gülle).....	76
4.4.2	Organische Schadstoffe.....	77
4.4.3	Radioaktivität	78
5	Flankierende Maßnahmen zur Minderung des Schadstofftransfers über andere Teilpfade	79
5.1	Arten- und Sortenauswahl	79
5.2	Anhebung des pH-Wertes durch Kalkung	81
5.3	Zusatz von Materialien mit hohem Immobilisationspotenzial	83
5.4	Überdeckung / Bodenaustausch	85
6	Maßnahmenkatalog und ökonomische Bewertung notwendiger Einzelmaßnahmen	87
6.1	Vorgehensweise bei der Erfassung und Bewertung schädlicher Bodenveränderungen und mögliche Maßnahmen zur Gefahrenabwehr	87
6.2	Katalog möglicher Einzelmaßnahmen zur Reduzierung der Verschmutzung bei Schnitt- und Weidenutzung von Grünland und im Ackerfutterbau, einschließlich Konsequenzen und ökonomischer Bewertung, sowie beim Feld- und Frischgemüseanbau	89
7	Literaturverzeichnis	111
8	Anhang	128

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2–1: Beurteilungsgrundlagen des Bodenschutzrechtes und des Lebens- bzw. Futtermittelrechtes	5
Abb. 2–2: Ablaufschema der Erfassung und Bewertung schädlicher Bodenveränderungen auf Grund stofflicher Einwirkungen (FELDWISCH et al. 2003b)	12
Abb. 2–3: Anknüpfungspunkte der Lebensmittel-/Futtermittelüberwachung zum Regeluntersuchungsablauf nach Bodenschutzrecht.....	23
Abb. 3–1: Schematische Darstellung der grundsätzlich zu berücksichtigenden Teilpfade.....	28
Abb. 4–1: Trockensubstanz- und Rohaschegehalte bei Grassilagen des ersten Aufwuchses 2002 aus der Region Traunstein (n=618).....	42
Abb. 4–2: Boden auf Futter und im Kot von Schafen (nach BERESFORD & HOWARD 1991)	58
Abb. 4–3: Zusammenstellung von Rohaschegehalten in Grassilagen in Abhängigkeit vom Aufwuchs (HORST, 2003; DANIER, 2003; MUNZERT, 2003; KLAENER, 2003) (s.a. Tab. 8–1)	59
Abb. 4–4: Gehalte an PCDD/PCDF in Gras (nach DELSCHEN et al. 1992, verändert)....	60
Abb. 4–5: Bodenaufnahme von Kühen: Vergleich von Koppelhaltung mit Haltung auf befestigtem Laufhof über Winter (nach HEALY 1968)	68
Abb. 5–1: Cadmium- und Bleigehalte unterschiedlicher Nahrungspflanzen (DELSCHEN 2003)	80
Abb. 5–2: Anteil der mobilen Fraktion am Gesamtschwermetallgehalt in Abhängigkeit vom pH-Wert (nach FRÄNZLE et al. 1995).....	82
Abb. 5–3: Ammoniumnitratlöslicher Bleigehalt zweier Ackerschläge im Freiburger Raum vor und nach dem Zusatz von Wasserwerksschlamm zum Boden im Vergleich zum Prüfwert nach BBodSchV (Daten aus SCHMIDT 2002 u. 2003)	84
Abb. 5–4: Pflanzengehalte in Karotten und im Weizenkorn auf zwei Ackerschlägen im Freiburger Raum vor und nach dem Zusatz von Wasserwerksschlamm zum Boden im Vergleich zu den Höchstgehalten nach EU-Kontaminanten-Verordnung (Daten aus SCHMIDT 2002 u. 2003)	85
Abb. 5–5: Cd-Gehalte in verschiedenen Nahrungspflanzen auf einem cadmiumbelasteten Standort mit und ohne Überdeckung mit unbelasteten Bodenmaterial (DELSCHEN 2003)	86

Tabellenverzeichnis

Tab. 2–1: Vorsorgewerte nach BBodSchV	6
Tab. 2–2: Prüf- und Maßnahmenwerte für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanzen	8
Tab. 2–3: Anhaltspunkte für mögliche Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen (vgl. FELDWISCH et al. 2003b, verändert).....	9
Tab. 2–4: Konkrete Anhaltspunkte für Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze (FELDWISCH et al. 2003b)	10
Tab. 2–5: Beispiele für einfache Mittel der Gefahrenabwehr im Sinne von § 3 Abs. 5 S. 2 BBodSchV (Feldwisch et al. 2003, verändert).....	10
Tab. 2–6: Höchstgehalte für Kontaminanten in Lebensmitteln nach EU-Kontaminanten-VO sowie Auslösewerte (Auszug)	14
Tab. 2–7: Höchstgehalte und Aktionsgrenzwerte (Auslösewerte) für unerwünschte Stoffe in der Tierernährung nach Futtermittelverordnung (Auszug)	18
Tab. 3–1: Maximale Tiefe des Hauptdurchwurzelungsbereiches ausgewählter Nutzpflanzen (nach GÖBEL 1984, UVM 1990, VOIGTLÄNDER & JACOB 1987; ergänzt)	29
Tab. 3–2: Klassifizierte Flüchtigkeit einzelner organischer Substanzen	30
Tab. 3–3: Übliche Spannweiten der Schwermetalltransferfaktoren Boden-Pflanze (SAUERBECK 1989, GRÜN et al. 1993).....	32
Tab. 3–4: Vereinfachte Klassifizierung der Relevanz der Transferpfade Boden-Nutzpflanze für verschiedene Schadstoffgruppen	33
Tab. 3–5: Zunahme der Schadstoffgehalte im Erntegut von Grünland durch Berücksichtigung eines 3 %igen Verschmutzungsanteils im Vergleich zur reinen systemischen Aufnahme; Berechnungsgrundlage: Regressionsgleichungen zum Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze von der TRANSFER-Datenbank	34
Tab. 4–1: Bleigehalte in Grundfutter eines Betriebes (nach PRANG & HARTFIEL 1986, verändert)	50
Tab. 4–2: Verschmutzungsanteile durch Boden bei Futtermitteln (FRIES et al. 1982b) ...	50
Tab. 4–3: Bodenauswurf durch Wühlmaus und Maulwurf (PÖTSCH 1996) und Regenwurm (EHRMANN 1996)	53
Tab. 4–4: Losungsproduktion von Regenwürmern an der Bodenoberfläche im Freiland.....	53

Tab. 4–5: Bodenaufnahme in % der Trockenmasseaufnahme (nach THORNTON & ABRAHAMS 1983, ABRAHAMS & THORNTON 1994)	64
Tab. 5–1: Sortenspezifische Cd-Aufnahme in das Winterweizenkorn auf Verwitterungsböden (LfL 2003)	81
Tab. 6–1: Maßnahmenkatalog zur Reduzierung der Verschmutzung mit Schadstoffen bei der Schnittnutzung von Grünland	90
Tab. 6–2: Maßnahmenkatalog zur Reduzierung der Verschmutzung mit Schadstoffen bei der Weidenutzung von Grünland	96
Tab. 6–3: Maßnahmenkatalog zur Reduzierung der Verschmutzung mit Schadstoffen im Feldfutterbau	98
Tab. 6–4: Konsequenzen und ökonomische Bewertung von Maßnahmen im Rahmen einer schmutzarmen Nutzpflanzenernte bei Schnittnutzung von Grünland...	101
Tab. 6–5: Konsequenzen und ökonomische Bewertung von Maßnahmen im Rahmen einer schmutzarmen Nutzpflanzenernte bei Weidenutzung von Grünland ...	105
Tab. 6–6: Konsequenzen und ökonomische Bewertung von Maßnahmen im Rahmen einer schmutzarmen Nutzpflanzenernte bei Ackerfütternutzung.....	106
Tab. 6–7: Maßnahmen zur Reduzierung der Verschmutzung beim Feld-und Frischgemüseanbau	108
Tab. 8–1: Rohaschegehalte im Futter (Ergebnisse der Befragung der LUFAs in Deutschland).....	129

1 Einleitung

Die Bodenschutzbehörden müssen sich im praktischen Vollzug häufig mit den Anforderungen aus dem angrenzenden Lebensmittel- und Futtermittelrecht auseinandersetzen. Werden zum Beispiel schädliche Bodenveränderungen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen festgestellt, dann sind geeignete, erforderliche und angemessene Maßnahmen der Gefahrenabwehr anhand der praxisrelevanten Bedingungen des Ackerbaus und der Grünlandnutzung abzuleiten.

Bei der Nutzpflanzenernte kann über die Verschmutzung des Erntegutes mit Bodenanhang ein relevanter Schadstofftransfer in die Nahrungskette erfolgen, wenn die Böden der Produktionsstandorte deutlich erhöhte Schadstoffgehalte aufweisen. Der Verschmutzungspfad ist insbesondere für die Futterproduktion (Wiese, Weide, Ackerfutter) von besonderer Relevanz, so dass sich die vorliegenden Handlungsempfehlungen auch auf diese Produktionsverfahren konzentrieren. Ergänzende Ausführungen zu anderen Pfaden des Schadstofftransfers und zu nicht-erdigen Verunreinigungen mit Klärschlämmen oder pathogenen Keimen werden nur kurz ausgeführt.

Nicht selten stoßen die Bodenschutzbehörden im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze an die Grenzen ihrer Beurteilungsfähigkeiten, weil ihnen spezifische landwirtschaftliche Kenntnisse fehlen. Vor diesem Hintergrund ist es notwendig, den Bodenschutzbehörden für den Vollzug der Anforderungen des Bodenschutzrechts Handlungsempfehlungen an die Hand zu geben.

Eine weitgehend verschmutzungsarme Nutzpflanzenernte soll, unabhängig von etwaigen schädlichen Bodenveränderungen, bereits im Rahmen der guten landwirtschaftlichen Praxis der Futterproduktion gewährleistet werden. So gilt Grassilage gemeinhin bei Rohaschegehalten ab etwa 10 % an der Trockensubstanz, Maissilage ab etwa 5 %, als verschmutzt. Die vorliegenden Handlungsempfehlungen zielen im Falle festgestellter schädlicher Bodenveränderungen vor allem darauf ab, dass den zuständigen Bodenschutzbehörden konkrete Hilfestellungen für die Ableitung von geeigneten, erforderlichen und angemessenen Maßnahmen der Gefahrenabwehr gegeben werden. In vielen Fällen sind einfache Maßnahmen zur Gefahrenabwehr geeignet, die den Grundsätzen und Handlungsempfehlungen der guten fachlichen Praxis entsprechen, wie sie von den landwirtschaftlichen Beratungsstellen empfohlen werden. Im Fall festgestellter schädlicher Bodenveränderungen können solche Maßnahmen zur Gefahrenabwehr von der Bodenschutzbehörde im Einvernehmen mit der landwirtschaftlichen Fachbehörde aber auch angeordnet werden.

Des Weiteren sollen die Handlungsempfehlungen die notwendigen rechtlichen und fachlichen Grundlagen für eine praxisgerechte und verhältnismäßige Gefahrenabwehr vermitteln. In einem Maßnahmenkonzept werden die wesentlichen Einflussfaktoren der Verschmutzung von Nutzpflanzen durch Bodenanhang erläutert, damit die Bodenschutzbehörden ein grundlegendes Verständnis für die gefahrenbeeinflussenden Bewirtschaf-

tungsverfahren erhalten. Die inhaltlichen Schwerpunkte der Handlungsempfehlungen sind:

- Anforderungen an schmutzvermeidende Bewirtschaftungsmaßnahmen und -regime
- Anforderung an verbesserte Verfahren und Technologien sowie die bewusste Umsetzung schmutzvermeidender Ernteverfahren
- Ökonomische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung möglicher zusätzlicher Kosten im Vergleich zur guten fachlichen Praxis
- Mögliche Maßnahmen zur Reduktion der Verschmutzung.

Mit den vorliegenden Handlungsempfehlungen werden die Bodenschutzbehörden in die Lage versetzt, auf verbesserte Weise Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen im Bereich der Nutzpflanzenernte unter Berücksichtigung auch der ökonomischen Auswirkungen herzuleiten.

Die notwendigen Arbeitsschritte sollte die Untere Bodenschutzbehörde im Regelfall im Sinne eines kooperierenden Verwaltungshandelns mit der zuständigen landwirtschaftlichen Fachbehörde frühzeitig abstimmen. Rechtlich besteht zwar nach § 5 Abs. 5 BBodSchV die Pflicht zum Einvernehmen erst bei der Anordnung von Maßnahmen, also nach der abschließenden Gefahrenbestätigung im Zuge der Detailuntersuchung, jedoch wird die frühzeitige Abstimmung der Bodenschutzbehörde mit der landwirtschaftlichen Fachbehörde die Gefahrenbewältigung im Regelfall befördern. Weiterhin empfiehlt sich in Abhängigkeit von der Gefahrensituation auch die Einbindung der Lebens- und Futtermittelüberwachung und – bei Belastungen von Nutztieren – des Veterinäramtes.

Neben der Anordnung von Maßnahmen der Gefahrenabwehr stehen den Bodenschutzbehörden in Abstimmung mit den anderen Fachbehörden noch andere Instrumente zur Verfügung (FELDWISCH 2004). Diese alternativen Instrumente sind bei der Konzeption der Gefahrenabwehr zu prüfen, um nicht allein mit Hilfe ordnungsrechtlicher Anordnungen notwendige Maßnahmen durchzusetzen. So können Selbstverpflichtungserklärungen oder vertragliche Regelungen bei den Betroffenen ggf. die Akzeptanz gegenüber der notwendigen Gefahrenabwehr erhöhen, weil diese Instrumente die Beteiligten in die Ausgestaltung einbeziehen.

Bei den in den vorliegenden Handlungsempfehlungen aufgeführten Maßnahmen zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte handelt es sich nicht um Vorsorgemaßnahmen im Sinne von § 17 des Bundes-Bodenschutzgesetzes. Die dort genannten Grundsätze der guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung dienen der Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen.

Neben der vorliegenden Langfassung wird auf der Internetseite der LABO (www.labo-deutschland.de) eine Kurzfassung veröffentlicht, die neben kurzen fachlichen und bodenschutzrechtlichen Erläuterungen den nach Kulturarten und Nutzungsformen gegliederten Katalog von landbaulich relevanten Maßnahmen zur Reduzierung der Schmutzbelastung entsprechend den Tabellen 6-1, 6-2, 6-3 und 6-7 der Langfassung enthält.

2 Rechtliche Grundlagen

Auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden sind Maßnahmen des Bodenschutzes notwendig, wenn vom Schadstoffgehalt des Bodens Gefahren für andere Schutzgüter ausgehen. Im Rahmen dieser Handlungsempfehlungen sind die Schutzgüter „Pflanzenqualität“ und indirekt „Menschliche Gesundheit“ und „Nutztiergesundheit“ relevant. Denn durch den Verzehr von Nahrungsmitteln oder Futtermitteln, die auf Standorten mit stofflich belasteten Böden wachsen, können Menschen bzw. Nutztiere gesundheitlich gefährdet sein. Weiterhin kann durch Schadstoffbelastungen der Böden das Wachstum von Pflanzen beeinträchtigt werden, so dass die Pflanzengesundheit in Mitleidenschaft gezogen werden kann.

Bei einer dergestaltigen Gefahrenlage sind zur Beurteilung und rechtlichen Bewältigung der Folgen der stofflichen Bodenbelastung unterschiedliche Fachgesetze zu beachten. Dies sind im Einzelnen:

- Bodenschutzrecht:
 - Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 9. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3214)
 - Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 23. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3758)
- Lebensmittel- und Futtermittelrecht:

Durch europäische Rechtssetzung wurde die Anpassung des Futtermittelrechts an die lebensmittelrechtlichen Vorschriften und somit auch rechtlich die Integration der Futtermittel in die Lebensmittelkette vollzogen:

 - Verordnung (EG) Nr. 178/2002 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 28. Januar 2002 zur Festlegung der allgemeinen Grundsätze und Anforderungen des Lebensmittelrechts, zur Errichtung der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit und zur Festlegung von Verfahren zur Lebensmittelsicherheit (Amtsblatt Nr. L 031 vom 01/02/2002 S. 1 - 24), zuletzt geändert durch Verordnung (EG) Nr. 575/2006 der Kommission vom 7. April 2006 (ABl. L 100 vom 8. 4.2006, S. 3) - wichtige Inhalte siehe Unterkapitel 2.6
 - Lebensmittel-, Bedarfsgegenstände- und Futtermittelgesetzbuch (Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch - LFGB) in der Fassung der Bekanntmachung vom 26. April 2006 (BGBl. I S. 945), geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 5. November 2007 (BGBl. I S. 2558)

Darüber hinaus gelten für Lebensmittel und Futtermittel jeweils spezielle Vorschriften:

- Lebensmittelrecht:
 - Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln (EU-Kontaminanten-VO; ABl. L 364 vom 20.12.2006, S. 5), zuletzt geändert durch Verordnung (EG) Nr. 1126/2007 der Kommission vom 28. September 2007 (ABl. L 255 vom 29.9.2007, S. 14)
 - Schadstoff-Höchstmengenverordnung (SHmV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. Juli 2007 (BGBl. I S. 1473)
 - Verordnung (EG) Nr. 852/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über Lebensmittelhygiene (Berichtigte Fassung ABl. L 226 vom 25. 6.2004, S. 3)
- Futtermittelrecht:
 - Futtermittelverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Mai 2007 (BGBl. I S. 770), zuletzt geändert durch die Verordnung vom 13. November 2007 (BGBl. I S. 2574)
Die Futtermittelverordnung setzt eine Vielzahl von Rechtsvorschriften der Europäischen Gemeinschaft um, darunter die Richtlinie 2002/32/EG vom 7. Mai 2002 über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung (EU-Futtermittelrichtlinie; ABl. EG. L 140 S. 10), zuletzt geändert durch Richtlinie 2006/77/EG der Kommission vom 29. September 2006 (ABl. L 271 vom 30. 9. 2006, S. 53)
 - Verordnung (EG) Nr. 183/2005 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Januar 2005 mit Vorschriften für die Futtermittelhygiene (ABl. L 35 vom 8.2.2005, S. 1)

Das Bodenschutzrecht auf der einen Seite sowie das Lebens- und Futtermittelrecht auf der anderen Seite stehen rechtssystematisch gleichrangig nebeneinander (FELDWISCH et al. 2003a, HENDRISCHKE 2003 Rdnr. 193ff.). Dabei greifen die genannten Rechtsbereiche auf unterschiedliche Beurteilungsgrundlagen zurück (**Abb. 2–1**). Lebensmittel- und Futtermittelrecht zielen auf die Verkehrsfähigkeit der geernteten Pflanzen bzw. Pflanzenteile ab und definieren dafür zulässige Höchstgehalte für bestimmte Schadstoffe; sie enthalten jedoch keine direkten Werteregulungen zum Schadstoffgehalt der Böden, auf denen die Nutzpflanzenproduktion stattfindet. Somit setzt das Lebensmittel- und Futtermittelrecht bei der Beurteilung der Verkehrsfähigkeit und bei der Ableitung möglicher Maßnahmen zum Gesundheitsschutz an der einzelnen Lieferpartie an.

Dahingegen hat das Bodenschutzrecht die längerfristige Nutzbarkeit der Böden als Produktionsstandort für Nutzpflanzen zum Ziel und definiert dafür bodenbezogene Prüf- und Maßnahmenwerte. Liegen schädliche stoffliche Bodenveränderungen bezogen auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze vor, dann können Maßnahmen der Gefahrenabwehr ergriffen werden, die nicht nur einzelne Lieferpartien, sondern die generelle Pflanzenproduktion auf diesem Standort zum Gegenstand haben kann.

Bei der Gefahrenabwehr auf Grünlandflächen wird in einigen Fällen eine Neuansaat oder Umwandlung in Ackernutzung zu diskutieren sein. Bei dieser Maßnahmenumsetzung sind naturschutzfachliche Anforderungen zu berücksichtigen, die im **Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)** vom 25. März 2002 (BGBl. I S. 1193), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 10. Mai 2007 (BGBl. I S. 666) niedergelegt sind.

Die vorgenannten Rechtsbereiche werden in den folgenden Unterkapiteln hinsichtlich ihrer relevanten Regelungen für die verschmutzungsarme Nutzpflanzenernte behandelt.

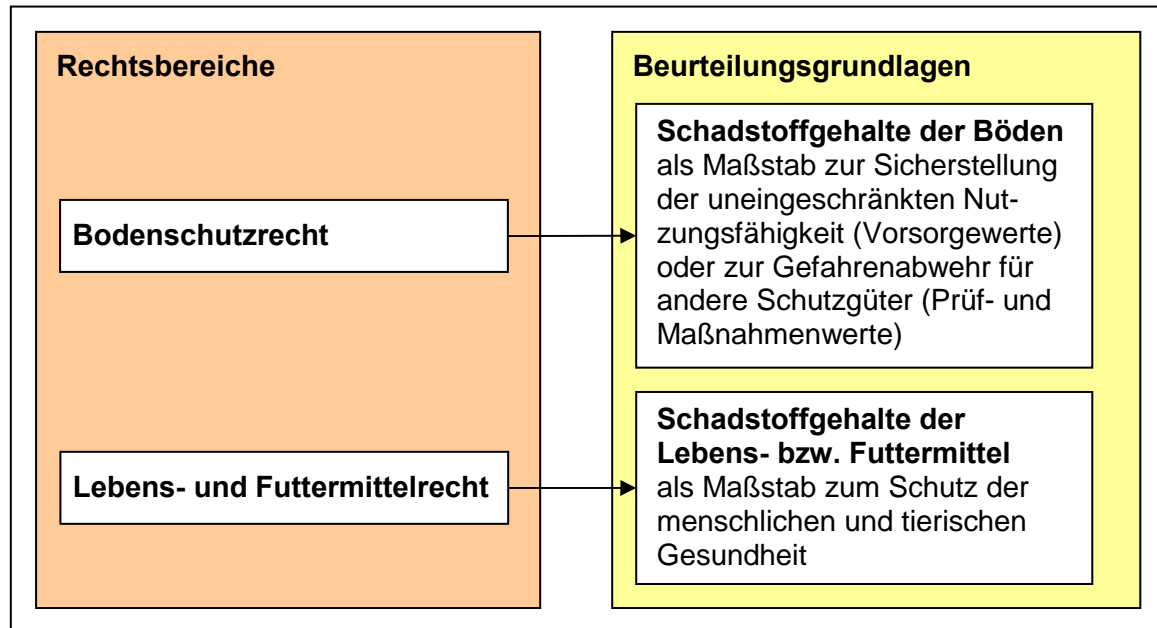


Abb. 2–1: Beurteilungsgrundlagen des Bodenschutzes und des Lebens- bzw. Futtermittelrechtes

2.1 Bodenschutzrecht

2.1.1 Werteregungen

Die Begrifflichkeit „schädliche Bodenveränderung“ ist im Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) begründet. Bodenveränderungen sind schädlich, wenn sie geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den Einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen (§ 2 Abs. 3 BBodSchG).

Zur Bewertung stofflicher Bodenbelastungen differenziert die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) zwischen Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerten. Mit Hilfe dieser bodenschutzrechtlichen Werteregungen ist eine differenzierte Bewertung der Schadstoffgehalte von Böden möglich, auf deren Basis – unter Einbeziehung weiterer Sachverhalte und unter Berücksichtigung der Bedingungen des Einzelfalles – Maßnahmen des Bodenschutzes in Abhängigkeit von der jeweiligen Bodennutzung, der Höhe der Schadstoffgehalte und des Schadstoffinventars begründet werden können.

Belastungen von Böden mit Schadstoffen sind in der Regel dann als schädliche Bodenveränderung einzustufen, wenn Maßnahmenwerte im Sinne des § 8 Abs. 1 Nr. 2 BBodSchG überschritten werden. Im Falle von Prüfwertüberschreitungen ist der Gefahrenverdacht durch eine einzelfallbezogene Prüfung zu verwerfen oder zu bestätigen.

Für das Verständnis der bodenschutzrechtlichen Werteregulungen – insbesondere auch im Zusammenwirken mit Werteregulungen des Lebensmittel- und Futtermittelrechtes – ist die Kenntnis der Ableitungsgrundlagen wesentlich.

Die **Vorsorgewerte (Tab. 2–1)** zielen auf die vollständige Funktionstüchtigkeit der Böden ab, das heißt, bei deren Unterschreitung können Böden im Regelfall alle Bodenfunktionen nach § 2 BBodSchG in ihrer natürlichen Ausprägung erfüllen. Aus diesem Grund sind Vorsorgewerte auch nicht nutzungsbezogen definiert. Stattdessen werden Vorsorgewerte anhand der Filter- und Pufferleistungen der Böden differenziert; dazu werden als wesentliche Parameter die Substrateigenschaften in Form von Bodenartenhauptgruppen, Gehalt an organischer Substanz und pH-Wertstatus berücksichtigt.

Tab. 2–1: Vorsorgewerte nach BBodSchV

Element	pH-Wert	Humusgehalt	Vorsorgewerte in mg/kg		
			Ton	Lehm / Schluff	Sand
Cadmium (Cd)	< 6	≤ 8 %	1,0	0,4	0,4
	≥ 6		1,5	1,0	
Chrom (Cr)	-	≤ 8 %	100	60	30
Kupfer (Cu)	-	≤ 8 %	60	40	20
Quecksilber (Hg)	-	≤ 8 %	1,0	0,5	0,1
Nickel (Ni)	< 6	≤ 8 %	50	15	15
	≥ 6		70	50	
Blei (Pb)	< 5	≤ 8 %	70	40	40
	≥ 5		100	70	
Zink (Zn)	< 6	≤ 8 %	150	60	60
	≥ 6		200	150	
Benzo(a)pyren [B(a)P]	-	≤ 8 %	0,3		
		> 8 %	1		
Polyzycl. Aromatische Kohlenwasserstoffe n. US EPA (PAK)	-	≤ 8 %	3		
		> 8 %	10		

Bei Schadstoffgehalten, die die Vorsorgewerte überschreiten, ist nach § 9 Abs. 1 Nr. 1 BBodSchV in der Regel das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen zu besorgen. Bei Böden mit naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten besteht die Besorgnis des Entstehens schädlicher Bodenveränderungen nur, wenn

eine erhebliche Freisetzung von Schadstoffen oder zusätzliche Einträge durch den Grundstückseigentümer, den Inhaber der tatsächlichen Gewalt (Pächter) oder durch Dritte nachteilige Auswirkungen auf die Bodenfunktionen erwarten lassen (§ 9 Abs. 2 und 3 BBodSchV). Bei Überschreitung eines Vorsorgewertes sind die zulässigen jährlichen Zusatzbelastungen gem. § 11 BBodSchV zu beachten.

Erhebliche Freisetzungen von Schadstoffen – namentlich von Schwermetallen – sind insbesondere bei niedrigen pH-Werten zu erwarten. Verschiedene Untersuchungen konnten erhöhte Freisetzungen mit abnehmenden pH-Werten nachweisen. Der pflanzenverfügbare Schwermetallanteil – gemessen im Ammoniumnitratextrakt – wird insbesondere bei pH-Werten unter 6 freigesetzt, wobei u.a. Schadstoffart, Belastungsausmaß, Bindungsformen, Humusgehalt und Belastungsquelle differenzierend wirken (FRÄNZLE et al. 1995, LIEBE et al. 1997, UTERMANN et al. 2003).

Die **Prüf- und Maßnahmenwerte** sind schutzgutbezogen abgeleitet worden. Ziel der bodenschutzrechtlichen Werteregelungen für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze ist es, den Schadstofftransfer aus den Böden in pflanzliche und tierische Produkte so zu begrenzen, dass die Anforderungen des Lebens- und Futtermittelrechtes eingehalten werden können und letztlich der Mensch als Endkonsument keinen gesundheitlichen Gefahren ausgesetzt wird. Die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte wurden anhand einer statistischen Auswertung von Wertepaaren „Bodengehalte:Pflanzengehalte“ vorgenommen (LABO 1998, KNOCHE et al. 1999). Die Differenzierung zwischen Prüf- und Maßnahmenwerten erfolgte anhand von Wahrscheinlichkeitsbetrachtungen.

Die **Prüfwerte** für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze sind so abgeleitet worden, dass bei ungünstigen Fallkonstellationen der zulässige Höchstgehalt in einer empfindlichen Pflanzenart mit einer Wahrscheinlichkeit größer 20 % überschritten wird. Werden Prüfwerte überschritten, dann spricht man bodenschutzrechtlich von einem durch konkrete Anhaltspunkte begründeten hinreichenden Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung. Die **Maßnahmenwerte** für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze sind so abgeleitet worden, dass bei ihrer Überschreitung mit einer Wahrscheinlichkeit von größer 50 % eine Überschreitung des höchst zulässigen Pflanzenwertes zu erwarten ist und der durch Regressionsgleichung beschriebene statistische Zusammenhang zwischen Boden- und Pflanzengehalten als „ausreichend eng“ angesehen wird. In diesem Fall besteht die Regelvermutung, dass eine schädliche Bodenveränderung vorliegt. Den Werteregelungen liegen die Aufschlussverfahren im Königswasser- und Ammoniumnitratextrakt zu Grunde; entscheidend für die Auswahl des Aufschlussverfahrens war der statistische Zusammenhang zwischen den Datenpaaren „Bodengehalte:Pflanzengehalte“. Für Nutzpflanzen aus Ackerbau und Nutzgärten führt die BBodSchV Bodenwerte auf, die auf die Einhaltung der Pflanzenqualität bzw. auf die Vermeidung von Wachstumsbeeinträchtigungen abzielen. Weiterhin werden für Grünlandböden Maßnahmenwerte zur Gewährleistung der futtermittelrechtlich begründeten Pflanzenqualität benannt.

In **Tab. 2–2** sind die Prüf- und Maßnahmenwerte für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze aufgeführt. Derzeit liegen nicht für alle wesentlichen Schadstoffe Prüf- und Maßnahmenwerte vor. Dies ist vor allem darin begründet, dass nur für einen Teil der Schadstoffe eine ausreichende Datengrundlage zur Ableitung entsprechender Bodenwerte vorlag.

2.1.2 Untersuchungs- und Bewertungsablauf bei stofflichen Bodenbelastungen

BBodSchG und BBodSchV schreiben eine bestimmte Schrittfolge der Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen und schädlichen Bodenveränderungen auf Grund stofflicher Einwirkungen vor.

Abb. 2–2 zeigt das prinzipielle Ablaufschema der durchzuführenden Arbeitsschritte. So ist in einer Erstbewertung festzustellen, ob Anhaltspunkte vorliegen (**Tab. 2–3**).

Tab. 2–2: Prüf- und Maßnahmenwerte für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanzen

Schadstoff	Methode	Ackerbau / Nutzgarten (Pflanzenqualität)		Ackerbau (Wachstumsbeeinträchtigungen)	Grünland (Pflanzenqualität)
		Prüfwert	Maßnahmenwert	Prüfwert	Maßnahmenwert
Arsen	KW*	200 ¹	-	-	50
	AN [#]	-	-	0,4	-
Blei	KW*	-	-	-	1.200
	AN [#]	0,1	-	-	-
Cadmium	KW*	-	-	-	20
	AN [#]	-	0,04/0,1 ²	-	-
Kupfer	KW*	-	-	-	1.300 ³
	AN [#]	-	-	1	-
Nickel	KW*	-	-	-	1.900
	AN [#]	-	-	1,5	-
Quecksilber	KW*	5	-	-	2
	AN [#]	-	-	-	-
Thallium	KW*	-	-	-	15
	AN [#]	0,1	-	-	-
Zink	KW*	-	-	-	-
	AN [#]	-	-	2	-
Benzo(a)-pyren	-	1	-	-	-
PCB ₆	-	-	-	-	0,2

Werte in mg/kg Trockenmasse, Analytik nach Vorgaben BBodSchV

¹ Bei Böden mit zeitweise reduzierenden Verhältnissen gilt ein Prüfwert von 50 mg/kg.

² Auf Flächen mit Brotweizenanbau oder Anbau stark Cadmium anreichernder Gemüsearten gilt ein Maßnahmenwert von 0,04 mg/kg, ansonsten gilt als Maßnahmenwert 0,1 mg/kg.

³ Bei Grünlandnutzung durch Schafe: 200 mg/kg.

* KW = Königswasserextrakt

AN = Ammoniumnitratextrakt

Liegen Anhaltspunkte vor, dann soll eine orientierende Untersuchung vorgenommen werden (§ 3 Abs. 3 BBodSchV). Sie zielt auf die Erhärtung oder Verwerfung des Gefahrenverdachts ab. Dabei sind die Anhaltspunkte anhand der Bedingungen des Einzelfalls zu beurteilen¹. Ergebnis der orientierenden Untersuchung kann entweder sein, dass die Anhaltspunkte durch Messwerte mit Prüfwertüberschreitungen oder sonstigen Feststellungen (z.B. Plausibilitätsüberlegungen) erhärtet werden und damit ein durch konkrete Anhaltspunkte begründeter hinreichender Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung besteht (§ 3 Abs. 4 BBodSchV). Oder die orientierende Untersuchung verwirft den Gefahrenverdacht, mithin sind keine weiteren Untersuchungen notwendig und Maßnahmen zur Gefahrenabwehr sind nicht zu ergreifen.

Tab. 2–3: Anhaltspunkte für mögliche Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen (vgl. FELDWISCH et al. 2003b, verändert)

Anhaltspunkte
<ul style="list-style-type: none">• Böden in<ul style="list-style-type: none">– Überschwemmungsgebieten (auch ohne aktuellen Überschwemmungseinfluss) oder Poldern, wenn die zugehörigen Fließgewässer erhebliche Schadstofffrachten führen (auch historische Belastungen)– Rieselfeldern– Immissionsgebieten (Nähe zu emittierenden Betrieben, Randbereiche von großen Siedlungen, Bergbaugebiete)• Böden auf geologischen Schichten oder im Bereich von Vererzungen mit naturbedingt hohen Schadstoffgehalten bei gleichzeitig erheblicher Freisetzung• Böden mit starker Versauerung (z.B. Immissionslagen der Kamm-lagen, Standorte mit Waldschäden, aber auch auf landwirtschaftlichen Böden bei langjährig vernachlässigter Unterhaltungskalkung)• Güllehochlastflächen• Böden, die umfangreich mit Abfallstoffen wie Klärschlamm beaufschlagt wurden• Böden im (historischen) Einwirkungsbereich von Staubverwehungen oder von austretenden belastetem Wasser (z.B. von Halden, Müllkippen)

Wurde der Gefahrenverdacht durch konkrete Anhaltspunkte erhärtet (vgl. Tab. 2–4), dann ist zu überprüfen, ob die von der schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden Gefahren, erhebliche Nachteile oder erheblichen Belästigungen nach Feststellung der zuständigen Behörde mit einfachen Mitteln abgewehrt oder sonst beseitigt werden können (Tab. 2–5). Wird diese Frage bejaht, dann sind diese einfachen Maßnahmen zu ergreifen und von einer Detailuntersuchung kann abgesehen werden (§ 3 Abs. 5 Satz 2 BBodSchV). Damit zielt der Gesetzgeber auf die Verhältnismäßigkeit der Mittel ab: Wenn

¹ Der Einzelfall muss räumlich nicht auf ein Grundstück beschränkt sein, sondern kann auch ganze Gebiete mit erhöhten Schadstoffgehalten umfassen.

die vermuteten Gefahren leicht abzuwehren sind, dann kann auf die teure und aufwändige Detailuntersuchung verzichtet werden. Stehen keine einfachen Mittel zur Verfügung, dann soll eine Detailuntersuchung durchgeführt werden.

Tab. 2–4: Konkrete Anhaltspunkte für Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze (FELDWISCH et al. 2003b)

Konkrete Anhaltspunkte
<ul style="list-style-type: none"> • Bekannte schädliche Bodenveränderungen durch stoffliche Einwirkungen an vergleichbaren Standorten (Standorte sind dann vergleichbar, wenn Nutzung, oberflächennahe Gesteine und Überschwemmungseinfluss übereinstimmen = homogene Raumeinheiten) • Prüfwertüberschreitungen nach BBodSchV am zu beurteilenden Ort • Überschreitungen anderer Beurteilungswerte, die den Anforderungen der Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach BBodSchV genügen ¹⁾ • Überschreitungen der Höchstgehalte für Kontaminanten in Nahrungspflanzen oder in tierischen Produkten, die <u>kausal</u> auf Bodenbelastungen zurückgeführt werden können ²⁾ • Überschreitung der Höchstgehalte für unerwünschte Stoffe der Futtermittelverordnung in Futterpflanzen, die <u>kausal</u> auf Bodenbelastungen zurückgeführt werden können ³⁾

¹⁾ veröffentlicht im Bundesanzeiger vom 28.08.1999, Jg. 51, Nr. 161a

²⁾ vgl. lebensmittelrechtliche Werteregulungen im Kap. 2.2

³⁾ vgl. futtermittelrechtliche Werteregulungen im Kap. 2.3

Tab. 2–5: Beispiele für einfache Mittel der Gefahrenabwehr im Sinne von § 3 Abs. 5 S. 2 BBodSchV (Feldwisch et al. 2003, verändert)

Einfache Mittel für verschiedene Teilpfade
1. Systemischer Pfad:
<ul style="list-style-type: none"> • Regulierung der Pflanzenverfügbarkeit der Schadstoffe durch pH-Wert-Anpassungen • Verzicht auf den Anbau akkumulierender Pflanzenarten und -sorten (Schadstoffeinfluss berücksichtigen!) • Ausgrenzen von potenziell stärker belasteten Bereichen aus der Nutzung <ul style="list-style-type: none"> a) temporär in Auen nach Überschwemmungen b) dauerhaft bei permanenter Gefahr wie z.B. hochbelasteten Rieselfeldbereichen (Absetzbecken, Schlammbeete und Gräben) oder Senken in Auen etc.
2. Verschmutzungspfad:
<ul style="list-style-type: none"> • Verzicht auf den Anbau verschmutzungsempfindlicher Arten und Sorten wie bodennah wachsende Kulturen • Auswahl geeigneter Bergungs- und Ernteverfahren mit sehr geringer Pflanzenverschmutzung • Ausgrenzen von potenziell stärker belasteten Bereichen aus der Nutzung <ul style="list-style-type: none"> a) temporär in Auen nach Überschwemmungen b) dauerhaft bei permanenter Gefahr wie z.B. hochbelasteten Rieselfeldbereichen (Absetzbecken, Schlammbeete und Gräben) oder Senken in Auen etc. • Verzicht auf Weidenutzung im Winterhalbjahr und in nassen Perioden • Anpassen des Viehbesatzes an die mechanische Belastbarkeit der Grasnarbe

Im Rahmen der Detailuntersuchung sind notwendige Untersuchungsschritte einzuleiten, die eine abschließende Gefahrenbeurteilung ermöglichen. Dazu sind die relevanten landwirtschaftlichen Nutzungsformen – ggf. auch unter Berücksichtigung der zukünftig zu erwartenden Änderungen der angebauten Ackerkulturen und der Weiterentwicklungen im Bereich der Erntetechniken, die Expositionsbedingungen und Verfügbarkeiten der Schadstoffe für die relevanten Wirkungspfade zu bestimmen und in die Gefahrenbeurteilung einzubinden. Die Detailuntersuchung schließt mit der Entscheidung ab, ob eine schädliche Bodenveränderung festzustellen ist oder nicht.

Liegen schädliche Bodenveränderungen vor, dann sind Maßnahmen der Gefahrenabwehr zu ergreifen. **Bei der Anordnung von Maßnahmen ist nach § 5 Abs. 5 BBodSchV Einvernehmen mit der zuständigen landwirtschaftlichen Fachbehörde herzustellen.**

Der Kontakt zur zuständigen landwirtschaftlichen Fachbehörde empfiehlt sich bereits im Vorfeld der Detailuntersuchung, auch wenn dazu keine explizite rechtliche Verpflichtung besteht. Die frühzeitige Einbindung der landwirtschaftlichen Fachbehörde befördert im Regelfall die Gefahrenabwehr, weil durch den landwirtschaftlichen Sachverstand

- die Untersuchung und Beurteilung der Gefahrenlage unterstützt wird,
- die Auswahl geeigneter und verhältnismäßiger Maßnahmen erleichtert wird und
- bereits vor der ordnungsrechtlichen Anordnung die Gefahren mit einfachen Mitteln abgewehrt oder sonst beseitigt werden können.

Je nach Gefahrensituation kann die Einbindung der **Lebens- oder Futtermittelüberwachung** bzw. des **Veterinäramtes** angezeigt sein.

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist die Gefahrenabwehr vorrangig mit Hilfe von Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen vorzunehmen (§ 5 Abs. 5 BBodSchV); dazu zählen Anpassungen der Nutzungen wie zum Beispiel Anbaubeschränkungen, Anpassungen der Bewirtschaftung wie zum Beispiel Vorgaben zu Ernteverfahren oder auch Veränderungen der Bodenbeschaffenheiten durch Düngungs- und Kalkungsmaßnahmen. Der Verordnungsgeber hat generell entschieden, dass Sanierungsmaßnahmen auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen regelmäßig technisch nicht möglich oder unzumutbar sind. Dadurch wird in atypischen Fällen im Einzelfall die Anwendung des § 4 Abs. 3 BBodSchG nicht ausgeschlossen. Wird der Gefahrenverdacht verworfen, dann sind bodenschutzrechtlich keine Maßnahmen der Gefahrenabwehr notwendig. Bei erhöhten Schadstoffgehalten im Beurteilungsgebiet, die zwar noch unterhalb der Gefahrenschwelle liegen, jedoch bereits die Vorsorgewerte der BBodSchV überschreiten, können die für die landwirtschaftliche Beratung zuständigen Stellen vorsorgende Maßnahmen für die Flächennutzer empfehlen. Die Bodenschutzbehörde kann solche Maßnahmen anregen oder ggf. Hinweise an Verbraucher oder Anbauer geben. Vorsorgende Maßnahmen können auch auf die Beschränkung weiterer Schadstoffeinträge abzielen.

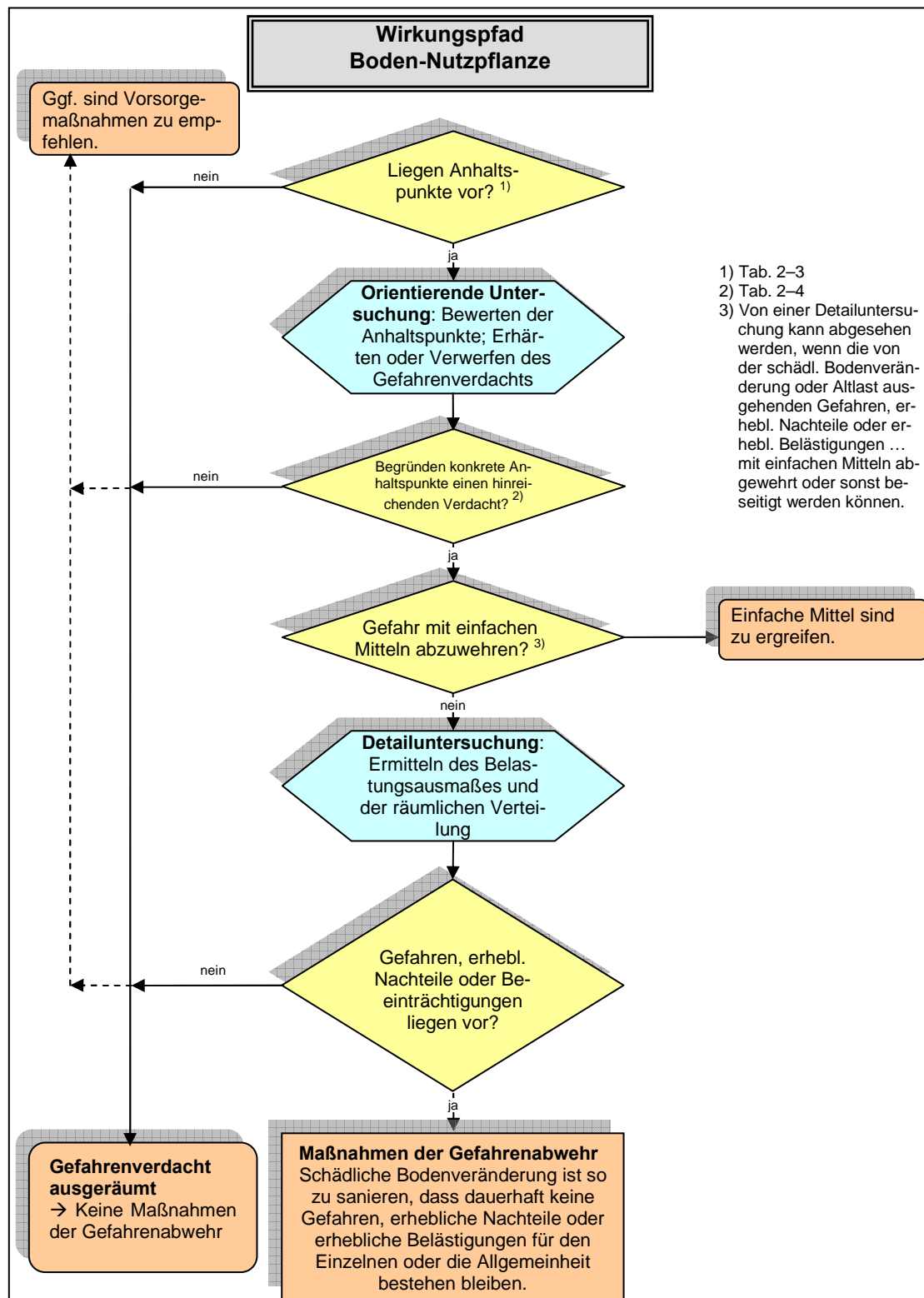


Abb. 2-2: Ablaufschema der Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen und schädlichen Bodenveränderungen auf Grund stofflicher Einwirkungen (FELDWISCH et al. 2003b)

2.2 Lebensmittelrecht

Die grundlegenden Anforderungen an die Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit ergeben sich aus der **Verordnung (EG) 178/2002** (siehe Kap. 2 am Anfang und Unterkapitel 2.6). Ergänzende Anforderungen sind im Lebensmittel-, Bedarfsgegenstände- und Futtermittelgesetzbuch (**Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch - LFGB**) geregelt.

Ergänzend zum Verbot des Inverkehrbringens nicht sicherer Lebensmittel (Art. 14 der VO 178/2002) verbietet § 5 LFGB, Lebensmittel für andere so herzustellen, dass ihr Verzehr gesundheitsschädlich ist.

In § 13 Abs. 5 LFGB wird das Bundesumweltministerium ermächtigt, durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates, soweit es zum Schutz der Verbraucherinnen und Verbraucher durch Vorbeugung gegen eine oder Abwehr einer Gefahr für die menschliche Gesundheit erforderlich ist, „das Inverkehrbringen von Lebensmitteln, die einer Einwirkung durch Verunreinigungen der Luft, des Wassers oder des Bodens ausgesetzt waren, zu verbieten oder zu beschränken.“ Auf dieser Rechtsgrundlage ist die Verordnung über Höchstmengen an Schadstoffen in Lebensmitteln (**Schadstoff-Höchstmengenverordnung – SHmV**) erlassen worden. In der Verordnung werden u. a. Höchstgehalte für PCB in tierischen Produkten festgelegt. Diese Höchstgehalte können für die Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze-Tier relevant werden, wenn PCB-Belastungen tierischer Produkte auf bodenbürtige PCB-Belastungen zurückgeführt werden können.

Wesentliche Grundlage für die Beurteilung der Pflanzenqualität im Hinblick auf Schadstoffgehalte ist die **Verordnung (EG) Nr. 1881/2006** der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln (**EU-Kontaminanten-VO**). Die EU-Kontaminanten-VO legt im Anhang I Abschnitt 3 für Cadmium, Blei und Quecksilber sowie im Anhang V für Dioxine Höchstgehalte für verschiedene Lebensmittel fest. Die Höchstgehalte sind als toxikologisch vertretbare Werte zu verstehen, dabei werden die Höchstgehalte so niedrig festgelegt, wie dies vernünftigerweise durch gute Landwirtschafts- oder Herstellungspraxis erreichbar ist (Erwägungsgründe 2 und 4 zur Verordnung (EG) Nr. 1881/2006).

Nach Art. 1 Abs. 1 EU-Kontaminanten-VO dürfen die in der Verordnung genannten Lebensmittel nur in Verkehr gebracht werden, wenn ihr Gehalt an Kontaminanten die aufgeführten Höchstgehalte nicht übersteigt (**Tab. 2–6**). Dabei gelten die Höchstgehalte für die essbaren Teile der Lebensmittel (Art. 1 Abs. 2). Die Höchstgehalte sind auch von Erzeugnissen einzuhalten, die als Zutat bei der Herstellung zusammengesetzter Lebensmittel verwendet werden (Art. 3); das heißt es besteht ein Verdünnungsverbot.

Ergänzend zu Art. 17 der VO 178/2002 (siehe Unterkapitel 2.6) werden insbesondere in § 39 LFGB die Aufgaben der zuständigen Behörden zur Überwachung und Durchsetzung der lebensmittel- und futtermittelrechtlichen Vorschriften geregelt.

Tab. 2–6: Höchstgehalte für Kontaminanten in Lebensmitteln nach **Verordnung (EG) Nr. 1881/2006** (EU-Kontaminanten-VO - Auszug)

Schadstoff	Produkt	Höchstgehalt (mg/kg Frischgewicht)
Blei (Pb)	• Getreide, Hülsengemüse und Hülsenfrüchte	0,20
	• Gemüse ausgenommen Kohlgemüse, Blattgemüse, frische Kräuter und Pilze*. Im Falle von Kartoffeln gilt der Höchstgehalt für geschälte Kartoffeln.	0,10
	• Kohlgemüse, Blattgemüse und Kulturpilze *	0,30
	• Früchte, ausgenommen Beeren und Kleinobst *	0,10
	• Beeren und Kleinobst*	0,20
	• Milch (Rohmilch, Werkmilch und wärmebehandelte Milch)	0,02
	• Säuglingsanfangsnahrung und Folgenahrung **	0,02
	• Fleisch (ausgenommen Nebenprodukte der Schlachtung) von Rindern, Schafen, Schweinen, Geflügel	0,10
	• Nebenprodukte der Schlachtung (wie Leber) von Rindern, Schafen, Schweinen, Geflügel	0,50
Cadmium (Cd)	• Getreide, ausgenommen Kleie, Weizen, Keime, Reis	0,10
	• Kleie, Weizen, Keime, Reis	0,20
	• Gemüse und Früchte, ausgenommen Blattgemüse, frische Kräuter, Pilze, Stängelgemüse, Pinienkerne, Wurzelgemüse und Kartoffeln *	0,05
	• Blattgemüse, frische Kräuter, Kulturpilze und Knollensellerie *	0,20
	• Stängelgemüse, Wurzelgemüse und Kartoffeln (geschält), ausgenommen Knollensellerie *	0,10
	• Fleisch (ausgenommen Nebenprodukte der Schlachtung) von Rindern, Schafen, Schweinen, Geflügel	0,05
	• Pferdefleisch, ausgenommen Nebenprodukte der Schlachtung	0,20
	• Leber von Rindern, Schafen, Schweinen, Geflügel und Pferden	0,50
	• Niere von Rindern, Schafen, Schweinen, Geflügel und Pferden	1,00

* Der Höchstgehalt gilt nach dem Waschen der Früchte oder des Gemüses und dem Abtrennen der genießbaren Teile.
** Der Höchstgehalt bezieht sich auf das verzehrfertige Erzeugnis (als solches vermarktet oder in der vom Hersteller angegebenen Zubereitung).

Tab. 2–6 (Fortsetzung): Höchstgehalte für Kontaminanten in Lebensmitteln nach Ver-
 ordnung (EG) Nr. 1881/2006 (EU-Kontaminanten-VO) sowie Auslösewerte
 nach Empfehlung 2006/88/EG (jeweils Auszug)

Produkt	Höchstgehalt Summe aus Dioxi- nen (pg WHO- PCDD/F- TEQ / g Fett) *	Auslöse- wert Summe aus Dioxi- nen (pg WHO- PCDD/F- TEQ / g Fett) *	Höchstgehalt Summe aus Dioxinen und dioxin- ähnlichen PCB (pg WHO- PCDD/F- PCB-TEQ / g Fett) *	Auslösewert Summe aus dioxinähnli- chen PCB (pg WHO- PCB-TEQ / g Fett) *
• Rohmilch und Milcherzeugnisse einschließ- lich Butterfett	3	2	6	2
• Hühnereier und Eiprodukte	3	2	6	2
• Fleisch und Fleischerzeugnisse von				
– Rindern, Schafen	3	1,5	4,5	1
– Geflügel	2	1,5	4	1,5
– Schweinen	1	0,6	1,5	0,5
• aus o. g. an Land lebenden Tieren gewon- nene Leber und ihre Verarbeitungserzeug- nisse	6	4	12	4

* Die Höchstgehalte gelten nicht für Lebensmittel, die weniger als 1 % Fett enthalten.

In der Empfehlung der Kommission vom 6. Februar 2006 zur Reduzierung des Anteils von Dioxinen, Furanen und PCB in Futtermitteln und Lebensmitteln (2006/88/EG) (ABl. L 42 vom 14.2.2006, S. 26) sind Auslösewerte für Dioxine und dioxinähnliche PCB in Lebensmitteln enthalten, bei deren Überschreitung Untersuchungen zur Ermittlung der Kontaminationsquelle und Maßnahmen zu ihrer Beschränkung oder Beseitigung ergriffen werden sollten. Bis spätestens Ende 2008 sollen in der Empfehlung auch Zielwerte für die Summe aus Dioxinen, Furanen und dioxinähnlichen PCB festgelegt werden.

Für die bodenschutzrechtlichen Prüf- bzw. Maßnahmenwerte ist von Bedeutung, dass die Höchstgehalte der EU-Kontaminanten-VO zum Teil von den früheren – nicht mehr gültigen – Lebensmittel-Richtwerten der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS-Werte) abweichen. Die ZEBS-Werte wurden aus Monitoringuntersuchungen der entsprechenden Lebensmittel abgeleitet und spiegelten in der Regel das 90. bis 98. Perzentil der Gehalte für die Elemente Blei, Cadmium, Quecksilber und Thallium (nur Obst und Gemüse) wider (ZEBS 1997).

Da die ZEBS-Werte damals im Vorfeld der Einführung der neuen Höchstgehalte nach EU-Kontaminanten-VO zur Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte des Bodenschutzrechtes herangezogen wurden (LABO 1998, BACHMANN et al. 1999), können Unterschiede im

Wertenniveau zwischen den alten ZEBS-Werten und den neuen Höchstgehalten Anpassungen der bodenschutzrechtlichen Prüf- und Maßnahmenwerte begründen. Zum Änderungsbedarf der Bodenwerte hat der Rechtsausschuss (BORA) der LABO auf seiner 25. Sitzung am 17.01.2003 Folgendes festgehalten:

- Für Cadmium wird kein Änderungsbedarf gesehen, weil bei der zur Ableitung der Bodenwerte herangezogenen Pflanzenart Weizen der Höchstwert und die Ableitungsgrundlage der BBodSchV identisch sind.
- Für Blei ist der Höchstgehalt im Vergleich zur Ableitungsgrundlage der BBodSchV um den Faktor 3 bzw. 5 niedriger. Mittelfristig hält der BORA eine Anpassung anlässlich einer Novellierung/Ergänzung der BBodSchV für notwendig. Dabei sollte eine Harmonisierung der Vorgaben aus den beiden betroffenen Rechtsbereichen angestrebt werden, um die in sich geschlossene Systematik des Prüf- und Maßnahmenwertekonzeptes beim Wirkungspfad Boden-Pflanze aufrecht erhalten zu können. Bis dahin kann eine Berücksichtigung bei der Einzelfallbeurteilung erfolgen.
- Für Quecksilber und Thallium, für die ebenfalls die früheren Lebensmittel-Richtwerte für die Ableitung der Bodenwerte in Anhang 2 Nr. 2 der BBodSchV herangezogen wurden, wurden keine Höchstwerte für landwirtschaftliche Produkte festgelegt, so dass sich keine Veränderung in der Bewertung ergibt.
- Anders ist die Situation beim Höchstgehalt für Dioxine in Hühnereiern und Eiprodukten. Zu diesem Wirkungspfad Boden-Nutztier-Lebensmittel sind bisher keine Werte in der BBodSchV festgelegt worden, obwohl die Dioxinkontamination in Eiern frei laufender Hühner i. d. R. stark von der Dioxinbelastung der Böden im Auslaufbereich beeinflusst wird. Auch hier sieht der BORA die Notwendigkeit, dass mittelfristig Prüf- oder Maßnahmenwerte in die BBodSchV aufgenommen werden. Es besteht jedoch auch noch dringender fachlicher Klärungsbedarf.

2.3 Futtermittelrecht

Das **Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch (LFGB)** bezweckt nach seinem § 1 unter anderem,

- bei Lebensmitteln und Futtermitteln den Schutz der Verbraucherinnen und Verbraucher durch Vorbeugung gegen eine oder Abwehr einer Gefahr für die menschliche Gesundheit sicherzustellen,
- bei Futtermitteln den Schutz von Tieren sicherzustellen und die tierische Erzeugung so zu fördern, dass die Leistungsfähigkeit der Nutztiere erhalten und verbessert wird und die von den Tieren gewonnenen Lebensmittel und sonstigen Produkte den an sie gestellten Anforderungen im Hinblick auf ihre Unbedenklichkeit für die menschliche Gesundheit entsprechen,
- Rechtsakte der Europäischen Gemeinschaft umzusetzen und durchzuführen, wie durch ergänzende Regelungen zur Verordnung (EG) Nr. 178/2002.

Mit anderen Worten zielt das LFGB auf den Schutz der menschlichen und tierischen Gesundheit ab.

Zur Sicherstellung dieser Schutzziele werden, ergänzend zu dem in Art. 15 der Verordnung 178/2002 (EG) geregelten Verbot des Inverkehrbringens und Verfütterns nicht sicherer Futtermittel an Tiere, die der Lebensmittelgewinnung dienen, durch § 17 LFGB weitere Verbote ausgesprochen. Diese umfassen differenzierte Verbote des Herstellens, Behandelns, Inverkehrbringens und Verfütterns von Futtermitteln, die bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Verfütterung geeignet sind,

- die Qualität der von Nutztieren gewonnenen Erzeugnisse, insbesondere im Hinblick auf ihre Unbedenklichkeit für die menschliche Gesundheit, zu beeinträchtigen,
- die Gesundheit von Tieren zu schädigen oder
- durch in tierische Ausscheidungen übergehende unerwünschte Stoffe den Naturhaushalt zu schädigen.

Zur Herstellung gehört das Ernteverfahren. Insofern ist einer Verschmutzung der Erzeugnisse so entgegenzuwirken, dass weder die Qualität der von Nutztieren gewonnenen Erzeugnisse beeinträchtigt noch die Gesundheit der Tiere geschädigt wird.

Als Bewertungsmaßstab für die Eignung der Futtermittel für die tierische Ernährung sind u. a. die Höchstgehalte an unerwünschten Stoffen nach **Futtermittelverordnung (FuttMV)**, Anlage 5 heranzuziehen. Dort werden für Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber und Dioxine sowie dioxinähnliche PCB Höchstgehalte vorgegeben. Die Futtermittelverordnung setzt die Höchstgehalte der **Richtlinie 2002/32/EG** des europäischen Parlaments und des Rates vom 7. Mai 2002 **über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung (EU-Futtermittelrichtlinie)** in nationales Recht um (Tab. 2–7). Es ist verboten, ein Futtermittel mit Überschreitung eines Höchstgehalts eines unerwünschten Stoffes zu Verdünnungszwecken mit dem gleichen oder einem anderen Futtermittel zu mischen (§ 23 Abs. 2 FuttMV).

Unterhalb der Höchstgehalte für unerwünschte Stoffe können auf der Grundlage des Art. 4 Absatz 2 Satz 2 der Richtlinie 2002/32/EG auch so genannte Aktionsgrenzwerte (Auslösewerte) festgesetzt werden. Diese sollen der Durchsetzung des Minimierungsprinzips bei unerwünschten Stoffen dienen. Bisher liegen Aktionsgrenzwerte (Auslösewerte) für Dioxine und für dioxinähnliche PCB vor. Bei Überschreitung von Höchstgehalten oder Aktionsgrenzwerten sind von der zuständigen Behörde Untersuchungen zu veranlassen, um die Ursachen für das Vorhandensein unerwünschter Stoffe zu ermitteln und erforderliche Maßnahmen zu ihrer Verringerung oder Beseitigung treffen zu können (§ 39 Abs. 5 LFGB).

Tab. 2–7: Höchstgehalte und Aktionsgrenzwerte für unerwünschte Stoffe in Futtermitteln
 gemäß Anhang 5 der Futtermittelverordnung (Auszug)

Schadstoff	Produkt	Höchstgehalt (mg/kg bezogen auf ei- nen Feuchtigkeitsgehalt von 12 %)
Arsen (As)	• Einzelfuttermittel, ausgenommen u. a.	2,0
	– Grünmehl, Luzernegrünmehl und Klee grünmehl sowie getrocknete (melassierte) Zuckerrüben- schnitzel	4,0
	• Alleinfuttermittel für landwirtschaftliche Nutztiere	2,0
	• Ergänzungsfuttermittel, ausgenommen Mineral- futtermittel	4,0
Blei (Pb)	• Einzelfuttermittel, ausgenommen u. a.	10
	– Grünfutter einschließlich weitere zur Fütterung bestimmte Erzeugnisse wie Heu, Silage und frisches Gras	40
	• Alleinfuttermittel	5,0
	• Ergänzungsfuttermittel, ausgenommen Mineral- futtermittel	10
Quecksilber (Hg)	• Einzelfuttermittel, ausgenommen u. a. Einzelfut- termittel aus der Verarbeitung von Fischen und an- deren Meerestieren	0,1
	• Alleinfuttermittel (ausgenommen für Hunde und Katzen)	0,1
	• Ergänzungsfuttermittel (ausgenommen für Hunde und Katzen)	0,2
Cadmium (Cd)	• Einzelfuttermittel pflanzlichen Ursprungs	1,0
	• Einzelfuttermittel tierischen Ursprungs	2,0
	• Alleinfuttermittel für Rinder, Schafe, Ziegen und Fi- sche, ausgenommen für Heimtiere, Kälber, Läm- mer, Ziegenlämmer	1,0
	• Alleinfuttermittel für Kälber, Lämmer und Ziegen- lämmer und sonstige Alleinfuttermittel	0,5

Tab. 2–7 (Fortsetzung): Höchstgehalte und Aktionsgrenzwerte (Auslösewerte) für unerwünschte Stoffe in Futtermitteln gemäß Anhang 5 der Futtermittelverordnung (Auszug)

Schadstoff	Produkt	Höchstgehalt (ng WHO-PCDD/F- /PCB-TEQ / kg bei einem Feuchtigkeitsgehalt von 12 %)	Aktionsgrenzwert (ng WHO-PCDD/F- /PCB-TEQ / kg bei einem Feuchtigkeitsgehalt von 12 %)
Dioxine (PCDD/PCDF)	• Einzelfuttermittel pflanzlichen Ursprungs außer pflanzlichen Ölen und Nebenerzeugnissen	0,75	0,5
	• Tierisches Fett einschließlich Milch- und Eifett	2,0	1,0
	• Sonstige Erzeugnisse von Landtieren einschließlich Milch und Milcherzeugnisse sowie Eier und Eierzeugnisse	0,75	0,5
Summe Dioxine und dioxinähnliche PCB	• Einzelfuttermittel pflanzlichen Ursprungs außer pflanzlichen Ölen und Nebenerzeugnissen	1,25	
	• Tierisches Fett einschließlich Milch- und Eifett	3,0	
	• Sonstige Erzeugnisse von Landtieren einschließlich Milch und Milcherzeugnisse sowie Eier und Eierzeugnisse	1,25	
Dioxinähnliche PCB	• Einzelfuttermittel pflanzlichen Ursprungs außer pflanzlichen Ölen und Nebenerzeugnissen		0,35
	• Tierisches Fett einschließlich Milch- und Eifett		0,75
	• Sonstige Erzeugnisse von Landtieren einschließlich Milch und Milcherzeugnisse sowie Eier und Eierzeugnisse		0,35

2.4 Naturschutzrecht

Das Naturschutzrecht auf Bundes- und Landesebene kann bei einzelnen Maßnahmen der Gefahrenabwehr, die zur Minderung oder Vermeidung des Schadstofftransfers vom Boden zur Nutzpflanze oder zum Nutztier geeignet erscheinen, begrenzend wirken.

Soll beispielsweise auf einer Grünlandfläche, auf der der Aufwuchs in Folge ausgeprägter Narbenschäden stark verschmutzt ist, zur Verminderung des Verschmutzungspfades eine Neuansaat vorgenommen werden, dann sind naturschutzrechtliche Beschränkungen zu berücksichtigen. So ist nach § 5 Abs. 4 Anstrich 5 BNatSchG „auf erosionsgefährdeten

Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten ein Grünlandumbruch zu unterlassen“. In einem solchen Fall sind umbruchslose Verfahren anzuwenden oder das Einvernehmen mit der Naturschutzbehörde zu erreichen.

2.5 Verhältnis Bodenschutzrecht zu Lebensmittel-/Futtermittelrecht

Im Zusammenhang mit der Darstellung der Beurteilungsgrundlagen (**Abb. 2–1**, Seite 5 inkl. textlicher Erläuterung) wurde bereits darauf hingewiesen, dass das Bodenschutzrecht und das Lebens-/Futtermittelrecht gleichrangig nebeneinander stehen. Dadurch ergibt sich aus bodenschutzsystematischer Sicht die Frage, welche Bedeutung Erkenntnisse der Lebens- und Futtermittelüberwachung zu Schadstoffgehalten in Pflanzen im Untersuchungs- und Bewertungsablauf nach Bodenschutzrecht haben können. Dieser Frage ist der BORA bereits nachgegangen; im nachstehenden Unterkapitel 2.5.1 wird die entsprechende Position wiedergegeben. Hinweise zu Anforderungen an die Pflanzenbeprobung gibt Unterkapitel 2.5.2.

Im anschließenden Unterkapitel 2.5.3 werden konkrete Anknüpfungspunkte zwischen den Untersuchungsabläufen nach Bodenschutzrecht und Lebens-/Futtermittelrecht dargelegt.

2.5.1 Zum Verhältnis zwischen Boden- und Pflanzengehalten bei der Gefahrenbeurteilung

Die unterschiedlichen Werteregeln des Bodenschutzes auf der einen Seite und des Lebensmittel- und Futtermittelrechtes werfen die Frage nach ihrem Verhältnis zueinander bei der Gefahrenbeurteilung auf. So ist insbesondere von Interesse, wie mit voneinander abweichenden Beurteilungsergebnissen auf der Grundlage von Boden- und Pflanzenuntersuchungen umgegangen werden soll.

Der BORA hat sich auf seiner 25. Sitzung am 17.01.2003 bereits mit verschiedenen Fallkonstellationen auseinandergesetzt. Nachstehend wird die Position des BORA wiedergegeben (mit Erläuterungen bzw. Ergänzungen in kursiver Schrift):

- Bei Überschreitungen der bodenschutzrechtlichen Maßnahmenwerte benötigt die Bodenschutzbehörde keine Pflanzenuntersuchungen für die Feststellung einer schädlichen Bodenveränderung. Allerdings hat der Pflichtige (*Eigentümer, Pächter oder Bewirtschafter der Fläche mit Überschreitungen der Maßnahmenwerte*) die Möglichkeit, durch Vorlage der Ergebnisse repräsentativer Pflanzenuntersuchungen mit Unterschreitungen der Höchstwerte der EU-Kontaminanten-VO bzw. der *Futtermittelverordnung* die Regelvermutung einer schädlichen Bodenveränderung zu widerlegen.
- Bei Überschreitungen von Prüfwerten im Boden und eines Pflanzenwertes liegt i.d.R. eine schädliche Bodenveränderung vor. Liegt zunächst (nur) ein Pflanzenwert vor (beispielsweise aus der Lebensmittelüberwachung von einem Direktvermarkter), der

die Höchstwerte der Kontaminantenverordnung *oder der Futtermittelverordnung* überschreitet, ist stets eine Bodenuntersuchung zur Feststellung einer schädlichen Bodenveränderung erforderlich. Damit kann die Über-/ Unterschreitung von Prüf- oder Maßnahmenwerten festgestellt werden und gleichzeitig die Kausalität Lebensmittel- *bzw. Futtermittel*qualität/Bodenfunktionsbeeinträchtigung beurteilt werden.

- Bei Überschreitungen von Prüfwerten im Boden und Unterschreitungen von Pflanzenwerten aus repräsentativen Pflanzenuntersuchungen ist i. d. R. der Gefahrenverdacht insoweit ausgeräumt. Liegen Ergebnisse aus repräsentativen Pflanzenuntersuchungen nicht vor, ist weiterhin von konkreten Anhaltspunkten auszugehen, *die den hinreichenden Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung begründen.*
- Unterschreitungen von Prüfwerten im Boden und Überschreitungen von Pflanzenwerten aus repräsentativen Pflanzenuntersuchungen (widersprüchliche Verdachtsmerkmale) können im Einzelfall zur Feststellung einer schädlichen Bodenveränderung führen, denn die Grundsatz-Regelung des § 4 Abs. 1 BBodSchV gebietet, dass die Ergebnisse der orientierenden Untersuchungen nach der BBodSchV unter Beachtung der Gegebenheiten des Einzelfalles zu bewerten sind. Bei entsprechenden Fallgestaltungen oder auf Grund neuer Erkenntnisse ist zu prüfen, ob eine Anwendung der Prüfwerte der BBodSchV bei der konkreten Sachlage zu einer sachgerechten Bewertung führt. Dies beinhaltet auch die Berücksichtigung der geltenden lebensmittel- und futtermittelrechtlichen Maßstäbe.
- Zur Einbeziehung von Pflanzenuntersuchungen ist im Hinblick auf die notwendige Repräsentanz ergänzend auf Folgendes hinzuweisen: In der Praxis wird man nicht nur „eine“ Pflanzenprobe zur Beurteilung heranziehen und auch in längerfristigen Abständen eine Widerlegung der Regelvermutung *einer schädlichen Bodenveränderung durch repräsentative Pflanzenuntersuchungen (siehe 2.5.2)* zulassen, da Erfahrungen gezeigt haben, dass die Werte von Pflanzenuntersuchungen erheblich stärkeren Schwankungen als die von Bodenuntersuchungen unterliegen. Eine entscheidende Bedingung ist zudem der Nachweis, dass die Kontamination der Pflanze über den Boden erfolgt ist. *Ebenso kann nach einer Anpassung der Bewirtschaftungsweise durch repräsentative Pflanzenuntersuchungen belegt werden, dass die Belastung der gewonnenen Nutzpflanzen unterhalb der zulässigen Höchstgehalte gehalten werden kann.*

2.5.2 Anforderungen an repräsentative Pflanzenuntersuchungen

Wesentlich ist bei der Beurteilung der Pflanzenuntersuchungen, ob sie aus bodenschutzfachlicher Sicht als repräsentativ gelten können. Die Repräsentativität der Pflanzenuntersuchungen ist vor allem anhand folgender Kriterien zu überprüfen:

- Methode der Gewinnung von Pflanzenmaterial:

Wie Pflanzenproben gewonnen werden, ist für die Repräsentativität sehr entscheidend. So müssen das Untersuchungsmuster auf der Fläche, die Anzahl der Teil-

proben einer Probe und die Anzahl der Wiederholungen auf die Bedingungen des Einzelfalles abgestimmt werden. Ist zum Beispiel die Verschmutzung von Futterpflanzen bewertungsrelevant, dann sollten die Pflanzenproben unter den Bedingungen der praxisüblichen Erntetechniken gewonnen werden, damit die relevanten Verschmutzungsursachen auch berücksichtigt werden. Das heißt, die Pflanzenproben sind zum Beispiel aus dem Futterstock oder dem Ladewagen zu gewinnen, jedoch nicht als separate und dann ggf. im Vergleich zur üblichen Praxis verschmutzungsarme Probe.

- Probenaufbereitung (Waschen, Putzen):

Soll der Verschmutzungseinfluss auf die Schadstoffgehalte der Pflanzenproben untersucht werden, dann ist auf jedes Waschen oder mechanische Säubern der Pflanzenproben zu verzichten, was über die praxisüblichen Verfahren hinausgeht.

- Zeitpunkt und Reifegrad der Pflanzenproben, sonstige Wachstumsbedingungen, zeitliche Wiederholungen

Pflanzengehalte schwanken sehr stark in Abhängigkeit von ihrem Reifegrad und den Witterungsbedingungen in der Wachstumsphase. Insofern müssen diese Randbedingungen dokumentiert sein, um die Pflanzengehalte richtig bewerten zu können. Auch müssen sonstige Wachstumsbedingungen wie Krankheiten und Schädlingsbefall sowie augenfällige Wuchsdepressionen dokumentiert sein. Bei Futterproben sind Schnittzeitpunkt und Aufwuchsanzahl anzugeben. Insgesamt sind zur Erfassung der witterungsbedingten Schwankungen im Schadstoffgehalt von Pflanzenproben in der Regel mehrjährige Untersuchungen zu fordern.

- Arten- und Sorteneinflüsse

Arten- und Sorteneffekte sind bei der Bewertung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Für die Untersuchung von Futtermitteln im Rahmen der amtlichen Überwachung gilt die Futtermittel-Probenahme- und -Analyse-Verordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 15. März 2000 (BGBl. I S. 226), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 14. März 2007 (BGBl. I S. 335).

2.5.3 Anknüpfungspunkte der Lebensmittel-/Futtermittelüberwachung zum Regeluntersuchungsablauf nach Bodenschutzrecht

Aus den Ausführungen des BORA folgt, dass Erkenntnisse zum Schadstoffgehalt in Pflanzen Anhaltspunkte für schädliche Bodenveränderungen bilden, als konkrete Anhaltspunkte einen hinreichenden Verdacht begründen oder sogar einen Gefahrenverdacht bestätigen können und, i. d. R. zusammen mit Bodengehalten, unmittelbare bodenschutzrechtliche Konsequenzen auslösen können.

Liegen demnach aus der Lebens- und Futtermittelüberwachung Daten zu Schadstoffgehalten in Pflanzen vor, die im Rahmen von Monitoring-Untersuchungen oder anderen Untersuchungen gewonnen wurden, dann ist zu erst zu überprüfen, ob die festgestellten Schadstoffgehalte in den Pflanzen zweifelsfrei auf bodenbürtige Schadstoffe und nicht auf andere mögliche Schadstoffquellen während der Lagerung oder Verarbeitung zurückzuführen sind.

Ist der Boden als Belastungsquelle eindeutig identifiziert, dann bestimmt sich die bodenschutzrechtliche Konsequenz der Pflanzengehalte daran, wie flächen- und zeitrepräsentativ die Ergebnisse sind (vgl. Kap. 2.5.1). Je nach Konkretheit und Repräsentanz der Pflanzendaten können sie eine unterschiedliche bodenschutzfachliche Bedeutung entfalten. Die möglichen Anknüpfungspunkte der Lebensmittel-/Futtermittelüberwachung zum Regeluntersuchungsablauf nach Bodenschutzrecht sind in **Abb. 2–3** schematisch dargestellt. So können die Pflanzengehalte die Durchführung der orientierenden Untersuchung oder Detailuntersuchungen begründen. Bei eindeutiger Sachlage können die Pflanzengehalte sogar zur Feststellung der schädlichen Bodenveränderungen mit herangezogen werden.

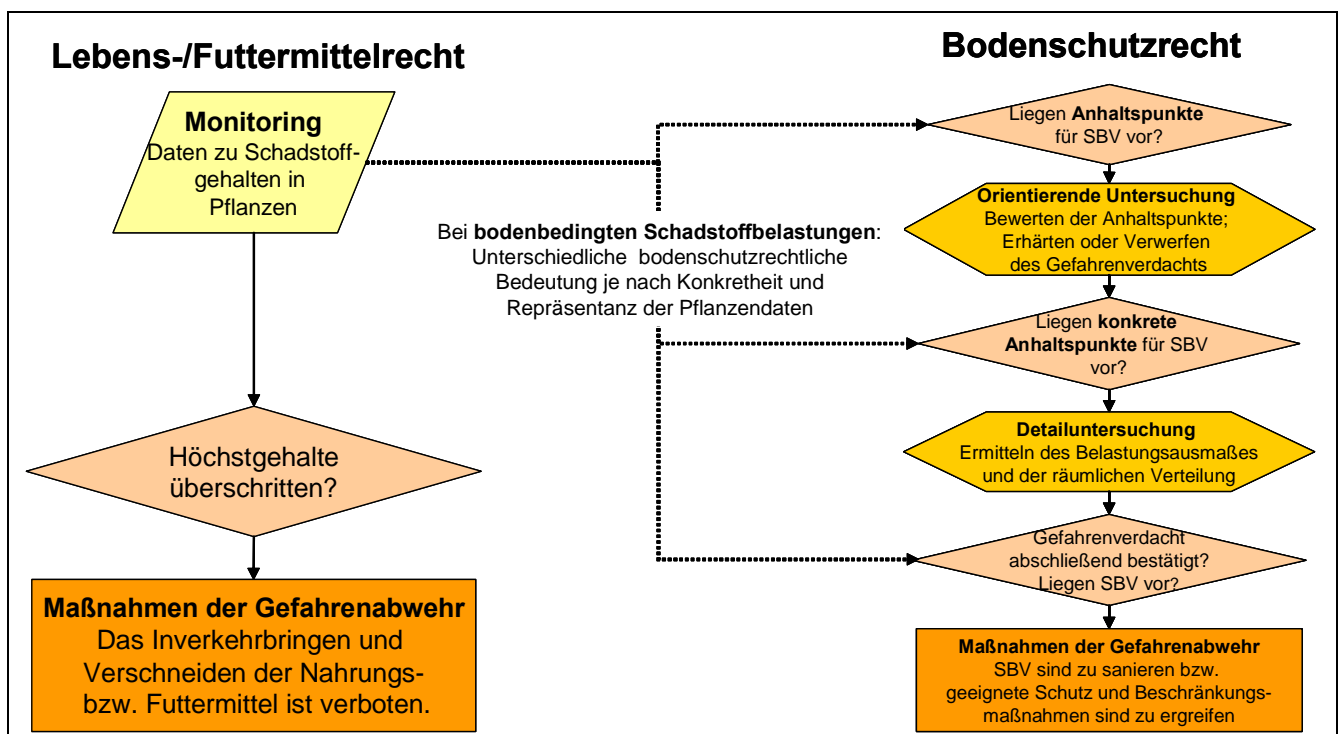


Abb. 2–3: Anknüpfungspunkte der Lebensmittel-/Futtermittelüberwachung zum Regeluntersuchungsablauf nach Bodenschutzrecht

2.6 Zu den Pflichten des Nutzpflanzenproduzenten

Die Herstellung und das Inverkehrbringen von Lebens- und Futtermitteln unterliegen den Anforderungen europäischer und nationaler Rechtsvorschriften. So ist die Einhaltung der Höchstgehalte nach Lebens- und Futtermittelrecht eigenverantwortlich sicherzustellen. Die Verpflichtungen ergeben sich insbesondere aus folgenden rechtlichen Bestimmungen:

Verordnung (EG) Nr. 178/2002 zur Festlegung der allgemeinen Grundsätze und Anforderungen des Lebensmittelrechts, zur Errichtung der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit und zur Festlegung von Verfahren zur Lebensmittelsicherheit

- Artikel 14 und 15: Anforderungen an die Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit

Lebensmittel und Futtermittel, die nicht sicher sind, dürfen nicht in den Verkehr gebracht werden und Futtermittel nicht an der Lebensmittelgewinnung dienende Tiere verfüttert werden.

- Artikel 17: Zuständigkeiten

Lebensmittel- und Futtermittelunternehmer sorgen auf allen Produktions-, Verarbeitungs- und Vertriebsstufen in den ihrer Kontrolle unterstehenden Unternehmen dafür, dass die Lebensmittel oder Futtermittel die Anforderungen des Lebensmittelrechts erfüllen, die für ihre Tätigkeit gelten und überprüfen die Einhaltung dieser Anforderungen.

Ergänzend zu dieser Eigenkontrolle betreiben die Mitgliedsstaaten im Rahmen der Überwachung und Durchsetzung des Lebensmittel- und Futtermittelrechts ein System amtlicher Kontrollen.

- Artikel 18: Rückverfolgbarkeit

Die Rückverfolgbarkeit von Lebensmitteln und Futtermitteln, von der Lebensmittelgewinnung dienenden Tieren und allen sonstigen Stoffen, die dazu bestimmt sind oder von denen erwartet werden kann, dass sie in einem Lebensmittel oder Futtermittel verarbeitet werden, ist in allen Produktions- Verarbeitungs- und Vertriebsstufen sicherzustellen.

- Artikel 19 und 20: Verantwortung für Lebensmittel und Futtermittel

Erkennt ein Lebensmittel- oder Futtermittelunternehmer oder hat er Grund zu der Annahme, dass ein von ihm erzeugtes, verarbeitetes, hergestelltes oder vertriebenes Lebensmittel bzw. Futtermittel die Anforderungen an die Lebensmittel- bzw. Futtermittelsicherheit nicht erfüllt, leitet er unverzüglich Verfahren ein, um das Produkt vom Markt zu nehmen und unterrichtet die zuständigen Behörden.

Verordnung (EG) Nr. 852/2004 über Lebensmittelhygiene und Verordnung (EG) Nr. 183/2005 mit Vorschriften für die Futtermittelhygiene

Für die Primärproduktion von Lebens- bzw. Futtermitteln sind jeweils die in Anhang I der Verordnungen angeführten Hygienevorschriften einzuhalten. Dazu gehört, Arbeitsvorgänge so zu organisieren und durchzuführen, dass Gefahren für die Futtermittelsicherheit verhütet, beseitigt oder minimiert werden, dass Primärerzeugnisse gegen Kontaminationen und Verunreinigung geschützt werden und dass dazu die einschlägigen Rechtsvorschriften einhalten werden, einschließlich Maßnahmen zur Eindämmung von Kontaminationen durch Bestandteile der Luft, des Bodens und des Wassers. Futtermittelunternehmer bzw. Lebensmittelunternehmer, die Pflanzenerzeugnisse erzeugen oder ernten, müssen in geeigneter Weise Buch führen über Maßnahmen zur Eindämmung von Gefahren sowie über Analyseergebnisse von Primärerzeugnisproben und sonstigen entnommenen Proben, die für die Futtermittelsicherheit bzw. die menschliche Gesundheit von Belang sind, und die Informationen der zuständigen Behörde zur Verfügung stellen. Nach Anhang III der Verordnung 183/2005 muss beim Beweiden von Gras- und Ackerland die Kontamination von Lebensmitteln tierischen Ursprungs durch physikalische, biologische oder chemische Einwirkungen möglichst gering gehalten werden.

Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch (LFGB)

Auf ergänzende Anforderungen, die sich aus dem Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch und den darauf gestützten Verordnungen (Futtermittelverordnung, Schadstoffhöchstmengenverordnung) ergeben, ist in den Unterkapiteln 2.2 und 2.3 hingewiesen.

Straf- und Bußgeldvorschriften zu Verstößen gegen das Lebensmittel- und Futtermittelrecht finden sich in den §§ 58 ff. LFGB. Diese gelten auch für Verstöße gegen europäische Rechtsvorschriften, wie die Verordnung (EG) Nr. 178/2002.

Konsequenzen für die Nutzpflanzenproduktion auf Böden mit erhöhten Schadstoffgehalten

Um Verstöße gegen die lebens- und futtermittelrechtlichen Pflichten zu vermeiden, sind in Gebieten mit erhöhten Schadstoffgehalten Maßnahmen zur Reduzierung des Schadstofftransfers vom Boden in Nutzpflanzen zu prüfen und im Falle von bereits vorliegenden oder zu erwartenden Überschreitungen der Höchstgehalte zu ergreifen. Bei Überschreitungen von bodenschutzrechtlichen Maßnahmenwerten sind im Regelfall Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen vorzunehmen (vgl. Ausführungen in Kap. 2.5). Die Maßnahmen sind nach Schadstoffart, Belastungshöhe, Schadstoffverfügbarkeit und wesentlichem Transferpfad zu differenzieren.

Liegen zur abschließenden Beurteilung keine ausreichenden Untersuchungsergebnisse vor, dann sind nach den Gegebenheiten des Einzelfalles unter Umständen weitere reprä-

sentative Bodenuntersuchungen zu veranlassen. Ggf. können ergänzend Pflanzenuntersuchungen sinnvoll sein; dabei sind jedoch die Anforderungen nach Kap. 2.5.2 unbedingt zu berücksichtigen, um aussagekräftige Ergebnisse gewinnen zu können. Um die rechtlichen Verpflichtungen im Hinblick auf das Herstellen, Verfüttern oder Inverkehrbringen von Nutzpflanzen im Zeitraum der Untersuchungen sicher einhalten zu können, empfiehlt sich der Anbau von Nutzpflanzen, die einen geringen Schadstofftransfer über die verschiedenen Pfade vom Boden zur Pflanze (vgl. Ausführungen zu Transferpfaden in Kap. 3.1) gewährleisten.

3 Fachliche Grundlagen

3.1 Schadstofftransfer vom Boden zur Nutzpflanze

3.1.1 Teilpfade

Der Schadstofftransfer vom Boden zur Nutzpflanze kann über drei verschiedene Teilpfade erfolgen (**Abb. 3–1**):

1. Schadstoffe können aus dem Bodenwasser über die Wurzeln aufgenommen werden. Der Schadstofftransport erfolgt mit dem Bodenwasser zur Wurzel und innerhalb der Pflanzen mit dem Transpirationsstrom von der Wurzel in die oberirdischen Pflanzenorgane. Dieser Transfer wird als **systemischer Pfad** bezeichnet.
2. Leicht- bis mittelflüchtige organische Schadstoffe können in die Bodenluft und die bodennahe Atmosphäre gelangen, so dass eine Schadstoffaufnahme über die unter- und oberirdischen Pflanzenoberfläche erfolgen kann, wobei insbesondere die Aufnahme über die Spaltöffnungen der oberirdischen Blatt-/Sprossoberflächen sehr effektiv ist. Das Transportmedium bis hin zur Pflanze stellt bei diesem Aufnahmepfad die Bodenluft sowie bodennahe Atmosphärenluft dar. Insofern wird vom **Luftpfad** gesprochen.
3. Die Verschmutzung der Pflanzenoberflächen mit Bodenanhang kann auch zur Pflanzenbelastung beitragen. Bewertungsrelevant sind dabei sowohl der Bodenanhang mit seinem Schadstoffgehalt als auch der aus dem Bodenanhang in der Pflanzenoberfläche adsorbierte Schadstoffanteil. Der Schadstofftransfer erfolgt über den Bodenanhang. Der Pfad wird als **Verschmutzungspfad** angesprochen.

Die Bedeutung der drei Teilpfade für die Schadstoffbelastung der Nutzpflanzen kann in Abhängigkeit von Standort-, Pflanzen- und Schadstoffeigenschaften sowie meteorologischen Einflüssen und Bewirtschaftungseinflüssen sehr stark variieren. Für die Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfades Boden-Pflanze ist die grundsätzliche Kenntnis der verschiedenen Teilpfade und ihrer jeweiligen Relevanz von entscheidender Bedeutung (vgl. Kap. 3.1.3). Auf dieser Grundlage lassen sich die am Einzelfall ausgerichteten Untersuchungs- und Bewertungsmethoden zielgenau konzipieren, die eine abschließende Beurteilung der relevanten Teilpfade sicherstellen.

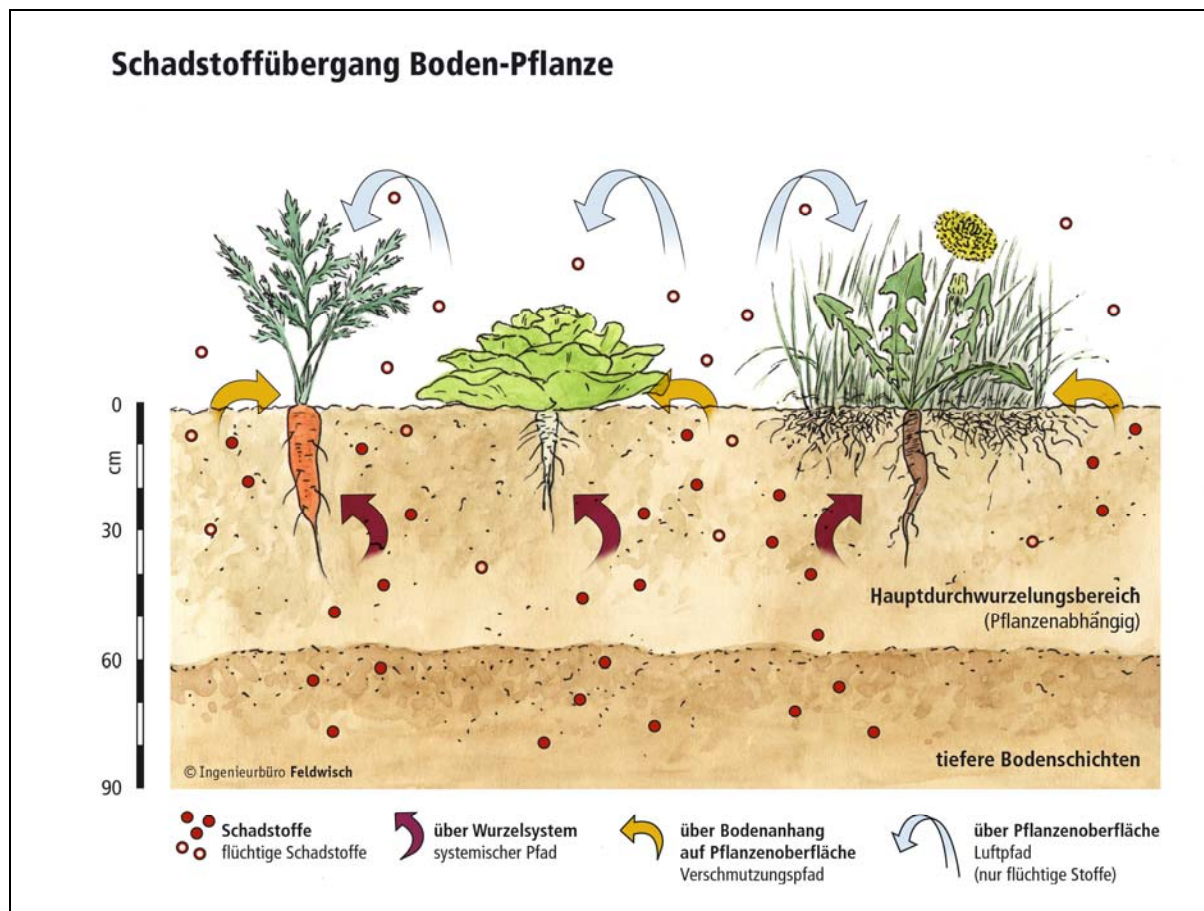


Abb. 3–1: Schematische Darstellung der grundsätzlich zu berücksichtigenden Teilpfade

3.1.2 Beurteilungsrelevante Bodenschichten bei unterschiedlichen Teilpfaden

Für den Schadstofftransfer über den **systemischen Pfad** sind der Schadstoffgehalt und dessen Pflanzenverfügbarkeit in der durchwurzelten Bodenschicht von Bedeutung. Die Mächtigkeit der durchwurzelten Bodenschicht schwankt in Abhängigkeit vom Bodensubstrat und Pflanzenbestand. Von besonderer Bedeutung ist der intensiv durchwurzelte Hauptdurchwurzelungsbereich. Bei den meisten Ackerfrüchten liegt der Hauptdurchwurzelungsbereich zwischen 0 und 60 cm (**Tab. 3–1**), so dass tiefer liegende Belastungen zumeist nicht im bewertungsrelevanten Ausmaß über den systemischen Pfad aufgenommen werden können.

Bei Grünland ist die Hauptwurzelmasse in der Regel in den obersten 10 bis 30 cm anzutreffen; unterhalb von 30 cm ist die Wurzeldichte im Allgemeinen gering, so dass die Schadstoffgehalte aus diesem Tiefenbereich zumeist nicht oder nur eingeschränkt bewertungsrelevant sind.

Bei Kulturen, die ihren Wasser- und Nährstoffbedarf auch aus größeren Bodentiefen im nennenswerten Umfang abdecken wie zum Beispiel Zuckerrüben oder Luzerne, muss die entsprechende Bodentiefe bei der Bewertung berücksichtigt werden.

Die zu betrachtende Bodentiefe kann auch über den durchwurzelten Bereich hinausreichen, wenn auf Grund von kapillarem Aufstieg Wasser und darin gelöste Elemente aus tieferen Bodenschichten in die durchwurzelte Bodenschicht gelangen. Zur Bedeutung der systemischen Aufnahme von Schadstoffen sind sehr viele Veröffentlichungen verfügbar. Beispielfhaft wird auf die Publikationen von HOFFMANN (1982), KÖNIG & KRÄMER (1985), SAUERBECK (1989), HORNBURG (1991), CRÖSSMANN (1992) und DELSCHEN et al. (1996) verwiesen. Neben der Wirkung einzelner Schadstoffen sind auch Kombinationswirkungen verschiedener Bodenschadstoffe beschrieben worden (z.B. DORN 1999).

Zur Beprobungstiefe gibt das BBodSchV folgende Vorgaben: Bei Ackerflächen wird der Bearbeitungshorizont (= Ober- oder Mutterboden) beprobt, der in der Regel 0 – 30 cm mächtig ist. Eine Unterbodenprobe wird zumeist zwischen 30 und 60 cm als Mischprobe gewonnen, wobei deutlich abweichende Horizonte getrennt zu beproben sind. Das heißt, dass die Beprobungstiefen an die Horizontfolge des Untersuchungsstandortes anzupassen sind. Grünland ist in der Regel zwischen 0 und 10 sowie zwischen 10 und 30 cm Bodentiefe zu beproben. Auch hier ist letztlich die Horizontabfolge maßgeblich für die Festlegung der Beprobungstiefen.

Die Prüf- und Maßnahmenwerte nach **Tab. 2–2** gelten für die Bewertung von Oberböden, was im Regelfall bei einer acker- oder gartenbaulicher Nutzung einer Tiefe von ca. 30 cm, bei Grünland von ca. 10 cm entspricht. Für tiefer liegende Bodenschicht (bis 60 cm bei Acker-/Gartenbau bzw. bis 30 cm bei Grünland) ist das jeweils 1,5-fache des jeweiligen Prüf- bzw. Maßnahmenwertes zur Bewertung heranzuziehen.

Tab. 3–1: Maximale Tiefe des Hauptdurchwurzelungsbereiches ausgewählter Nutzpflanzen (nach GÖBEL 1984, UVM 1990, VOIGTLÄNDER & JACOB 1987; ergänzt)

Bohnen	Erbsen	Erdbeeren	Gurken	Kartoffeln	Kohl	Möhren
30-50 cm	40-60 cm	20-30 cm	30-50 cm	40-60 cm	30-50 cm	40-60 cm
Obstbäume	Salat	Spargel	Spinat	Tomaten	Wein	Zwiebeln
50-70 cm	20-30 cm	50-70 cm	20-30 cm	30-50 cm	60-80 cm	20-40 cm
Getreide	Luzerne	Gräser	Rasen	Bärenklau	Ampfer	
40-60 cm	60-80 cm	10-30 cm	2-10 cm	60-80 cm	60-80 cm	

Flüchtige Schadstoffe können über den **Luftpfad** nach erfolgter Ausgasung in die Bodenluft oder die bodennahe Atmosphärenluft direkt über die Pflanzenoberflächen aufgenommen werden. Auf Grund von Verdünnungsprozessen in der Luft kann jedoch angenom-

men werden, dass dieser Teilpfad lediglich für die bodennahe Vegetation von Bedeutung ist (MCLACHLAN 1997). Als bodennahe Vegetation ist nach FOBIG (1999) der Aufwuchs bis ca. 40 cm über Bodenoberfläche anzusehen. Unter anderem liegen von QIUPING et al. (1991), PARK et al. (1990), FRANZARING et al. (1992) und SIMONICH & HITES (1995) Veröffentlichungen zur Aufnahme flüchtiger Schadstoffe über die oberirdische Pflanzenoberflächen vor.

Auch bei flüchtigen Substanzen ist eine Nachlieferung aus tiefen, nicht durchwurzelten Bodenschichten möglich, so dass diese Schadstoffe in die Bodenluft oder die bodennahe Atmosphärenluft gelangen können und dort dem Luftpfad zur Verfügung stehen. Als wesentliche Prozesse sind dabei die Diffusion, Sorption und Desorption im System Boden-Bodenwasser-Bodenluft anzusehen.

Tab. 3–2 zeigt beispielhaft die Flüchtigkeit einzelner organischer Schadstoffe auf. Die Flüchtigkeit der Schadstoffe ist mit Hilfe der Henry-Konstante und des K_{OC} -Wertes eingestuft worden (vgl. FELDWISCH et al. 2003a, S. 70ff). Die klassifizierte Flüchtigkeit ist dabei mit gewissen Unsicherheiten verbunden. Dies begründet sich in den zum Teil stark voneinander abweichender Kennzahlen für einzelne Schadstoffe, die von verschiedenen Autoren veröffentlicht sind (u. a. WILD et al. 1995, BECK et al. 1996, EPA 1996).

Tab. 3–2: Klassifizierte Flüchtigkeit einzelner organischer Substanzen

geringe	Flüchtigkeit mittlere	hohe
<ul style="list-style-type: none"> • PAK - Benz(a)anthracen - Benzo(a)pyren - Benzo(b)fluoranthren - Benzo(k)fluoranthren - Benzo(ghi)perylen - Dibenz(ah)anthracen - Indeno(1,2,3-cd)pyren 	<ul style="list-style-type: none"> • PAK - Chrysen 	<ul style="list-style-type: none"> • PAK - Naphthalin - Acenaphthen - Fluoren - Phenanthren - Anthracen
<ul style="list-style-type: none"> • PCB₆ - keine 	<ul style="list-style-type: none"> • PCB₆ - PCB-101 - PCB-138 - PCB-153 - PCB-180 	<ul style="list-style-type: none"> • PCB₆ - PCB-28 - PCB-52
<ul style="list-style-type: none"> • Phenol 		<ul style="list-style-type: none"> • Benzol • Toluol • Xylol

Für den **Verschmutzungspfad** ist die oberste Bodenschicht beurteilungsrelevant. Die Verschmutzung der Nutzpflanzen erfolgt unmittelbar von der Bodenoberfläche oder – im Falle von Wurzelfrüchten – aus der Bodenschicht, in der die Wurzelfrüchte wachsen. Die Bodenpartikel werden entweder durch Regentropfenaufprall, Wind und Bodenbearbeitungsverfahren aufgespritzt oder -gewirbelt und gelangen so auf die Pflanzenoberfläche

oder sie werden als so genannter Bodenanhang mit dem Erntegut eingefahren. Auf Grünlandflächen kann die Verschmutzung mit Boden auch durch Viehtritt und Befahrung verursacht werden.

Die Bedeutung des Verschmutzungspfades für den Schadstofftransfer Boden-Nutzpflanzen war Gegenstand vielfältiger Untersuchungen. Dabei standen insbesondere die Verschmutzung von Futterpflanzen und die dadurch bedingte Bodenaufnahme von Nutztieren in Vordergrund der Untersuchungen (THORNTON & KINNIBURGH 1977, FRIES et al. 1982a+b; BERESFORD & HOWARD 1991; GRÜN et al. 1993; LI et al. 1994; BÖCKER et al. 1995, KNOCHE et al. 1999; ABRAHAMS & STEIGMAIER 2003). Die Bedeutung der Verschmutzung von Nahrungspflanzen für deren bodenbürtige Schadstoffbelastung wurde u. a. von PAL et al. (1980), FROMME et al. (1993), HEMBROCK-HEGER et al. (1992), LI et al. (1994) und DELSCHEN et al. (1999) thematisiert.

Für einige organische Schadstoffe wurde auch der Übergang der Schadstoffe aus dem Bodenanhang in oberirdische Pflanzenoberflächen nachgewiesen. So berichten DELSCHEN et al. (1999) von PAK-Befunden in Endiviensalat und Spinat, die auf diesen Schadstofftransfer zurückzuführen sind.

3.1.3 Relevanz der Teilpfade bei unterschiedlichen Fallgestaltungen

3.1.3.1 Schadstoffeigenschaften

Die Schadstoffeigenschaften sind für die Relevanz der unterschiedlichen Teilpfade des Wirkungspfades Boden-Pflanze mitentscheidend. Bindungsform, Wasserlöslichkeit und Dampfdruck steuern ganz wesentlich den Schadstofftransfer. Dabei lassen sich die nachstehenden grundsätzlichen Zusammenhänge festhalten.

Anorganische Schadstoffe

Für anorganische Schadstoffe sind der systemische Pfad und der Verschmutzungspfad bewertungsrelevant; der Luftpfad hat keine Bedeutung. Im Futtermittelanbau ist im Allgemeinen die Verschmutzung als wesentliche Ursache der Schadstoffbelastung einzustufen.

Differenzierend auf die Relevanz der beiden Teilpfade wirkt die Pflanzenverfügbarkeit der anorganischen Schadstoffe. Als grobe Orientierung können die Transferfaktoren dienen, die als Quotient aus Schadstoffgehalt in der Pflanze und im Boden berechnet werden (Tab. 3–3).

Hohe Transferfaktoren zeigen eine hohe Pflanzenverfügbarkeit bzw. eine aktive Aufnahme der Elemente durch die Pflanze auf und zeigen im Allgemeinen eine hohe Relevanz des systemischen Pfades an. Jedoch ist zu berücksichtigen, dass Pflanzenarten und -sorten sich hinsichtlich der systemischen Schadstoffaufnahme unterscheiden. Daraus re-

sultieren unterschiedliche Einstufungen im Hinblick auf die Relevanz des systemischen Pfades. Beispiel: Während die Cadmiumbelastung des Weizenkorns vorwiegend durch die systemische Aufnahme hervorgerufen wird, ist beim Grasaufwuchs zumeist von einer geringen Relevanz der systemischen Aufnahme auszugehen.

Niedrige Transferfaktoren zeigen eine geringe Pflanzenverfügbarkeit, das heißt eine eingeschränkte Elementaufnahme durch die Pflanzenwurzeln an. So werden Cadmium und insbesondere Zink auf Grund ihrer vergleichsweise hohen Verfügbarkeit im deutlich größeren Umfang über den systemischen Pfad aufgenommen als Kupfer und Nickel. Chrom, Quecksilber und Blei unterliegen nur im sehr geringen Maße der systemischen Aufnahme. Pflanzenunterschiede sind zu berücksichtigen.

Je geringer die Bedeutung des systemischen Pfades für den Wirkungspfad Boden-Pflanze ist, desto größer wird die Bedeutung des Verschmutzungspfades. Bei sehr geringen Schadstoffaufnahmeleistungen über den systemischen Pfad wird die Gesamtbelastung der Pflanzen nur noch vom Verschmutzungspfad bestimmt.

Bedeutend für den systemischen Pfad sind auch aktive Transportmechanismen. Insbesondere stoffwechselphysiologisch bedeutsame Elemente (Nährstoffe, Spurenelemente) können aktiv durch die Wurzeln aufgenommen werden. Zu den Spurenelementen gehören auch einige potenzielle Schadstoffe wie zum Beispiel Kupfer und Zink. Bei hohen Schadstoffgehalten im Boden können solche Elemente in Pflanzen stark angereichert werden. Aber auch Ionenkonkurrenzen bei der Aufnahme durch die Wurzel können beobachtet werden. Beispielsweise kann Cadmium anstelle des für die Pflanze essentiellen Spurenelements Zink aufgenommen werden und dadurch einen Zinkmangel induzieren.

Tab. 3–3: Übliche Spannweiten der Schwermetalltransferfaktoren Boden-Pflanze
(SAUERBECK 1989, GRÜN et al. 1993)

Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
0,1-10	0,01-0,1	0,1-1	0,01-0,1	0,1-1	0,01-0,1	1-10

Leicht- und mittelflüchtige organische Schadstoffe

Für organische Schadstoffe existieren keine aktiven Aufnahmemechanismen in die Pflanzenwurzeln. Eine passive Aufnahme mit dem Bodenwasser wird für vergleichsweise gut wasserlösliche Stoffe von FRIES (1995) beschrieben (vgl. u. a. auch REITER 1998, ROMMEL et al. 1998, TRAPP et al. 2001). Dabei stehen der passiven Aufnahme verschiedene Barrieren der Pflanzenwurzeln entgegen, so dass die Aufnahmeleistung über die Wurzeln für die meisten organischen Schadstoffe sehr gering ist. Daraus resultieren niedrige Transferfaktoren von zumeist deutlich kleiner als 0,01.

Vor diesem Hintergrund kann bei leicht- bis mittelflüchtigen organischen Schadstoffen der Luftpfad eine bedeutende Rolle beim Schadstofftransfer einnehmen. Diesem Pfad unterliegen insbesondere flüchtige Substanzen mit gleichzeitig lipophilen Eigenschaften (DUARTE-DAVIDSON & JONES 1996). Der Verschmutzungspfad ist bei flüchtigen Schadstoffen zumeist von untergeordneter Bedeutung, da die Schadstoffe aus dem Bodenanhang in die Atmosphäre entweichen können.

Schwerflüchtige organische Schadstoffe

Bei schwerflüchtigen organischen Schadstoffen hat der Verschmutzungspfad eine große Relevanz, wenn die Schadstoffe ausreichend persistent sind und nicht einem schnellen photolytischen Abbau unterliegen. Einige schwerflüchtige organische Schadstoffe können zudem über den systemischen Pfad im relevanten Umfang aufgenommen werden. Unbedeutend ist dagegen der Luftpfad.

Die vorstehenden Ausführungen lassen sich auch vereinfacht in tabellarischer Form zusammenfassen (**Tab. 3–4**). Neben dieser einfachen Zuordnung sind jedoch auf jeden Fall die konkreten Schadstoffeigenschaften bei der Bewertung des Schadstofftransfers zu berücksichtigen. So sind z. B. die anorganischen Schadstoffe, für die in der Tabelle die systemische Aufnahme pauschal als relevant angegeben ist, unterschiedlich zu bewerten. Die Notwendigkeit der Differenzierung wird deutlich, wenn man die Regressionsgleichungen zum Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze von der TRANSFER-Datenbank (KNOCHÉ et al. 1999) heranzieht, um den Schadstoffgehalt des Erntegutes über den systemischen und den Verschmutzungspfad vergleichend zu berechnen (**Tab. 3–5**). Dabei wird deutlich, dass bei mobilen anorganischen Schadstoffen wie Cadmium, die vergleichs-

Tab. 3–4: Vereinfachte Klassifizierung der Relevanz der Transferpfade Boden-Nutzpflanze für verschiedene Schadstoffgruppen

Schadstoffgruppe	Relevante Transferpfade		
	Systemischer Pfad	Luftpfad	Verschmutzungspfad
Anorganische Schadstoffe	+		+
Leichtflüchtige org. Schadstoffe	(+)	+	(+)
Schwerflüchtige org. Schadstoffe	(+) ¹⁾		+

+ = Relevant; (+) = Relevant bei einzelnen Schadstoffen; ¹⁾ systemische Aufnahme grundsätzlich gering, aber es bestehen erhebliche, hier nicht darstellbare pflanzenspezifische Unterschiede

weise gut über den systemischen Pfad in die Pflanzen gelangen, der Verschmutzungspfad von geringerer Bedeutung ist als bei immobil anorganischen Schadstoffen wie Arsen. Umgekehrt verhält es sich bei der systemischen Aufnahme; hier besteht eine hohe Relevanz für mobile Anorganika und eine geringe für immobile Anorganika. Beispiel: Bei einem moderat erhöhten Cadmiumgehalt im Boden von 1 mg/kg nimmt der Cadmiumgehalt im Erntegut durch die 3 %ige Verschmutzung nur um rund 26 % zu. Beim ebenfalls nur moderat erhöhten Arsengehalt im Boden von 10 mg/kg wird durch die Berücksichtigung des Verschmutzungsanteils der Schadstoffgehalt im Erntegut bereits vervierfacht. Bei höheren Bodengehalten steigt die Bedeutung des Verschmutzungspfades für die Gesamtbelastung des Erntegutes entsprechend an.

Tab. 3–5: Zunahme der Schadstoffgehalte im Erntegut von Grünland durch Berücksichtigung eines 3 %igen Verschmutzungsanteils im Vergleich zur reinen systemischen Aufnahme; Berechnungsgrundlage: Regressionsgleichungen zum Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze von der TRANSFER-Datenbank

Cadmium = mobiler Schadstoff mit rel. hoher systemischer Aufnahme			Arsen = immobil Schadstoff mit rel. geringer systemischer Aufnahme		
Bodengehalte mg/kg	Zunahmen der Gehalte		Bodengehalte mg/kg	Zunahmen der Gehalte	
	absolute Differenz mg/kg	prozentuale Zunahme		absolute Differenz mg/kg	prozentuale Zunahme
1	0,06	26	10	0,4	413
2	0,10	36	25	0,9	502
5	0,19	50	50	1,8	580
10	0,30	62	75	2,7	630
20	0,46	75	100	3,5	667
30	0,58	83	200	6,8	766
40	0,69	88	500	16,1	917
50	0,78	93	1.000	30,9	1.048

mittel	Relevanz des Verschmutzungspfades	hoch
hoch	Relevanz des systemischen Pfades	gering

3.1.3.2 Pflanzeigenschaften

Aneignungsvermögen für Schadstoffe über den systemischen Pfad

Pflanzen bzw. einzelne Pflanzenorgane unterscheiden sich im Aneignungsvermögen für Schadstoffe über den systemischen Pfad. Zu berücksichtigen ist, dass einzelne Pflanzenorgane einer Pflanzenart unterschiedliche Anreicherungsfaktoren aufweisen können. Im Allgemeinen ist der Schadstoffgehalt in vegetativen Pflanzenorganen höher als in generativen Pflanzenorganen.

Folgende drei Gruppen können differenziert werden (vgl. BAKER 1981):

1. Akkumulatoren:

Diese Gruppe reichert Substanzen im Vergleich zum Bodengehalt überproportional stark im Pflanzengewebe an, so dass auch bei niedrigen Bodengehalten hohe Pflanzengehalte erreicht werden können.

Beispiele:

Futterrübenblatt, Salat, Spinat, Sellerieknolle und Weizenkorn sind Akkumulatoren für Cadmium.

2. Indikatoren:

Die Indikatoren weisen Schadstoffgehalte direkt proportional zu Bodengehalten auf, das heißt es besteht ein linearer Zusammenhang zwischen Boden- und Pflanzengehalten.

Beispiele:

Haferstroh, Mais-Stängel, Möhrenwurzeln und Blumenkohlblatt sind Indikatoren für Cadmium.

3. Exkluder:

Bei dieser Pflanzengruppe liegen die Pflanzengehalte deutlich unter den Bodengehalten, weil der Substanzaufnahme wirksame Barrieren entgegenstehen.

Beispiele:

Buschbohne, Maiskolben und Kartoffelknolle sind Exkluder für Cadmium.

Vor diesem Hintergrund ist der systemische Pfad für die Akkumulatoren von besonderer Bedeutung. In Folge können die relativen Anteile der anderen Teilpfade an der Gesamtbelastung bei Akkumulatoren zurückgedrängt werden. Umgekehrt gewinnt der Luft- und Verschmutzungspfad bei Exkludern an Bedeutung.

Nutzungs-/Vermarktungsform der Pflanzen

Die Relevanz der Verschmutzung hängt ganz wesentlich von der Nutzung der Pflanzen als Lebens- oder Futtermittel ab.

Der Bodenanhang wird von Pflanzen, die als Lebensmittel unmittelbar der menschlichen Ernährung zugeführt werden, zumeist durch Waschen oder weitere küchentechnische Maßnahmen wie Schälen etc. weitgehend entfernt. Im Gegensatz dazu kommen Futtermittel zumeist ungewaschen und ohne größere Aufbereitungsverfahren zur Verfütterung. Aus diesem Grund wird der mit der Ernte eingefahrene Bodenanhang zu einem großen Anteil von den Nutztieren aufgenommen. Der Schadstoffgehalt des Bodenanhangs gelangt so in den Verdauungstrakt der Nutztiere und unterliegt dort substanzspezifischen Aufnahmeraten.

Vor diesem Hintergrund kann generell festgehalten werden, dass bei pflanzlichen Lebensmitteln eine deutlich geringere Bedeutung des Verschmutzungspfades vorliegt als bei Futterpflanzen.

Wuchsform

Dem Verschmutzungspfad und Luftpfad sind bodennah wachsende Pflanzen bzw. Pflanzenorgane im stärkeren Maße ausgesetzt als bodenfern wachsende Pflanzen bzw. Pflanzenorgane. Beispiel aus dem Futterbau: Der Schadstoffgehalt der Maispflanze (Ganzpflanzensilage) wird weitgehend durch die systemische Schadstoffaufnahme bestimmt, weil die Hauptpflanzenmasse mehr als 20 cm Bodenabstand aufweist und damit außerhalb des Spritzwasserbereiches (→ Verschmutzungspfad) und der bodennahen, ggf. mit flüchtigen Substanzen angereicherten Atmosphärenluft (→ Luftpfad) liegt.

Pflanzenoberfläche

Pflanzen mit rauer, gekräuselter oder behaarter Oberfläche sind stärker verschmutzungsgefährdet als Pflanzen mit glatter Oberfläche, weil der Bodenanhang besser auf der Pflanzenoberfläche haften bleibt.

Blattgeometrie

Der Verschmutzungspfad kann verstärkt bei Pflanzen mit Blattrosetten oder mit konzentrisch zum Stängel zusammenlaufenden Blättern, insbesondere wenn sie stängelumfassende Blattscheiden aufweisen, zum Tragen kommen.

Transpirationsleistung

Pflanzen mit hohen Transpirationsleistungen bezogen auf die Pflanzentrockenmasse nehmen sehr viel Bodenwasser und darin gelöste Elemente auf. Insofern steigt die Relevanz des systemischen Pfades mit der Transpirationsleistung der Pflanze bzw. des bewertungsrelevanten Pflanzenorgans / Erntegutes an. Dieser Effekt wird summarisch auch im Aneignungsvermögen der Pflanzen bzw. Pflanzenorgane zusammengefasst. Beispielsweise haben Fruchtgemüse und Obst keine Spaltöffnungen und sind damit nicht in der Lage, Stoffe über den Transpirationsstrom zu akkumulieren, wie dies bei Blattgemüse möglich ist.

3.1.4 Untersuchungsergebnisse zum Ausmaß des Verschmutzungspfades

In diesem Kapitel wird eine kurze Übersicht über das Ausmaß der Futtermittelschmutzung und die bestimmenden Einflussfaktoren gegeben. In Kapitel 4 werden die verschiedenen Maßnahmen zur Verminderung der Verschmutzung detailliert dargestellt. Dabei werden dann weitere Daten zur Futtermittelschmutzung gezeigt.

3.1.4.1 Grünlandwirtschaft

Die Verschmutzung von Futtermitteln ist sowohl aus Sicht des Futterwertes als auch aus Sicht des Schadstofftransfers von Bedeutung. Der Futterwert bzw. die Beeinträchtigung des Futterwertes durch Verschmutzung schlägt sich unmittelbar in der Tierleistung nieder. Die Schadstoffaufnahme über den Bodenanhang ist bedeutend für die Vermarktbarkeit der tierischen Produkte. Beide Aspekte geben Anreize, den Bodenanhang soweit wie möglich zu reduzieren.

Den bodenschutzrechtlichen Werteregungen liegt die Annahme einer durchschnittlichen Beimengung von 3 % Boden zu Futtermitteln – bei einer starken Schwankung in Abhängigkeit von den Produktions- und Erntebedingungen – zugrunde (KNOCHE et al. 1999). Diese Annahme beruht auf der Auswertung verschiedener Untersuchungen. Beispielsweise ermittelten THORNTON & KINNIBURGH (1977, zitiert nach Grün et al. 1993) in einer Sommerration von Rindern eine tägliche Bodenaufnahme zwischen 300 u. 600 g; daraus errechnet sich ein Bodenanteil zwischen rund 2 und 6 % an der Futteraufnahme bezogen auf eine Pflanzentrockenmasseaufnahme zwischen 11 und 14 kg in Abhängigkeit vom Grundfutter und Leistungsniveau bei Milchkühen.

Der Workshop „Verschmutzungsarme Nutzpflanzenernte“ am 18. Mai 2004 in Bonn machte deutlich, dass der in der BBodSchV bei den Maßnahmenwerten für Grünland berücksichtigte Verschmutzungsanteil von 3 % tendenziell eher die untere Grenze des praxisüblichen „unvermeidbaren“ Verschmutzungsanteils darstellt.

In der Fachliteratur werden folgende Einflussfaktoren auf das Verschmutzungsausmaß genannt (vgl. nähere Ausführungen in Kap. 4):

- Witterung / Bodenfeuchte
Offensichtlich wird der Verschmutzungsanteil durch die Witterung beeinflusst; während feuchter Witterungslagen oder allgemein im Winterhalbjahr sind die Verschmutzungsanteile größer als in trockenen Witterungslagen. Ursache wird die geringere mechanische Belastbarkeit der Narbe bei hoher Bodenfeuchte sein, so dass durch Viehtritt oder Befahrung ein höherer Bodenanteil dem Futter beigemischt wird.
- Viehbesatzdichte
Bei hohen Besatzdichten und entsprechender Trittbelastung der Weideflächen nimmt der Verschmutzungsanteil zu.

- **Ernteverfahren / Schnitttiefe**
 Mit abnehmender Schnitttiefe steigt der Verschmutzungsanteil. Heu weist zumeist geringere Verschmutzungsanteile auf als Silage, weil während der Trocknung der Bodenanhang noch stark reduziert wird.
- **Tierart**
 Nutztiere mit hoher Bewegungsaktivität bewirken eine starke mechanische Belastung der Grünlandnarbe. Folglich steigt auch der Verschmutzungsanteil. So berichten verschiedene Autoren von einem höheren Bodenanhang am Weideaufwuchs auf Schafkoppeln im Vergleich zu Kuh- bzw. Rinderweiden.
- **Wuchsleistung / Bodenbedeckung / Narbendichte**
 Je dichter die Grünlandnarbe ist, umso geringer ist der Verschmutzungsanteil. Das heißt, alle Maßnahmen, die zu einer dichteren Narbe beitragen – wie angepasste Düngung, Abschleppen, Anpassen des Viehbesatzes an Aufwuchsleistung und Witterungsbedingungen etc. – führen in der Tendenz zu einer Reduzierung des Verschmutzungsanteils.

Mit der Bodenaufnahme können auch erhebliche Schadstoffmengen aufgenommen werden. Neben dem Verschmutzungsanteil ist dabei der Schadstoffgehalt des Bodenhangs zu berücksichtigen. THORNTON & ABRAHAMS (1983) haben die Bodenaufnahme und die damit einhergehende bodenbürtige Arsen- und Bleiaufnahme zweier Regionen in England untersucht (**Tab. 3–6**). Die Untersuchungen zeigen eindrucksvoll, dass die Verschmutzung die Elementaufnahme dominieren kann; bis zu 71 % der Bleiaufnahme und bis zu 76 % der Arsenaufnahme waren bei den Untersuchungen auf die Bodenaufnahme zurückzuführen.

Tab. 3–6: Bodenbürtige As , Zn, Cu und Pb-Aufnahme bei je 11 Rinderherden in zwei Regionen Englands (THORNTON & ABRAHAMS 1983)

mg / kg TM Boden	aufgenommener Boden (Mittelwerte) % von TS	mittlerer bodenbürtiger Anteil an Elementaufnahme			
		Pb	Zn	Cu	As
Blei (Pb)					
100-500	2,9	40	6	6	
600-1000	3,7	71	19	11	
1000-4000	2,9	66	15	9	
Arsen (As)					
20-40	1,4			4	67
55-140	1,4			10	76
160-250	1,1			16	58

Bei der Beurteilung der bodenbürtigen Elementaufnahme muss beachtet werden, dass im Vergleich zu den pflanzenbürtigen Elementen von einer geringeren Bioverfügbarkeit der bodenbürtigen Elemente ausgegangen werden muss. Entsprechende Hinweise dazu lie-

gen für Cäsium durch die Untersuchungen von BELLI et al. (1993) vor. Des Weiteren gibt es Hinweise, dass die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe durch Bodenanhang reduziert werden kann. Dabei scheint der Tongehalt von entscheidender Bedeutung zu sein. Diese Schlussfolgerung ergibt sich aus Untersuchungen zum Einfluss einer Betonitzugabe zum Futter (ANDERSSON et al. 1990, AHMAN et al. 1990).

3.1.4.2 Ackerbau

Die Verschmutzungsanteile von Nahrungspflanzen verschiedener Untersuchungen sind in **Tab. 3–7** aufgeführt. Wie bei den Futterpflanzen weisen auch die Verschmutzungsanteile bei Nahrungspflanzen große Spannweiten auf. Insbesondere die im Review-Artikel von LI et al. (1994) aufgeführten Spannweiten verdeutlichen, dass innerhalb einer Kulturpflanze sehr stark voneinander abweichende Ergebnisse auftreten können. Vor diesem Hintergrund erscheinen allgemein gültige Zuweisungen von Verschmutzungsanteilen für einzelne Kulturpflanzen nicht möglich.

Dennoch zeigen die aufgeführten Literaturstellen, dass charakteristische Unterschiede zwischen verschiedenen Nahrungspflanzen vorhanden sind. Insbesondere der bodennah wachsende Salat hebt sich mit sehr hohem Bodenanhang vom allgemeinen Verschmutzungsniveau ab. Sowohl PINDER & MC LEOD (1989) als auch LI et al. (1994) berichten von Verschmutzungsanteilen um 26 %. Diese Ergebnisse werden sowohl auf die bodennahe Wuchsform als auch auf die Rosettenbildung des Salates zurückzuführen sein (vgl. Ausführungen in Kap. 3.1.3.2).

Tab. 3–7: Verschmutzungsanteile von Nahrungspflanzen verschiedener Untersuchungen

Quelle	Verschmutzungsanteile in % Bodenanhang	Kulturen
Pinder & Mc Leod 1989	0,01	Kohl
	26,0	Kopfsalat
Li et al. 1994	26 ± 10	Salat
	3,2 ± 1,1	weiße Rüben
	1,7	Tomaten
	1,0 ± 0,81	Brokkoli
	0,48	Weizen
	0,21	Sojabohnen
	0,14	Mais
	0,11 ± 0,11	Kohl(kopf)

Die Relevanz der Verschmutzung von Nahrungsmitteln mit Bodenanhang stellt sich anders dar als bei Futtermitteln. Durch Waschen und weitere küchentechnische Aufbereitungen kann ein bedeutender Anteil der Verschmutzung dem Nahrungskreislauf entzogen werden.

Mit dem Waschen werden jedoch nicht in jedem Fall auch alle Schadstoffe entfernt. So berichten DELSCHEN et al. (1999), dass aus dem Bodenanhang Schadstoffe an der Pflanzenoberfläche adsorbiert werden können. Diese an der Pflanzenoberfläche adsorbierten Schadstoffe entziehen sich der Entfernung durch Waschen. Bei Nahrungsmitteln, die nicht geschält werden, kann somit ein Transfer der bodenbürtigen Schadstoffe in die menschliche Nahrungskette stattfinden. Anhand von Plausibilitätsüberlegungen differenzieren DELSCHEN et al. (1999) für die Schadstoffgruppe der PAK die Relevanz des Schadstofftransfers aus dem Bodenanhang in Nahrungspflanzen folgendermaßen:

- Bodennah wachsende Blattgemüsearten wie Blattsalat, Spinat, Mangold, Buschbohnen und Küchenkräuter sind besonders gefährdet.
- Bodennah wachsende Gemüsearten, die wie Wirsing durch ihre äußeren, nicht zum Verzehr genutzten Blätter geschützt sind, stellen sich unempfindlicher dar.
- Bodenfern wachsende Gemüsearten wie Tomaten oder Stangenbohnen sind nicht gefährdet.

3.2 Einflussfaktoren der Bewirtschaftung und des Technikeinsatzes auf den Verschmutzungspfad

Das Verschmutzungsausmaß wird durch eine Reihe von Bewirtschaftungsverfahren beeinflusst. Die generellen Zusammenhänge werden im Folgenden kurz beschrieben. Die grundlegenden Tendenzen und Zusammenhänge geben Hinweise auf die Relevanz des Verschmutzungspfades. Indes muss eine detaillierte Bewertung der Bewirtschaftungseinflüsse auf die Verschmutzung immer an den Gegebenheiten des Einzelfalles ausgerichtet sein, weil sich die fließenden Übergänge zwischen verschiedenen Bewirtschaftungsverfahren sowie die konkrete praktische Umsetzung einer allgemein gültigen Bewertung verschließen.

Das Verschmutzungsausmaß der Ernteprodukte wird im Wesentlichen durch nachstehende Vorgänge gesteuert:

- Aufspritzen von Bodenpartikeln durch Regentropfenaufrall
- Aufwirbeln von Bodenpartikeln durch Wind (Winderosion)
- Ungewolltes Beimischen von Boden während der Ernteverfahren
- Verschmutzen von Weideaufwuchs durch Viehtritt.

Sowohl die Verschmutzung durch Regentropfenaufrall als auch durch Winderosion werden im Wesentlichen durch den Bodenbedeckungsgrad gesteuert. Der Bodenbedeckungsgrad ist gleich dem prozentualen Anteil der Bodenoberfläche, der durch eine horizontale Projektion der Oberfläche des Pflanzenbestandes oder anderer Materialien wie Mulch bedeckt wird.

Der Bodenbedeckungsgrad auf Ackerflächen wird insbesondere durch die Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren sowie die Fruchtfolge beeinflusst. Alle Maßnahmen wie kon-

servierende Bodenbearbeitungs- oder Mulchsaatverfahren, die zu einem möglichst dauerhaften dichten Pflanzenbestand oder zu einer dichten Mulchbedeckung des Bodens führen, steigern den Bodenbedeckungsgrad und tragen damit zu einer Reduzierung des Verschmutzungsanteils bei. Auf Grünlandflächen wird der Bodenbedeckungsgrad ganz wesentlich durch die Narbenpflege – wie Abschleppen und ggf. Walzen im Frühjahr, Nachsaat, angepasste Nutzungsintensität und -frequenz – gesteuert.

Das Beimischen von Boden während der Ernteverfahren ist nicht vollständig vermeidbar. Gleiches gilt für die Verschmutzung von Weideaufwuchs durch Viehtritt. Jedoch können durch standort- und witterungsangepasste Verfahren die Verschmutzungsanteile deutlich begrenzt werden. Entsprechende Maßnahmen werden im Kapitel 4.2.3 aufgeführt.

4 Verschmutzung und Maßnahmen zur Verminderung

Die Verschmutzung von Futter oder Feldgemüse wird von vielen verschiedenen Faktoren bestimmt. Entsprechend hoch ist auch die Variabilität der Verschmutzung, wofür Silagen des 1. Aufwuchses von Grünlandbeständen aus Oberbayern mit sehr unterschiedlichen Schmutzgehalten beispielhaft sind (NUSSBAUM, 2002) (**Abb. 4–1**). Die Zusammenstellung der Daten belegt, dass sich die Rohaschegehalte, als Maßstab für den Grad der Verschmutzung (ab 100g Rohasche/kg TS liegt in der Regel eine Verschmutzung des Futters vor), mit dem Anwelkgrad der Silagen, ausgedrückt durch den TS-Gehalt ändern. Allerdings lässt sich aus diesen Daten keine Gesetzmäßigkeit ableiten.

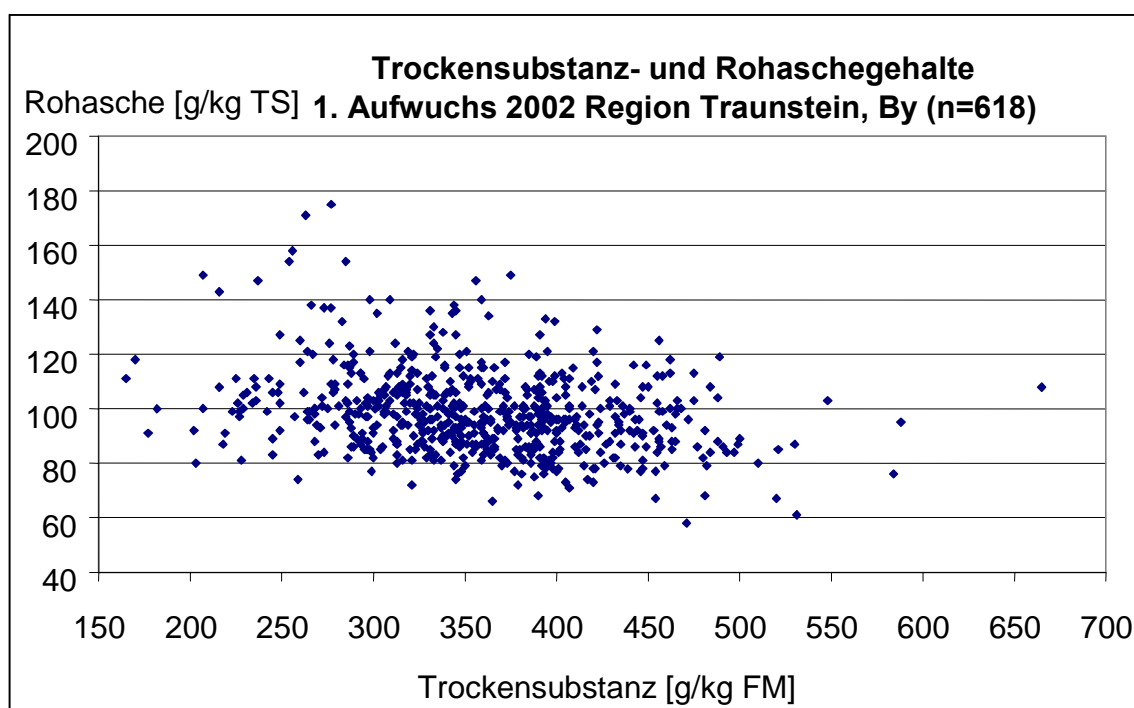


Abb. 4–1: Trockensubstanz- und Rohaschegehalte bei Grassilagen des ersten Aufwuchses 2002 aus der Region Traunstein (n=618)

Zur Verringerung der Verschmutzung können eine Reihe von Maßnahmen durchgeführt werden. Durch die Kombination verschiedener Maßnahmen lässt sich in der Regel die Verschmutzung deutlich reduzieren. In Kapitel 4.1 werden grundsätzliche Maßnahmen zur Minderung der Verschmutzung aufgeführt. Anschließend (Kapitel 4.2) werden detaillierte Maßnahmen für die verschiedenen Verfahren von Futterbau und -gewinnung beschrieben. Im Kapitel 4.3 wird die Verschmutzung von Feldgemüse betrachtet. In allen drei Kapiteln wird vor allem die Verschmutzung durch Bodenanhang untersucht (→ Verschmutzungspfad). Flankierende Maßnahmen zur Reduzierung der Aufnahme über den "systemischen Pfad" werden in Kapitel 5 beschrieben.

4.1 Grundsätzliche Maßnahmen

4.1.1 Einleitung

In Abhängigkeit vom relevanten Schadstoff kann ggf. durch eine Änderung der Nutzung (z.B. Umwandlung von Acker in Grünland oder vice versa), Wechsel der Tierart und Produktionsrichtung (z.B. Wolle statt Fleisch) oder durch eine Melioration des Standortes eine Verringerung der Schadstoffbelastung der Nutzpflanzen erreicht werden.

Diese Maßnahmen sind jedoch in der Regel mit erheblichen Kosten verbunden. Ein Teil der Maßnahmen ist derzeit in Mitteleuropa aufgrund der Vermarktungsbedingungen nicht praxisrelevant.

4.1.2 Anpassung der Nutzung

4.1.2.1 Umwandlung von Grünland in Acker

Ackerfrüchte haben z. T. wesentlich geringere Schadstoffgehalte als das Futter vom Grünland. So ist z.B. Silomais im Vergleich zu einem Grünlandbestand auf Grund seiner Wuchshöhe und seiner im Verhältnis zur Trockenmasse geringen Blattoberfläche ein in der Regel weniger verschmutztes Futtermittel (PRANG & HARTFIEL 1986, PINDER & MCLEOD 1988). Auch hat z.B. bei Maiskörnern die Verschmutzung durch anhaftenden Boden so gut wie keine Bedeutung (PINDER & MCLEOD 1988).

Problematischer sind allerdings Zwischenfrüchte, die aufgrund des offenen Bodens leichter als Grünlandpflanzen durch Splash verunreinigt werden, oder Ackerfutterpflanzen, deren wesentliche Teile im Boden wachsen. Durch anhaftende Erde können z.B. Futterrüben relativ hohe Schadstoffgehalte aufweisen (RAFFERTY 1994c).

4.1.2.2 Stallhaltung mit Schnittnutzung statt Weidehaltung bei Grünland

Das Verschmutzungsrisiko bei der Weidehaltung wird stark von der Witterung beeinflusst. Insbesondere in Zeiten mit hoher Bodenfeuchte, die zudem im Frühjahr oder Herbst zu meist mit geringem Futterangebot kombiniert sind, kann die Bodenaufnahme und damit auch die Schadstoffaufnahme sehr hoch sein (BERESFORD & HOWARD 1991). HEALY et al. (1974) verglichen die Erdgehalte von Futter auf beweideten und unbeweideten Futterflächen. Die mit Schafen beweideten Flächen hatten mit ca. 8 – 30 % eine ca. 5 – 10x höhere Futtermittelverschmutzung als die unbeweideten Flächen. Die Belastung kann bei einer Schnittnutzung – vor allem bei entsprechend angepasster Schnitthöhe – deutlich geringer gehalten werden (zur Auswirkung unterschiedlicher Schnitthöhe siehe auch Kap. 4.2.2).

4.1.2.3 Wechsel der Tierart

Die Aufnahme von Boden durch Nutztiere weist art- und zum Teil rassebedingte Unterschiede auf. Ausschlaggebend sind das Fressverhalten und die Bewegungsaktivität der Nutztiere.

Die Nutztierarten differieren im Hinblick auf die Futteraufnahme. Rinder umfassen das Futter mit der Zunge, ziehen es ins Maul und beißen es dort durch drücken der Schneidezähne gegen die Dentalplatte ab oder rupfen es mit der Zunge ab. Pferde beißen das Futter vorwiegend mit den Schneidezähnen ab. Ziegen und Schafe setzen vorwiegend die Schneidezähne und Unterlippe ein. Dadurch können Pferde, Ziegen und Schafe einen Bestand tiefer abweiden; weil die bodennahen Pflanzenteile in der Regel stärker verschmutzt sind als die bodenfernen Pflanzenteile (PINDER & MCLEOD 1988), ergeben sich bei der Beweidung mit Pferden, Ziegen und Schafen höhere Bodenaufnahmen.

Das unterschiedliche Weideverhalten zeigt sich aber auch an der Bewegungsaktivität der Tiere. Insbesondere Pferde und hier abgestuft nach Rasse und Alter (am stärksten junge Vollbluthengste, am schwächsten ältere Kaltblüter) zeigen großen Bewegungsdrang mit in der Folge stark zertretenen und lückigen Weideflächen, bei deren anschließender Beweidung von den Nutztieren stärker verschmutztes Futter aufgenommen wird. Im Gegensatz zu den Weiden bewegungsaktiver Nutztierarten sind Rinderweiden in der Regel weniger stark zertreten.

Speziell auf Schafkoppeln wird häufiger verschmutzter Aufwuchs angetroffen als auf Rinderkoppeln. GREEN & DODD (1988) fanden bei Untersuchungen in der Nähe von Sellafeld in England 6,8 % Boden auf dem Futter von Schafkoppeln, bei Kuhweiden hingegen nur 3,2 %. Auf Schafkoppeln in Neuseeland wurde mit einem Anteil von 30 % Boden an der Trockensubstanz eine sehr hohe Futterschmutzung gefunden (HEALEY et al. 1974).

Eine weitere wichtige Rolle spielt die Viehbesatzdichte, denn bei hohem Besatz kommt es zu Konkurrenzdruck zwischen den Tieren (Futterneid), mit der Folge, dass die Weideflächen tiefer abgefressen werden (siehe 4.2.3.2).

4.1.2.4 Wechsel der Produktionsrichtung innerhalb einer Tierart

Der Schadstofftransfer ist für verschiedene Produkte (z.B. Fleisch, Milch) eines Nutztieres unterschiedlich. So ist z.B. die Schadstoffbelastung der Milch oft wesentlich höher als bei Muskelfleisch. Vor diesem Hintergrund könnte auf radioaktiv belasteten Böden in vielen Fällen noch eine Muskelfleischproduktion erfolgen, auch wenn die Milchproduktion auf Grund der Schadstoffbelastung bereits nicht mehr möglich ist (HOVE et al. 1993).

Auch ist ein Produktionswechsel von der Erzeugung tierischer Nahrungsmittel hin zu anderen tierischen Produkten denkbar. So empfehlen GILL et al. (1992) auf PCB belasteten Weiden die Aufgabe der Fleischproduktion mit Rindern oder Schafen und schlagen statt

dessen eine ausschließliche Wollproduktion mit Schafen vor (Anmerkung: Dieses Produktionsverfahren ist bei den derzeitigen Preisen für Schafwolle in Europa völlig uninteressant).

4.1.2.5 Wechsel der Grundfutterproduktion

In Abhängigkeit von der Art der Belastung könnte ein Wechsel zwischen den verschiedenen Verfahren der Grundfutterproduktion (Heu, Silage) zu einer Schadstoffreduktion führen. Die Untersuchungen von RAFFERTY et al. (1994c) zeigen, dass Heu von organischen Böden geringere Bodenverschmutzungen aufweist als Silage; auch bei der Lagerung verliert Heu noch einen Teil des Schmutzes. Dieses Ergebnis liegt insbesondere an der mechanischen Bearbeitung, die bei der Heuernte intensiver ist als bei der Silagegewinnung, so dass Bodenanhang bei der Heuernte eher vom Ernteprodukt abfällt. Aber auch der unterschiedliche Feuchtegehalt von Heu und Silage kann den Verschmutzungsanteil beeinflussen. Durch die Trocknung von Heu haftet der Bodenanhang nicht mehr so fest am Pflanzenmaterial und fällt bei mechanischen Beanspruchungen ab. Im Gegensatz dazu haftet der Bodenanhang an der verfahrenstechnisch bedingt feuchteren Silage besser, fällt also nicht so leicht wieder ab. Andererseits ist die Feldbearbeitungsdauer bei der Heuwerbung meist deutlich länger als bei der Anwelksilagebereitung, weswegen der Bodenkontakt dort dauerhafter und intensiver ist.

Durch die Konservierungsprozesse selbst ergeben sich verfahrensspezifische Eigenheiten. Die der Silagebereitung zugrunde liegende Ansäuerung des Futters verändert die Lebensbedingungen der epiphytischen Keime. So werden die dem Futter anhaftenden Clostridien durch rasche Absenkung des pH-Wertes in ihrer Entwicklung gehemmt (MC DONALD et al., 1991).

4.1.3 Melioration des Standortes (vor allem der Oberfläche)

4.1.3.1 Wenden mit Pflug

Bei dieser Maßnahme wird der schadstoffbelastete Teil des Oberbodens in eine Tiefe gebracht, von der aus keine direkte Futterschmutzung mehr möglich ist und aus der die Aufnahme über die Wurzel deutlich verringert ist. Besonders geeignet ist die Maßnahme für Schadstoffe, die nicht oder kaum über die Wurzel aufgenommen werden (also z.B. viele organische Schadstoffe). Im Gegensatz zu Schadstoffen, die von der Pflanze über den systemischen Pfad aufgenommen werden, reicht bei diesen Schadstoffen auch eine wesentlich geringere Pflugtiefe aus.

FRIES (1982) kommt bei einer Literaturoswertung zu dem Schluss, dass beim Unterpflügen von Klärschlamm unterhalb der Pflugsohle keine PCB-Rückstände in Pflanzen mehr vorkommen.

Radioaktiver Fallout konnte durch Pflügen zum größten Teil von der Bodenoberfläche entfernt werden. Es entstand – bei einer Drehung des Erdbalkens von über 90° – ein neues Maximum in ca. 10 – 25 cm Tiefe (MEISEL et al. 1991). Pflügen muss allerdings bei radioaktiver Verseuchung relativ bald nach dem Auftreten der Verseuchung erfolgen – je später umso wirkungsloser ist die Maßnahme (ALEXAKHIN 1993).

Anmerkungen

Das Pflügen muss sorgfältig erfolgen, dabei ist die Einstellung des Pfluges sehr wichtig (siehe MEISEL et al. 1991). Auf flachgründigen Standorten ist die Maßnahme nicht möglich, auf nassen Standorten ist sie wegen Problemen mit der untergepflügten organischen Substanz im sauerstoffarmen nassen Boden nur wenig sinnvoll. Genauso wenig macht die Maßnahme Sinn bei wiederholt auftretenden Belastungen (z.B. jährliche Überschwemmungen mit belasteten Flusssedimenten).

In Wiesen führt die Maßnahme wegen des Verlustes der Grasnarbe und der vergrabenen Nährstoffe zu deutlichen Mindererträgen. Diese sind – bei tiefem Pflügen – auch in Äckern anzunehmen. Bei flachem Pflügen wird in Äckern der Schadstoff durch die Bodenbearbeitung allmählich innerhalb der Krume gleichmäßig verteilt – ein Teil gelangt also wieder an die Bodenoberfläche.

Ein untergepflügter Boden kann auch mit der Zeit durch verschiedene natürliche Prozesse zumindest teilweise wieder an die Oberfläche gelangen. Möglich ist diese z.B. durch:

- Erosion
- Quellen und Schrumpfen – vor allem bei tonreichen Böden
- Aktivität von Bodentieren (Regenwürmer, Maulwürfe, Mäuse, siehe 4.2.1.5).

Das Wenden mit dem Pflug kann daher bei bestimmten Schadstoffen eine kostengünstige und schnelle Maßnahme sein. Die zahlreichen Nachteile und Einschränkungen sind aber mit dem Nutzen vor Ort abzuwägen.

4.1.3.2 Überdeckung

Die Überdeckung mit unbelastetem Boden ist eine einschneidende und wegen des hohen Aufwandes und der geringen Verfügbarkeit von sauberem Boden nur ein kleinräumig anwendbares Verfahren (siehe auch 5.4).

Um eine direkte Kontamination (→ Verschmutzungspfad) zu verhindern, ist in der Regel eine wesentlich geringere Überdeckung notwendig, als wenn die Aufnahme über die Wurzel vermieden werden soll.

VAN DRIEL et al. (1995) untersuchten, wie hoch mit Schwermetallen verseuchte Auenböden abgedeckt werden müssen. In Abhängigkeit von der angebauten Futterpflanze ergaben sich bei Cadmium (systemischer Pfad) Mächtigkeiten von 0 – 0,7 m um eine Einhaltung der Grenzwerte zu gewährleisten.

4.1.3.3 Abschieben des Oberbodens

Abschieben ist ebenfalls eine sehr aufwändige Maßnahme. Das Verfahren wurde nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl im großen Stil angewandt (VOVK et al. 1993). Dieses Verfahren verändert wie das Wenden (4.1.3.1) den Standort nachhaltig. Außerdem entsteht zudem das Problem der Entsorgung des Oberbodens.

4.1.3.4 Drainage

Die Wahrscheinlichkeit der Futtermittelverschmutzung durch Bodenanhang ist bei vernässten Böden höher als bei nicht vernässten Böden (siehe 4.2.3.3). Die höheren Verschmutzungsanteile werden durch eine geringere mechanische Belastbarkeit der vernässten Böden verursacht, so dass sowohl bei der Schnitt- als auch bei der Weidenutzung durch Befahrungen bzw. Viehtritt Aufwuchsverschmutzungen auftreten können.

Daher wäre eine Drainage von belasteten Flächen unter Umständen zu bedenken.

4.1.3.5 Beregnung

Durch Beregnung kann die Verschmutzung des Erntegutes mit Bodenanhang sowohl verstärkt als auch verringert werden.

So kann während der Beregnung von Beständen, die keine dichte Bodenbedeckung aufweisen, die Verschmutzung durch aufspritzenden Boden zunehmen. Davon betroffen sind insbesondere die bodennah wachsenden Pflanzenteile (DREICER et al. 1984). Ist die Beregnung auch bei nicht geschlossenen Beständen pflanzenbaulich notwendig, dann bieten sich Mulchdecken zwischen den Saat- bzw. Pflanzreihen als Maßnahmen zur Verringerung der Verschmutzungsgefährdung an. Weiterhin kann mit geeigneter Beregnungstechnik und -steuerung die Aufprallenergie des Beregnungswassers auf den Boden reduziert werden, damit weniger Boden aufgespritzt wird.

Mit Hilfe der Beregnung können Pflanzenbestände kurz vor der Ernte jedoch auch von Verschmutzungen befreit werden, indem der Bodenanhang durch das Beregnungswasser abgewaschen wird. Auf den Bodenanhang übertragbare Ergebnisse liegen zum Beispiel zum Einfluss der Beregnung bzw. natürlicher Niederschläge auf Klärschlammverschmutzungen von Nutzpflanzen vor. Die Ergebnisse sind jedoch sehr heterogen und deuten einen Einfluss des Verschmutzungszustandes (angetrocknet – nicht angetrocknet)

an. KOWALEWSKY & VETTER (1982) berichten von Reduzierungen der Bleigehalte, die durch Klärschlammausbringungen verursacht worden sind, um 11, 30 bzw. 35 % im Grünlandaufwuchs durch Beregnung mit 1, 3 bzw. 10 mm Beregnungswasser. JONES et al. (1979) konnten nachweisen, dass nicht angetrockneter Klärschlamm zum größten Teil durch Beregnung entfernt werden konnte; hingegen konnte angetrockneter Klärschlamm im Mittel nur zu weniger als der Hälfte entfernt werden.

Die dargestellten Ergebnisse machen deutlich, dass mit Hilfe der Beregnung nur im beschränkten Umfang eine vorangegangene Verschmutzung der Nutzpflanzen mit Boden anhang verringert werden kann. Zudem ist bei dieser Maßnahme auf die Beregnungstechnik und -steuerung zu achten, um zusätzliche Verschmutzungen durch aufspritzendes Beregnungswasser und Boden zu vermeiden. Insofern bietet sich diese Maßnahme nur bei Beständen an, die eine dichte Bodenbedeckung durch den Pflanzenbestand oder durch eine Mulchdecke aufweisen. Anhand der Bedingungen des Einzelfalles können die konkrete Maßnahmenausgestaltung geplant und die Abschätzung der Geeignetheit vorgenommen werden.

4.1.3.6 Flurzwang

Durch Staub, der bei der Bodenbearbeitung aufgewirbelt wird, können angrenzende Futterflächen verschmutzt werden. Es sind derzeit keine Untersuchungen über die Größenordnung des Staubeintrages durch Bodenbearbeitung bekannt, daher ist unklar, welche Bedeutung sie im Vergleich zu anderen Verschmutzungspfaden hat.

Die Kontamination durch Stäube von Nachbarfeldern ließe sich weitgehend vermeiden, wenn die Bodenbearbeitung nur zu Zeiten erfolgt, zu denen auf dem Nachbaracker kein Nahrungsmittel/Futter angebaut wird. Hierzu wäre eine Koordination des Futteranbaus notwendig: Das Ackerfutter einer belasteten Region wird nebeneinander angebaut. Solche Maßnahmen wären prinzipiell nicht neu, früher war aus anderen Gründen (Beweidung, Krankheitsübertragung) ein Flurzwang innerhalb einer Gemarkung in manchen Regionen üblich.



Bild 1: Staubentwicklung bei Bodenbearbeitung und Abdrift auf benachbarte Grünlandfläche (Foto: EHRMANN)

4.2 Maßnahmen bei Futterbau und -gewinnung

4.2.1 Grünland und Ackerfutter allgemein

4.2.1.1 Arten- und Sortenwahl

Pflanzen zeigen arten- und sortenspezifische Unterschiede bei der Belastung mit Schadstoffen (**Tab. 4–1, Tab. 4–2**). Verantwortlich für die Unterschiede sind vor allem die folgenden Faktoren:

- ein unterschiedliches Aneignungsvermögen der Wurzel (Systemischer Pfad, siehe Kap. 5)
- unterschiedliche Anlagerungen von Boden auf Blättern oder Wurzeln
- die Nutzung unterschiedlicher Pflanzenteile bei der Fütterung

Die Schadstoffaufnahme über den systemischen Pfad ist unabhängig vom Schadstofftransfer über die Verschmutzung. Insofern wird der Einfluss arten- und sortenspezifischer Unterschiede beim systemischen Pfad in Kap. 5 ausgeführt. Die beiden anderen Einflussfaktoren, die direkten Einfluss auf die Bodenverschmutzung von Nutzpflanzen haben können, werden auf den folgenden Seiten näher erläutert.

Tab. 4–1: Bleigehalte in Grundfutter eines Betriebes (nach PRANG & HARTFIEL 1986, verändert)

Futterart	Bleigehalte (mg/kg, bei 88% TS)
Futtermülsen	148 – 316
Zuckerrübenblatt	45 – 55
Gras	5 – 391
Grassilage	5 – 102
Heu	6 – 69
Maissilage	9 – 29
Stroh	3 – 7

Tab. 4–2: Verschmutzungsanteile durch Boden bei Futtermitteln (FRIES et al. 1982b)

Futter	Anzahl Proben	Verschmutzungsanteile (% TS)
Konzentrat ^{*)}	8	< 0,01 – 0,01
Maissilage	5	< 0,10 – 0,20
Heulage ^{**)}	4	< 0,01 – 0,17
Heu	6	< 0,01 – 0,14
Greenchop ^{***)}	2	0,19 – 0,73
Weide	4	0,34 – 2,88

*) Konzentrat entspricht Kraftfutter; **) Heulage ist Grassilage mit hohem TS-Gehalt über 60%;

***) Greenchop ist geschnittenes Frischgras ohne Anwelken

- **Artbedingte Unterschiede von Pflanzen bei der Anlagerung von bodenbürtigen Schadstoffen**

Zwischen verschiedenen Pflanzenarten gibt es große Unterschiede hinsichtlich der Anlagerung von Boden auf den Pflanzen.

PINDER & MC LEOD (1989) fanden bei Kohl 1,1 mg Boden/g TS, bei Kopfsalat aber 260 mg/g². Die Autoren führen dies auf die Morphologie der Pflanzen zurück.

Futterrüben wiesen bei einer in Irland durchgeführten Untersuchung Bodenanteile zwischen 30 (mineralische Böden) und 60 % (organische Böden) auf (RAFFERTY 1994c). Diese Werte sind sehr hoch, alle anderen Futtermittel (Heu, Grassilage) wiesen Werte von unter 10 % auf. Die hohen Werte der Futterrüben sind zum Teil darauf zurückzuführen, dass die Futterrüben nach Angaben der Autoren klein waren und damit eine vergleichsweise große Oberfläche im Vergleich zur Pflanzenmasse aufwiesen. Durch eine geeignete Sortenwahl (Rübenkörper über der Bodenoberfläche) kann bei Futterrüben der Bodenanhang reduziert werden. Auch lässt sich durch Waschen und/oder Abschneiden des Wurzelbartes eine deutliche Verringerung der Verschmutzung erreichen.

HEALY et al. (1974) haben auf Schafweiden in Neuseeland bei Weißklee deutlich höhere Bodenanlagerungen als bei Weidelgräsern ermittelt.

Luzerne zeigt häufig höhere Rohaschegehalte als Gras (LOGES & TAUBE 1999, NUSSBAUM 2003). Dies liegt aber vermutlich nicht an den höheren Gehalten in der Luzerne selbst, sondern an dem höheren Risiko der Futterschmutzung infolge der Kultivierung der Horstpflanze Luzerne im Ackerfutterbau mit häufig „offener“ Stoppel und folglich geringerer Abdeckung der Bodenoberfläche. Hinzu kommt die deutlich höhere Regenwurmpopulation unter Luzerne (EHRMANN 1996), die u. a. neben der Stickstoffakkumulation maßgeblich ist für den hohen ökologischen Wert der Luzerne in einer Fruchtfolge.

Einfluss auf die Verschmutzung übt auch die Wuchshöhe der Nutzpflanzen aus. So unterliegen Nutzpflanzen mit bodennah wachsenden Ernteprodukten viel stärker dem Verschmutzungspfad als Nutzpflanzen mit bodenfern wachsenden Ernteprodukten. Diesen Zusammenhang haben PINDER & MCLEOD (1988) nachgewiesen.

Bei Körnern spielt die "Verpackung" der Körner eine wichtige Rolle: Maiskörner enthielten nach der Ernte so gut wie keinen anhaftenden Boden, Weizenkörner aber 0,12 g/kg (PINDER & MCLEOD 1988).

² Zu beachten ist, dass die meisten Werte in g/g TS Pflanze angegeben werden. Bei einem Bezug auf Bodenlagerung/m² kann sich die Einstufung der Pflanzen deutlich ändern (PINDER & MC LEOD 1989).

- **Unterschiede zwischen verschiedenen Pflanzenteilen**

Die vegetativen Teile des Mais können vergleichsweise viel Cadmium aufnehmen (viel mehr als das Korn; ROSOPULO & DIEZ 1981) und sind auch stärker verschmutzt (PINDER & MCLEOD 1988). Daher kann man z.B. bei Mais durch eine Beschränkung der Nutzung auf die generativen Teile die Schadstoffbelastung deutlich reduzieren.

Fazit: Durch die Berücksichtigung der unterschiedlichen Verschmutzung von verschiedenen Pflanzenarten und -teile kann daher in gewissem Umfang die Menge an anhaftendem Boden und damit z.B. auch der Schwermetallgehalt im Futter beeinflusst werden.

4.2.1.2 Nach- oder Übersaat

Durch Nach- oder Übersaat von Gräsern werden die Lücken im Grünlandbestand geschlossen, die Grasnarbe wird in der Regel dichter, so dass das Verschmutzungsrisiko durch aufspritzenden Boden verringert werden kann. Eine deutliche positive Korrelation zwischen dem Anteil an offener Fläche und Bodenanteil im Kot von Weidetieren wurde von KIRBY & STUTH (1980) bei der Untersuchung von neu angelegten Weiden in Texas gefunden.

4.2.1.3 Schnitthäufigkeit

Mit Steigerung der Schnitthäufigkeit wird die Grasnarbe dichter, dies kann die Futtermverschmutzung reduzieren. Außerdem verschiebt sich in Abhängigkeit von der Schnittzahl das Gras-Kräuter-Verhältnis (3 Schnitte: 35 % Gräser; 5 Schnitte: 87 %; RIEDER 1996). Da Gräser in der Regel weniger anfällig für Verschmutzung sind als breitblättrige Pflanzen, reduziert sich dadurch das Verschmutzungsrisiko für den Grünlandaufwuchs.

Häufigerer Schnitt und damit intensive Bewirtschaftung können in der landwirtschaftlichen Praxis mit einem tieferen Schnitt einhergehen (siehe Kap. 4.2.2.3), in deren Folge das Verschmutzungsrisiko ansteigen kann. So ist die Verschmutzung bei hohem Aufwuchs geringer, weil die Verschmutzung durch aufspritzenden Boden weitgehend auf die untersten 40 cm Aufwuchshöhe beschränkt ist (DREICER et al. 1984).

4.2.1.4 Unkrautbekämpfung

Lückige Grünlandbestände mit erhöhtem Verschmutzungsrisiko können auch durch einen übermäßigen Unkrautbestand verursacht werden. Grünlandunkräuter wie Stumpfbläättriger Ampfer (*Rumex obtusifolius*) überdecken Gräser und nehmen ihnen so das notwendige Licht für das Wachstum. Unter derartigen Grünlandunkräutern entstehen Narbenlücken,

die nach dem Schnitt offen liegen, so dass die Verschmutzung des Folgeaufwuchses durch aufspritzenden Boden begünstigt wird.

Die notwendige Bekämpfung oder Unterdrückung von Grünlandunkräutern kann mit praxisüblichen Maßnahmen der Narbenpflege (direkte Bekämpfung, Nach- oder Übersaat, Nachmähen von Weideresten etc.) vorgenommen werden.

4.2.1.5 Erdauswurf durch Maulwürfe, Mäuse und Regenwürmer

Kleinsäuger und Regenwürmer können beträchtliche Mengen an Boden auf die Oberfläche befördern (Tab. 4–3, Tab. 4–4). Dadurch ist vor allem bei geringer Schnitthöhe eine erhebliche Futterschmutzung gegeben.

Tab. 4–3: Bodenauswurf durch Wühlmaus und Maulwurf (PÖTSCH 1996) und Regenwurm (EHRMANN 1996)

	Mäuse und Maulwurf			Regenwürmer hohe Population
	mittlerer Befall	starker Befall	extrem hoher Befall	
t/ha	8,1	23,8	84,5	28
mm ($\delta=1,0$)	0,8	2,4	8,4	2,8
Bodenbedeckung durch Vegetation (%)	98 (84)*	85 (67)*	86 (5)*	nicht bestimmt

Mäuse u. Maulwurf: Erdauswurf ermittelt zu Vegetationsbeginn, Regenwürmer: März-Mai

* Bedeckungsgrad nach dem Einebnen

Tab. 4–4: Losungsproduktion von Regenwürmern an der Bodenoberfläche im Freiland

	Bewirtschaftung	Regenwurm-biomassen (t/ha)	Erfassungs-zeitraum	Losungs-menge (t/ha)	Quelle
Frankreich	Weide	1,65	Frühjahr - Herbst	70	BOUCHE 1982**
Neuseeland	Weide	keine Angabe	April - Oktober	ca. 50	SHARPLEY et al. 1979
Schweiz (Jura südöstl. Basel)	Wiese Weide	Ø 2,13 Ø 1,25	April - November	45 23	GLASSTETTER 1991
Deutschland (Filder südöstlich Stuttgart)	Kleegrasschnitt	1,28	März - Mai	28	EHRMANN 1996

** zitiert nach LEE (1985)

Regenwürmer

Regenwürmer gelten allgemein als nützliche Tiere, weil sie einen positiven Einfluss auf die Bodenstruktur haben (LEE 1985). Die von den Regenwürmern an der Bodenoberfläche abgelegten Mengen an Losungen können mit einigen Kilogramm je m² beträchtlich sein (Tab. 4–4) und erreichen die von Maulwurf und Mäusen ausgeworfenen Mengen durchaus (Tab. 4–3), wegen ihrer geringeren Größe werden sie allerdings nicht so gut wahrgenommen. Die Gefahr einer Verschmutzung besteht vor allem dann, wenn die Losungen nicht flach auf den Boden abgelegt werden, sondern wie z.B. bei der Art *Aporrectodea longa* zu kleinen Türmchen aufgeschichtet werden.

Eine direkte Bekämpfung der Regenwürmer ist zum einen nur schwer möglich, zum anderen wird dadurch die Bodenstruktur nachhaltig beeinträchtigt. Zwischen dem Vorkommen von Regenwürmern und dem pH-Wert des Bodens gibt es eine eindeutige Beziehung: Je niedriger die pH-Werte sind, umso niedriger sind in der Regel auch die Regenwurmbiomassen (EHRMANN et al. 2002). Durch den Verzicht auf eine Kalkung und eine Düngung mit physiologisch sauren Düngern kann die Regenwurmanzahl allmählich vermindert werden (MA et al. 1990). Eine Versauerung hat auch negative Wirkungen auf den Pflanzenbestand und die Verfügbarkeit der meisten Schwermetalle (siehe 5.2), daher sind Nutzen und Schaden dieser Maßnahme vorher gegeneinander abzuwägen.

In den meisten Böden sind Regenwürmer eine Hauptnahrung der Maulwürfe. Maßnahmen die die Regenwurmpopulation verringern, sind daher auch geeignet zur Maulwurfbekämpfung.

Maulwürfe

Maulwürfe haben saisonale Aktivitätsmaxima, zu denen sie besonders viel Erde auswerfen. Im November und Dezember vertiefen sie wegen der kalten Witterung ihr Gangsystem. Von Februar bis Mai graben die männlichen Tiere oberflächennahe Gänge auf der Suche nach Weibchen. Ab Juli/August legen die dann selbständigen Jungtiere ihr eigenes Bausystem an (STONE 1989). Der Autor schlägt vor, zu diesen Zeiten gezielt die Haufen einzuebnen.

Die direkte Bekämpfung könnte durch Gift oder Fallen erfolgen (STONE 1989), ist aber in Deutschland nicht gestattet. GORMAN & STONE (1989) hatten in Versuchen Erfolg beim Einsatz von Vergrämungsmitteln, sind aber unsicher ob diese Maßnahme praxistauglich ist.

Eine indirekte Bekämpfung kann durch eine angepasste Nutzung erfolgen. Den Einfluss unterschiedlichen Weidemanagements (Standweide vs. Umtriebsweide) auf die Population von Maulwürfen untersuchte ENNIK (1967) in den Niederlanden. Die Umtriebsweide führte zu einem Rückgang an Maulwurfshaufen.

Bei Untersuchungen in England stellte EDWARDS (1999) fest, dass gekalkte Flächen doppelt so viele Maulwurfshaufen aufwiesen wie ungekalkte. Die Autoren führen dies auf unterschiedliche Regenwurmpopulationen zurück.

Mäuse

Während die Bestände an Maulwürfen nie sehr hoch sind und keine Massenvermehrungen stattfinden, können Mäuse bei Massenvermehrungen sehr hohe Populationen (>1000 Tiere/ha) aufbauen (MEYLAN 1980).

In der Unstrut-Aue hat JACOB (2003) die Wirkungen verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen (Mähen einer Weide, Mulchen von Grünland, Tiefpflügen im Acker) auf Feldmäuse (*Microtus arvalis*) untersucht. Außer Pflügen führte keine Maßnahme zu einer deutlichen Reduktion der Population.

Daher sollte eine Massenvermehrung bei Mäusen durch eine entschiedene Bekämpfung verhindert werden (MEYLAN 1980). Eine vorbeugende Bekämpfung der Mäuse ist zum Teil durch Sitzkrücken oder durch direkte Bekämpfung möglich.

4.2.1.6 Klärschlammasbringung im Grünland

Die Aufbringung von Klärschlamm auf Grünland und Futterbauflächen ist derzeit nicht gestattet, die Futtermittelverschmutzung durch Klärschlamm wird daher nur kurz abgehandelt.

Den Verbleib von Schwermetallen nach einer Klärschlammasbringung untersuchten CHANEY & LLOYD (1979) in den USA. Nach dem Ausbringen von 51 m³ bzw. 103 m³ / ha wiesen die Pflanzen hohe Klärschlammanteile auf (26/31%). Die Konzentrationen nahmen nur allmählich, vor allem durch Verdünnung ab. Starkregen (270 mm innerhalb der ersten 14 Tage nach Ausbringung) hatte keine Reduktion zur Folge.

Bei einer Untersuchung von AITKEN (1997) blieben bei kurzem Gras 8-13% der Feststoffe hängen, bei langem Gras 20-42 % der Feststoffe. Durch Regen gab es eine Verminderung um ca. 50% nach 2 Monaten.

JONES et al. (1979) brachten Klärschlamm mit unterschiedlichem Feststoffgehalt aus, beregneten in unterschiedlichen Abständen die Fläche und untersuchten danach, ob der Klärschlamm vom Regen abgewaschen wird. Feststoffreicher Klärschlamm (feststoffreicher Klärschlamm: 4% Feststoffe, feststoffarmer Klärschlamm: 2% Feststoffe) blieb in wesentlich höheren Umfang auf den Pflanzen liegen. Wenn der Klärschlamm antrocknete wurde durch Regen (25 mm) nur etwas mehr als die Hälfte bzw. weniger als die Hälfte des angetrockneten Klärschlammes wieder abgewaschen. Hingegen konnte Klärschlamm der nicht antrocknete, sondern gleich nach der Ausbringung beregnet wurde, zu einem viel höheren Anteil abgewaschen werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass durch Klärschlamm eine beträchtliche Kontamination des Futters stattfinden kann. Ein Verbot der Klärschlammausbringung im Grünland ist daher weiterhin sinnvoll.

4.2.1.7 Reduzieren der mechanischen Belastungen infolge Befahrungen

Überfahrten im Grünland lassen sich naturgemäß nicht vermeiden. Durch angepasste Bereifung und Befahren nur bei ausreichender Tragfähigkeit verringern sich aber die Auswirkungen auf die Grünlandnarbe. Ebenso kann durch Reduzierung des Reifendruckes die Belastung gesenkt werden. Durch Vergrößerung der Arbeitsbreiten lässt sich die Anzahl der Überfahrten und das Gewicht bei den Erntevorgängen beeinflussen, ebenso gibt es bei der Düngung ggf. Alternativen: Mineraldüngung verursacht im Grünland nur geringe Narbenschäden, bei der Gülleausbringung sind sie auf Grund des sehr hohen Gewichtes der Ausbringergeräte deutlich höher. Am problematischsten ist das hinsichtlich gasförmiger N-Verluste am günstigsten zu bewertende Verfahren mit Schlitzen. Neben direkten Narbenschäden durch die Schlitze weist dieses Verfahren zudem auch durch geringere Arbeitsbreiten einen höheren Anteil an Fahrspuren auf (MÜLLER 1993).

Bei vernässten Flächen kann durch eine Drainage die generelle Befahrbarkeit verbessert werden.

4.2.1.8 Beifütterung / Mineralfutter / Fütterungshilfsmittel

Futtermittelrechtlich ist ein Verschneiden von unbelastetem Futter mit dem Ziel der Verdünnung von mit Schadstoffen belastetem Futter nicht erlaubt. Auch ist es nicht gestattet eine Verfütterung von Futtermitteln, die Überschreitungen der Höchstgehalte aufwiesen, im Nachhinein durch die Verfütterung von schadstofffreien Futtermitteln zu korrigieren.

Dennoch kann eine Beifütterung auch unter Wahrung der rechtlichen Anforderungen zur Begrenzung der Schadstoffbelastung der Nutztiere beitragen. So kann mit der Beifütterung ein Teil des Futterbedarfs der Nutztiere abgedeckt werden, so dass die Bewegungsaktivität zwecks Futteraufnahme auf einer Viehweide herabgesetzt werden kann. Mit dem reduzierten Viehtritt geht in der Folge auch das Verschmutzungsrisiko des Grünlandaufwuchses zurück. Insbesondere bei nasser Witterung und damit geringer Tragfähigkeit der Grünlandnarbe wird durch die Beifütterung das Verschmutzungsrisiko und damit die Schadstoffbelastung des Grünlandaufwuchses effektiv zu begrenzen sein. Beispielsweise konnten HEALY et al. (1967) zeigen, dass Schafe, die zusätzlich zur Winterweide eine Beifütterung erhielten, in diesem Zeitraum viel weniger Boden aufnahmen. Die Wirksamkeit dieser Maßnahme muss anhand der Situation des Einzelfalles (Standorteigenschaften wie Bodenart, Stau- oder Grundwassersituation, Topografie; Nutzung: Narbenzustand, Weideführung, Viehbesatz) beurteilt werden.

Bei Schadstoffen mit einer relativ kurzen Verweildauer im Körper (wie z.B. Cäsium) oder bei Schadstoffen, die sich speziell im Fettkörper anreichern, lohnt sich eine Endfütterung über mehrere Monate mit „sauberer“ Nahrung. Für organochlorine Schadstoffe gibt es ausgefuchste Managementempfehlungen, die vielleicht auch für andere Stoffe interessant sind, die sich im Fettkörper einlagern: Tiere nicht auf belasteten Weiden ausmästen, nur magere Tiere können auf sauberen Weiden sauberes Fleisch produzieren. (Empfehlungen ENVIRONMENT CANTERBURY, Neuseeland 1999).

Im Zusammenhang mit der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl wurde geprüft wie durch Beifütterung die radioaktive Belastung der Lebensmittel reduziert werden kann. Durch eine Beifütterung mit Bentonit konnte bei Schweinen die Cäsiumaufnahme um 65 % verringert werden (ANDERSSON et al. 1990b), dagegen bei Hühnern nur um 35 % (ANDERSSON et al. 1990a). Durch einen Bolus, der Ammonium ferric hexacyanoferrat enthielt, konnte bei Lämmern die Cäsium-Konzentration im Muskelfleisch um ca. 50 % verringert werden (BERESFORD et al. 1999).

4.2.2 Schnittnutzung

Der im Rahmen des vorliegenden Projektes durchgeführte Workshop zeigte, dass zwar einerseits die Verschmutzung des Futters durch den Ernteprozess generell gesteigert wird, andererseits der Faktor „Mensch“ einen nicht unwesentlichen Einfluss auf die Reduzierung der Schmutzbelastung im Rahmen der Erntevorgänge nimmt. Das beginnt bei der Auswahl der zur Verfügung stehenden Technik zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte und geht über in die entsprechende Nutzung und Einstellung. Mäh-, Wende- und Schwadegeräte sind derzeit mit technischen Verbesserungen, z. B. Höheneinstellvorrichtungen etc. ausgerüstet und können entsprechend der vorliegenden Bedingungen mit veränderten Einstellungen benutzt werden. Damit lassen sich unter Umständen auch fallweise hohe Futterschmutzungen, wie z.B. bei organogenen Böden, die wegen ihrer geringeren Dichte und ihrer besseren „Haftfähigkeit“ infolge höherer Wasseraufnahme problematisch sind, deutlich verbessern. Die spezifische Problematik solcher Böden erwies sich in einer Untersuchung von RAFFERTY et al. (1994c) bei der die Bereitung von Heu einen Anstieg der Futterschmutzung im Vergleich zu frisch geerntetem Futter ohne weitere Bearbeitungsgänge auf dem Feld um ca. den Faktor 5 zeitigte. Bei Silage war der Anstieg noch höher (ca. 10x). Die Autoren führen dies auf höhere Anteile anhaftenden Bodens bei Silage zurück, weil diese nicht so trocken wie Heu eingefahren wird. Die weiteren Ausführungen in diesem Bericht belegen, dass den einzelnen Parametern der Schnittnutzung, u. a. der Nutzungstiefe und dem Schnitzeitpunkt erhebliche Bedeutung zukommen.

4.2.2.1 Einfluss des Schnittzeitpunktes

Innerhalb eines Jahres

Im Jahresverlauf sind die Schmutzgehalte (bezogen auf die Trockensubstanz) vor allem bei ertragsschwachen Aufwüchsen hoch. Dies zeigt z.B. deutlich die Grafik von BERESFORD & HOWARD (1991, Abb. 4–2).

Zur besseren Kenntnis der tatsächlichen Situation in der landwirtschaftlichen Praxis in Deutschland wurde im Rahmen dieses Projektes eine Befragung verschiedener landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten durchgeführt. Dabei zeigten sich die mit Abbildung Abb. 4–3 zusammengefassten Ergebnisse, die belegen, dass die Rohaschegehalte vor allem im letzten Aufwuchs eines Jahres (4. Schnitt) weit über den eigentlich anzustrebenden Gehalt von etwa 8 bis 10 % hinausgehen. Mittelwerte von etwa 10 % Rohasche, wie in den ersten drei Aufwüchsen ermittelt, sind durchaus praxisüblich und lassen sich aufgrund der Mineralstoffgehalte von etwa 6 - 8 % in Grünlandaufwüchsen nicht ohne weiteres absenken. Da allerdings nur wenige LUFAs an der Befragung mitgemacht hatten, sind die Daten deutschlandweit nicht unbedingt repräsentativ (an dieser Stelle wird folgenden Institutionen herzlich für ihre Mitarbeit durch Zurverfügungstellen von Daten gedankt: LUFA Kassel, TU München-Weihenstephan; LfL Grub, BLT Grub, LWK Westfalen).

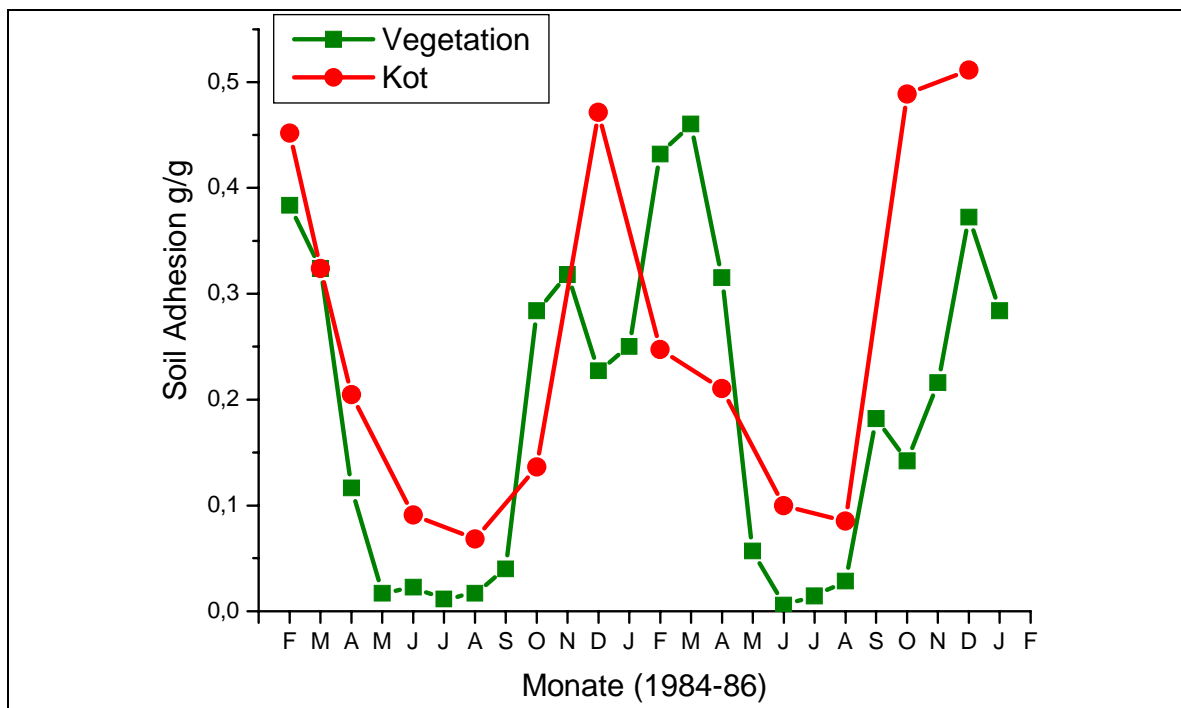


Abb. 4–2: Boden auf Futter und im Kot von Schafen (nach BERESFORD & HOWARD 1991)

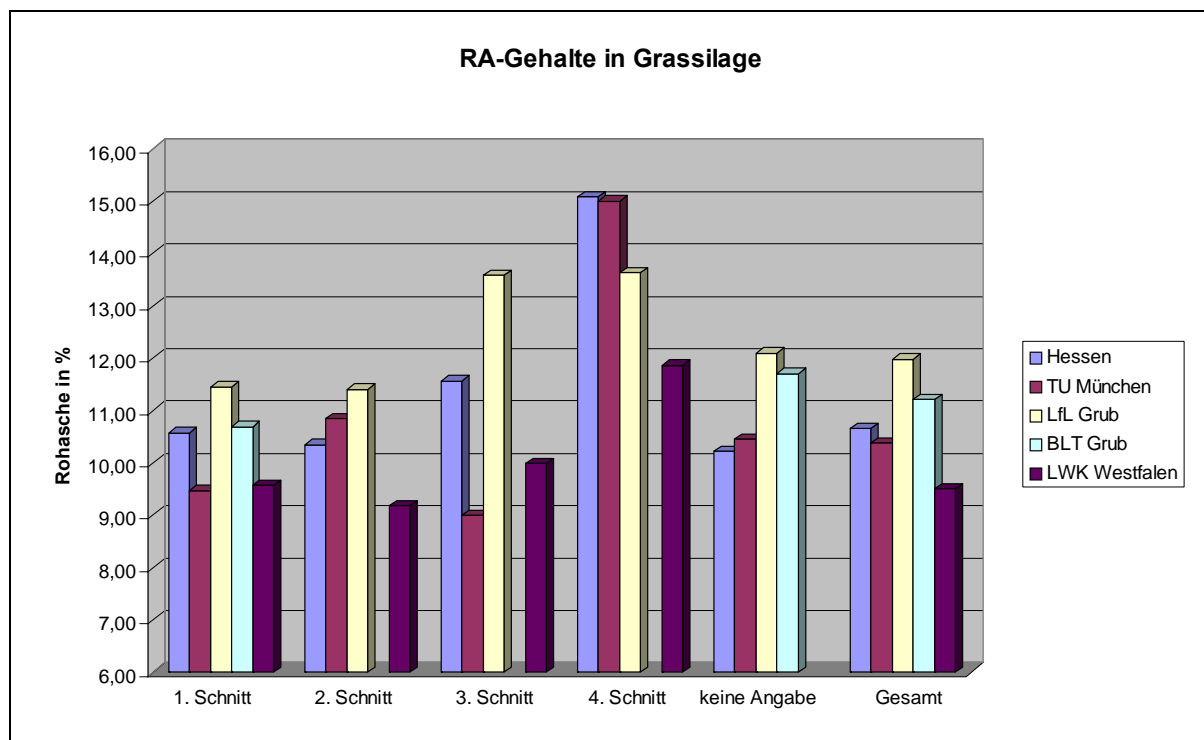


Abb. 4–3: Zusammenstellung von Rohaschegehalten in Grassilagen in Abhängigkeit vom Aufwuchs (HORST, 2003; DANIER, 2003; MUNZERT, 2003; KLAENER, 2003) (s. a. Tab. 8–1)

Bei Schadstoffen, die vorwiegend auf dem Luftpfad eingetragen werden, ist auf Grund der unterschiedlich langen Expositionszeit und der unterschiedlichen Aufwuchsmasse die Saisonalität besonders ausgeprägt (Abb. 4–4, DELSCHEN et al. 1992). So ist der Gehalt an Dioxinen und Furanen im zweiten Schnitt (6 Wochen Expositionszeit) auf Grund der kurzen Expositionszeit und der großen Erntemenge mehr als sechsmal geringer als beim dritten Aufwuchs (10 Wochen Expositionszeit). Daher kann durch den Verzicht auf eine Nutzung im Herbst die aufgenommene Menge an Schadstoffen deutlich reduziert werden, wobei der nicht genutzte Grünlandaufwuchs dann einem zunehmendem Mäusebefall und der Bildung von Schneeschimmel (*Fusarium nivale* ist ein Toxinbildner) Vorschub leistet.

Im Tagesverlauf

Zur optimalen Tageszeit der Schnittnutzung wurden keine speziellen Untersuchungen gefunden. Es ist aber wohl offensichtlich, dass an feuchtem Futter (Tau) wesentlich mehr Boden und damit auch potenziell mehr Schadstoffe anhaften können. Daraus kann die Empfehlung abgeleitet werden, dass ein Schnitt bei schadstoffbelasteten Böden erst nach Abtrocknen des Futters erfolgen sollte.

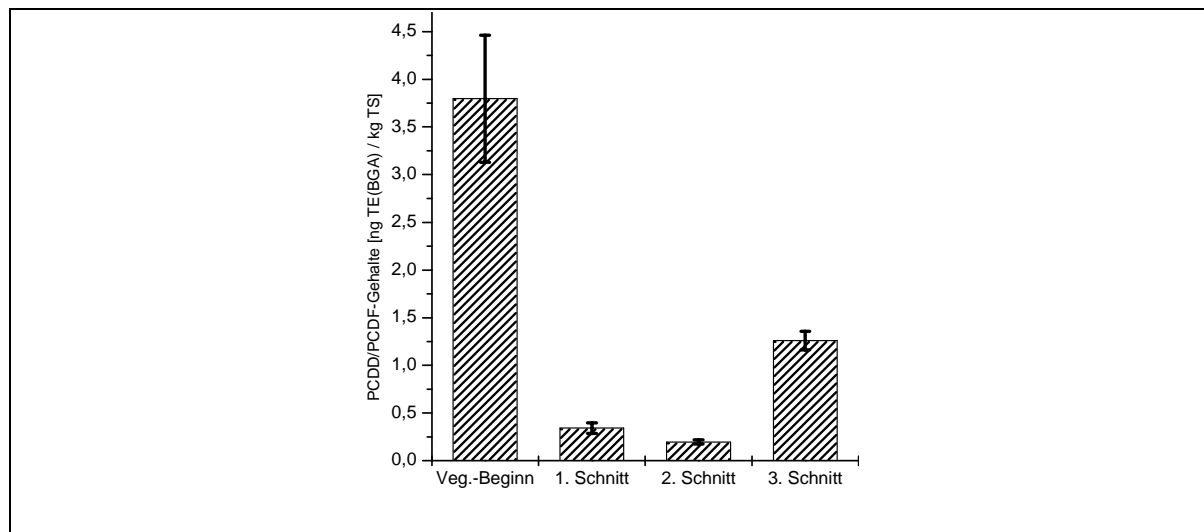


Abb. 4–4: Gehalte an PCDD/PCDF in Gras (nach DELSCHEN et al. 1992, verändert)

4.2.2.2 Bearbeitungstiefe der Futterwerkbeugeräte

Unbestritten ist, dass alle Futterwerkbeugeräte so schonend eingestellt werden sollten, dass sie nicht im Boden laufen und damit auch Staubentwicklung weitestgehend unterbleibt. Das bedingt, dass eventuell Reste von Mähgut auf der Fläche zurückbleiben können.

4.2.2.3 Schnitthöhe

Die Schnitthöhe oder Nutzungstiefe beeinflusst auf verschiedene Art und Weise das Verschmutzungsrisiko des Futters: Zum einen ist bei einem höheren Schnitt das Verschmutzungsrisiko mit Boden geringer, weil durch die Schneidwerkzeuge nicht so leicht Boden aufgewirbelt wird. Dieser Einfluss ist vor allem bei starkem Bodenauswurf durch Maulwürfe, Mäuse oder Regenwürmer sehr bedeutend, aber auch bei sonstigen stark ausgeprägten Unebenheiten relevant. Zum anderen sind die oberen Pflanzenteile generell geringer durch aufgespritzten Boden verschmutzt (PINDER & MCLEOD 1988), so dass auch aus diesem Grund ein hoher Schnitt tendenziell zu geringeren Verschmutzungen des Futters mit Boden beiträgt.

Beispielsweise fanden BERTILSSON et al. (1988) bei einer Schnitthöhe von 15 cm weniger als 1/10 der Radioaktivität im Futter, die bei einer Schnitthöhe von 5 cm ermittelt wurde. Die Autoren führten dieses Ergebnis u. a. auf die geringere Bodenverschmutzung bei der großen Schnitthöhe zurück. Beim Vergleich der extrem unterschiedlichen Schnitthöhen von 3 cm und 9 cm fand SCHRÖPEL (2004) bei der niedrigeren Einstellung im ersten Aufwuchs nur 0,6 % (9,1 % statt 8,5 %) mehr Rohasche im Futter. In den Folgeaufwüchsen waren die Differenzen allerdings erheblich größer. Der Autor empfiehlt eine Schnitthöhe zwischen 5 und 7 cm als Kompromiss zwischen Ertrag und Verschmutzung für die Sila-

gewinnung. Auf schadstoffbelasteten Flächen sollte die Schnitthöhe ggf. angehoben werden, um die Belastung des Futters möglichst gering zu halten.

4.2.2.4 Nasssilage: längeres Anwelken des Futters

Das Anwelken von Futter auf dem Feld beeinflusst die Silierbedingungen des Mähgutes. Trockeneres und damit länger angewelktes Futter lässt sich leichter silieren als feuchtes, bei dem in der Regel die Buttersäurebakterien sehr konkurrenzkräftig gegenüber den eigentlich erwünschten Milchsäurebakterien sind. Allerdings wird das Futter mit zunehmender Feldliegedauer und der damit einhergehenden häufigeren Bearbeitung durch Wend- und Zettgeräte eher mit Bodenpartikeln in Kontakt kommen.

4.2.2.5 Wendevorgänge

Mähgutaufbereiter

Ein wesentliches Ziel der Feldtrocknung ist die rasche Abtrocknung mit hoher Schlagkraft. Hierbei sind Mähgutaufbereiter hilfreich, die die Pflanzen mechanisch so behandeln, dass der Anwelkprozess beschleunigt und damit die Feldliegezeit verkürzt wird. Dadurch können ein bis zwei Wendevorgänge eingespart werden (DLG 1999). Durch Mähgutaufbereitung wird u. a. die Cuticula der Grünlandpflanzen beschädigt und zuckerreicher Zellsaft tritt aus. Wenn dieses Material nun mit dem Boden in Verbindung kommt, ist jedoch davon auszugehen, dass es möglicherweise zu einer stärkeren Verschmutzung durch anhaftenden Boden kommt.

Der Vergleich von verschiedenen Mäh- und Intensivaufbereitern sowie einer Kontrolle zeigte in Schleswig-Holstein allerdings keine großen Unterschiede beim Rohaschegehalt (THAYSEN 1997): Die Rohaschegehalte waren bei den Aufbereitern entweder gleich oder etwas (max. 0,8%) niedriger als bei der Kontrolle. Durch die Aufbereitung wurden aber die Milchsäuregehalte in der Silage gesteigert – dies könnte für eine Clostridienbekämpfung interessant sein.

Bei einem hohen Besatz an Maulwürfen und/oder hohen Anteilen an offenen Boden sind beim Einsatz von Aufbereitern starke Futterschmutzungen zu erwarten. Daher sollte in solchen Fällen ein Einsatz unterbleiben (DLG 1999).

Anwelken

Stärker angewelkte Luzerne-Silagen hatten bei einer Untersuchung von NUSSBAUM (2003) auf Grund besserer Vergärungseigenschaften (höherer Vergärbarkeitskoeffizient durch das Anwelken) einen niedrigeren pH-Wert als nasse Luzernesilagen. Der Rohaschegehalt von stärker angewelkten Luzernesilagen lag dabei durch die Wendevorgänge beim An-

welken – bei trockenem Boden – niedriger (bei 25% Trockensubstanz: 12,1% Rohasche, bei 40 % Trockensubstanz: 10,9% Rohasche in der Trockensubstanz).

4.2.2.6 Ladewagen Pick-Up

Eine tiefer eingestellte Pick-Up am Ladewagen wird vor allem bei unebenen Flächen Boden mit aufnehmen. Bei der Grünfütterernte sollte das Überfahren des Futters mit dem Schlepperreifen vor der Aufnahme durch den Ladewagen vermieden werden. Abhilfe ist z.B. durch die Verwendung eines Frontmäherkes mit Mittelschwad möglich, wobei eine gezogene Aufhängung des Frontmäherkes einer geschobenen vorzuziehen ist (das Mähwerk „sticht“ bei Bodenunebenheiten weniger häufig in den Boden ein).

4.2.2.7 Futtertransport ohne Staubentwicklung

Schnelle Fahrt mit Erntegeräten auf trockenen Böden und bei Wind kann eine große Staubentwicklung nach sich ziehen. Durch diese Stäube kann aber auch das Schnittgut von neben der Straße liegenden Futterflächen verschmutzt werden. Des weiteren wäre zu beachten, dass eine Mindesttransportstrecke der Futterabfuhr auf sauberer Straße erfolgt, damit die an den Reifen anhaftende, schadstoffhaltige Erde von der Futterfläche nicht vors Silo etc. gelangt und bei Walzvorgängen zusätzlich in den Futterstock eingebracht wird.

4.2.2.8 Erntekette und Futtereinlagerung (Flach- oder Hochsilo)

Systembedingte Unterschiede von Ernteketten – Häcksler im Vergleich zu Ladewagen – ergaben sich laut den Untersuchungen von SOMMER et al. (2003) nicht, denn beide Verfahrenswege lieferten Futter mit nahezu gleichen Aschegehalten. Häckslersilagen wiesen in der Folge aber etwas niedrigere pH-Werte als Ladewagensilagen auf.

Unbefestigtes Feldflachsilo

Bei einem unbefestigten Feldflachsilo kann zum einen wegen der i.d.R. kurzen Transportstrecke vom Feld zum Silo eine Verschmutzung durch noch an Reifen anhaftenden Boden erfolgen. Zum anderen kann beim Verdichten aus dem Umfeld des Feldsilos Boden von den Reifen aufgenommen und anschließend in das Silo eingebracht werden. Aus diesem Grund sollten auf Standorten mit schädlichen stofflichen Bodenveränderungen keine Feldsilos angelegt werden.

Abnahme der Futtermverschmutzung bei Lagerung

In der Zeit der Lagerung kann die Futtermverschmutzung zurückgehen. In Irland verglichen RAFFERTY et al. (1994 c) die Schmutzgehalte von Heu, Silagen und Futterrüben nach 4 bzw. 8 Monaten Lagerung. Bei Heu und Silage war nach 8 Monaten Lagerung die Verschmutzung deutlich geringer, bei Futterrüben dagegen ähnlich hoch wie nach 4 Monaten. Allerdings verloren die Futterrüben schon in den ersten 4 Monaten (vermutlich durch die Einlagerung) einen großen Teil des Schmutzes.

4.2.3 Weidewirtschaft

Die Bodenaufnahme von Weidetieren ist extrem unterschiedlich: Die Werte liegen zwischen <1% und ca. 30% (HEALY et al. 1974). Daher kann man durch eine angepasste Nutzung die Schadstofffracht in hohem Maße beeinflussen. Die wesentlichen Einflussfaktoren wie Tierart, Besatzdichte, Zeitpunkt der Beweidung, Weide- und Haltungssystem werden im Folgenden beschrieben.

4.2.3.1 Tierart und -rasse

Das Weideverhalten der Nutztierarten ist unterschiedlich. Tief abbeißende Tiere wie Schafe nehmen höhere Mengen an Boden auf als z.B. Rinder. Die Ergebnisse sind unter 4.1.2.3 zusammengestellt. Selbst zwischen verschiedenen Individuen einer Rasse kann ein Unterschied um den Faktor 3 bestehen (HEALY & DREW 1970). Bei Untersuchungen der Bodenaufnahme müssen daher immer eine größere Anzahl Tiere betrachtet werden.

4.2.3.2 Viehbesatzdichte

Bei einem höheren Viehbesatz ist zum einen die Trittbelastung einer Fläche höher, zum anderen besteht eher Futterknappheit, dadurch erfolgt ein tieferer Verbiss. Daher gilt generell: Mit zunehmenden Viehbesatz steigt die Futtermverschmutzung an. Beispielsweise hat HEALY (1968) in Neuseeland bei Rindern bei einem Besatz von 1 Kuh/acre eine um ca. 50 % geringere Bodenaufnahme ermittelt als bei 1,5 Kühen/acre. Der gleiche Autor (HEALY 1973, zitiert nach HERLIN 1996) untersuchte auch die Bodenaufnahme von Schafen bei unterschiedlichen Besatzdichten von 16, 10 und 7,5 Schafen/ha. Es gab zwar deutliche Schwankungen innerhalb eines Jahres, aber immer bewirkte der höhere Viehbesatz auch die höhere Aufnahme an Schmutzanteilen.

Bei einem Vergleich der Bodenaufnahme bei unterschiedlichen Besatzdichten von Schafen in Irland von Mai – November wurde bei der höheren Besatzdichte so gut wie immer deutlich mehr Boden aufgenommen (MCGRATH et al. 1982). Die absolute Aufnahme und die Unterschiede zwischen den beiden Besatzstärken stiegen im Herbst deutlich an.

Von einem Rückgang der Futtermverschmutzung berichten MAYLAND et al. (1975), wenn die Tiere auf neue Weiden gebracht wurden.

4.2.3.3 Zeitpunkt der Beweidung (Jahreszeit)

Bei den Untersuchungen zum Zeitpunkt der Beweidung ist zu beachten, dass hier verschiedene Faktoren zusammenwirken:

- Ein geringerer Futteraufwuchs wird stärker belastet, weil zum einen der Verdünnungseffekt wegen der geringeren Phytomasse geringer ist und zum anderen das Futter auch näher am Boden wächst, wodurch die Verschmutzungsgefahr, z.B. durch aufspritzenden Boden, höher ist.
- Im Winterhalbjahr ist nicht nur der Futteraufwuchs geringer, sondern der Boden ist im Durchschnitt wesentlich feuchter. Daher ist die Gefahr der Futtermverschmutzung durch Viehtritt im Winterhalbjahr deutlich höher als im Sommerhalbjahr.

Insofern verwundert es nicht, dass bei allen Untersuchungen, bei denen die Futtermverschmutzung zu verschiedenen Jahreszeiten miteinander verglichen wurde, es immer die gleiche Tendenz gibt: Im Winterhalbjahr ist die Futtermverschmutzung deutlich höher. Die Unterschiede sind zum Teil sehr deutlich.

- Eindrückliche Kurven für Futtermverschmutzung und Aufnahme von verschmutztem Futter zeigen BERESFORD & HOWARD (1991) bei Untersuchungen in der Nähe von Sellafield (**Abb. 4–2**). BERESFORD & HOWARD haben zeitgleich Verschmutzungen des Aufwuchses mit Boden und Bodenbeimengungen im Kot untersucht. Die Schafe wiesen von Juni – August nur 10 % Boden im Kot auf, im Winter knapp 50 %. Die Vegetation hatte zwischen praktisch keinen und 50 % anhaftenden Boden bezogen auf die Trockenmasse des Aufwuchses.
- ABRAHAMS & THORNTON (1994) fanden bei Rindern auf Weiden von 12 Farmen in Südwestengland eine Bodenaufnahme von 0,2 – 18 %; im Juni war sie viel niedriger als im April, im August lag sie zwischen den Werten der Monate April und Juni (**Tab. 4–5**). THORNTON & ABRAHAMS (1983) bezeichnen die Weide über Winter in belasteten Gebieten als Gefahrenquelle.

Tab. 4–5: Bodenaufnahme in % der Trockenmasseaufnahme (nach THORNTON & ABRAHAMS 1983, ABRAHAMS & THORNTON 1994)

	Mittel (%)	Min – Max (%)
April	5,6	1,5 - 18
Juni	1,5	0,2 - 3,9
August	3,0	1,4 – 4,7

- RAFFERTY et al. (1994a) fanden in Irland in Kot von Schafen auf der Weide 6x höhere Cäsiumkonzentration im Winter als im Sommer; als Ursache wurde die höhere Futterverschmutzung des Aufwuchses im Winter benannt.
- VAITHIYANATHAN & SINGH (1994) untersuchten in Indien die Bodenaufnahme von Schafen. Die Werte variierten zwischen 70-160 g/Tier u. Tag. Im Sommer war die Bodenaufnahme geringer.
- Die Bodenaufnahme kann so hoch sein, dass sie zu einer deutlichen Abnutzung der Zähne führt. LUDWIG & HEALY (1966) fanden eine höhere Abnutzung im Winter; diese korrelierte gut mit der dann viel höheren Bodenaufnahme.
- MCGRATH et al. (1982) untersuchten in Irland die Bodenaufnahme bei Schafen. Es zeigt sich eine deutliche Variation in Abhängigkeit von der Jahreszeit. Im Herbst war sie auch aufgrund des geringeren Futterangebotes viel größer als im Frühling/Sommer. Die Besatzdichte hatte einen deutlichen Einfluss: bei höherem Besatz war auch die Bodenaufnahme größer. Insgesamt wurden unter ungünstigen Umständen bis zu 400 g Boden/kg Körpergewicht zwischen Mai und November aufgenommen.
- GEESON et al. (1998) untersuchten in einem ehemaligen Bergbaugebiet in Mittelengland die F- und Pb-Gehalte im Aufwuchs von Dauerweiden (Rinder- und Schafweiden). Sie fanden jeweils im Winter viel höhere F- und Pb-Gehalte. Ein erheblicher Teil davon war auf anhaftenden Boden zurückzuführen, ein erheblicher Teil blieb auch noch nach dem Waschen an der Vegetation.

Maßnahmen

Die hohe Bodenaufnahme im Winter ist nicht nur eine Folge der stärkeren Verschmutzung des Futters, sondern auch eine Folge der Futterknappheit in dieser Periode mit geringem Wachstum. Als Maßnahme zur Begrenzung der Verschmutzung des Aufwuchses und der Boden- bzw. Schadstoffaufnahme durch die Nutztiere bietet sich eine Beifütterung an. So konnten HEALY et al. (1967) bei Weideschafen in Neuseeland durch eine Beifütterung die Bodenaufnahme im Winter um bis zu 75 % reduzieren.

Weiterhin ist auch die Einschränkung bzw. Einstellung der Beweidung im Winter auf Ihre Eignung zur Gefahrenabwehr zu untersuchen.

Die ganzjährige extensive Weidehaltung auch mit dem Ziel der Offenhaltung der Landschaft wird derzeit schon auf verschiedenen Flächen, z.B. in auch in Flussauen praktiziert. Dieses Verfahren könnte aber unter Umständen bei belasteten Flächen, auf Grund der

höheren Schadstoffaufnahme bei ungünstiger Witterung, zu einer höheren Schadstoffbelastung des Fleisches führen. Daher sollte vor einer extensiven ganzjährigen Freilandhaltung von Fleischrindern geklärt werden, ob die Flächen belastet sind. In diesem Falle wäre von einem Verbleib der Tiere über Winter auf der Fläche eher abzuraten. Unter Umständen kann die Schadstoffaufnahme auch durch eine Reduktion der Besatzdichte sowie eine Beifütterung reduziert werden.

4.2.3.4 Stand- versus Umtriebsweide

Weidesysteme sind nicht pauschal danach einteilbar, welches Verfahren im Hinblick auf die Schmutzaufnahme durch die Weidetiere das bessere ist. Stattdessen wird der Verschmutzungsgrad im Einzelfall insbesondere durch Viehbesatz, Standortverhältnisse und Management gesteuert. Die Maßnahmenableitung muss dann an den konkreten Bedingungen des Einzelfalles vorgenommen werden.

Bei Umtriebsweiden lässt sich das Futterangebot zumindest theoretisch besser dosieren als auf Standweiden, zudem sind die Laufwege der Rinder begrenzt. Das spricht bei richtiger Gestaltung der Besatzdichte unter Vermeidung extrem tiefen Abfressens für geringe Schmutzaufnahme. Allerdings konnte EHRMANN (2004) bei dreijährigen Trittschadensuntersuchungen im Allgäu die insgesamt höchsten Trittschäden auf einer Umtriebsweide feststellen – die Tiere wurden jedoch dort etwas zu spät umgetrieben.

Im Gegensatz dazu zeichnen sich Standweiden durch in der Regel geringe Viehbesatzdichten und Verteilung der Trittbelastung auf eine größere Fläche aus. Stellenweise werden auf Standweiden stark abgefressene Bereiche auftreten, die sich mit nicht oder nur schwach genutzten Flächenteilen abwechseln. Dieses bestätigt eine Aussage von BERENDE (1990), zitiert nach BÖCKER et al. (1995) wonach „auf einer in kleine Parzellen unterteilten Standweide die Bodenaufnahme größer als beim Rotationsverfahren ist, 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“.

4.2.3.5 Verzicht auf Beweidung bei nasser Witterung

Bei nasser Witterung sind Böden mechanisch weniger belastbar, folglich treten viel leichter Narbenschäden auf, die Verschmutzungen des Aufwuchses nach sich ziehen können (siehe 4.2.3.3). Daher sollte eine Beweidung schadstoffbelasteter Flächen bei ungünstiger Witterung unterbleiben.

4.2.3.6 Wechsel der Weidetore und Tränken

RIEDER (1996) hat eine Zunahme der trittgeschädigten Zonen an den Koppelingängen mit zunehmender Herdengröße beobachtet. Auch die Weidebeifütterung – sofern die Futterstellen nicht regelmäßig gewechselt werden – kann zur partiellen Narbenzerstörung beitragen.

Hinsichtlich der Vermeidung stark zertretener Stellen ist deshalb ein rechtzeitiger Wechsel der Weidetore und Tränkestellen zu empfehlen. Unter Umständen wäre in Gebieten mit hoher Schadstoffbelastung eine Befestigung dieser Bereiche zu überlegen. Dies kann zeitweise und reversibel mittels sogenannter „Viatripfmatten“ oder auch dauerhaft durch Einschottern oder sogar Betonieren der stark betretenen Stellen erfolgen.

4.2.3.7 Haltungssystem

Die Bodenaufnahme von Rindern bei verschiedenen Haltungssystemen wurde von FRIES et al. (1982a) in Michigan, USA untersucht. Bei laktierenden Kühen, die auf betonierten Flächen gehalten wurden und keinen Zugang zu unbefestigten Flächen oder eine Weide hatten, betrug die Bodenaufnahme 0,1 – 0,5 % der Trockensubstanzaufnahme. Bei Haltung in Freiställen mit unbefestigten Liegeboxen war die Bodenaufnahme mit 0,4 – 0,6 % etwas höher. Deutlich höher war sie mit 0,6 – 1,0 % bei Zugang zu unbefestigten Flächen (ohne Vegetation). Daraus schließen FRIES et al. (1982), dass die Bodenaufnahme ein aktiver Prozess ist und nicht nur mit der Futteraufnahme einhergeht. In der gleichen Studie wurden auch trockengestellte Kühe und Färsen bei ähnlichen Haltungsbedingungen untersucht. Dabei war die Bodenaufnahme bei Rindern, die nur Zugang zu befestigten Flächen hatten, am geringsten (0,5 – 0,8 %). Bei Zugang zu unbefestigten Ausläufen ohne Vegetation waren sie im Mittel höher (0,3 – 2,4 %). Wenn auf den Ausläufen etwas Vegetation vorkam – die in der Regel dann auch tief verbissen wurde, dann stiegen die Gehalte auf 1,6 – 3,8 % an. Bei Zugang zu Weiden mit Beifütterung war die Bodenaufnahme mit 1,4 – 2,0 % hingegen etwas geringer.

In Neuseeland hat HEALY (1968) die Bodenaufnahme von Kühen bei unterschiedlicher Haltung über Winter verglichen. Kühe, die auf der Koppel blieben (mit Beifütterung), nahmen wesentlich mehr Erde auf als Kühe, die in einem befestigten Laufhof gehalten und gefüttert wurden. Die Besatzdichte war allerdings mit 3,7 Kühen/ha sehr hoch.

Unbefestigte Außenlaufhöfe („Feedlots“) können eine Quelle von PBB bei Fleischrindern sein (FRIES et al. 1982). Bei Schweinen kann die Bodenaufnahme noch bedeutender sein, wenn sie Zugang zu schadstoffbelastetem Boden haben (FRIES et al. 1982b).

Freilaufende Hühner nehmen ebenfalls Boden auf. Bei einer Kontamination des Bodens mit Dioxin kann daraus eine beträchtliche Kontamination der Nahrung entstehen (PETREAS et al. 1991). Bei der Freilandhaltung von Hühnern in belasteten Gebieten stell-

ten SCHULER et al. (1997a) deutlich höhere Dioxingehalte in Eiern als bei Käfighaltung fest.

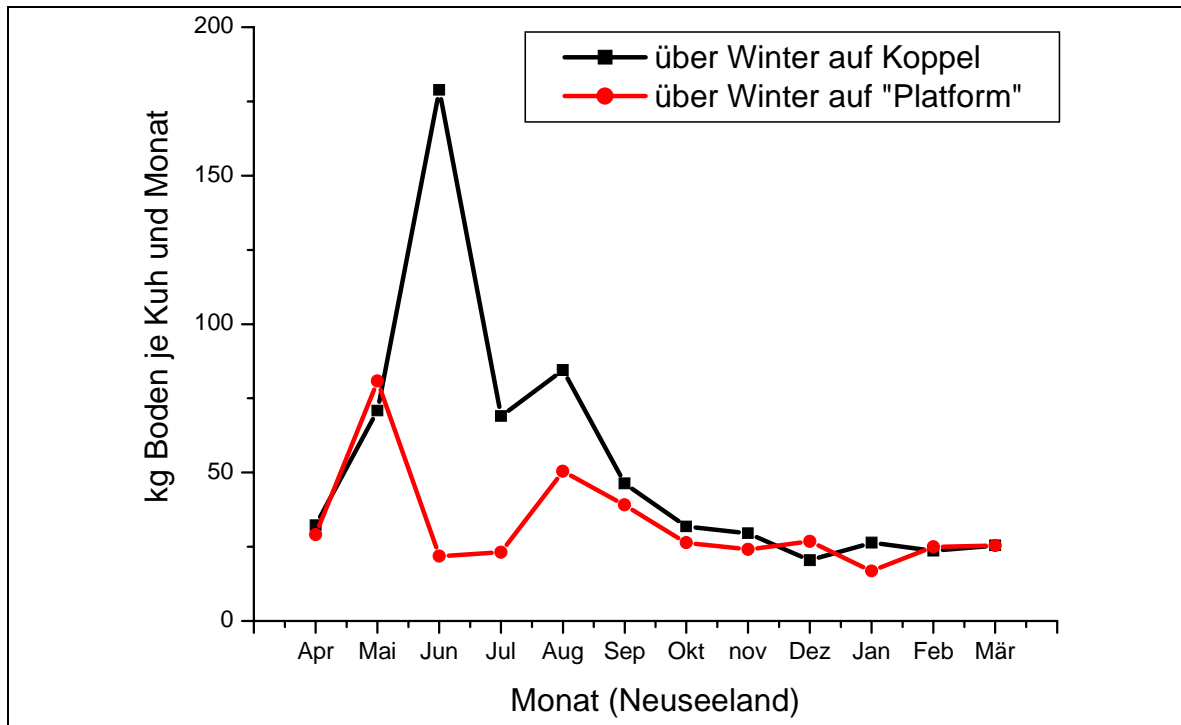


Abb. 4–5: Bodenaufnahme von Kühen: Vergleich von Koppelhaltung mit Haltung auf befestigtem Laufhof über Winter (nach HEALY 1968)

Maßnahmen

In belasteten Gebieten sollte eine ganzjährige Freilandhaltung von Rindern und Schafen etc. vermieden werden. Im Winterhalbjahr trägt die Haltung auf befestigten Flächen wesentlich zur Minderung der Schadstoffaufnahme bei. Schafe sollten auf unbelasteten Flächen gepfercht werden. Die Freilandhaltung von Schweinen und Hühnern sollte in belasteten Gebieten unterbleiben.

4.2.3.8 Anfälligkeit von Moorböden

Aufgrund der geringen Lagerungsdichte werden Bodenteile von Moorböden vor allem in trockenem Zustand leicht aufgewirbelt und fallen nach Verschmutzung nicht so leicht vom Futter ab. Außerdem weist die organische Substanz höhere Adhäsionskräfte auf als Mineralkörner, so dass anzunehmen ist, dass das Verschmutzungsrisiko ansteigt. Moorböden weisen außerdem oft hohe Populationen an Maulwürfen auf. Daher sind Futtermittel von

Moorböden in aller Regel stärker verschmutzt als von Mineralböden. RAFFERTY et al. (1994 b) fanden in Irland bei Schafweiden auf Moorböden eine wesentlich höhere Bodenverschmutzung als bei Schafweiden auf Mineralböden.

4.2.3.9 Bedeutung der Bodenaufnahme für die Spurenelementversorgung

Boden wird nicht nur zwangsläufig mit dem Futter aufgenommen, sondern auch gezielt, um die Mineralstoffversorgung zu verbessern. So nehmen z.B. junge Ferkel Boden zur Sicherung ihrer Eisenversorgung auf. Auf die Bedeutung von aufgenommenem Boden für die Mineralstoffversorgung weisen HEALY et al. (1970) nach Isotopen-Experimenten mit Schafen in Neuseeland hin.

GRACE et al. (1996) fanden bei Verfütterung von 100 g Boden/Tag an Schafe signifikant höhere Vitamin B12-Konzentrationen im Vergleich zur Kontrolle. Schafe auf einer Weide mit höherer Bodenaufnahme wiesen im Gegensatz zu einer mit niedrigerer Bodenaufnahme keine vergrößerte Schilddrüse auf (HEALY et al. 1974).

Die Bodenaufnahme kann allerdings auch die Phosphorversorgung durch eine Bindung von Phosphor an mit dem Boden aufgenommenes Eisen/Aluminium beeinträchtigen (AMMERMANN et al. 1984).

4.2.4 Ackerfutterbau

4.2.4.1 Arten- und Sortenwahl

Die prinzipiellen Unterschiede zwischen den auf dem Acker angebauten Futterpflanzen sind wesentlich größer als bei Dauergrünland mit seinen unterschiedlichen Beständen und Nutzungsformen. Daher kann beim Ackerfutterbau durch die Wahl der Kulturpflanze die Schadstofffracht ganz wesentlich beeinflusst werden.

Am günstigsten dürfte in der Regel der Mais sein, da er eine hohe Phytomasse aufweist und auf Grund der Höhe der Pflanze (über den Einfluss der Höhe siehe PINDER & MCLEOD 1988) und der relativ hohen Masse im Verhältnis zur Oberfläche Bodenfrachten nur eine geringe Bedeutung haben. Während Getreidekörner und Sojabohnen, eine gewisse Staubbelastung (~ 0,1 g/kg) aufweisen, sind Maiskörner praktisch frei von Schmutz (PINDER & MCLEOD 1988).

Kleegrass etc. ist vermutlich schon deutlich ungünstiger, da es zum einen mehrmals geerntet wird und die Grasnarbe bei Ackerfutter relativ mehr offene Flächen als beim Grünland aufweist.

Bei Futterrüben wird in der Regel wegen der vielen Feinwurzeln am Rübenkörper auch immer sehr viel Erde mitgeerntet (RAFFERTY et al. 1994c: 30-60 %). Die Zahlen von

RAFFERTY et al. (1994c) erscheinen allerdings als sehr hoch. Da das Rübenblatt selten schmutzfrei geerntet werden kann, ist ein Verzicht auf die Verfütterung überlegenswert.

Sortenunterschiede

Beim Mais sollten standfeste Sorten bevorzugt werden. Bei den Futterrüben gibt es Sorten die fast so tief wie die Zuckerrüben wurzeln, aber auch solche bei denen der Rübenkörper zum größten Teil über der Erde liegt. Letztere sind zu bevorzugen.

4.2.4.2 Feldgras, Klee gras hoher Schnitt (7 cm)

Grasreiches Ackerfutter sollte nach der Ansaat gewalzt werden um eine ebene Bodenoberfläche herzustellen und zu lockeren Boden (Gefahr des Herausreißen der Wurzeln bei der Mahd) zu verhindern. Trotzdem wird der Acker i.d.R. nicht so eben wie eine Wiese sein, weswegen es sich empfiehlt Ackerfutter relativ höher zu schneiden als Grünland (siehe 4.2.2.3)

4.2.4.3 Futter- und Stoppelrüben nur gewaschen verfüttern

Futterrüben weisen nach der Ernte hohe Schmutzanteile auf. Durch Waschen oder Abschneiden des Wurzelbartes könnte man diese weitgehend entfernen. Für diese Tätigkeiten fehlt aber in den modernen Großbetrieben die Zeit. Daher ist es in der Regel sinnvoll, auf den wesentlich schmutzärmeren Silomais oder auf Klee gras auszuweichen.

4.2.4.4 Verzicht auf die Verfütterung von Zwischenfrüchten bei Anbau auf belasteten Flächen

Zwischenfrüchte sind in der Regel stärker als Klee gras oder Silomais durch Verschmutzung gefährdet. Dies hat folgende Ursachen.

- Zwischenfrüchte werden in der Regel unmittelbar nach der Getreidernte ausgesät. Der dann oft noch trockene Boden kann nur schwer eingeebnet werden. Die Ernte erfolgt in der Regel im feuchten Herbst. Außerdem ist der Boden wegen der erst relativ kurz vorher erfolgten Bodenbearbeitung meist noch locker und kann bei der Ernte herausgerissen werden. Daher ist die Verschmutzungsgefahr bei der Ernte relativ hoch.
- Über einen relativ langen Zeitraum der Anbauperiode ist der Boden nicht oder nur teilweise bedeckt. Dadurch steigt die Verschmutzungsgefahr durch Splash.

Daher ist ein Verzicht auf die Verfütterung von Zwischenfrüchten von belasteten Anbauflächen anzuraten.

4.2.4.5 Beweidung von Ackerfutterflächen

Ackerflächen werden seltener beweidet als Grünland, üblich ist aber immer noch das Abweiden von Zwischenfrüchten wie Raps oder eine Nachweide nach der Ernte. Prinzipiell ist davon auszugehen, dass das Verschmutzungsrisiko bei der Beweidung von Ackerflächen wegen des hohen Anteils an offenem Boden höher ist als bei der Beweidung von Grünland. Diese Annahme wird durch Untersuchungen von HEALY & DREW (1970) gestützt. Die Autoren verglichen die Bodenaufnahme von Schafen, die Raps abweideten, mit Schafen auf einer Grünlandweide mit ausreichend Futter. Bei Raps wiesen die Schafe immer eine höhere Bodenaufnahme auf als die Schafe auf der Weide. Durch Beifütterung von Heu konnte diese aber deutlich reduziert werden. Nach einem Umtrieb auf eine frische Parzelle sank die Bodenaufnahme jeweils deutlich.

4.3 Feld- und Frischgemüse

Der Verschmutzungspfad hat im Feld- und Frischgemüseanbau im Vergleich zum Futterbau zumeist eine untergeordnete Bedeutung für den Schadstofftransfer Boden-Nutzpflanze. Die geringere Relevanz beruht auf der küchentechnischen Aufbereitung der Nahrungspflanzen (Waschen, Putzen, Schälen), die anhängenden Boden weitgehend entfernt. Jedoch sind bei organischen Schadstoffen auch Schadstoffübergänge aus dem Boden anhang in verschmutzte Pflanzenoberflächen beobachtet worden, die sich durch küchentechnische Aufbereitungsverfahren nicht mehr entfernen lassen (DELSCHEN et al. 1999); in diesen Fällen kann der Verschmutzungspfad auch für die Schadstoffbelastung von Nahrungsmitteln relevant sein.

Für die Fallkonstellation, dass schädliche Bodenveränderungen auf Flächen mit Nutzpflanzenproduktion vorliegen, die auf organische Schadstoffe zurückgehen, dann stehen zur Reduzierung möglicher Gefahren, die vom Verschmutzungspfad ausgehen, prinzipiell folgende **Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen** zur Verfügung:

- **Anheben des Bodenbedeckungsgrades:**

Der Bodenbedeckungsgrad steuert maßgeblich die Wasser- und Winderosion (u. a. SCHWERTMANN et al. 1990, FRIELINGHAUS et al. 1997 u. 1998). Je höher der Bodenbedeckungsanteil ist umso geringer ist der durch Regentropfenaufrall oder Winderosion bedingte Verschmutzungsanteil auf den bodennah wachsenden Pflanzenteilen (vgl. DREICER et al. 1984). Jede Anhebung des Bedeckungsgrades während der Anbauphase trägt zur Reduzierung des Verschmutzungsrisikos bei. Dabei kann der Bedeckungsgrad prinzipiell durch dichtere Aussaaten bzw. Pflanzungen aber auch durch Mulchen von Pflanzenrückständen (Stroh, Zwischenfrüchte, Grünhäckselgut etc.) reduziert werden; Erfahrungen aus dem Erosionsschutz (u. a. RENIUS et al. 1992, FELDWISCH 1998) bieten entsprechende Hilfestellungen. Jedoch sind die Einsatzmöglichkeiten dieser vorgenannten Maßnahmen im erwerbsmäßigen Gemüseanbau begrenzt, da Saat- oder Pflanzabstände durch angestrebte Vermarktungsklassen wie z. B. Größenklasse für Salatköpfe vorgegeben werden. Ferner wird im Erwerbsgemüsebau häufig die Hacke zur Unkrautregulierung eingesetzt, so dass Mulchaufgaben hinderlich sind. In der Praxis besser umsetzbar ist der Anbau in Pflanzfolien oder unter Folientunneln, die auch zur Vermeidung bzw. zur deutlichen Reduzierung des Verschmutzungsrisikos beitragen können (DELSCHEN et al. 1999); diese Verfahren werden im Erwerbsgartenbau häufig angewendet und können insofern als praxisingerechte Maßnahme eingestuft werden. Unabhängig davon, mit welchen Maßnahmen der Bodenbedeckungsgrad erhöht wird, ist zu beachten, dass auch unmittelbar vor den anstehenden Ernteterminen eine ausreichende Bodenbedeckung gewährleistet ist.

- **Verbessern des Bodengefüges:**

Ein gut ausgeprägtes Bodengefüge ist stabiler und damit weniger durch Regentropfenaufprall oder Winderosion gefährdet (BRUNOTTE 1991; AUERSWALD & V. PERGER 1998; KTBL 1998; SOMMER 1998), so dass in Folge das Verschmutzungsrisiko sinkt. Ein standorttypisch gut ausgeprägtes Bodengefüge ist insbesondere von einem intakten Bodenleben abhängig. Aus diesem Grund tragen alle Maßnahmen der Düngung, des Pflanzenschutzes, der Bodenbearbeitung und der Fruchtartenauswahl, die das Bodenleben schonen bzw. fördern, zu einer Reduzierung des Verschmutzungsrisikos bei. Die Ausprägung eines stabilen Bodengefüges wird auch durch eine ausgeglichene Kalkversorgung und Humusbilanz unterstützt, so dass der Erhaltungskalkung und der Humuswirtschaft entsprechende Aufmerksamkeit gewidmet werden sollte.

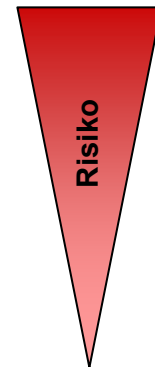
- **Anpassen der Beregnungstechnik:**

Durch die Beregnung von Feld- und Frischgemüsekulturen kann sehr viel Boden an die Kulturpflanzen gelangen, wenn die Bodenoberfläche nicht durch dichte Pflanzenbestände oder Mulchmaterialien vor dem Tropfenaufprall geschützt ist. Um auch bei geringen Bodenbedeckungsgraden Beregnungen vornehmen zu können, müssen Beregnungsanlagen eingesetzt werden, die ein kleintropfiges Regenspektrum sicherstellen, damit kein Boden aufgespritzt wird. Hier bestehen technische Möglichkeiten über die Auswahl der Düsentypen und des Wasserdruckes; Anpassungen der Düsenabstände und ggf. der Rohrabstände sind entsprechend vorzunehmen. Mit der Tröpfchenbewässerung existiert ein Verfahren, welches beregnungsbedingte Verschmutzungen vollständig vermeidet; diese Verfahren können insbesondere im Gartenbau mit hohen flächenbezogenen Umsätzen erfolgreich eingesetzt werden. Den vorgenannten Änderungen der Beregnungstechnik können betriebliche Gründe (z.B. erhöhte Arbeitsaufwendungen im Vergleich zu Beregnungen mit größeren Wurfweiten) und ggf. auch finanzielle Gründe (z.B. Kosten für neue Beregnungsanlage) entgegenstehen.

- **Pflanzenauswahl:**

Stellt der Verschmutzungspfad auf Grund erhöhter Schadstoffgehalte im Boden eine relevante Belastungsquelle für die Nutzpflanzen dar, dann hat der Flächenbewirtschafter die Möglichkeit, bevorzugt verschmutzungsunempfindliche Nutzpflanzen anzubauen und somit die Bedeutung des Verschmutzungspfades zu reduzieren (PINDER & MC LEOD 1989; LI et al. 1994; DELSCHEN et al. 1999). Das Verschmutzungsrisiko von Nutzpflanzen nimmt in folgender Reihenfolge ab:

- bodennah wachsende Blattgemüse ohne kompakte Kopfbildung wie z. B. Kopfsalat, Feldsalat, Spinat oder auch Lauch
- bodennah wachsende Gemüse mit Kopfbildung, deren äußeren Blätter in der Regel nicht konsumiert werden wie z. B. alle Kohlsorten mit Kopfbildung (Weiß- oder Rotkohl, Wirsing) oder Eisbergsalat
- bodenfern wachsende Gemüse, deren Ernteprodukte überwiegend oberhalb 40 cm Bodenabstand und damit außerhalb des besonders verschmutzungsanfälligen Bereiches wachsen



- **Erntezeitpunkt im Zusammenhang mit Witterungseinflüssen:**

Die Verschmutzung von Feld- und Frischgemüse wird durch die Witterungsbedingungen während der Ernte beeinflusst. Bei nassen und wenig tragfähigen Böden ist die Verschmutzungsgefahr während der Ernte größer als bei trockenen Bedingungen. Daher kann im gewissen Maße das Verschmutzungsrisiko durch die Bewirtschafter gesteuert werden, indem nach Möglichkeit Erntetermine bei nassen Bodenverhältnissen hinausgezögert werden, bis wieder trockenere Bedingungen herrschen. Der Spielraum für den Erntezeitpunkt kann jedoch auch durch Lieferverträge sowie Reife- bzw. Qualitätsanforderungen an das Feld- und Frischgemüse begrenzt sein.

Einschränkend muss darauf hingewiesen werden, dass einzelne vorstehende Maßnahmen – Anheben des Bodenbedeckungsgrades, Verbessern der Bodenstruktur, Anpassen der Beregnungstechnik und Anpassen der Erntetermine an die Witterungsbedingungen – die bodenschutzrechtlichen Pflichten zur Gefahrenabwehr in der Regel nicht ausreichend abdecken können. Diese Aussage beruht auf der Einschätzung, dass die Verschmutzung des Erntegutes im starken Maße durch die Witterung und die pflanzenbaulichen Maßnahmen des Bewirtschafter gesteuert werden, deren Einflüsse sich nicht bzw. nicht ausreichend durch Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen lenken lassen. Aus diesem Grund sind die dargestellten Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen aus verwaltungspraktischer Sicht nur eingeschränkt zur Gefahrenabwehr geeignet. Stattdessen wird in

vielen Fällen eher eine Produktionsumstellung hin zu verschmutzungsunanfälligen Pflanzenarten oder Pflanzensorten angezeigt sein.

Sind nur kleine Flächen durch erhöhte Schadstoffgehalte betroffen, dann können aufwändigere **Sicherungsmaßnahmen** geeignet sein. Jedoch ist neben der Eignung auch die Verhältnismäßigkeit zu prüfen. Zumeist ist davon auszugehen, dass diese aufwändigeren Bodenschutzmaßnahmen nicht verhältnismäßig sind, weil den hohen Kosten der Maßnahmen nur vergleichsweise geringe finanzielle Erträge der landwirtschaftlichen Kulturen aber auch des Gartenbaus gegenüber stehen.

- **Bodenüberdeckung:**

Die Überdeckung der belasteten Bodenschichten mit nicht belastetem, kulturfähigem Bodenmaterial kann den Verschmutzungspfad weitgehend reduzieren. Um eine Wiedervermischung mit den belasteten Bodenschichten zum Beispiel im Zuge von Bodenbearbeitungsverfahren zu vermeiden, sollte eine Mindestschichtdicke von 40 cm aufgetragen werden. Werden im Wechsel auch Ackerkulturen angebaut, deren Hauptdurchwurzelungsbereich über 40 cm Bodentiefe hinausgeht, dann sind mächtigere Überdeckungen vorzusehen. Dabei sind Überdeckungsmächtigkeiten von 60 – 70 cm ausreichend (KUNTZE et al. 1984, DELSCHEN 2000). Bodenüberdeckungen sind nur dann sinnvoll, wenn die Überdeckungsschicht nicht durch weitere Schadstoffeinträge z.B. in Immissionslagen oder in Überschwemmungsgebieten wiederum mit Schadstoffen angereichert wird. Die Anforderungen des § 12 BBodSchV sind zu beachten.

- **Bodenaustausch:**

Wie die Bodenüberdeckung kann auch durch einen Bodenaustausch die Bedeutung der Verschmutzung von Nahrungspflanzen mit belastetem Bodenmaterial vermieden werden.

Beide vorgenannte Sicherungsmaßnahmen wirken gleichermaßen der systemischen Aufnahme von Schadstoffen entgegen, wie DELSCHEN (2000) anhand von Ergebnissen aus den bergbaulich stark belasteten Stolberger Raum in Nordrhein-Westfalen berichtet.

4.4 Stichpunkte zu ausgewählten Stoffen

4.4.1 Verschmutzung mit schädlichen Organismen durch wirtschaftseigene Düngemittel (vor allem Gülle)

Die in diesem Kapitel beschriebene Verschmutzungsart ist nicht bodenbürtig, sie wird aber trotzdem der Vollständigkeit halber hier abgehandelt, weil sie in der landwirtschaftlichen Praxis eine recht große Rolle spielt. Durch betriebseigene organische Dünger wie z.B. Gülle können schädliche Organismen verbreitet werden. Problematisch sind z.B. Clostridien und ein besonders aggressiver E. coli Stamm (O157:H7).

Insbesondere die Ausbringung von Gülle mit hohen Trockensubstanzgehalten auf wachsende Bestände verschmutzt das Futter maßgeblich. Bodennahe, großtropfige Ausbringung von möglichst verdünnter Gülle verringert die Problematik wesentlich. Organische Dünger sollten daher am besten vor der Saat ausgebracht werden, ggf. noch im frühen Wachstumsstadium oder auf kurze Stoppeln bis spätestens 6 Wochen vor der Nutzung.

Clostridien

Clostridien in der Milch können die Käseherstellung wesentlich beeinträchtigen. Bei einer umfangreichen Untersuchung von LEISEN (2002, und LEISEN 2002b) in Norddeutschland bei 49 Ökobetrieben zeigten sich sehr deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Betrieben. Milch aus Grünlandregionen war oft stärker belastet als Milch aus Ackerbauregionen. Bei Grünlandbetrieben kann es einen innerbetrieblichen Clostridienkreislauf geben, die Clostridien gelangen über die Beweidung oder mit dem Schnittgut (Anhaftung) wieder zur Kuh. Der Autor schlägt eine Reihe von verschiedenen Maßnahmen vor die nach Ermittlung der Ursachen (Fütterung oder Melkhygiene) getroffen werden sollten. So können z.B. Ackerbaubetriebe hoch belastete Gülle oder Silagereste auf dem Acker besser entsorgen. Durch Einarbeitung unterbleibt dann auch die Futtermittelverschmutzung weitgehend. Gute Silagen oder Heu haben wesentlich weniger Clostridien als nasse Silage. Durch Siliermittel wurde die Clostridienbelastung im Futter reduziert. Die Belastung der Milch ließ sich durch Euterscheren weiter verringern (LEISEN 2002).

Maissilage und Ganzpflanzensilage (GPS) sind unproblematisch, dagegen zeigen Grassilagen häufiger Mängel. Bei Weidefütterung ist die Clostridienbelastung nach KALZENDORF (1995) gering

Die dem Futter anhaftenden Clostridien werden durch rasche Absenkung des pH-Wertes in ihrer Entwicklung gehemmt (MC DONALD ET AL., 1991). Die Anzahl Clostridien und>Listerien im Siliergut ließen sich aber durch unterschiedliche Einlagerung (lang/gehäckselt mit einem stationären Häcksler oder einem „precision chop harvester“) trotz vorhandener pH-Unterschiede zwischen den Verfahren kaum beeinflussen (PAULY et al. 1999).

E. coli O157:H7

Der E. coli Stamm (O157:H7) ist auch in geringen Dosen infektiös und sehr humanpathogen. Immer wieder kommt es zu Seuchenausbrüchen. Neben anderen Tieren spielen Viehherden als Reservoir für dieses Bakterium eine wesentliche Rolle (WALLACE, 1999). Tiere können sich unter anderem über frisch ausgebrachte Gülle anstecken. Bei einem kürzeren Intervall zwischen Gülleausbringung und Beweidung steigt die Wahrscheinlichkeit für einen Befall mit E. Coli an (HANCOCK et al. 1994, zitiert nach WALLACE, 1999).

- Dieses Colibakterium überlebt einen guten Silierungsprozess nicht – damit kann E. coli verringert werden (BYRNE et al. 2002).
- durch eine aerobe Kompostierung werden die meisten Keime abgetötet, in anaerober Gülle können mehr Keime überleben (WALLACE, 1999),

4.4.2 Organische Schadstoffe

Organische Schadstoffe wie Dioxin, PCB, HCB werden nur in geringem Umfang von der Wurzel aufgenommen. Die Kontamination kann aber über die Luft aufs Futter erfolgen (Dioxin: FÜRST et al. 1993) oder über anhaftenden PCB-verseuchten Klärschlamm (FRIES 1982). Zur Bodenaufnahme gibt es unterschiedliche Angaben. Die Bodenaufnahme von Dioxin wird von FÜRST et al. (1993) und KRAUSE et al. (1993) bei Studien in NRW als eher gering bezeichnet:

KRAUSE et al. (1993) stellten keine Korrelation zwischen Dioxinkonzentration in Gras und Boden beim ersten und zweiten Aufwuchs fest. Beim dritten Aufwuchs waren die Gehalte jedoch viel höher und es zeigte sich eine Korrelation zu den Bodengehalten.

FÜRST et al. (1993) haben die Dioxin-Gehalte in Milch mit den Konzentrationen im Futter und Boden verglichen. Dabei zeigte sich kaum eine Korrelation zu den Gehalten im Boden, was auf eine geringe Bodenaufnahme oder eine geringe Verfügbarkeit des Dioxins aus dem Boden schließen lässt. Allerdings waren die Gehalte im Gras im Mittel nur ca. ein Zehntel geringer und die Proben wurden vermutlich während der Vegetationszeit genommen (Angaben zur Witterung fehlen), so dass bei der üblichen Bodenaufnahme im Sommer auch keine große Belastung aus dem Boden bei diesen Konzentrationen zu erwarten gewesen wäre. Auch waren die Grasproben nicht geschützt vor Splash etc. – die Kontamination könnte also trotzdem zu einem gewissen Umfang aus dem Boden stammen.

Die Gehalte an PCDD/Fs in Eiern können durch Bodenaufnahme deutlich erhöht sein (PETREAS et al. 1991, SCHULER et al. 1997a). Bei PCB aus Klärschlamm führt FRIES 1982 die Bodenaufnahme als hauptsächlichen Pfad der Kontamination der Nahrungskette an. FRIES & MARROW (1992) haben markiertes HCB absorbiert an unterschiedlichen Böden

an Ratten verfüttert. Ca. 80% wurden aufgenommen. Es gab keine Unterschiede zwischen den verschiedenen Böden.

4.4.3 Radioaktivität

Die Reaktorkatastrophe von Tschernobyl ist wohl das bestuntersuchte Schadereignis. Um die Verseuchung von Nahrungsmittel zu verringern, wurde eine Reihe von Maßnahmen ergriffen die zwar nicht auf andere Schadereignisse übertragen werden können, aus sich jedoch viele lehrreiche Schlüsse ziehen lassen. Vor allem wird gezeigt wie durch ein ganzes Bündel von Maßnahmen die Belastung reduziert werden kann.

Eine Übersicht über verschiedene Maßnahmen bei der Tierhaltung ist bei HOVE et al. 1993 zu finden. Eine Verminderung der Aufnahme bei Lämmern um 50 % im Tierkörper gelang durch Einsetzen von Boli mit Ammoniumferrichexacyanoferrate (BERESFORD et al. 1999)

Eine Reihe von Maßnahmen ist bei MAUBERT et al. (1993) zusammengestellt. Sie berichten, dass Pflügen die Dosis um 80-95 % reduzieren kann, Entfernen der Vegetation bis zu 80%. Das Aufbringen von 10 cm Boden brachte eine Reduktion um bis zu 90 %, wird aber auf Grund des Aufwandes nur im Siedlungsbereich durchgeführt.

Die Aufnahme von Cäsium ließ sich durch verschiedene Gegenmaßnahmen (Pflügen, Kalken bei sauren Böden, Düngung) in Ackerbaugebieten um den Faktor 2,3 und im Grünland um den Faktor 2,8 verringern (ALEXAKHIN 1993). Durch Variieren der Landnutzung hinsichtlich der Auswahl an Arten und Sorten wären noch deutlichere Verringerungen zu erwarten.

Die Transferrate für Cs sinkt im Laufe der Zeit deutlich (Cs ist nicht mehr so leicht verfügbar) (ALEXAKHIN 1993). Daher bringen unterstützende Maßnahmen am Anfang einer Kontamination besonders viel.

Ein Abschieben der obersten Bodenschicht des Oberbodens (3-20 cm) konnte die Radioaktivität um 80-100% vermindern. Flaches Pflügen (17 cm) hatte keinen großen Effekt (Dekontamination um weniger als das 1,7 -fache), Tiefpflügen (40-60) verminderte die Belastung um den Faktor 10-20 (VOVK et al. 1993). JOUVE et al. (1993) berichten von einer Technik bei der eine Grasmatte mit den obersten 2 cm Boden entfernt wird (Turf-Harvester), ggf. wird vorher eine Grasmischung eingesät. Damit können ca. $\frac{3}{4}$ der ausgebrachten Radioaktivität entfernt werden.

Durch die Kombination von Pflügen + Düngung + Kalkung ließen sich deutliche Verbesserungen erreichen (bis zu 16x geringere Dosis, oft aber nur 2-3 -mal geringer PRISTER et al. 1993).

Auch im Bereich der Tierernährung gibt es Möglichkeiten um über Futtermittelzugaben die Radioaktivität zu reduzieren. Eine Zusammenstellung hierzu findet sich bei VOIGT (1993).

5 Flankierende Maßnahmen zur Minderung des Schadstofftransfers über andere Teilpfade

Neben Maßnahmen zur Reduzierung der Verschmutzung kann die Belastung von Nutzpflanzen auch durch Maßnahmen reduziert werden, die auf den Schadstofftransfer über andere Teilpfade einwirken. Mit der Kombination von Maßnahmen zur Reduzierung des Schadstofftransfers über den Verschmutzungspfad und über andere Teilpfade steht dem Bodenschutz ein flexibler Maßnahmenbaukasten zur Verfügung, der zur Ableitung eines geeigneten, erforderlichen und angemessenen Gefahrenabwehrkonzeptes anhand der Bedingungen des Einzelfalles beitragen kann.

Von praktischer Relevanz sind dabei insbesondere Maßnahmen, die auf die Begrenzung der systemischen Aufnahme von Schadstoffen über die Pflanzenwurzeln abzielen. In den nachfolgenden Kapiteln werden solche flankierenden Maßnahmen, die nicht unmittelbar auf die Reduzierung der Verschmutzung von Nutzpflanzen mit Boden abzielen, kurz beschrieben. Die Ausführungen beschränken sich auf besonders praxisrelevante flankierende Maßnahmen und erheben nicht den Anspruch, die jeweiligen Sachzusammenhänge in allen Details wiederzugeben.

5.1 Arten- und Sortenauswahl

Pflanzen zeigen arten- und sortenspezifische Aufnahmeraten von Schadstoffen über den systemischen Pfad. Es können Akkumulator-, Indikator- und Exkluderpflanzen differenziert werden. Akkumulatoren reichern Schadstoffe im Vergleich zu den Bodengehalten überproportional im Pflanzengewebe an, Indikatoren weisen Schadstoffgehalte direkt proportional zu den Bodengehalten auf und Exkluder zeichnen sich durch deutlich unterproportionale Schadstoffgehalte im Vergleich zu den Bodengehalten aus. Vor diesem Hintergrund ist der systemische Pfad für die Akkumulatoren von besonderer Bedeutung.

Auf Standorten mit schädlichen stofflichen Bodenveränderungen können Gefahren für die Pflanzenqualität durch Einschränkungen oder Verbote im Hinblick auf den Anbau schadstoffanreichernder Pflanzenarten oder Pflanzensorten abgewehrt werden. Von Artenunterschieden berichten z. B. BINGHAM et al. (1975), ISERMANN et al. (1984), HEIN (1988), STYPEREK (1986) und SAUERBECK (1989). DELSCHEN (2003) hat für die Elemente Cadmium und Blei die Gehalte unterschiedlicher Nutzpflanzen anschaulich dargestellt (**Abb. 5-1**).

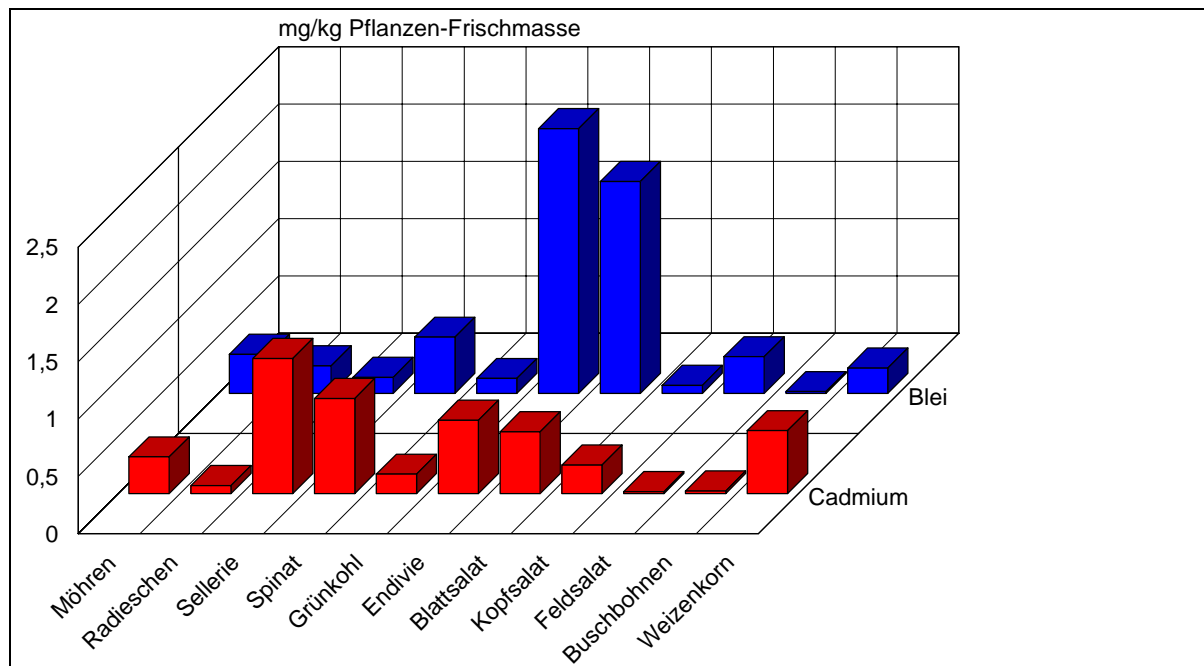


Abb. 5–1: Cadmium- und Bleigehalte unterschiedlicher Nahrungspflanzen (DELSCHEN 2003)

Weitere Untersuchungen zum Einfluss der Arten auf die Schwermetallbelastung liegen von vielen Autoren vor. Nachfolgend werden einige exemplarisch aufgeführt:

- Eine Zusammenstellung der Schwermetallgehalte verschiedener Futterpflanzen (Gräser und Leguminosen) ist z.B. bei MARSCHNER & ZERULLA (1986) zu finden. Insbesondere bei Cadmium zeigten sich deutliche Unterschiede. Die Gehalte der Leguminosen lagen meist etwas unter denen der Gräser. Bei den Gräsern wies z.B. die Wiesenrispe viel höhere Gehalte als Weidelgras auf.
- In England haben MATTHEWS & THORNTON (1982) die Cadmium-Gehalte verschiedener Weidepflanzen miteinander verglichen. Gräser und Klee wiesen dabei wesentlich weniger Cadmium auf als Kräuter, innerhalb der Kräuter gab es sehr große Unterschiede, besonders hohe Konzentrationen wiesen Korbblütler auf.
- Stroh von Getreide war wesentlich weniger mit Blei belastet als z.B. Futterrüben oder Grassilage des gleichen Betriebes (PRANG & HARTFIEL 1986). Die Autoren haben daher eine Futterration unter Einbeziehung des kaum belasteten Strohs vorgeschlagen (PRANG & HARTFIEL 1986). Die hohen Gehalte der Futterrüben werden auf erdige Verschmutzung zurückgeführt.
- KURZ et al. (1999) fanden bei Mais beim Vergleich verschiedener Inzuchtlinien Unterschiede im Cadmium-Gehalt um den Faktor 20. Die Unterschiede beruhten zwar zu einem Teil auf unterschiedlichen Trockenmasseerträgen, jedoch kommen die Autoren zu dem Schluss, dass Züchtung eine gute Möglichkeit ist, die Cadmium-Gehalte zu verringern.

- MERKEL (1999) weist auch auf große Sortenunterschiede bei der Schwermetallaufnahme von Mais hin, bei Cadmium gibt es so genannte "shoot Cd excluders".

Von Untersuchungen zum Sorteneinfluss berichtet u. a. die sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (**Tab. 5–1**); gleichwohl sei einschränkend darauf hingewiesen, dass eine Sortenauswahl in der landwirtschaftlichen Praxis derzeit schwer umsetzbar ist, weil 1. nur wenige Sortenversuche zur Schadstoffaufnahme vorliegen, 2. ständig neue Sorten auf den Markt kommen und 3. das Schadstoffaufnahmeverhalten nicht Gegenstand der Sortenprüfung ist.

Tab. 5–1: Sortenspezifische Cd-Aufnahme in das Winterweizenkorn auf Verwitterungsböden (LfL 2003)

Sorte	relative Cd-Aufnahme
Baetis	100 %
Flair	143 %
Contur	179 %
Windsor	212 %
Bandit	221 %
Ritmo	254 %
Tilburi	309 %
Victo	310 %

5.2 Anhebung des pH-Wertes durch Kalkung

Die Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle für die systemische Aufnahme wird sehr deutlich durch den pH-Wert des Bodens gesteuert (RITZ et al. 1983; STYPEREK et al. 1983; VETTER et al. 1983; HERMS & BRÜMMER 1984; BIRKE 1991; DORN 1999). Dieser Zusammenhang gilt insbesondere für Cadmium, Nickel und Zink, nachrangig auch für Blei (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992; FRÄNZLE et al. 1995, LIEBE et al. 1997, UTERMANN et al. 2003). Den grundsätzlichen Zusammenhang zwischen dem prozentualen Anteil der mobilen Schwermetallgehalte im Ammoniumnitrataufschluss und dem Gesamtgehalt im Königswasseraufschluss verdeutlicht **Abb. 5–2**.

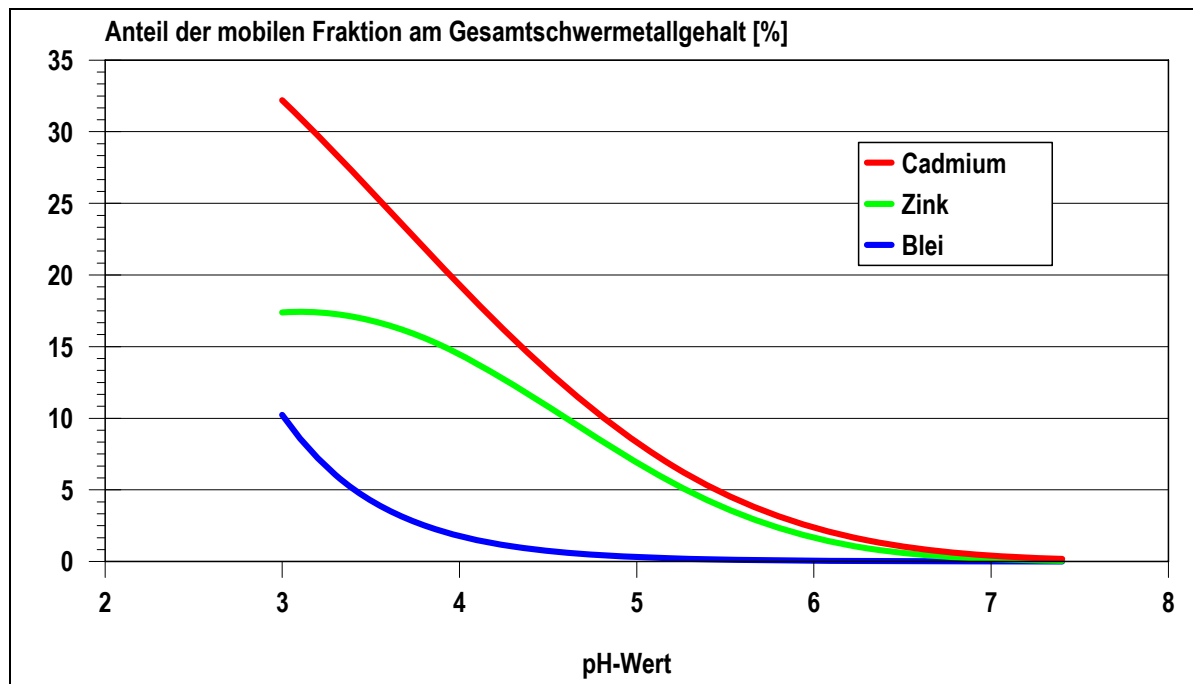


Abb. 5–2: Anteil der mobilen Fraktion am Gesamtschwermetallgehalt in Abhängigkeit vom pH-Wert (nach FRÄNZLE et al. 1995)

Relevante Prüf- bzw. Maßnahmenwertüberschreitungen im Ammoniumnitrat- aufschluss von Bodenproben werden insbesondere in landwirtschaftlich benachteiligten Regionen beobachtet, in denen sehr niedrige pH-Werte in landwirtschaftlich genutzten Böden beobachtet werden. Die Ziel-pH-Werte der landwirtschaftlichen Beratungsstellen werden auf Grund einer vernachlässigten Erhaltungskalkung in vielen Regionen sehr deutlich unterschritten, so dass erhöhte Schadstoffaufnahmen über den systemischen Pfad zu erwarten sind.

Die Anhebung des pH-Wertes durch Kalkung nutzt die geringere Verfügbarkeit der meisten Schwermetalle bei höheren pH-Werten aus. Diese Maßnahme ist daher umso effektiver, je niedriger der pH-Wert des Bodens vor der Aufkalkung ist.

Die pH-Wert-Anhebung sollte nicht über pH 7 erfolgen. Ab pH-Werten > 7 werden verstärkt organische Schwermetallkomplexe gebildet, die wiederum zu einem Anstieg der Schwermetallverfügbarkeit führen können (HERMS 1982 u. 1989, STYPEREK 1986).

Nachfolgend sind einige Untersuchungsergebnisse zum Kalkungseinfluss auf die Schadstoffaufnahme zusammengestellt:

- Durch Kalkung (einmalig 100 dt/ha und dann in den Folgejahren jeweils 10 dt CaO) konnten KOWALEWSKY & VETTER (1982) die Cadmium- und Zinkaufnahme von Grünlandaufwuchs deutlich verringern (um ca. 60 bzw. ca. 40% nach 7 Jahren). In den ersten Jahren war der Effekt allerdings geringer.

- Ebenso konnten GUTSER et al. (1982) durch Kalkung die Verfügbarkeit von Kupfer verringern. Bei einem schwach lehmigen Sand war hierzu eine Aufkalkung von 4,5 – 5,0 auf pH 6 ausreichend. Die Verfügbarkeit wurde von 25-10 ppm auf ca. 4 ppm vermindert.
- KÖNIG & KRAUSE (1997) berichten bei Untersuchungen von kontaminiertem Grünland im Einzugsbereich der Werra von einer sehr deutlich verringerten Cadmiummobilität durch eine Anhebung des pH-Wertes von ca. 5,8 auf ca. 6,5 mittels Kalkung. Bei einer Veränderung von 6,5 auf 7 war die weitere Reduktion gering, bei einer Anhebung auf über 7,0 unbedeutend.
- Umgekehrt wurden bei einer künstlichen Versauerung von Böden (5 Standorte in Deutschland) um ca. eine pH-Wertstufe mehr Cadmium, Zink und Nickel, aber ähnlich viel Kupfer aufgenommen (HASSELBACH 1989). Gras reagierte weniger stark auf die pH-Absenkung als Weizenkorn, Möhren akkumulierten am stärksten.

Vor diesem Hintergrund sind Maßnahmen zur Begrenzung der Pflanzenverfügbarkeit sehr bedeutsam für die Gefahrenabwehr, wenn die systemische Schadstoffaufnahme für die Schadstoffbelastung von Nahrungs- oder Futterpflanzen verantwortlich ist. Bei niedrigen pH-Werten und moderaten Schwermetallgesamtgehalten können die Gefahren durch eine an den Standort angepasste Gesundungs- und anschließend durch eine Erhaltungskalkung sichergestellt werden. Dabei kann es im Einzelfall erforderlich sein, dass die landwirtschaftlich definierten Ziel-pH-Werte im Interesse der Mobilitätsminderung überschritten werden müssen, mithin höhere pH-Werte einzustellen sind.

Bei sehr hohen Schwermetallgesamtgehalten sind neben Kalkungsmaßnahmen ggf. weitere mobilitätsmindernde Maßnahmen zu erwägen (vgl. Kap. 5.3).

5.3 Zusatz von Materialien mit hohem Immobilisationspotenzial

Durch den Zusatz von Materialien, die eine Immobilisierung von Schadstoffe im Boden bewirken, können die mobilen Bodengehalte und die Schadstoffkonzentrationen im Pflanzenaufwuchs vermindert werden (BOISSON et al. 1999; MARSCHNER & JANNUSCH 2002; BOLAN & DURAISAMY 2003). Mit verschiedenen Materialien kann die Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit anorganischer Schadstoffe durch Adsorption, Fällung, Komplexbildung und Chelatisierung reduziert werden. In Versuchen wurden bisher vor allem Phosphate (ATEN & GUPTA 1996; AVROPOULUS et al. 2002; ARNICH et al. 2003; SMICIKLAS 2003; BOLAN et al. 2003), Eisen-, Mangan- und Aluminium(hydr)oxide (BADORA et al. 1998, LOTHENBACH et al. 1998; MÜLLER & PLUQUET 1998; MÜLLER 2000; LACK et al. 2002; SCHMIDT 2002, FRIESL et al. 2003 u. 2004), Kiesschlämme bzw. Tonminerale (LOTHENBACH et al. 1998, KREBS et al. 1999; ALVAREZ-AYUSO & GARCIA-SANCHEZ 2003) sowie organische Zusätze (HYUN et al. 1998; BASTA & SLOAN 1999; MCGRATH et al. 2000;

LI et al. 2001; OUDEH et al. 2002; Bolan & Duraisamy 2003) auf ihr Immobilisationspotenzial untersucht.

Voraussetzung für die Wirksamkeit des Zusatzes immobilisierender Materialien ist die möglichst homogene Einmischung in den humosen Oberboden. Aus diesem Grund kann die Maßnahmen nur bei acker- oder gartenbaulicher Nutzung eingesetzt werden, wo Bodenbearbeitungsverfahren standardmäßig eingesetzt werden. Im Gegensatz dazu scheidet die Maßnahme für Dauergrünland aus, weil dort keine Bodenbearbeitung vorgenommen wird. Im Übrigen schränken die zumeist hohen Kosten der Maßnahmen das Einsatzgebiet auf Fruchtfolgen mit hohen durchschnittlichen Deckungsbeiträgen ein.

Der mögliche Einsatz solcher immobilisierenden Bodenzusätze zur Gefahrenabwehr bei schädlichen Bodenveränderungen war Gegenstand eines Workshops in Nordrhein-Westfalen; dazu liegt eine umfangreiche Dokumentation vor (AAV NRW et al. 2003). So berichtete U. SCHMIDT auf diesem Workshop von Freilanduntersuchungen in Süddeutschland; durch den Zusatz eisenhaltiger Wasserwerksschlämme in einer Aufbringungsmenge von 4 kg/m^2 konnten sowohl die mobilen Bodengehalte als auch die Pflanzengehalte deutlich reduziert werden (**Abb. 5–3, Abb. 5–4**).

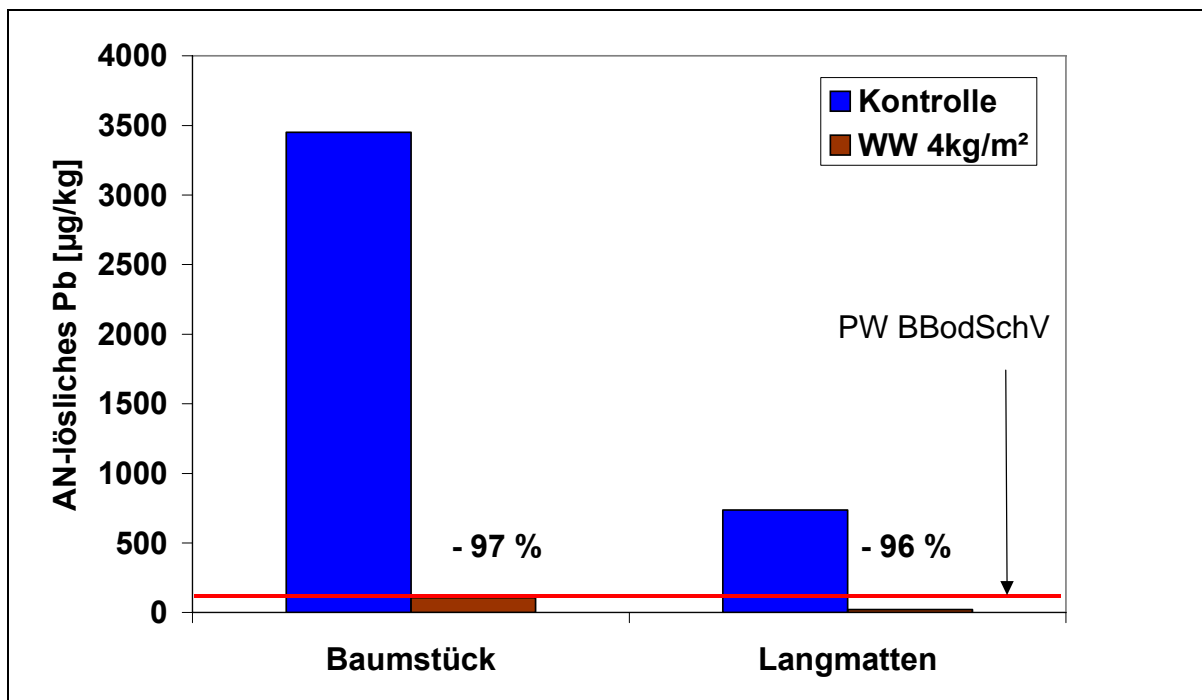


Abb. 5–3: Ammoniumnitratlöslicher Bleigehalt zweier Ackerschläge im Freiburger Raum vor und nach dem Zusatz von Wasserwerksschlamm zum Boden im Vergleich zum Prüfwert nach BBodSchV (Daten aus SCHMIDT 2002 u. 2003)

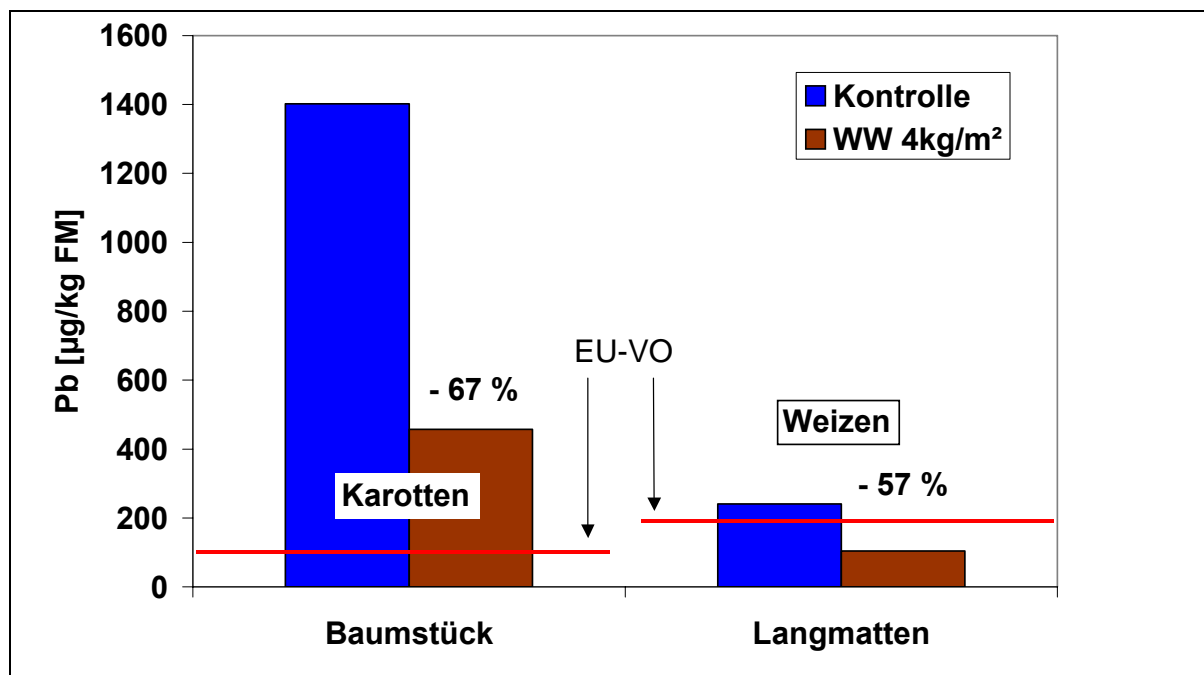


Abb. 5–4: Pflanzengehalte in Karotten und im Weizenkorn auf zwei Ackerschlägen im Freiburger Raum vor und nach dem Zusatz von Wasserwerksschlamm zum Boden im Vergleich zu den Höchstgehalten nach EU-Kontaminanten-Verordnung (Daten aus SCHMIDT 2002 u. 2003)

Von vergleichbaren Ergebnissen berichten auch PLUQUET & MÜLLER (1999). Durch die Ausbringung von Eisenoxiden aus der Wasseraufbereitung konnten sie die Aufnahme von Cadmium bei einem Gefäßversuch um 40-70 % verringern. Die Verringerung erfolgte infolge der Festlegung des Cadmiums durch das ausgebrachte Eisen. Die Kalkung hatte hingegen wegen des hohen pH-Wertes kaum eine Wirkung.

Anhand von Pilotvorhaben wird derzeit die Praxistauglichkeit immobilisierender Bodenzusätze für den Bodenschutzvollzug erprobt.

5.4 Überdeckung / Bodenaustausch

Der Schadstofftransfer vom Boden in Pflanzen kann auch durch eine Überdeckung des belasteten Boden mit unbelastetem Bodenmaterial unterbrochen werden (u.a. BARTELS & SCHEFFER 1993). DELSCHEN (2003; vgl. dazu auch KUNTZE et al. 1984; DELSCHEN 2000) zeigt eindrucksvoll, dass beim Gemüseanbau bereits mit Überdeckungshöhen von nur 40 cm die Cadmiumgehalte im Vergleich zur Ausgangssituation sehr deutlich reduziert werden können (**Abb. 5–5**).

Neben der Reduzierung der systemischen Aufnahme der Schadstoffe unterbindet eine Überdeckung gleichzeitig auch den Verschmutzungspfad, so dass diese Maßnahme zur Gefahrenabwehr sehr effektiv ist.

In gleicher Weise kann durch einen Bodenaustausch der Schadstofftransfer Boden-Nutzpflanze unterbunden werden.

Jedoch sind Überdeckung und Bodenaustausch finanziell und technisch aufwändig, so dass sie nur für vergleichsweise kleine Flächen in Frage kommen.

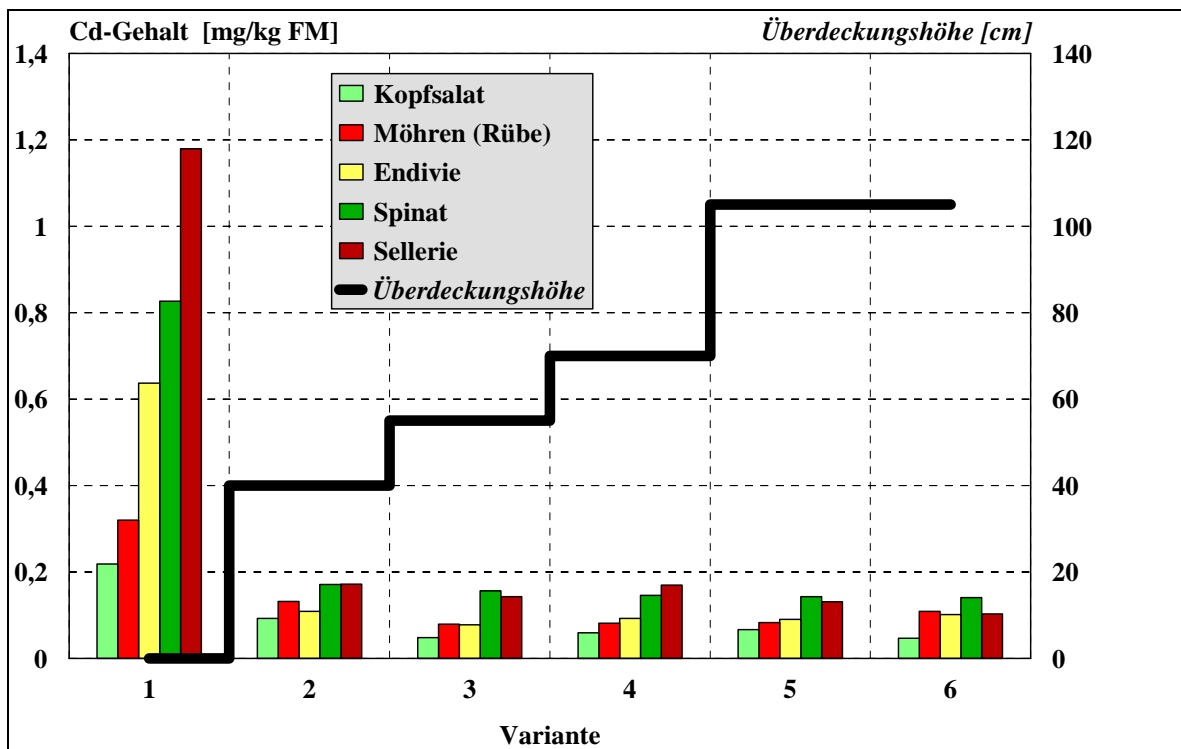


Abb. 5–5: Cd-Gehalte in verschiedenen Nahrungspflanzen auf einem cadmiumbelasteten Standort mit und ohne Überdeckung mit unbelasteten Bodenmaterial (DELSCHEN 2003)

6 Maßnahmenkatalog und ökonomische Bewertung notwendiger Einzelmaßnahmen

In diesem Kapitel werden die ökonomischen Auswirkungen von eventuell notwendigen Einzelmaßnahmen zur Minderung der Verschmutzung bei Nutzpflanzen bewertet.

6.1 Vorgehensweise bei der Untersuchung und Bewertung schädlicher Bodenveränderungen und mögliche Maßnahmen zur Gefahrenabwehr



Prüfung von Anhaltspunkten

Anhaltspunkte für mögliche Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen(s. Tab. 2–3)

- Böden in
 - Überschwemmungsgebieten (auch ohne aktuellen Überschwemmungseinfluss) oder Poldern, wenn die zugehörigen Fließgewässer erhebliche Schadstofffrachten führen (auch historische Belastungen)
 - Rieselfeldern
 - Immissionsgebieten (Nähe zu emittierenden Betrieben, Randbereiche von großen Siedlungen, Bergbaugebiete)
- Böden auf geologischen Schichten oder im Bereich von Vererzungen mit naturbedingt hohen Schadstoffgehalten bei gleichzeitig erheblicher Freisetzung
- Böden mit starker Versauerung (z.B. Immissionslagen der Kammlagen, Standorte mit Waldschäden, aber auch auf landwirtschaftlichen Böden bei langjährig vernachlässigter Unterhaltungskalkung)
- Güllehochlastflächen
- Böden, die umfangreich mit Abfallstoffen wie Klärschlamm beaufschlagt wurden
- Böden im (historischen) Einwirkungsbereich von Staubverwehungen oder von austretenden belastetem Wasser (z.B. von Halden, Müllkippen)



Prüfung, ob konkrete Anhaltspunkte den hinreichenden Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung begründen

Konkrete Anhaltspunkte für Gefahren, erhebliche Nachteile u. erhebliche Belästigungen für Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze (s. Tab. 2–4)

- Bekannte schädliche Bodenveränderungen durch stoffliche Einwirkungen an vergleichbaren Standorten (Standorte sind dann vergleichbar, wenn Nutzung, oberflächennahe Gesteine und Überschwemmungseinfluss übereinstimmen = homogene Raumeinheiten)
- Prüfwertüberschreitungen nach BBodSchV am zu beurteilenden Ort
- Überschreitungen anderer Beurteilungswerte, die den Anforderungen der Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach BBodSchV genügen
- Überschreitungen der Höchstgehalte für Kontaminanten in Nahrungspflanzen oder in tierischen Produkten, die kausal auf Bodenbelastungen zurückgeführt werden können
- Überschreitung der Höchstgehalte für unerwünschte Stoffe der Futtermittelverordnung in Futterpflanzen, die kausal auf Bodenbelastungen zurückgeführt werden können

Die Maßnahmen sind nach Schadstoffart, Belastungshöhe, Schadstoffverfügbarkeit und wesentlichem Transferpfad zu differenzieren.

Mögliche Transferpfade

1. **Systemischer Pfad:** von Bedeutung ist der Schadstoffgehalt und dessen Pflanzenverfügbarkeit in der durchwurzelten Bodenschicht.
2. **Luftpfad:** bei flüchtigen Schadstoffen nach Ausgasung an die Bodenluft oder die bodennahe Atmosphärenluft; betrifft im Prinzip nur bodennahe Vegetation (0-40cm)
3. **Verschmutzungspfad:** betrifft die oberste Bodenschicht

Relevanz der Teilpfade (s. Kap. 3.1.3)

Gliederung nach Schadstoffeigenschaften

1. anorganische Schadstoffe: von Bedeutung sind der systemische Pfad und der Verschmutzungspfad; Luftpfad ist ohne Bedeutung
2. leicht- und mittelflüchtige organische Schadstoffe: werden nicht aktiv in Pflanzen aufgenommen; passive Aufnahme gut gelöster Schadstoffe über Bodenwasser ist sehr gering; bei leicht- mittelflüchtige organischen Schadstoffen hat der Luftpfad eine bedeutende Rolle (insbesondere leicht flüchtige Substanzen mit lipophilen Eigenschaften); Verschmutzungspfad eher von untergeordneter Bedeutung
3. Schwerflüchtige organische Schadstoffe: Verschmutzungspfad und systemischer Pfad von großer Relevanz; Luftpfad ist unbedeutend

Gliederung nach Pflanzeigenschaften

1. Aneignungsvermögen für Schadstoffe über den systemischen Pfad ist pflanzenartenspezifisch (s. **Tab. 4-1**; **Tab. 4-2**)
2. Nutzungs- und Vermarktungsform der Pflanzen: pflanzliche Lebensmittel sind waschbar; pflanzliche Futtermittel in der Regel nicht
3. Wuchsform: Dem Verschmutzungs- und Luftpfad sind bodennah wachsende Pflanzen stärker ausgesetzt.
4. Pflanzenoberfläche: raue, gekräuselte oder behaarte Blattoberflächen sind verschmutzungsanfälliger (s. Kap. 4.2.1.1)
5. Blattgeometrie: Pflanzen mit Blattrosetten oder stängelumfassenden Blattscheiden sind verschmutzungsanfälliger
6. Transpirationsleistung: Hohe Transpirationsleistung bedeutet hohe Aufnahme von Bodenwasser mit gelösten Inhaltsstoffen. Systemischer Pfad gewinnt mit steigender Transpiration an Bedeutung.

Liegt ein durch **konkrete Anhaltspunkte** begründeter hinreichender Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung vor, dann können die nachstehend aufgeführten Maßnahmen zu einer Verbesserung oder Beseitigung der Situation beitragen.

Vorbemerkung zum Maßnahmenkatalog:

Das Verschmutzungsmaß der Ernteprodukte wird im Wesentlichen durch nachstehende Vorgänge gesteuert:

- Aufspritzen von Bodenpartikeln durch Regentropfenaufrall
- Aufwirbeln von Bodenpartikeln durch Wind (Winderosion)
- Ungewolltes Beimischen von Boden während der Ernteverfahren
- Verschmutzen von Weideaufwüchsen durch Viehtritt.

Sowohl die Verschmutzung durch Regentropfenaufrall als auch durch Winderosion werden im Wesentlichen durch den Bodenbedeckungsgrad gesteuert. Der Bodenbedeckungsgrad ist gleich dem prozentualen Anteil der Bodenoberfläche, der durch eine horizontale Projektion der Oberfläche des Pflanzenbestandes oder anderer Materialien wie Mulch bedeckt wird.

Der Bodenbedeckungsgrad auf **Ackerflächen** wird insbesondere durch die Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren sowie die Fruchtfolge beeinflusst. Alle Maßnahmen wie konservierende Bodenbearbeitungs- oder Mulchsaatverfahren, die zu einem möglichst dauerhaften dichten Pflanzenbestand oder zu einer dichten Mulchbedeckung des Bodens führen, steigern den Bodenbedeckungsgrad und tragen damit zu einer Reduzierung des Verschmutzungsanteils bei.

Auf **Grünlandflächen** wird der Bodenbedeckungsgrad ganz wesentlich durch die Narbenpflege – wie Abschleppen und ggf. Walzen im Frühjahr, Nachsaat, angepasste Nutzungsintensität und -frequenz gesteuert.

Das Beimischen von Boden während der Beerntung ist nicht vollständig vermeidbar. Gleiches gilt für die Verschmutzung von **Weideaufwuchs** durch Viehtritt. Jedoch können durch standort- und witterungsangepasste Verfahren die Verschmutzungsanteile deutlich begrenzt werden.

6.2 Katalog möglicher Einzelmaßnahmen zur Reduzierung der Verschmutzung bei Schnitt- und Weidenutzung von Grünland und im Ackerfutterbau, einschließlich Konsequenzen und ökonomischer Bewertung, sowie beim Feld- und Frischgemüseanbau

Auf den folgenden Seiten wird der Maßnahmenkatalog zur Schmutzreduzierung in vier separaten Tabellen aufgeführt. Zusätzlich werden in drei weiteren Tabellen die zu erwartenden ökonomischen Auswirkungen dieser Maßnahmen erläutert.

Tab. 6-1: Maßnahmenkatalog zur Reduzierung der Verschmutzung mit Schadstoffen bei der Schnittnutzung von Grünland (in Klammern Verweise auf Tab. 6-4)

Ursache der Verschmutzung	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse
Überschwemmung von Grünlandflächen in Tallagen	<ul style="list-style-type: none"> • Hoher Schnitt (s. 4.1) • Evtl. Verzicht auf Verfütterung des Mähgutes 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Veränderung der Nutzungsfrequenz steht evtl. dem Nutzungszweck entgegen (hohe Nutzungsfrequenz lässt meist keine Heuwerbung zu).
Niederschläge „Splash“	<ul style="list-style-type: none"> • Schaffung dichter Grasnarben durch häufige Nutzung und Nachsaat zur Verminderung der kinetischen Energie beim Aufprall der Regentropfen auf die Bodenoberfläche (s. 4.6) • Hoher Schnitt (s. 4.1) 	<ul style="list-style-type: none"> • Einsatz von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln ist evtl. untersagt.
Ungünstige Bestandeszusammensetzung	<ul style="list-style-type: none"> • Unkrautbekämpfung mit nachfolgender Nach- oder Übersaat mit standortangepassten Arten und Sorten (s. 4.4, 4.5 u. 4.6) • Anpassung von Düngung und Nutzung • Häufigere Nutzung ergibt dichtere Narbe • Höherer Schnitt (s. 4.1) • (Beifütterung von nicht belastetem Futter) 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Verfütterung von Aufwuchs, der die Höchstgehalte der FMV überschreitet ist grundsätzlich nicht erlaubt, auch dann nicht, wenn nicht belastetes Futter beigefüttert wird (Verschneidungsverbot). Insofern ist diese Maßnahme nur unterhalb der Gefahrenschwelle möglich.
Lücken im Grünlandbestand	<ul style="list-style-type: none"> • Nach- oder Übersaat mit standortangepassten Arten und Sorten (s. 4.5 u. 4.6) • Anpassung von Düngung und Nutzung (häufigere Nutzung ergibt dichtere Narbe) • Höherer Schnitt (s. 4.1) • (Beifütterung von nicht belastetem Futter) 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Verfütterung von Aufwuchs, der die Höchstgehalte der FMV überschreitet ist grundsätzlich nicht erlaubt, auch dann nicht, wenn nicht belastetes Futter beigefüttert wird (Verschneidungsverbot). Insofern ist diese Maßnahme nur unterhalb der Gefahrenschwelle möglich.
Nasses oder feuchtes Grünfutter	<ul style="list-style-type: none"> • Besseres Abtrocknen des Bestandes durch Wahl eines späteren Schnitzeitpunktes am Tag (s. 4.12) • Verzicht auf Nutzung an Regentagen oder wenn, dann zumindest mit hoher Schnitthöhe (s. 4.1) 	

Ursache der Verschmutzung	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse
Lücken durch Maulwurfhaufen	<ul style="list-style-type: none"> • direkte Bekämpfung der Maulwürfe nicht gestattet (Naturschutzrecht) • Abschleppen des Bestandes (s. 4.2) • Walzen und häufige Bearbeitung zur Vergrämung der Maulwürfe (s. 4.3) • Übergang von Schnitt- zu Weidennutzung. Insbesondere intensive Beweidung mit Schafherden (Einebnen von Haufen, Eintreten von Gängen, Schädigen oder Vertreiben der Maulwürfe) verringert den Besatz • Kein Einsatz von Mähauflbereitern (s. 4.8) 	<ul style="list-style-type: none"> • Abschleppen der Haufen sollte zu den Zeiten großer Aktivität der Tiere erfolgen (Juli/August) und nach dem Winter.
Lücken durch Wühlmaushaufen	<ul style="list-style-type: none"> • Maßnahmen entsprechend denen bei Maulwürfen • Zusätzlich direkte Bekämpfung mit Fallen oder Gift (s. 4.5) • Aufstellen von Sitzkrücken für Greifvögel • Kein Einsatz von Mähauflbereitern (s. 4.8) 	<ul style="list-style-type: none"> • Abschleppen der Haufen sollte zu den Zeiten großer Aktivität der Tiere erfolgen (Juli/August) und nach dem Winter.
Regenwurmkot	<ul style="list-style-type: none"> • Höherer Schnitt (s. 4.1) • Evtl. Verzicht auf Herbstnutzung • (Beifütterung von nicht belastetem Futter) 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Verfütterung von Aufwuchs, der die Höchstgehalte der FMV überschreitet ist grundsätzlich nicht erlaubt, auch dann nicht, wenn nicht belastetes Futter beigefüttert wird. Insofern ist diese Maßnahme nur unterhalb der Gefahrenschwelle möglich.
Häufige Bearbeitung (Wendevorgänge)	<ul style="list-style-type: none"> • Zügiges Anwelken mit hoher Schlagkraft (s. 4.8 u. 4.14) • Einsatz von Mähgutaufbereitern (s. 4.8) • Übergang zu Konservierungsverfahren, bei denen rascheres Einfahren möglich ist (z.B. Heubelüftung an Stelle von Bodenheubereitung, Feuchtsilagebereitung mit Einsatz von Siliermitteln) (s. u.a. 4.21) 	<ul style="list-style-type: none"> • Effekt beschleunigter Trocknung beim Einsatz von Mähauflbereitern beruht auf höherem Zellsaftaustritt; diese zuckerhaltigen Pflanzensäfte lassen evtl. Schmutzteile besser anhaften. • Für Heubelüftung ist die Installation teurer Anlagen erforderlich.

Ursache der Verschmutzung	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse
Fahrspuren	<ul style="list-style-type: none"> • Befahren nur bei ausreichender Tragfähigkeit des Bodens • Anpassung der Bereifung an das Gewicht der Maschinen (s. 4.9, 4.10 u. 4.11) • Erhöhung der Schlagkraft reduziert die Frequenz der Überfahrten (s. 4.8) 	<ul style="list-style-type: none"> • Erhöhung der Schlagkraft meist mit höherem Gewicht der Maschinen und Geräte verbunden, wodurch sich Bodenverdichtungen ergeben können (Beeinträchtigung der Wasserinfiltration in den Boden ist wahrscheinlich).
Zu tiefe Einstellung von Mäh- oder Werbegeäten	<ul style="list-style-type: none"> • höher mähen (minimale Nutzungstiefe sollte bei 5, besser 7 cm liegen) (s. 4.1) • Sorgfältiges Einstellen der Ladewagen-Pickup sowie der übrigen Werbegeäte (Schwader, Wender) insbesondere bei Moorböden (s. 4.8; s. 4.14) 	<ul style="list-style-type: none"> • Evtl. Kauf angepasster Geräte bzw. von Geräten mit Höhenverstellung.
Nasse oder feuchte Standorte	<ul style="list-style-type: none"> • Drainieren der Flächen bzw. Pflege der vorhandenen Drainagen und Vorfluter 	<ul style="list-style-type: none"> • In geschützten Gebieten Maßnahme nicht erlaubt – Naturschutzgesetze beachten. • Auswirkungen auf den Gebietsabfluss und auf die Hochwasserbildung beachten.
Futtertransport	<ul style="list-style-type: none"> • Vermeiden von Staubentwicklung beim Transport durch angepasste Fahrgeschwindigkeit (s. 4.15) • ggf. Asphaltierung oder Teilbefestigung der Transportwege (s.4.16 u. 4.18) • evtl. Flurzwang mit einheitlicher Bewirtschaftung 	<ul style="list-style-type: none"> • Flurzwang: Anbau von gleichartigen Feldfrüchten würde z.B. verhindern, dass durch Staubverwehungen während der Bodenbearbeitung einzelner Flurstücke benachbarte Futterbauschläge oder Grünland verschmutzt werden.
Nasslagebereitung	<ul style="list-style-type: none"> • Längeres Anwelken des Futters auf dem Feld (s. 4.13) • Verzicht auf Nutzung im Herbst 	<ul style="list-style-type: none"> • In der Regel steigen die Aschegehalte im Futter vom ersten bis zum letzten Schritt eines Jahres an; der nicht genutzte Aufwuchs fördert jedoch Mäusebesatz und Schneeschimmel.
Futtereinlagerung in Flachsilos	<ul style="list-style-type: none"> • Überfahren des Futters vermeiden oder nur mit sauberen Schlepperreifen (s. 4.11, 4.18, 4.19) • Futter vor dem Silo auf befestigter Bodenplatte zwischenlagern und mittels Verteilgerät oder Radlader einlagern (s. 4.18) 	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzierte Schlagkraft. • Zusätzlicher Personalbedarf.

Ursache der Verschmutzung	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse
Futtereinlagerung in Hochsilos	<ul style="list-style-type: none"> Zwischenlagerung des Futters vor Gebläseschickung nur auf befestigter und sauberer Bodenplatte bzw. Befüllung über Dosiergerät (s. 4.18) 	<ul style="list-style-type: none"> Längere Transportwege vom Feld zum Silo oder das Anlegen von befestigten Silos verursachen Kosten.
Anlage von Behelfssilos auf Böden mit erhöhten Schadstoffgehalten	<ul style="list-style-type: none"> Verzicht auf Behelfsilosanlagen in belasteten Gebieten (s. 4.17, 4.18) 	<ul style="list-style-type: none"> Heubereitungsanlagen und Reinigungsanlagen sind bauliche Anlagen, die nur mit hohem Finanzaufwand eingebaut werden könnten. Maßnahme für einmalige Schadensereignisse nicht anwendbar
Heubereitung	<ul style="list-style-type: none"> Anstelle von Bodentrocknung mit langer Feldphase Übergang zur Heubereitung mit deutlich verkürzter Feldphase (s. 4.21) Futterentnahme mittels Heu-Reinigungsgerät (s. 4.22) 	<ul style="list-style-type: none"> Nach BNatSchG ist „auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten GL-Umbruch zu unterlassen“. Umbruch bei vielen Förderprogrammen förder-schädlich. Mögliche Konflikte mit dem Gewässerschutz auf Grund erhöhter Nährstoffauswaschungen. Starke Ertragsseinbußen in den dem Umbruch folgenden „Hungerjahren“ des Grünlandbestandes. Auf flachgründigen Standorten nicht möglich; auf nassen Standorten wegen Problemen mit der untergepflügten organischen Substanz im sauerstoffarmen nassen Boden wenig sinnvoll. Nicht sinnvoll bei wiederholt auftretenden Belastungen (z.B. jährliche Überschwemmungen). Untergepflügter Boden kann durch natürliche Prozesse mit der Zeit wieder an die Oberfläche gelangen (Erosion, Quellen und Schrumpfen, Aktivität von Bodentieren).
Schadstoffbelasteter Oberboden oder unbefriedigende Bestandeszusammensetzung	<ul style="list-style-type: none"> Grünlandumbruch mit Pflug, um schadstoffbelastete Bodenschicht unterzuzugraben (s. 4.7) 	

Ursache der Verschmutzung	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungsergebnisse
Schadstoffbelasteter Oberboden	<ul style="list-style-type: none"> Überdecken des Bodens 	<ul style="list-style-type: none"> Aufwändige Sicherungsmaßnahme, die im Regelfall nur bei ausgeprägten Gefahren auf vergleichsweise kleinen Flächen angemessen sein wird. Geringe Verfügbarkeit von sauberem Boden Höhe der aufgebrauchten Schicht mind. 0,40 m, um ein Wiedereintrimmen der belasteten Bodenschicht in die nicht belastete Deckschicht durch Bioturbation zu begrenzen. Gleichzeitig ist diese Maßnahme weitgehend wirksam gegen die systemische Schadstoffaufnahme.
	<ul style="list-style-type: none"> Abschieben des Bodens (0 – 20 bzw. 40 cm) 	<ul style="list-style-type: none"> Aufwändige Dekontaminationsmaßnahme, die im Regelfall nur bei ausgeprägten Gefahren auf vergleichsweise kleinen Flächen angemessen sein wird. Abzutragende Schichtmächtigkeit nach Gefahrenlage und Nutzung bestimmen ggf. muss eine Bodenabdeckung erfolgen, um eine landwirtschaftliche Pflanzenproduktion zu ermöglichen.
<p>Anorganische Schadstoffe (v. a. Cd, Ni, Pb, Zn) bei zunehmender Bedeutung des systemischen Pfades</p>		
<p>Ungünstiger bodenchemischer Zustand Schadstoffverfügbarkeit auf Grund zu niedriger oder zu hoher pH-Werte im Boden erhöht</p>	<ul style="list-style-type: none"> Düngung steigert den Ertrag und senkt damit die Schadstoffkonzentration im Futter Aufkalken des Bodens auf Werte > pH 6 unter Berücksichtigung der standortspezifischen Ziel-pH-Werte Verwendung basisch wirkender Düngemittel Bei hoher systemischer Schadstoffaufnahme trotz hohem pH-Wert ggf. zusätzlich Schadstoffimmobilisierung durch Aufbringen von Materialien mit hohem Bindungspotenzial 	<ul style="list-style-type: none"> Bei hohen pH-Werten ist die Mobilität der meisten Schwermetalle deutlich geringer. Vorsicht ist bei Arsenbelastungen geboten, da die relative Verfügbarkeit von Arsen zwischen pH 6,5 und 7 am höchsten ist. Aufkalken als Maßnahme umso wirkungsvoller je niedriger der Ausgangs-pH-Wert ist Immobilisierung von Schwermetallen durch Adsorption, Komplexierung, Fällung und Chelatierung; Maßnahme nur auf Ackerböden möglich, da intensive Einarbeitung in den Boden Voraussetzung für die Wirksamkeit der Maßnahme ist

Ursache der Verschmutzung	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse
Clostridien oder Colibakterien		
Ausbringung organischer Düngemittel	<ul style="list-style-type: none"> • Ausbringung von Gülle auf kurze Stoppeln (zeitig vor oder unmittelbar nach einer Nutzung) • Gülle mit Wasser verdünnen • Mit Schleppschuhtechnik Gülle bodennah ausbringen • Ausbringung von Festmist oder Mistkompost im Herbst oder zeitigen Frühjahr mit entsprechendem „Einarbeiten“ (Striegel, Netzegge, Schleppe) 	<ul style="list-style-type: none"> • Bei verdünnter Gülle werden aufgrund geringerer Konzentration mehr Fahrten zur Ausbringung nötig. • Ausbringung ist nicht bei jeder Witterung möglich.
Radioaktiver Fallout		
Kontaminierter Oberboden	<ul style="list-style-type: none"> • Überdecken des Bodens • Umbruch und tiefes Pflügen, das bald nach der radioaktiven Verseuchung erfolgen muss • Abschieben des Bodens (0 – 20 bzw. 40 cm) 	<ul style="list-style-type: none"> • Aufwändige Sicherungsmaßnahme, die im Regelfall nur bei ausgeprägten Gefahren auf vergleichsweise kleinen Flächen angemessen sein wird. • Geringe Verfügbarkheit von sauberem Boden. • Höhe der aufgebrachten Schicht mind. 0,4 m, um ein Wiedereinmischen der belasteten Bodenschicht in die nicht belastete Deckschicht durch Bioturbation zu begrenzen. Gleichzeitig ist diese Maßnahme wirksam gegen die systemische Schadstoffaufnahme. • Untergepflügter Boden kann durch natürliche Prozesse mit der Zeit wieder an die Oberfläche gelangen (Erosion, Quellen und Schrumpfen, Aktivität von Bodenieren). • Aufwändige Dekontaminationsmaßnahme, die im Regelfall nur bei ausgeprägten Gefahren auf vergleichsweise kleinen Flächen angemessen sein wird. • Abzutragende Schichtmächtigkeit nach Gefahrenlage und Nutzung zu bestimmen; ggf. muss eine Bodenandekung erfolgen, um eine landwirtschaftliche Pflanzenproduktion zu ermöglichen.

Tab. 6-2: Maßnahmenkatalog zur Reduzierung der Verschmutzung mit Schadstoffen bei der Weidennutzung von Grünland (in Klammern Weise auf Tab. 6-5)

Ursache der Verschmutzung	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse
<p>Narbenschäden durch starke Trittbelastung</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiere nehmen Schmutzteile beim Fressen auf • Hufe und Klauen verschmutzen und kontaminieren das noch verbleibende „gute“ Futter 	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Weidegang bei Regen – Tieren auf befestigter Platte oder im Laufstall Auslauf gewähren (s. 5.1 u. 5.2) • Kurze Weidephasen mit stark verringerter Besatzdichte (s. 5.5.) • Viehbesatzdichte reduzieren (s. 5.3) • Moorböden nicht oder nur mit leichteren Tieren beweideten (s. 5.2. u. 5.4.) • Wechsel der Tierart (keine Pferde oder Schafe wegen artbedingt tiefem Verbiss) (s. 5.4.) • Nach- oder Übersaat (s. 4.5., 4.6. u. 5.8.) • Wechsel der Weidetore und Tränkestellen (s. 5.6.) • Unterstand (Hütte) mit befestigter Bodenplatte (s. 5.7.) • Ausweichen auf trockenere Weideflächen 	<ul style="list-style-type: none"> • Zusätzliche Bodenversiegelung für das Anlegen eines befestigten Auslaufes stehen dem Bodenschutzziel entgegen, möglichst sparsam mit Böden umzugehen.
<p>Narbenlücken bei Beweiden von Ackerfutter</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Verzicht auf Weidegang (s. 5.2.) 	
<p>Zu tief abgefressene Grasnarbe</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Wechsel der Tierart (Pferde oder Schafe verbeißen wesentlich tiefer als Rinder) (s. 5.4.) • Viehbesatz reduzieren und mehr Weidefläche zuteilen (s. 5.3.) • Wechsel des Weidesystems (anstelle von Portions- oder Umtriebsweide jetzt Mähstandweide) (s. 5.5.) • Durch Einkalkulieren von genügend Weiderest (ca. 20% des Futteraufwuchses) Verbisstiefe steuern (angestrebt sind ca. 3 – 5 cm Nutzungstiefe an der am tiefsten verbliebenen Stelle) • Rechtzeitiger Weidewechsel 	
<p>Starkregen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Aufspritzen von Boden (Splash) und Verschmutzen des Aufwuchses 	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Auftrieb von Tieren unmittelbar nach Starkregenfällen (s. 5.1.) • Generell: Narbenpflege zur Gewährleistung einer dichten Narbe, so dass Splash verringert bzw. vermieden wird 	

Ursache der Verschmutzung	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse
Pferchen von Schafen	<ul style="list-style-type: none"> • Unterlassen des Pferchens von Schafen auf belasteten Flächen 	<ul style="list-style-type: none"> • Boden im Winter wesentlich feuchter, so dass das Verschmutzungsrisiko ansteigt. • Geringer Futteraufwuchs in den kühleren Jahreszeiten ist stärker über den systemischen Pfad belastet.
Beweidung im Winterhalbjahr – Ganzjahresweide	<ul style="list-style-type: none"> • Verzicht auf Beweidung im zeitigen Frühjahr, im Herbst oder im Winterhalbjahr • Ergänzungsfütterung • Kürzen der täglichen Weidezeit • Wechsel der Tierart um tiefen Verbiss zu begrenzen oder zu verhindern (s. 5.4.) • Verzicht auf ganzjährige Freilandhaltung auf belasteten Flächen 	<ul style="list-style-type: none"> • Aus marktwirtschaftlicher Sicht oder aus Gründen artgerechter Tierhaltung kann evtl. nicht oder nur schwer auf Freilandhaltung verzichtet werden.
Freilandhaltung von Hühnern <ul style="list-style-type: none"> • Direkte Bodenaufnahme 	<ul style="list-style-type: none"> • Verzicht auf Freilandhaltung 	<ul style="list-style-type: none"> • Schadstoffe können auf belasteten Standorten in hohen Konzentrationen in der Milch enthalten sein. Im Fleisch, speziell im Muskelfleisch, werden Schadstoffe kaum angereichert, so dass eine Vermarktung unter Einhaltung der Lebensmittel-Höchstgehalte problemlos möglich ist. Jedoch müssen Innereien, fettreiche Gewebe und Knochen, in denen Anreicherungen stattfinden können, aus der Lebensmittelherstellung ausgesondert werden.
Schädliche stoffliche Bodenveränderungen	<ul style="list-style-type: none"> • Milchviehweiden: Wechsel der Produktionsrichtung von Milch zu Fleisch • Nutzungsaufgabe, wenn Gefahrenabwehr mit anderen Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen nicht erfolgen kann. 	<ul style="list-style-type: none"> • Maßnahme aufgrund betriebsspezifischer produktionstechnischer Ausrichtung nicht kurzfristig realisierbar • Vermarktungsmöglichkeiten für Fleischprodukte, die auf schadstoffbelasteten Flächen produziert werden, sind fraglich.

Tab. 6-3: Maßnahmenkatalog zur Reduzierung der Verschmutzung mit Schadstoffen im Feldfutterbau (in Klammern Verweise auf Tab. 6-6)

Ursache der Verschmutzung/ Kulturspezifische Probleme	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse
Silomais	<ul style="list-style-type: none"> • Verwendung standfester Sorten zur Vermeidung von Lagerung der Pflanzen (s. 6.7) • Höhere Stoppel stehen lassen (s. 6.5) 	<ul style="list-style-type: none"> • Silomais ist aufgrund großer Pflanzenmasse, seiner Höhe und der großen Masse im Verhältnis zur Oberfläche eine günstige Frucht im Hinblick auf geringe Verschmutzungsanteile.
Feldgras, Klee gras	<ul style="list-style-type: none"> • Walzen nach der Ansaat (s. 6.1), Herstellen ebener Bodenoberfläche • Silomaisanbau anstelle von Feld-/Klee gras • Hoher Schnitt (7 cm) (s. 6.2) • Sorgfältiges Einstellen der Ladewagen-Pickup sowie der übrigen Werbe geräte (Schwader, Wender) • Abtrocknen des Bestandes durch Wahl eines späteren Schnitzeitpunktes am Tag (s. 4.8, 4.12) • Verzicht auf Nutzung an Regentagen oder wenn, dann mit hoher Schnitthöhe 	<ul style="list-style-type: none"> • Feld- und Klee gras sind als bodennah wachsende Kulturen verschmutzungsgefährdet.
Futter- und Stoppelrüben	<ul style="list-style-type: none"> • Nur gewaschen verfüttern (s. 6.8) • Anbau von Silomais, Feld-/Klee gras o.a. anstelle von Rüben • Verwendung von Sorten mit hohem Sitz im Boden • Verzicht auf Feldzwischenlagerung von Rübenblatt • Genereller Verzicht auf Verfütterung von Rübenblatt 	<ul style="list-style-type: none"> • Waschen verursacht sehr hohen Zeitaufwand.
Zwischenfruchtanbau	<ul style="list-style-type: none"> • Auf Verfütterung von Zwischenfrüchten verzichten, die aufgrund systemischer Aufnahme oder Verschmutzung eine Belastung mit Schadstoffen erwarten lassen (s. 6.3) 	
Verschmutzung durch organische Düngemittel	<ul style="list-style-type: none"> • Ausbringung vor der Saat, im frühen Wachstumsstadium oder auf die kurze Stoppel nach einer Nutzung (bis spät. 6 Wochen vor nächsten Nutzung) • Gülle mit Wasser verdünnen • Mit Schleppschuhtechnik Gülle bodennah unter die Pflanzen ausbringen 	<ul style="list-style-type: none"> • Evtl. Kauf neuer Gülleausbringtechnik

Ursache der Verschmutzung/ Kulturpflanzenspezifische Probleme	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse
Ungleichmäßige Bodenbearbeitung oder unebene Äcker	<ul style="list-style-type: none"> • Auf gleichmäßige Bodenbearbeitung und Saatbettbereitung achten (s. 6.1) • Einebnen der Flächen durch Walzen 	
Zur Lagerung neigende Futterpflanzen	<ul style="list-style-type: none"> • Wahl anderer Pflanzensorten (s. 6.2., 6.3); keine leicht lagernden Zwischenfrüchte (z.B. Erbsen) • Verwendung standfester Sorten • Bei besonders lückigem Bestand evtl. Verzicht auf Futternutzung 	
Schadstoffbelasteter Oberboden	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Anbau verschmutzungsgefährdeter Kulturen mit bodennah wachsenden Ernteprodukten. • Tiefenumbruch mit Pflug 	<ul style="list-style-type: none"> • Problematisch auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand. • Ertragsverluste durch nährstoff- und humusarmen Unterboden. • Auf flachgründigen Standorten nicht möglich; auf nassen Standorten wegen Problemen mit der untergepflügten organischen Substanz im sauerstoffarmen nassen Boden wenig sinnvoll. • Nicht sinnvoll bei wiederholt auftretenden Belastungen (jährliche Überschwemmungen). • Untergepflügter Boden kann durch natürliche Prozesse mit der Zeit wieder an die Oberfläche gelangen (Erosion, Quellen und Schrumpfen, Aktivität von Bodenentieren).
	<ul style="list-style-type: none"> • Überdecken des Bodens 	<ul style="list-style-type: none"> • Aufwändige Sicherungsmaßnahme, die im Regelfall nur bei ausgeprägten Gefahren auf vergleichsweise kleinen Flächen angemessen sein wird. • Geringe Verfügbarkeit von sauberem Boden. • Höhe der aufgebrauchten Schicht mind. 40 cm, um ein Wiedereinmischen der belasteten Bodenschicht in die nicht belastete Deckschicht

Ursache der Verschmutzung/ Kulturpflanzenspezifische Probleme	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse
	<ul style="list-style-type: none"> Abschieben des Bodens (0 – 20 bzw. 40 cm) 	<p>durch Bioturbation zu begrenzen. Gleichzeitig ist diese Maßnahme weitgehend wirksam gegen die systemische Schadstoffaufnahme.</p> <ul style="list-style-type: none"> Aufwändige Dekontaminationsmaßnahme, die im Regelfall nur bei ausgeprägten Gefahren auf vergleichsweise kleinen Flächen angemessen sein wird. Abzutragende Schichtmächtigkeit nach Gefahrenlage und Nutzung zu bestimmen. Ggf. muss eine Bodenandeckung erfolgen, um eine landwirtschaftliche Pflanzenproduktion zu ermöglichen.
Radioaktiver Fallout	<ul style="list-style-type: none"> Umbruch mit Pflug 	<ul style="list-style-type: none"> Problematisch auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand. Ertragsverluste durch nährstoff- und humusarmen Unterboden. Auf flachgründigen Standorten nicht möglich; auf nassen Standorten wegen Problemen mit der untergepflügten organischen Substanz im sauerstoffarmen nassen Boden wenig sinnvoll. Untergepflügter Boden kann durch natürliche Prozesse mit der Zeit wieder an die Oberfläche gelangen.

Tab. 6-4: Konsequenzen und ökonomische Bewertung von Maßnahmen im Rahmen einer schmutzarmen Nutzpflanzenernte bei Schnittnutzung von Grünland

Nr.	Maßnahme	Ziel der Maßnahme	Konsequenzen	Größenordnung	Finanzieller Bewertungsansatz	Aktuelle Kosten in EURO (2004)
Anpassung der Bewirtschaftung / Verbesserung der guten fachlichen Praxis						
4.1	Nutzungstiefe auf mindestens 5 cm anheben	weniger Narbenverletzungen, geringere Futterverschmutzung	Ertragsausfall; evtl. Kauf eines anderen Mähwerks	je 1 Zentimeter etwa Ertragsverlust von 1 dt TM/ha und Nutzung	kg TM x MJNEL/kg TS x Preis je 10 MJ NEL (5,5 MJ NEL/kg TS, 0,25 €/10 MJ NEL)	je 1cm und je Nutzung 12 - 16 €/ha
4.2	Abschleppen der Fläche	Einebnen	Einsatz einer Wiegenschleppe	einmalig im Frühjahr oder zu jeder Nutzung	Kosten für Schleppe, Traktor und Arbeit (0,5 Akh/ha)	20 €/ha
4.3	Walzen der Fläche	Einebnen, Rückverfestigen des Bodens	Einsatz der Wiesenwalze	einmalig im Frühjahr oder zu jeder Nutzung	Kosten für Walze, Traktor und Arbeit (0,75 Akh/ha)	30 €/ha
4.5	Wühlmausbekämpfung	Verhindern des Aufwühlens der Erde; dichte Grasnarbe, kein direkter Schmutzeintrag bei der Ernte	regelmäßiges Fallenstellen	Regelmäßig, insbesondere im Frühjahr oder Herbst	Kosten der Fallen (5-10 €/ha), Arbeit (10 - 25 Akh/ha)	je nach Besatz 150 - 400 €/ha
4.4	Unkrautbekämpfung	Verbessern des Narbenschlusses	Pflanzenschutzspritze mit selektivem Herbizid; Aber: Lückenbildung; nur in Kombination mit 1.5	einmalige Maßnahme, nachfolgend Nachsaat empfohlen	Kosten für Spritze, Traktor, Arbeit (0,5 Akh/ha) und Herbizid	je nach Herbizid 75 - 100 €/ha
Maßnahmen der Grünlandverbesserung						
4.5	Übersaat	Schließen von Lücken in der Grasnarbe	regelmäßiges Beifügen von Saatgut beim Düngerstreuen oder Striegeln	Mehrmalig im Jahr	Kosten für Arbeit (je 0,5 Akh/ha) und Saatgut	50 - 60 €/ha
4.6	Ein- oder mehrmalige Nachsaat	Schaffen einer dichten Grasnarbe	Einsatz spezieller Nachsaatverfahren	Im Jahr einmalig, aber in mehreren Jahren möglich	Kosten für Spezialmaschine, Traktor, Arbeit (je 1 Akh/ha) und Saatgut	175 - 225 €/ha

Nr.	Maßnahme	Ziel der Maßnahme	Konsequenzen	Größenordnung	Finanzieller Bewertungsansatz	Aktuelle Kosten in EURO (2004)
4.7	Neuansaat	Schaffen einer dichten Grasnarbe	Einsatz spezieller Ansaatverfahren,	einmalige Maßnahme mit hohem Ansaatrisko	Kosten für: Narbenab-tü-tung, Bodenbearbeitung, Saatbettbereitung, Säma-schine, Arbeit (4,5 Akh/ha), Traktor und Saatgut; Ertragsausfall (Grenzpro-duk-tionskosten)	400 - 500 €/ha (Neuansaat)
			Ertragsausfall im Jahr der Neuansaat	im Ansaatjahr 25 bis 100 % Ertragsausfall, je nach Zeitpunkt d. Maßnahme		+ 200 - 800 €/ha (Ertragsausfall)
Änderungen bei der Erntetechnik						
4.8	Verwendung be-stimmter Erntetechnik (spezielle Ent-wicklungen noch nicht absehbar)	weniger Narbenver-let-zungen, geringere Fut-terverschmutzung	Kauf anderer Tech-nik, höhere Festkos-ten, andere var. Kos-ten oder Erledigung durch Lohnunter-nehmer	je nach Technik	Differenz gegenüber bishe-riger Technik bzw. Mehr-kosten des Lohnunterneh-mers	
4.9	Bereifung anpassen	weniger Unebenheiten, Vermeiden von Narben-verletzungen, geringere Schmutzaufnahme der Reifen	Kauf geeigneter Be-reifung (z.B. Breitrei-fen)		Mehrkosten gegenüber bis-heriger Bereifung laut Ver-rechnungssätze Maschi-nenringe	je Traktorstunde zu-sätz-lich 7,50 €
4.10	Reifendruck anpas-sen (Luftdruckregelsys-tem)	weniger Unebenheiten verursachen, geringere Schmutzaufnahme der Reifen	Kauf geeigneter Luftdruckregelsys-teme (fest installiert an Traktor)	Einmalig, alle 5 - 10 Jahre Erneuerung	Kosten der Beschaffung und Umrüstung; bei vor-handener Luftdruckbremse ohne, sonst mit Kompressor	50 €/a und Zugfahr-zeug; falls Traktor mit Luftdruckbremsanlage, sonst bis 750 €/a je Traktor
4.11	Reifenreinigung	Schmutz abwaschen	Zeitaufwand, Wasch-platz, Wasser- und Gerätekosten			
Verbesserungen bei Silierung und Trocknung						
4.12	Mahd und Ernte nur zu bestimmten Ta-geszeiten	trockenes Mähgut	weniger Anwelkdau-er am Tag der Mahd, zusätzliche At-mungsverluste	4-5 h Wartezeit, Atmungsverluste bis ca. 0,5 % TM/h, gesamt bis 2 % TM; evtl. Nutzungs- und Managementkosten	kg TM x MJNEL/kg TS x Preis je 10 MJ NEL (5,5 MJ NEL/kg TS, 0,25 €/10 MJ NEL)	je Nutzung 5 - 10 €/ha

Nr.	Maßnahme	Ziel der Maßnahme	Konsequenzen	Größenordnung	Finanzieller Bewertungsansatz	Aktuelle Kosten in EURO (2004)
4.13	Anwelkdauer erhöhen (TS-Gehalt)	Schmutz fällt bei Wendevorgängen ab	ein zusätzlicher Wendevorgang	je Nutzung einmalig	Kosten für Kreisler, Traktor und Arbeit (0,3 Akh/ha)	je Arbeitsgang 16 €/ha
4.14	Reduzierte Anzahl an Wendevorgängen beim Anwelken und zusätzlich Verwendung von Siliermitteln	bei feuchtem Boden weniger Verschmutzung, bei feuchtem Erntegut Gärung durch Siliermittel steuern	Eingesparte Arbeitsgänge, Dosiergerät für Siliermittel wird notwendig bzw. Lohnunternehmer mit entsprechender Technik beauftragt	Je Nutzung evtl. ein Wendevorgang weniger (- 16 €/ha), 2,5 l Ameisensäure/ t FM (85 %ig)	Eingesparte Kosten für Kreisler, Traktor und Arbeit (0,3 Akh/ha); Kosten für Dosiergerät und Siliermittel (4-5 €/t FM, kalkuliert bei 30 t FM/ha)	im Mittel etwa 120 €/ha.a
4.15	An Stelle von Bodentrocknung jetzt Heubelüftung	Verkürzung der Feldphase durch Einfuhr mit höherem Feuchtegehalt des Futters	Heubelüftungsanlage muss vorhanden sein	Neubau einer Heubelüftungsanlage derzeit in jedem Fall gegenüber Silierung unwirtschaftlich	Heubereitung je 10 MJ NEL zusätzlich 10-15 Cents gegenüber Silagebereitung	7,50 €/tfd m.a
4.16	Futtertransport ohne Staubentwicklung	reduzierte Staubbelastung, falls verschmutzte Wege oder falls durch Transporte Wege verschmutzt werden	Fahrwege befestigen, reduzierte Fahrgeschwindigkeit, mehr Transporteinheiten	Asphaltierung einmalig; 1 zusätzliche Einheit Traktor + Kipper	Asphaltierung: 45 €/m (KTBL) 2,5 % AfA, 3 % Zins, 3m Wegbreite 0,3 Transporteinheiten a. 100 € (Traktor, Fahrer, Kipper)	30 €/ha
4.17	Reinigung der Reifen von anhaftendem Erdsreich oder Mindeststrecke auf befestigtem Weg	Möglichst Selbstreinigung der Reifen nach Befahren feuchter Flächen	Evtl. andere, größere Wegstrecke, falls Hof-Feld-Entfernung unter 1 km; zusätzliche Transporteinheit	zusätzliche Einheit Traktor + Kipper	0,3 Transporteinheiten a. 100 € (Traktor, Fahrer, Kipper)	30 €/ha
4.18	Anlage von Behelmsilos (nicht auf belasteter Fläche)	kein zusätzlicher Schmutzeintrag	Evtl. längere Transportstrecken nötig	zusätzliche Einheit Traktor + Kipper	je nach Entfernung 0,3 bis 1 zusätzliche Einheit	30 - 100 €/ha

Nr.	Maßnahme	Ziel der Maßnahme	Konsequenzen	Größenordnung	Finanzieller Bewertungsansatz	Aktuelle Kosten in EURO (2004)
4.19	Hofffläche befestigen	Selbstreinigung der Reifen, weniger Schmutzeintrag ins Silo	z.B. Asphaltierung	Je nach Situation vor Ort (Untergrund, Größe)	25 €/m ² (KTBL) wassergebundene Bauweise, 2,5 % AfA, 3 % Zins	1,40 €/m ² .a
4.20	Futtereinlagerung ohne Silodurchfahrt	kein Schmutz aus den Reifenprofilen ins Silo	Zusätzliches Walz- bzw. Anschiebefahrzeug (Radlader)	0,3 h/ha zusätzlicher Radlader	Radlader + Fahrer etwa 80 €/h	25 €/ha
4.21	Futter berechnen	Futter waschen		Unbekannt; wird nicht praktiziert	Derzeit nicht bekannt	
4.22	Direkte Ernte ohne Bodenkontakt und Trocknung zu Grünmehlpellets	keine Schmutzaufnahme	Schlegelfeldhäcksler, Transport des Futters Trocknungskosten (falls Heißlufttrocknung in erreichbarer Nähe: max. 20-25 km Entfernung)	Ca. 10 €/dt Trockengrün plus Transportkosten	Trocknungskosten abzgl. Trocknungsbefehle plus Transport	
4.23	Futterentnahme mittels Heu-Reinigungsgerät	Trennung Futter und Schmutz (bei Heu)	Investition Gerät, Zeitaufwand, Bröckelverluste	Gerätekosten: 10.000 € 0,1 Akh/dt Heu 5 % Verluste	10 % Fixkosten/a. = 1.000 €/a; ca. 1 €/dt Heu 1,15 €/dt Heu 0,50 €/dt Heu	2,65 €/dt Heu

Tab. 6-5: Konsequenzen und ökonomische Bewertung von Maßnahmen im Rahmen einer schmutzarmen Nutzpflanzenernte bei Weidenutzung von Grünland

Nr.	Maßnahme	Ziel der Maßnahme	Konsequenzen	Größenordnung	Finanzieller Bewertungsansatz	Aktuelle Kosten in EURO (2004)
5.1	Beweidung nur bei Schönwettertagen	weniger Narbenverletzungen und Futtermverschmutzung	Mehr Stallfütterung, höherer Anteil an Konservaten in der Fütterung	Weidetage um 33 % reduziert	Differenz der Herstellungskosten: 50 TSD MJ NEL/ha x 0,33 x 0,05 €/10 MJ NEL	82,50 €/ha
5.2	Verzicht auf Weide (v.a. auf Moorböden)	weniger Weidetage auf belasteter Fläche	Konservierung des Futters	50 TSD MJ NEL/ha	Differenz der Herstellungskosten des Futters: 0,05 €/10 MJ NEL	bis 250 €/ha
5.3	Reduzierte Viehdensatzdichte	geringerer Verbiss, weniger Schmutzaufnahme	Verminderter Deckungsbeitrag bei gleichen Fixkosten	Reduzierung auf 1,5 GV/ha	Entgangener Deckungsbeitrag der Tierart	
5.4	Anderer Tierart bzw. Rasse	geringere Verbisstiefe, weniger Schmutzaufnahme			Differenz des Deckungsbeitrages	
5.5	Wechsel des Weidesystems: Umtriebs- statt Standweide oder Mähstandweide statt Portions- oder Umtriebsweide	weniger Weidetage auf belasteter Fläche Verteilung der Tritbelastung auf größere Fläche reduziert die Schäden	Mehr Zäune, mehr Pflegeaufwand, häufiger Umtrieb Weniger häufiger Umtrieb, große Flächeneinheiten müssen vorhanden sein	50 TSD MJ NEL/ha zusätzlich 15 Akh/ha	Differenz der Herstellungskosten des Futters: 0,02 €/10 MJ NEL	bis 100 €/ha
5.6	Ortswechsel der Weideeinrichtungen (Tore, Tränkestelle, Futterplatz)	keine Narbenverletzungen durch Schonung der Grasnarbe				
5.7	Befestigter Unterstand	keine Narbenverletzungen	Befestigung anlegen (Betonplatte)	5 m ² /Tier	Herstellungskosten 25 €/m ² (KTBL) davon 4 % AfA, 3 % Zins	8,75 €/Tier
5.8	Übersaat	Schließen von Lücken in der Grasnarbe	regelmäßige Saatgutbefügung beim Düngerstreuen oder Striegeln	Mehrmalig im Jahr	Kosten für Arbeit (je 0,5 Akh/ha) und Saatgut	50 - 60 €/ha

Tab. 6–6: Konsequenzen und ökonomische Bewertung von Maßnahmen im Rahmen einer schmutzarmen Nutzpflanzenernte bei Ackerfutternutzung

Nr.	Maßnahme	Ziel der Maßnahme	Konsequenzen	Grenordnung	Finanzieller Bewertungsansatz	Aktuelle Kosten in EURO (2004)
6.1	Feines und sehr ebenes Saabett	Weniger Bodenunebenheiten	ein zusätzlicher Walzgang nach der Saat, aber evtl. Verschlämmung des Bodens (negativ für das Auflaufen der Saat)	einmalig	Traktor, Fahrer, Walze (1 Akh/ha)	40 €/ha
6.2	Silomais- statt Klee-grasanbau	Silomais ca. 4 % XA i.TS Kleegras ca. 10 % XA i.TS	Weniger Erntevorgnge, fehlende Vorfruchtwirkung, insbesondere für Biobetriebe: Maßnahme für Biobetriebe mit weitreichenden Konsequenzen	Ca. 150 kg N/ha weniger, mehr Aufwand im Pflanzenschutz; Mehretrag: Silomais (82 TSD MJ NEL/ha), Kleegras (60 TSD MJ NEL/ha)	Stickstoffpreis, Pflanzenschutzaufwand; Eingesparte Herstellungskosten: Silomais: ca. 0,10 €/10 MJ NEL Kleegras: ca. 0,18 €/10 MJ NEL	N: - 100 €/ha Pfl.: - 100 €/ha <u>+ 260 €/ha</u> Σ + 60 €/ha
6.3	Verzicht auf Zwischenfruchtanbau (siehe Anmerkungen oben)	weniger Erntevorgnge, weniger Futter von belasteten Flächen	Futterverlust, evtl. Futterzukauf bzw. Ersatzflächen	Max. 20 dt TM/ha a. 6 MJ NEL/kg TS = 12.000 MJ NEL/ha	Herstellungskosten des Futters: 0,20 €/10 MJ NEL	240 €/ha bzw. Pacht von Ackerfläche: 300 -400 €/ha
6.4	Nutzungsstiefe verändern	weniger Narbenverletzungen, geringere Futterverschmutzung	Ertragsausfall	je 1 Zentimeter etwa 1 dt TM/ha und Nutzung	kg TM x MJNEL/kg TS x Preis je 10 MJ NEL (5,5 MJ NEL/kg TS, 0,25 €/10 MJ NEL)	je 1cm und je Nutzung 12 - 16 €/ha
6.5	Silomais höhere Stoppel	Weniger Stängel mit anhaftender Verschmutzung	Ertragsminderung	Bei 21 cm: - 4 %, bei 44 cm : -15 % TM-Ertrag	Bei 82 TSD MJ NEL/ha: a) 3280 MJ NEL/ha b) 12.300 MJ NEL/ha 0,10 E/10 MJ NEL Grenzertragskosten	a) 33 €/ha b) 123 €/ha
6.6	Direkte Ernte ohne Bodenkontakt und Trocknung zu Grün-pellets	Keine Schmutzaufnahme	Schlegelfeldncksler, Transport des Futters, Trocknungskosten (falls Heißlufttrocknung in erreichbarer Nähe: max. 20-25 km Entfernung)	Ca. 10 €/dt Trockengrn plus Transportkosten	Trocknungskosten abzgl. Trocknungsbeihilfe plus Transport	

LABO-Vorhaben B 4.03 im Länderfinanzierungsprogramm Wasser, Boden und Abfall
 Maßnahmenkonzept zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenemte

Nr.	Maßnahme	Ziel der Maßnahme	Konsequenzen	Größenordnung	Finanzieller Bewertungsansatz	Aktuelle Kosten in EURO (2004)
6.7	Verwendung standfester Sorten bei leicht lagernden Feldfrüchten	Wenn Pflanzen nicht lagern, dann verringert sich der Schmutzkontakt deutlich		Meist kostenneutral zu realisieren		
6.8	Waschen der Feldfrüchte (z.B. bei Rüben)	Direkte Entfernung von Schmutz	Hoher Zeitaufwand und befestigter Waschplatz erforderlich		Zusätzliche Arbeits- und Wasserkosten bzw. Abschreibung für bauliche Einrichtungen	

Tab. 6–7: Maßnahmen zur Reduzierung der Verschmutzung beim Feld- und Frischgemüseanbau

(Verschmutzung bei Feldgemüse nicht so relevant wie bei Futterpflanzen, da durch die küchentechnische Aufbereitung wie Waschen, Putzen und Schälen ein Großteil des Bodenanhangs entfernt wird. Die küchentechnische Aufbereitung ist jedoch nur dann wirksam, wenn die Schadstoffe aus dem Bodenanhang nicht in die Pflanzenoberfläche übertreten und sich dadurch dem Waschen / Schälen entziehen; dieser Effekt ist zum Beispiel für lipophile Schadstoffe wie PAK nachgewiesen. Für diese Fallkonstellation sind folgende Schutz- und Beschänkungsmaßnahmen grundsätzlich geeignet. Ansonsten dominiert beim Feld-/Frischgemüseanbau zumeist die systemische Schadstoffaufnahme über die Wurzel, der mit anderen Maßnahmen begegnet werden muss → siehe dazu Kap. 5)

Ursache der Verschmutzung	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse / Anmerkungen
<p>Geringe Bodenbedeckung, so dass aufspritzender Boden durch natürlichen Niederschlag und Beregnung (Splash) oder durch Wind aufgewirbelter Boden (Winderosion) das Feld/Frischgemüse verschmutzt</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Mulchsaaten/-pflanzungen (Stroh bzw. sonstige Erntereste der Vorfrucht) zur Reduzierung / Vermeidung des Splashes • Anbau in Mulchfolien oder unter Folientunneln zur Reduzierung / Vermeidung des Splashes 	<ul style="list-style-type: none"> • Qualitätsanforderungen und Hacke zu Unkrautregulierung begrenzen Möglichkeiten der Mulchverfahren • Investitionsbedarf für Mulchfolien / Folientunnel mindern Betriebsergebnis
<p>Schlechte Bodenstruktur, so dass Splash und Winderosion verstärkt auftreten</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Verbessern der Bodenstruktur durch angepasste ackerbauliche Maßnahmen (konservierende Bodenbearbeitung, Mulchsaat bzw. Mulchpflanzverfahren, organische Düngung, Kalkung, Zwischenfruchtanbau etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> • Qualitätsanforderungen und Hacke zu Unkrautregulierung begrenzen Möglichkeiten der konservierenden Bodenbearbeitung und Mulchverfahren
<p>Verstärkte Verschmutzung auf Grund von Beregnungen bei nicht ausreichender Bodenbedeckung</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Erhöhen der Bodenbedeckung zu Vermeidung von Splash (siehe oben) • Anpassung der Beregnungstechnik/-steuerung zur Reduzierung des Splashes (Reduzierung der kinetischen Energie der Tropfen durch geringere Tropfengröße, geringere Wurfweite etc.; Tröpfchenbewässerung) 	<ul style="list-style-type: none"> • Ggf. erhöhter Arbeitszeitbedarf und Investitionsbedarf für angepasste Beregnungstechnik

Ursache der Verschmutzung	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse / Anmerkungen
Anbau verschmutzungsanfälliger Arten bzw. Sorten	<ul style="list-style-type: none"> • Arten-/Sortenwechsel: Auswahl von Arten oder Sorten mit geringerer Verschmutzungsrelevanz ... 1. auf Grund ihrer Wuchseigenschaften Beispiele: <ul style="list-style-type: none"> → Anbau von kopfbildenden Arten/Sorten anstelle von offenblättrigen Arten/Sorten (z.B. Weiß-/Rotkohl anstelle von Grünkohl; Eisbergsalat anstelle von Kopfsalat, Feldsalat oder krausen Salatsorten) → Anbau von Feldgemüse mit bodentfern wachsenden Ernteprodukten (z.B. Rosenkohl, Stangenbohnen, Tomaten oder Zuckermais anstelle aller niedrig wachsenden Gemüsearten) → Anbau von Arten/Sorten mit geringerer spezifischer Oberfläche (z.B. Mangold statt Spinat) 2. auf Grund ihrer küchentechnischen Aufbereitung Beispiele: <ul style="list-style-type: none"> → Anbau von Arten/Sorten, die zum Verzehr auf jeden Fall geschält und nicht nur gewaschen werden (z.B. Kohlrabi, Steckrüben anstelle von Blattgemüse oder Salat) • Nach Möglichkeit Hinauszögern der Erntetermine bei nassen Bodenverhältnissen, bis wieder trockenere Bedingungen herrschen 	<ul style="list-style-type: none"> • Arten- oder Sortenwechsel auf Grund der Betriebsausrichtung, Lieferverträgen oder Marktnachfrage nicht immer kurzfristig realisierbar, zum Teil erhebliche Auswirkungen auf das Betriebsergebnis möglich. • Im Erwerbsgemüsebau sind bodentfern wachsende Kulturen wie Stangenbohnen ohne Bedeutung. Tomaten werden in der Regel im Gewächshaus kultiviert. Insofern ist die Empfehlung, bei Gefahren bodentfern wachsende Ernteprodukte anzubauen, von geringer praktischer Bedeutung für den Erwerbsgemüsebau. Lediglich für den Eigenversorger (Haus- und Kleingärtner) kann diese Empfehlung hilfreich sein. • Weiterhin muss bedacht werden, dass die Arten-/Sortenauswahl auch den systemischen Pfad beeinflusst, der beim Feldgemüseanbau zumeist eine größere Relevanz hat, zumal bei schädlichen stofflichen Bodenveränderungen zumeist mehrere Schadstoffe mit unterschiedlichen Transferpfaden in erhöhten Gehalten vorliegen. Daraus folgt, dass die Arten-/Sortenauswahl in erster Linie auf eine Reduzierung der systemischen Schadstoffaufnahme abzielen muss und erst in zweiter Linie auf die Reduzierung des Verschmutzungspfades.
nasse Witterung bei der Ernte, so dass Ernteprodukte verstärkt verschmutzt werden	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Anbau verschmutzungsgefährdeter Kulturen mit bodennah wachsenden Ernteprodukten. 	<ul style="list-style-type: none"> • Spielraum für den Erntezeitpunkt ist durch Lieferverträge sowie Reife- bzw. Qualitätsanforderungen an das Feld- und Frischgemüse eingeschränkt
Schadstoffbelasteter Oberboden		

Ursache der Verschmutzung	Mögliche Maßnahmen	Konsequenzen / mögliche Umsetzungshemmnisse / Anmerkungen
<ul style="list-style-type: none"> • Tiefenumbruch mit Pflug 	<ul style="list-style-type: none"> • Überdecken des Bodens 	<ul style="list-style-type: none"> • Problematisch auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand • Ertragsverluste durch nährstoff- und humusarmen Unterboden • Auf flachgründigen Standorten nicht möglich; auf nassen Standorten wegen Problemen mit der untergepflügten organischen Substanz im sauerstoffarmen nassen Boden wenig sinnvoll. • Nicht sinnvoll bei wiederholt auftretenden Belastungen (jährliche Überschwemmungen) • Untergepflügter Boden kann durch natürliche Prozesse mit der Zeit wieder an die Oberfläche gelangen (Erosion, Quellen und Schrumpfen, Aktivität von Bodentieren)
	<ul style="list-style-type: none"> • Abschieben des Bodens (0 – 20 bzw. 40 cm) 	<ul style="list-style-type: none"> • Aufwändige Dekontaminationsmaßnahme, die im Regelfall nur bei ausgeprägten Gefahren auf vergleichsweise kleinen Flächen angemessen sein wird. • Geringe Verfügbarkeit von sauberem Boden • Höhe der aufgebrauchten Schicht mind. 0,40 m, um ein Wiedereinmischen der belasteten Bodenschicht in die nicht belastete Deckschicht durch Bioturbation zu begrenzen. Gleichzeitig ist diese Maßnahme weitgehend wirksam gegen die systemische Schadstoffaufnahme.
		<ul style="list-style-type: none"> • Aufwändige Dekontaminationsmaßnahme, die im Regelfall nur bei ausgeprägten Gefahren auf vergleichsweise kleinen Flächen angemessen sein wird. • Abzutragende Schichtmächtigkeit nach Gefahrenlage und Nutzung zu bestimmen. Ggf. muss eine Bodenandekung erfolgen, um eine landwirtschaftliche Pflanzenproduktion zu ermöglichen.

7 Literaturverzeichnis

- AAV NRW, MUNLV NRW, LUA NRW (2003): Dokumentation des Fachgesprächs „Maßnahmen bei großflächigen schädlichen Bodenveränderungen – Wirkungspfad Boden-Pflanze und Direktpfad Boden-Mensch“ vom 30. Sept. und 1. Okt. 2003 beim BEW Essen.
http://www.aav-nrw.de/aav/dokumente/Doku_AAV_MUNLV_LUA_Fachgespraech.pdf
- Abrahams, P. W. & Thornton, I. (1994). The contamination of agricultural land in the metalliferous province of southwest England: implications to livestock. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 48(2): 125-137.
- Abrahams P.W., Steigmajer J. (2003). Soil Ingestion by Sheep. Grazing the Metal Enriched Floodplain Soils of Mid-Wales. *Environmental Geochemistry and Health*, 25(1): 17-24.
- Aitken, M.N. (1997). Short-term leaf surface adhesion of heavy metals following application of sewage sludge to grassland. *Grass and Forage Science*, 52: 73-85.
- Aldag, R. (1999). Möglichkeiten der Landbewirtschaftung zur Minimierung des Transfers von Schwermetallen oder von organischen Schadstoffen aus kontaminierten Böden. Possibilities of agricultural management practice for reduction of transfer of heavy metals and organic pollutants from contaminated soils to plants. Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten: plant impact at contaminated sites. Internationaler Workshop am 1. und 2. Dezember 1997 am Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallingenberg. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 238-250.
- Alexakhin, R.M. (1993). Countermeasures in agricultural production as an effective means of mitigation the radiological consequences of the Chernobyl accident. *The Science of the Total Environment*, 137: 9-20.
- Alvarez-Ayuso, E., Garcia-Sanchez, A. (2003): Sepiolite as a feasible soil additive for immobilization of cadmium and zinc. *The Science of the Total Environment*, 305, 1-12.
- Ambrose, K. (2000). The effect of soil type and structure on organochlorine animal uptake. Farmnote 35/2000, Agriculture Western Australia, Chemical Residues Program, Bunbury, (Internet).
- Ammermann, C.B., Validivia, 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. *Journal of Animal Science*, 59: 1092-1099.
- Andersson, I., Teglöf, B. & Elwinger, K. (1990a). Transfer of ¹³⁷Cs from grain to eggs and meat of laying hens and meat of broiler chickens and the effect of feeding bentonite. *Swedish Journal of Agricultural Research*, 20(1): 35-42.

- Andersson, I., Håkansson, J. & Anner, K. (1990b). Transfer of ^{137}Cs from grain to muscle and internal organs of growing finishing pigs, and the effect of feeding bentonite. *Swedish Journal of Agricultural Research*, 20(1): 43-48.
- Arnich, N., Lanhers, M.-C., Laurensot, F., Podor, R., Montiel, A., Burnel, D. (2003): In vitro and in vivo studies of lead immobilization by synthetic hydroxyapatite. *Environmental Pollution*, 124, 139-149.
- Aten, C.F., Gupta, S.K. (1996): On heavy metals in soil; rationalization of extractions by dilute salt solutions, comparison of the extracted concentrations with uptake by ryegrass and lettuce, and the possible influence of pyrophosphate on plant uptake. *The Science of the Total Environment*, 178, 45-53.
- Auerswald, K., v. Perger, P. (1998): Bodenerosion durch Wasser – Ursachen, Schutzmaßnahmen und Prognose mit ^{137}Cs ABAG. AID-Heft 1378/1998, Bonn.
- Bachmann, G., Ottmanns, J., Konietzka, R. & Schneider, K. (1999). Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten – Ableitung und Berechnung von Prüfwerten der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für den Wirkungspfad Boden-Mensch auf Grund der Bekanntmachung der Ableitungsmethoden und -maßstäbe im Bundesanzeiger Nr. 161a vom 28. August 1999. Hrsg.: Umweltbundesamt, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Badora, A., Furrer, G., Grünwald, A. Schulin, R. (1998): Immobilization of zinc and cadmium in polluted soils by polynuclear Al_{13} and Al-Montmorillonite. *Journal of Soil Contamination*, 7(5): 573-588.
- Baker, A.J.M. (1981): Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutrient*, 3: 634-643.
- Bartels, R., Scheffer, B. (1993): Reduzierung der Schwermetallaufnahme von Pflanzen aus kontaminierten Substraten durch Abdeckung mit unbelasteten Böden. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*, 34, 303-310.
- Basta, N.T., Sloan, J.J. (1999): Heavy Metals in the Environment - Bioavailability of heavy metals in strongly acidic soils treated with exceptional quality biosolids. *Journal of Environmental Quality*, 28: 633-638.
- Beck, A.J., Johnson, D.L., Jones, K.C. (1996): The Form and Bioavailability of Non-ionic Organic Chemicals in Sewage Sludge-Amended Agricultural Soils. *The Science of the Total Environment*, 185: 125-149.
- Beresford, N. A. & Howard, B. J. (1991). The importance of soil adhered to vegetation as a source of radionuclides ingested by grazing animals. *The Science of the Total Environment*, 107: 237-254.
- Beresford, N. A., Hove, K., Barnett, C.L., Dodd, B.A., Fawcett, A.R. & Mayes, R.W. (1999). The development and testing of an intraruminal slow-release bolus designed to limit radiocaesium absorption by small lambs grazing contaminated pastures. *Small Ruminant Research*, 33(2): 109-115.

- Bertilsson, J., Andersson, I. & Johanson, K.J. (1988). Feeding green-cut forage contaminated by radioactive fallout to dairy cows. *Health Physics*, 55(6): 855-862.
- Birke, Ch. (1991): Der Schwermetalltransfer aus langjährig mit Siedlungsabfällen gedüngten Böden in Kulturpflanzen und dessen Prognose durch chemische Extraktionsverfahren. Dissertation an der Universität Bonn.
- Böcker, J., Meyer-Burgdorf, K.-H. & Abel, H., (1995). Bodenaufnahme beim Weidegang oder bei der Fütterung von Rindern. In: *Literaturstudien zum PCDD/F-Transfer vom Boden in die Nahrungskette*, Landesumweltamt NRW (eds.), LUA-Materialien 11: 81-148, Essen.
- Boisson, J., Mench, M., Vangronsveld, J., Ruttens, A., Kopponen, P. & De Koe, T. (1999): Immobilization of Trace Metals and Arsenic by Different Soil Additives: Evaluation by Means of Chemical Extractions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 30 (3 & 4): 365-387.
- Bolan, N.S., Adriano, D.C., Naidu, R. (2003): Role of Phosphorus in (Im)mobilization and Bioavailability of Heavy Metals in the Soil-Plant System. *Rev Environ Contam Toxicol*, 177: 1-44.
- Bolan, N.S., Duraisamy, V.P. (2003): Role of inorganic and organic soil amendments on immobilisation and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. *Australian Journal of Soil Research*, 41: 533-555.
- Bouche, M.B. (1982). In: Lee, K.E. (1985). *Earthworms - Their ecology and relationships with soils and land use*. Academic Press, Sydney.
- Brunotte, J. (1991): Maßnahmen zum Bodenschutz im Zuckerrübenanbau. KTBL-Arbeitspapier 159, Darmstadt.
- Byrne, C.M., O'Kiely, P., Bolton, D.J., Sheridan, J.J., McDowell, D.A. & Blair, I.S. (2002). Fate of *Escherichia coli* O157:H7 during silage fermentation. *Journal of Food Protection*, 65: 1854-1860.
- Chaney, R.L. & Lloyd, C.A. (1979). Adherence of spray-applied liquid digested sewage sludge to tall fescue. *Journal of Environmental Quality*, 8: 407-411.
- Crößmann, G. (1992): Zum Transferverhalten ausgewählter polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) bei gärtnerischen und landwirtschaftlichen Nutzpflanzen. In: *Kommunalverband Ruhrgebiet (KVR) (Hrsg.): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen. Ein Beitrag zur Gefährdungsabschätzung bei Altlasten. Band II*, Essen.
- Danier, J. (2003). Zusammenstellung von Rohaschegehalten in Grassilagen. Bayerische Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft, TU München, Wissenschaftszentrum (unveröffentlicht).
- Delschen, T. (2000). Soil covering as remediation technique for heavy metal contaminated gardens. *Proc. of the 1st International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas*, University of Essen, July 12 – 18, 2000, Vol. III, 789-794.

- Delschen, T. (2003): Erprobte Maßnahmen der Gefahrenabwehr. In: AAV NRW, MUNLV NRW, LUA NRW (Hrsg.): Dokumentation des Fachgesprächs „Maßnahmen bei großflächigen schädlichen Bodenveränderungen – Wirkungspfad Boden-Pflanze und Direktpfad Boden-Mensch“ vom 30. Sept. und 1. Okt. 2003 beim BEW Essen. http://www.aav-nrw.de/aav/dokumente/Doku_AAV_MUNLV_LUA_Fachgespraech.pdf
- Delschen, T., Hein, D., Krause, G.H.M. & Fürst, P. (1992). PCDD/PCDF-Gehalt in Grünlandaufwuchs - Jahreszeitliche Schwankungen von polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen. UWSF - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 4: 102.
- Delschen, T., A. Hembrock-Heger, J. Leisner-Saaber & Sopczak, D. (1999). Verhalten von PAK im System Boden/Pflanze – PAK-Belastung von Kulturpflanzen über den Luft-/Bodenpfad. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 11(2): 79-87.
- Diez, T., Krauss, M., Wurzinger, A., Bihler, E. & Nast, D. (1992). Schwermetall-Aufnahme und Austrag von extrem belasteten Böden unter pflanzenbaulicher Nutzung. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, 69: 51-71.
- DLG (1999). Mäh- und Intensivaufbereiter. Merkblatt 313. Herausgegeben von der Deutschen Landwirtschafts Gesellschaft, Frankfurt.
- Dorn, J. (1999): Untersuchungen zu Einzel- und Kombinationswirkungen von anorganischen und organischen Schadstoffen beim Anbau verschiedener Pflanzenarten auf Rieselfeldböden. Dissertation an der landwirtschaftlich-gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin.
- 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.
- Driel, W. van, Luit, B. van, Smilde, K.W. & Schuurmans, W. (1995). Heavy-metal uptake by crops from polluted river sediments covered by non-polluted topsoil. I. Effects of topsoil depth on metal contents. Plant and Soil, 175: 93-104.
- Duarte-Davidson, R., Jones, K.C. (1996). Screening the environmental fate of organic contaminants in a sewage sludge applied to agricultural soils. II. The potential for transfer to plants and grazing animals. The Science of the Total Environment, 185: 59-70.
- Edwards, G. R., Crawley, M. J. & Heard, M.S. (1999). Factors influencing molehill distribution in grassland: implications for controlling the damage caused by molehills. Journal of Applied Ecology, 36 (3): 434-442.
- Ehrmann, O. & Schwarz, A. (2002). Regenwurmröhren in Äckern Südwestdeutschlands - Vorkommen und Bedeutung für Stofftransporte. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 99: 175-176.
- Ehrmann, O. (1996). Regenwürmer in einigen südwestdeutschen Agrarlandschaften: Vorkommen, Entwicklung bei Nutzungsänderungen und Auswirkungen auf das Bodengefüge. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 35, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Stuttgart.

- Ehrmann, O. (2004). Mündliche Mitteilung.
- Ehrmann, O., Sommer, M. & Vollmer T. (2002). Regenwürmer in Wäldern Baden-Württembergs: In: Sommer, M., Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Vollmer, T. & Turian G. (2002). Böden als Lebensraum für Organismen. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 63, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Stuttgart
- Elsässer, M. & Nußbaum, H. (1993). Futtermittelverschmutzung kann gesenkt werden. Milchpraxis, 32 (1): 17-19.
- Ennik, G.C. (1967). Mole activity in relation to pasture management and nitrogen fertilization. Netherlands Journal of Agricultural Science, 15: 221-228.
- Environment Canterbury (1999). Managing DDT residues on sheep & beef farms. Resource Care Guide, Information Sheet No. 2 June 1999.
- EPA – United States Environmental Protection Agency (1996): Soil Screening Guidance. Technical Background Document, Publication 9355.4-17A, Washington.
- Feldwisch, N. (1998): Verfahren zur Verminderung der Stoffausträge aus der Pflanzenproduktion – Austragspfad Bodenerosion. In: H.-G. Frede & S. Dabbert (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg/ Lech: ecomed, 101-106.
- Feldwisch, N (2004): Neue Maßnahmen zur Gefahrenabwehr bei flächenhaften schädlichen Bodenveränderungen. Tagungsband zur BVB-/MUNLV-Fachtagung „Bodenschutz – europäisch und lokal“ vom 1. April 2004 in Berlin (hrsg. vom MUNLV, Düsseldorf), S. 120-128.
- Feldwisch, N., Günther, P. & Barkowski, D. (2003a). Arbeitshilfe zur Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen – Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier. Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Potsdam.
- Feldwisch, N., Barkowski, D. & Günther, P. (2003b). Handlungsempfehlungen für die Umsetzung des Bodenschutzes in Gebieten mit großflächig erhöhten Schadstoffgehalten. Leitfaden im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Dresden.
- FOBIG (1999). Grundlagen für die Bewertung von Kontaminationen des Bodens mit PAK; F+E-Vorhaben des UBA: 29873771, Berlin.
- Fränze, O., Krinitz, J., Schmotz, W., Delschen, TH. & Leisner-Saaber, J. (1995). Harmonisierung der Untersuchungsverfahren und Bewertungsmaßstäbe für den Bodenschutz mit der Russischen Föderation. Abschlussbericht des UBA-F+E-Vorhabens 107 05 001/06, UBA-Texte 60/95, Berlin.
- Franzaring, J., Briel, R., Ruthensatz, B. (1992): Active biological monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons using kale (*Brassica oleracea*) as a monitor-species. Chemosphere, 25: 827-834.

- Frielinghaus et al. (Autorenkollektiv) (1997): Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg. ZALF-Berichte, 27. Eigenverlag des ZALF, Münchenberg.
- Fries, G. F. & Marrow, G.S. (1992). Influence of soil properties on the uptake of hexachlorobiphenyls by rats. *Chemosphere*, 24(1): 109-113.
- Fries, G.F. (1982). Potential polychlorinated biphenyl residues in animal products from application of contaminated sewage sludge to land. *Journal of Environmental Quality*, 11: 14-20.
- Fries, G. F. (1995). Transport of organic environmental contaminants to animal products. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 141: 71-109.
- Fries, G.F., Marrow, G.S. & Snow, P.A. (1982a). Soil Ingestion by Dairy Cattle. *Journal of Dairy Science*, 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. Chemistry*, 1: 201-204.
- Friessl, W., Horak, O., Wenzel, W.W. (2004): Immobilization of heavy metals in soils by application of bauxite residues: pot experiments under field conditions. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167: 54-59.
- Friessl, W., Lombi, E., Horak, O., Wenzel, W.W. (2003): Immobilization of heavy metals in soils using inorganic amendmets in greenhouse study. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166: 191-196.
- Fromme, H., Geggel, K., Gudzuhn, C. (1993): Polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe auf Kinderspielplätzen – Darstellung der Situation, toxikologische Gesichtspunkte und Versuch einer Risikoabschätzung für Benzo(a)pyren. *Gesundh. Wes.*, 55: 195-205.
- Früchtenicht, K. & Vetter, H. (1982). Charakterisierung der Schwermetallbelastung durch Messung der Schwermetallgehalte in Pflanzen. *Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft*, 39: 154-164.
- Fürst, P., Krause, G.H.M., Hein, D., Delschen, T. & Wilmers, K. (1993). PCDD/PCDF in cow`s milk in relation to their levels in grass and soil. *Chemosphere*, 27: 1349-1357.
- Geeson N.A., Abrahams P.W., Murphy M.P. & Thornton I. (1998). Fluorine and metal enrichment of soils and pasture herbage in the old mining areas of Derbyshire, UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 68: 3, 217-231.
- Gill, I.J., Roberts, G.S. & Galvin, J.W. (1992). Management of land and livestock contaminated with polychlorinated biphenyls. *Australian Veterinary Journal (Australia)*.
- Glasstetter, M. (1991). Die Bodenfauna und ihre Beziehungen zum Nährstoffhaushalt in Geosystemen den Tafel- und Faltenjura (Nordwestschweiz). *Baseler Beiträge zur Physiogeographica. Physiogeographica*, 15: Basel, 224 S..
- Göbel, P. (1984). Alles über Gartenböden; Kosmos Verlag, Stuttgart.

- Gorman, M.L. & Stone, R.D. (1989). Repelling moles. *Mammals as Pests* (ed. R.J. Putman), 65-80. Chapman & Hall Ltd, London, UK.
- Grace, N. D., J. R. Rounce & Lee, J. (1996). Effect of soil ingestion on the storage of Se, vitamin B12, Cu, Cd, Fe, Mn and Zn in the liver of sheep fed lucerne pellets. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 39(3): 325-331.
- Green, N. & Dodd, N.J. (1988). The uptake of radionuclides from inadvertent consumption of soil by grazing animals. *The Science of the Total Environment*, 69(A): 367-377.
- Grün, M., Machalett, B., Kronemann, H., Martin, M., Schneider, J. & Podlesak, W. (1993). Schwermetalle in der Nahrungskette unter besonderer Berücksichtigung des Transfers vom Boden zur Pflanze. In: Grenzwerte für umweltrelevante Spurenstoffe – Tagungsband der DLG-Umweltgespräche, Suhl.
- Gutser, R., Wünsch, A. & Amberger, A. (1982). Wirkung von Meliorationsmaßnahmen auf Wachstum und Schwermetall-Aufnahme von Pflanzen aus einem kupferreichen Boden. *Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 39*: 415-425.
- Hancock, D.D., Besser, T.E., Kinsel, M.L., Tarr, P.I., Rice, D.H., & Paros, M.G. (1994). The prevalence of *Escherichia coli* O157:H7 in dairy and beef cattle in Washington State. *Epidemiology and Infection*, 113: 199-207 zit. in: Wallace, J.S. (1999).
- Hasselbach, G. (1990). Auswirkungen von Langzeitbelastungen mit Siedlungsabfällen auf den Schwermetalltransfer Boden-Pflanze. (BMFT-Verbundprojekt, Koordinator: D. Sauerbeck). III. Bodenspezifische Einflüsse auf die Aufnahme und den Entzug von Schwermetallen. *Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs und Forschungsanstalten, Reihe Kongressberichte*, 30.
- Healy, W.B., Cutress, T.W. & Michie, C. (1967). Wear of sheep's teeth. IV. Reduction of soil ingestion and tooth wear by supplementary feeding. *New Zealand journal of agricultural research*, 10: 201-209.
- Healy, W.B. (1968). Ingestion of soil by dairy cows. *New Zealand journal of agricultural research*, 11: 487-499.
- Healy, W.B. & Drew, K.R. (1970). Ingestion of soil by Hoggets grazing Swedes. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 13: 940-944.
- Healy, W.B. (1973). Ingested soil as a source of elements to grazing animals. *International Symposium on Trace Element metabolism in Animals*, 448-449.
- Healy, W.B., McCabe, W.J. & Wilson, G.F. (1970). Ingested soil as a source of microelements for grazing animals. *New Zealand journal of agricultural research*, 13: 503-521.
- Healy, W.B., Rankin, P.C. & Watts, H.M. (1974). Effect of soil contamination on the element composition of herbage. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 17: 59-61.
- Hein, A. (1988): Die Ni-Aufnahme von Pflanzen aus verschiedenen Böden und Bindungsformen und ihre Prognose durch chemische Extraktionsverfahren. *Dissertation an der Universität Göttingen*.

- Hembrock-Heger, A., Rothkranz, A., Wilkens, M. (1992): Untersuchungen zur Ist-Belastung von Böden und Nutzpflanzen mit PAK und PCB. In: Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW (Hrsg.): Beurteilung von PCB und PAK in Kulturböden. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Band 7, Recklinghausen.
- Hendrischke, O. (2003). Verhältnis zum Futtermittelrecht. In: Feldwisch, N., O. Hendrischke & Schmehl, A.. Gebietsbezogener Bodenschutz. Bodenschutzgebiete, Bodenplanungsgebiete, Bodenbelastungsgebiete im Gefüge des Umwelt- und Planungsrechtes – rechtliche und fachliche Grundlagen. Bodenschutz & Altlasten, Band 13. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Herlin, A. H. & Andersson, I. (1996). Soil ingestion in farm animals – a review. JBT, (Sve- riges lantbruksuniversitet, Institutionen för jordbrukets biosystem och teknologi), Rapport 105, Lund 1996.
- Hermes, U. (1982): Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. Dissertation an der Universität Kiel.
- Hermes, U. (1989): Löslichkeit von Schwermetallen in Böden unter variierenden Milieubedingungen. In: Dechema e. V. (Hrsg.): Beurteilung von SM-Kontaminationen im Boden. DECHEMA-Fachgespräche, Frankfurt a.M., 189-199.
- Hermes, U. & Brümmer, G. (1984): Einflussgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde., 147: 400-424.
- Heron, S.J.E., Wilkinson, J.F. & Duffus, C.M. (1993). Enterobacteria associated with grass and silages. Journal of Applied Bacteriology, 75: 13-17.
- Hillman, J.P., Hill, J., Morgan, J.E. & Wilkinson, J.M. (2003). Recycling of sewage sludge to grassland: a review of the legislation to control of the localization and accumulation of potential toxic metals in grazing systems. Grass and Forage Science, 58 (2): 101-111.
- Hoffmann, G. (1982): Zusammenhänge zwischen kritischen Schadstoffgehalten in Böden, Futter- und Nahrungspflanzen. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 39: 130-153.
- Hornburg, V. (1991): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden. Dissertation, Universität Bonn.
- Horst, H. (2003). Zusammenstellung von Rohaschegehalten in Grassilagen. LUFA Kassel, (unveröffentlicht).
- Hove, K., Strand, P., Voigt, G., Jones, B.-E.V., Howard, B.J., Segal, M.G., Pollaris, K. & Pearce, J. (1993). Countermeasures for reducing radioactive contamination of farm animals and farm animal products. The Science of the Total Environment, 137: 261-271.
- Hyder, D.N. & Sneva F.A. (1961). Fertilization on sagebrush bunchgrass range – a progress report. Oregon Agr. Exp. Sta. Misc. Pap. 115:1-136. Zitiert nach Mayland &

- Sneva 1983 Hyun, H., Chang, A.C., Parker, D.R., Page, A.L. (1998): Cadmium solubility and phytoavailability in sludge-treated soil: Effects of soil organic carbon. *Journal of Environmental Quality*, 27: 329-334.
- Isermann, K., Karch, P., Schmidt, J.A. (1984): Cadmium-Gehalte des Erntegutes verschiedener Sorten mehrerer Kulturpflanzen bei Anbau auf stark mit Cadmium behandeltem, neutralem Lehmboden. *Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 40*: 283-294.
- Jacob, J. (2003). Short-term effects of farming practices on populations of common voles. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95: 321-325.
- Jäggi W., Cuendet, G. & Högger, Ch. (1993). Eine Regenwurmart erschwert die Berglandwirtschaft von Wiesen in Toggenburg. *Landwirtschaft Schweiz*, 3: 169-176.
- Jones, S.G., Brown, K.W., Deuel, L.E. & Donnelly, K.C. (1979). Influence of simulated rainfall on the retention of sludge heavy metals by the leaves of forage crops. *Journal of Environmental Quality*, 8: 69-72.
- Jouve, A., Schulte, E., Bon, P. & Cardot, A.L. (1993). Mechanical and physical removing of soil and plants as agricultural mitigation techniques. *The Science of the Total Environment*, 137: 65-79.
- Kalzendorf, C. (1995). Ursachen hoher Clostridien-Sporenzahlen in der Rohmilch und Massnahmen zur Vermeidung des Sporeneintrages. *Deutsche-Milchwirtschaft*, 46(16): 830, 832-834.
- Kirby, D.R. & Stuth, J.W. (1980). Soil-ingestion rates of steers following brush management in central texas. *Journal of Range Management*, 33: 207-209.
- Klaener, M. (2003). Zusammenstellung von Rohaschegehalten in Grassilagen. LUFA Nordwest, Institut für Futtermittel (unveröffentlicht).
- Knoche, H., Brand, P., Viereck-Göttle L. & Böcken, H. (1999). Schwermetalltransfer Boden-Pflanze: Ergebnisse der Auswertungen hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER; UBA-Texte 11/99, Berlin.
- König, V. & Krause, O. (1997). Untersuchungen zur Immobilisierung von Cadmium durch die Aufkalkung kontaminierter Böden. *VDLUFA-Schriftenreihe*, 46, Kongreßband 1997, 575-578.
- König, W. (1999). Massnahmen zur Gefahrenabwehr auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen. Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten: plant impact at contaminated sites. Internationaler Workshop am 1. und 2. Dezember 1997 am Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 279-285.
- König, W., Krämer, F. (1985): Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen in Nordrhein-Westfalen. *Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalens*, Bd. 10, 160 S.

- Kowalewsky, H.H. & Vetter, H. (1982). Möglichkeiten zur Herabsetzung der Schwermetallbelastung in Futter und Nahrung. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 39: 165-175.
- Krause, G.H.M., Delschen, T., Fürst, P. & Hein, D. (1993). PCDD/F in Böden, Vegetation und Kuhmilch (PCDD/F levels in soil, vegetation and cow's milk). Zeitschrift Umweltchemie Ökotoxologie, 5: 194-203.
- Krebs, R., Gupta, S.K., Furrer, G., Schulin, R. (1999): Gravel sludge as an immobilizing agent in soils contaminated by heavy metals: a field study. Water, Air and Soil Pollution, 115: 465-479.
- KTBL (1998). Bodenbearbeitung und Bodenschutz: Schlussfolgerungen für gute fachliche Praxis. Arbeitspapier Nr. 206. Darmstadt.
- Kuntze, H., Herms, U. & Pluquet, E. (1984): Schwermetalle in Böden – Bewertung und Gegenmaßnahmen. Geologisches Jahrbuch, A75: 715-736.
- Kurz, H., Schulz, R. & Römheld, V. (1999). Selection of cultivars to reduce the concentration of cadmium and thallium in food and fodder plants. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 162: 323-328.
- LABO – Länderarbeitsgemeinschaft Boden – ad-hoc-AG „Schwermetalltransfer Boden / Pflanze“ des AK „Bodenbelastung“ (1998). Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigung/Altlasten – Pflanze. Hrsg.: D. Rosenkranz, G. Bachmann, W. König, G. Einsele; Kennnummer 9009, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- LABO (2002). Vollzugshilfe zu § 12 BBodSchV – Vollzugshilfe zu den Anforderungen an das Auf- und Einbringen von Materialien auf oder in Böden (§ 12 Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung). Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz in Zusammenarbeit mit LAB, LAGA und LAWA.
- Lack, J.G., Chaudhuri, S.K., Kelly, S.D., Kemner, K.M., O'Conner, S.M. & Coates, J.D. (2002): Immobilization of Radionuclides and Heavy Metals through Anaerobic Bio-Oxidation of Fe (II). Applied and Environmental Microbiology, 68 (6): 2704-2710.
- Lee, K.E. (1985). Earthworms - Their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press, Sydney.
- Lee, J., Rounce, J.R. et al. (1996). Accumulation of cadmium with time in Romney sheep grazing ryegrass-white clover pasture: effect of cadmium from pasture and soil intake. Australian Journal of Agricultural Research, 47(6): 877-894.
- Leisen, E. (2002a). Einfluss von Futterqualität und Hygienebedingungen auf die Clostridienbelastung in der Milch von Öko-Betrieben in Nordwestdeutschland. Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Futterbau, 46. Jahrestagung in Rostock, 158-161.
- Leisen, E. (2002b). Clostridiengehalte auf ausgewählten Ökobetrieben in Nordwestdeutschland. Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, http://www.lk-wl.de/rfp/landbau/oeko_bau/milchqu/clostrid.htm.

- Li, J. G., M. H. Gerzabek & Mück, K. (1994). An experimental study on mass loading of soil particles on plant surfaces. *Bodenkultur*, 45(1): 15-24.
- Li, Z.B., Ryan, J.A., Chen, J.L. & Al-Abed, S.R. (2001): Adsorption of cadmium on biosolids-amended soils. *Journal of Environmental Quality*, 30: 903-911.
- Liebe, F., Welp, G. & Brümmer, G.W. (1997). Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. In: Landesamt für Wasser und Abfall (Hrsg.): Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 2, Essen.
- Loges, R. & Taube, F. (1999). Einfluss des Saatmischungsverhältnisses und der Begleitgrasart auf Ertrag und Futterqualität von Rotklee- und Luzernengras. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau*, 43. Jahrestagung, 26. bis 28. August 1999 in Bremen, 104-107.
- Lothenbach, B., Krebs, R., Furrer, G., Gupta, S.K. & Schulin, R. (1998): Immobilization of cadmium and zinc in soil by Al-montmorillonite and gravel sludge. *European Journal of Soil Science*, 49: 141-148.
- LUA-Materialien 11, p. 81-148, Essen
- Ludwig, T.G. & Healy, W.B. (1966). Wear of sheep's teeth. III. Seasonal variation in wear and ingested soil. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 9: 157-164.
- Ma, W.C.; Brussaard, L. & de Ridder J.A. (1990). Long-term Effects of Nitrogenous Fertilizers on Grassland Earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae): Their Relation to Soil Acidification. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 30: 71-80.
- Marschner, B. & Jannusch, B. (2002): Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen zur Gefahrenabwehr bei schädlichen Bodenveränderungen. *Literaturauswertung im Auftrag des Landesumweltamtes NRW*, Essen.
- Matthews, H. & Thornton, I. (1982). Seasonal and species variation in the content of cadmium and associated metals in pasture plants at Shipham. *Plant and Soil*, 66(2): 181-193.
- Maubert, H., Vovk, I., Roed, J., Arapis, G. & Jouve, A. (1993). Reduction of soil-plant transfer factors: mechanical aspects. *The science of the total environment*, 137, 163-167.
- Mavropoulos, E., Rossi, A.M., Costa A. M., Perez, C.A., Moreira, J.C., Saldanha, M. (2002): Studies on the Mechanisms of Lead Immobilization by Hydroxyapatite. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 1625-1629.
- Mayland, H.F. & Sneva, F.A. (1983). Effect of soil contamination on the mineral composition of forage fertilized with nitrogen [Wheatgrass, *Agropyron desertorum*]. *Journal of range management (USA)*.
- Mayland, H.F., Florence, A.R., Rosnau, R.C., Lazar, V.A. & Turner, H.A. (1975). Soil ingestion by cattle (grazing) an semiarid range as reflected by titanium analysis of feces. *Journal of Range Management*, 28: 448-452.

- Mayland, H.F., Shewmaker, G.E. & Bull, R.C. (1977). Soil ingestion by cattle grazing crested wheatgrass (*Agropyron desertorum*), nutritive and health effects. *Journal of Range Management*, 30: 264-265.
- McDonald, P., Henderson, A.R. & Heron, S.J. (1991). *The biochemistry of silage*. Calcombe Publications, Aberystwyth, 340 S..
- McGrath, D.; Poole, D.B.R., Fleming, G.A. & Sinnot, J. (1982). Soil ingestion by grazing sheep. *Irish journal of agricultural research*, 21: 135-145.
- McGrath, S.P., Zhao, F.J., Dunham, S.J., Crosland, A.R., Coleman, K. (2000): Long-term changes in the extractability and bioavailability of zinc and cadmium after sludge application. *Journal of Environmental Quality*, 29: 875-883.
- McLachlan, M.S. (1997). Simple Model to Predict Accumulation of PCDD/F in an Agricultural Food Chain. *Chemosphere*, 34(5-7): 1263-1276.
- Meisel, S., Gerzabek, M.H. & Müller, H.K. (1991). Influence of ploughing on the depth distribution of various radionuclides in the soil. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 154(3): 211-215.
- Merkel, D. (1999). Minimierung der Schadstoffaufnahme durch Sortenwahl. Unterschiedliche Aufnahme der verschiedenen Pflanzenarten und Sorten. Reduction of the uptake of hazardous substances by means of the choice of cultivars. Different uptake of different plant species and varieties. *Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten: plant impact at contaminated sites*. Internationaler Workshop am 1. und 2. Dezember 1997 am Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 263-274.
- Meylan, A. (1980). Die Beseitigung der Mäuse- und Maulwurfshaufen und die Bekämpfung ihrer Urheber. *Mitt. f. d. Schweiz. Landw.*, 28 (5).
- Mönicke, R. (1997). Mehrjährige Untersuchungen zum Schwermetalltransfer Boden/Pflanze und Konsequenzen für die landwirtschaftliche Nutzung der Böden. *VDLUFA-Schriftenreihe*, 46, Kongreßband 1997, 525-528.
- Müller, I., Pluquet, E. (1998): Verringerung der Bioverfügbarkeit von Schwermetallen in kontaminierten Böden durch Zugabe von Eisenoxiden. *Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung*, Hannover, 155p.
- Müller, J. (1993). Pflanzen- und futterbauliche Auswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Gülleausbringung. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften*, 37. Jahrestagung in Husum, 207-210.
- Munzert, M. (2003). Zusammenstellung von Rohaschegehalten in Grassilagen. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising (unveröffentlicht).
- Nußbaum, H. (2003). Silierung von Luzerne unterschiedlichen TS-Gehaltes mit und ohne den Einsatz von Impfkulturen. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und*

- Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 47. Jahrestagung in Braunschweig, 63-66.
- Oudeh, M., Khan, M. & Scullion, J. (2002): Plant accumulation of potentially toxic elements in sewage sludge as affected by soil organic matter level and mycorrhizal fungi. *Environ. Poll.*, 116: 293-300.
- Pal, D., Weber, J. B. & Overcash, M. R. (1980): Fate of polychlorinated biphenyls (PCB) in soil-plant systems. *Res. Rev.*, 74: 45-98.
- Paretzke, H.G. & Garland, J.A. (1990): Assessment if the radiological significance of surface contamination in entrained radioactivity. Final Report, EC-contract No. 90-ET-015.
- Park, K. S., Sims, R. C., Dupont, R. R., Doucette, W. J. & Matthews, J. E. (1990): Fate of PAH compounds in two soil types: Influence of volatilization abiotic loss and biological activity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 9: 187-195.
- Pauly, T.M., Hansson, I.B. & Tham, W.A. (1999). The effect of mechanical forage treatments on the growth of *Clostridium tyrobutyricum* and *Listeria monocytogenes* in grass silage. *Animal Feed Science and Technology*, 78: 127-139.
- Petreas, M.X., Goldman, L.R., Hayward, D.G., Chang, R.R., Flattery, J.J., Wiesmuller, T., Stephens, R.D., Fry, D.M., Rappe, C., Bergek, S. & Hjelt, M. (1991). Biotransfer and bioaccumulation of PCDD/PCDFs from soil: Controlled feeding studies of chickens. *Chemosphere*, 23: 1731-1741.
- Pinder, J.E. & McLeod, K.W. (1988). Contaminant transport in agroecosystems through retention of soil particles on plant surfaces. *Journal of Environmental Quality*, 17: 602-607.
- Pinder, J.E. & McLeod, K.W. (1989). Mass loading of soil particles on plant surfaces. *Health Physics*, 57: 935-942.
- Pluquet, E. & Müller, I. (1999). Einfluss von Eisenoxid auf die pflanzliche Aufnahme und die Mobilität von Cadmium auf einem kontaminierten Auenboden. Influence of iron oxides on plant uptake and mobility of Cadmium in a contaminated alluvial soil. Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten: plant impact at contaminated sites. Internationaler Workshop am 1. und 2. Dezember 1997 am Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 263-274.
- Pötsch, E.M. (1996). Zerstörung der Grasnarbe durch tierische Schädlinge. Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Bericht über das alpenländische Expertenforum zum Thema Erhaltung und Förderung der Grasnarbe, am 5. und 6. September 1996 in Irdning, 33-39.
- Prang, N. & Hartfiel, W. (1986). Reduzierung der Bleibelastung von Milchkühen durch Einsatz eines bleiarmer Grundfutters auf Strohbasis. *Das Wirtschaftseigene Futter*, 32(3): 253-258.

- Priester, B.S., Perepelyatnikov, G.P. & Perepelyatnikova, L.V. (1993). Countermeasures used in the Ukraine to produce forage and animal food products with radionuclide levels below intervention limits after the Chernobyl accident. *The Science of the Total Environment*, 137:183-198.
- Qiuping, Y., Puri, R.K., Kapilla, S., Lower, W.R., Yanders, A.F. (1991): Studies on the uptake of PCBs by *Hordeum vulgare* (barley) and *Lycopersicon esculentum* (tomato). *Chemosphere*, 23 (8-10): 1397-1406.
- Rafferty, B., D. E. Dawson & Colgan, P.A. (1994a). Seasonal variations in the transfer of ¹³⁷Cs and ⁴⁰K to pasture grass and its ingestion by grazing animals. *The Science of the Total Environment*, 145(1-2): 125-134.
- Rafferty, B., D. E. Dawson & Colgan, P.A. (1994b). Assessment of the role of soil adhesion in the transfer of ¹³⁷Cs and ⁴⁰K to pasture grass. *The Science of the Total Environment*, 145(1-2): 135-141.
- Rafferty, B., Dawson, D.E. & Colgan, P.A. (1994c). Soil and radiocaesium contamination of winter fodders. *The Science of the Total Environment*, 153(1-2): 69-76.
- Rammer, C., Lingvall, P. & Salomon, E. (1997). Ensiling of manured crops - does repeated spreading of slurry increase the hygienic risk? *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 73: 329-336.
- Reiter, B. (1998). Aufnahme organischer Schadstoffe in Nahrungspflanzen – pflanzenspezifische Simulation im Vergleich mit gemessenen Transferfaktoren. Diplomarbeit am Fachbereich Mathematik/Informatik der Universität Osnabrück.
- Renius, W., Lütke-Entrup, N. & Lütke-Entrup, E. (1992): Zwischenfruchtanbau. Zur Futtergewinnung und Gründüngung. DLG-Verlag, Frankfurt/Main.
- Rieder, J.B. (1996). Auswirkung von Beweidung und Schnittnutzung auf die Qualität der Grasnarbe. Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Bericht über das alpenländische Expertenforum zum Thema Erhaltung und Förderung der Grasnarbe, am 5. und 6. September 1996 in Irdning, 27-31.
- Rietz, E., Sauerbeck, D., Timmermann, F., Lüders, A. (1983): Pflanzenverfügbarkeit und Mobilität von Cadmium, Blei, Zink und Kupfer in Abhängigkeit von der Kalkung eines schwermetallverseuchten Bodens. *Landwirtschaftliche Forschung*, 36: 295-306.
- Rommel, P., Rommel, J., Schneider, J. & Schneider, V. (1998): Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser. Texte und Berichte zum Bodenschutz 5/98. Hrsg. von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Rosopulo, A. & Diez, T. (1981). Die Anreicherung von Schwermetallen verschiedener auf kontaminierten Böden angebauter Pflanzen. *Landwirtschaftliche Forschung*, Sonderheft 38, 751-767.

- Sauerbeck, D. (1989). Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. In: Dechema – Fachgespräche Umweltschutz – Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden, Frankfurt.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl., Enke Verlag, Stuttgart, 491 S..
- Schenkel, H. & Merkle, G. (1982). Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlicher Mineralfuttermgaben auf die Einlagerung von Blei und Cadmium in verschiedene Gewebe von Mastbullen. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 39: 327-332.
- Schmidt, U. (2002): Festlegung von Schwermetallen in Böden. Endbericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg, 19. August 2002. Unveröffentlicht.
- Schmidt, U. (2003): Festlegung von Schwermetallen in Böden durch Eisenoxide. In: AAV NRW, MUNLV NRW, LUA NRW (Hrsg.): Dokumentation des Fachgesprächs „Maßnahmen bei großflächigen schädlichen Bodenveränderungen – Wirkungspfad Boden-Pflanze und Direktpfad Boden-Mensch“ vom 30. Sept. und 1. Okt. 2003 beim BEW Essen.
http://www.aav-nrw.de/aav/dokumente/Doku_AAV_MUNLV_LUA_Fachgespraech.pdf
- Schröpel, R. (2004): Nur das beste Gras ins Silo. BW agrar, 16: 14-15.
- Schuler, F., Schmid, P. & Schlatter, C. (1997a). The transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from soil into eggs of foraging chicken. Chemosphere,, 34: 711-718.
- Schuler, F., Schmid, P. & Schlatter, C. (1997b). Transfer of airborne polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans into dairy milk. J. Agric. Food Chem., 45: 4162-4167.
- Schwertmann, U., Vogl, W. & Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrages und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Segal, M.G. (1993): Agricultural countermeasures following deposition of radioactivity after a nuclear accident. The Science of the Total Environment, 137: 31-48.
- Sharpley, A.N.; Syers, J.K. & Springett J.A. (1979). Effect of surface-casting earthworms on the transport of phosphorus and nitrogen in surface runoff from pasture. Soil Biology & Biochemistry 11, 459-462.
- Simonich, S.L. & Hites, R.A. (1995): Organic pollutants accumulation in vegetation. Environ. Sci. Technol., 29: 2905-2914.
- Smiciklas, I.D. (2003): Cadmium Immobilization by Hydroxyapatite. Chem. Ind., 57 (3), 101-106.
- Sommer, M., Borstel von, U., Meyer, S. & Meinen, D. (2003). Futterwert und Gärqualität in Abhängigkeit von Erntetechnik und Siliermitteleinsatz. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 47. Jahrestagung in Braunschweig, 217-220.

- Stone, R.D. (1989): Moles as pests. *Mammals as Pests* (ed. R.J. Putman), 65-80. Chapman & Hall Ltd, London, UK.
- Styperek, P. (1986): Die Cd-Aufnahme von Pflanzen aus verschiedenen Böden und Bindungsformen und ihre Prognose durch chemische Extraktionsverfahren. UBA-Texte 9/86, Berlin.
- Styperek, P., Sauerbeck, D. & Timmermann, F. (1983): Cd-Verfügbarkeit in verschiedenen behandelten Böden in Abhängigkeit von Menge und Bindungsform. *Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 39*, 183-195.
- Thaysen, J. (1997). Auswirkungen von Mäh- und Intensivaufbereitern auf ausgewählte Futterparameter und deren ökonomische Beurteilung für den praktischen Einsatz. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften*, 41. Jahrestagung in Aulendorf, 233-236.
- Thornton, I. (1974). Biogeochemical and soil ingestion studies in relation to the trace element nutrition of livestock. *International Symposium on Trace Element metabolism in Animals*, 451-454.
- Thornton, I. & Abrahams, P. (1983). Soil ingestion - a major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land. *The Science of the Total Environment*, 28: 287-294.
- Thornton, I. & Kinniburgh, D.G. (1977): Intake of lead, copper and zinc by cattle from soil and pasture. *Zit. in: Grün, M. et al. 1993.*
- Trapp, S., M. Matthies & Reiter, B. (2001). Überprüfung und Fortentwicklung der Bodenwerte für den Boden-Pflanze-Pfad – Teilbericht I: Transferfaktoren Boden-Pflanze. UBA-Texte 55/01.
- Utermann, J. B., Raber, O., Melzer, H.-E., Gäbler, R. & Hindel (2003). Freisetzung von anorganischen Spurenstoffen aus Böden mit erhöhten Hintergrundgehalten. *DBG-Mitteilungen 102/2003*, 805-806.
- UVM: <http://uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/berichte/mza04/kaps30.htm> (Auszug aus Handbuch für die Einkapselung von Altablagerungen 1990)
- Vaithyanathan, S. & Singh, M. (1994). Seasonal influence on soil ingestion by sheep in an arid region. *Small Ruminant Research*, 14: 103-106.
- van Loo 1970, zit. bei Böcker et al. 1995
- Vetter, H., Kowalensky, K. & Säle, M. (1983): Cadmiumbelastung von Böden und Pflanzen in der BRD. *VDLUFA-Schriftenreihe*, 9, Darmstadt.
- Voigt, G. (1993). Chemical methods to reduce the radioactive contamination of animals and their products in agricultural ecosystems. *The Science of the Total Environment*, 137: 205-225.
- Voigtländer, G. & Jacob, H. (1987). *Grünlandwirtschaft und Futterbau*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 480 S..

- Vovk, I.F., Blagoyev, V.V., Lyashenko, A.N. & Kovalev, I.S. (1993). Technical approaches to decontamination of terrestrial environments in the CIS (former USSR). *The Science of the Total Environment*, 137: 49-63.
- Wallace, J.S. (1999). The Ecological Cycle of *Escherichia coli* O157:H7. In: C.S. Stewart and H.J. Flint (eds.), *Escherichia coli* O157:H7 in farm animals. CABI Publishing, New York.
- Wiesner, J. & Hund, K. (1999). Zusammenfassung des Themenblocks IV unter Eibeziehung der Diskussionsbeiträge zu den einzelnen Vorträgen. Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten: plant impact at contaminated sites. Internationaler Workshop am 1. und 2. Dezember 1997 am Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 263-274.
- Wild, S.R., Beck, A.J. & Jones, K.C. (1995): Predicting the Fate of Non-Ionic Organic Chemicals Entering Agricultural Soils Following Sewage Sludge Application. *Land Contamination and Reclamation*, 3 (3), 181-190.
- Yang, J., Mosby, D.E., Casteel, S.W. & Blanchar, R.W. (2001): Lead Immobilization Using Phosphoric Acid in a Smelter-Contaminated Urban Soil. *Environ. Sci. Technol.*, 35: 3553-3559.
- ZEBS – Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (heute: bgvv - Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin) (1997). Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln; *Bundesgesundheitsblatt*, 40: 182-184.
- Zerulla, W. & Marschner, H. (1986). Artspezifische Unterschiede bei Futterpflanzen in den Gehalten an Nährstoffen und Schwermetallen. *Landwirtschaftliche Forschung*, 39: 39-47.

8 Anhang

Tab. 8-1: Rohaschegehalte (in % von TS) und TS-Gehalte (in %) im Futter (Ergebnisse der Befragung der LUFAs in Deutschland)

Grassilage	1. Schnitt		2. Schnitt		3. Schnitt		4. Schnitt		keine Angabe		Gesamt		
	Rohasche	TS	Rohasche	TS	Rohasche	TS	Rohasche	TS	Rohasche	TS	Rohasche	TS	
Hessen	Probenzahl	4297	4297	1942	1942	729	729	86	86	186	186	7240	7240
	Mittelwert	10,57	40,77	10,35	48,00	11,56	43,49	15,08	33,92	10,21	46,37	10,66	43,05
TU München	Probenzahl	7	6	3	3	3	2	1	1	65	47	79	59
	Mittelwert	9,47	34,91	10,83	36,40	9,00	51,15	15,00	54,50	10,45	31,27	10,38	32,97
Lfl. Grub	Probenzahl	11	11	11	11	8	8	9	9	91	91	130	130
	Mittelwert	11,45	36,86	11,40	38,43	13,58	36,05	13,62	34,69	12,10	36,02	11,98	36,42
BLT Grub	Probenzahl	14753	14753							15509	15509	30262	30262
	Mittelwert	10,69	33,54							11,70	38,72	11,21	36,20
LWK Westfalen	Probenzahl	4844		2297		402		59				7602	
	Mittelwert	9,57		9,18		9,99		11,86				9,50	
Gras Gesamt	Probenzahl	23912	19067	4253	1956	1142	739	155	96	15851	15833	45313	37691
	Mittelwert	10,44	35,17	9,72	47,93	11,01	43,43	13,77	34,21	11,68	38,77	10,83	37,51
Heu	Probenzahl	25	25	22	22	3	3			45	45	95	95
	Mittelwert	8,02	88,00	8,61	88,04	9,30	89,33			7,97	88,72	8,17	88,39
TU München	Probenzahl	18		9		5				151		183	
	Mittelwert	7,29		7,19		6,30				8,09		7,97	
BLT Grub	Probenzahl	359	359							900	900	1259	1259
	Mittelwert	8,01	86,01							9,34	85,29	8,96	85,50
LWK Westfalen	Probenzahl									52		52	
	Mittelwert									6,43		6,43	
Heu Gesamt	Probenzahl	402	384	31	22	8	3			1148	945	1589	1354
	Mittelwert	7,98	86,14	8,20	88,04	7,42	89,33			8,99	85,45	8,72	85,70

Tab. 8-2 (Fortsetzung): Rohaschegehalte (in % von TS) und TS-Gehalte (in %) im Futter (Ergebnisse der Befragung der LUFAs in Deutschland)

	1. Schnitt		2. Schnitt		3. Schnitt		4. Schnitt		keine Angabe		Gesamt	
	Rohasche	TS	Rohasche	TS	Rohasche	TS	Rohasche	TS	Rohasche	TS	Rohasche	TS
Maissilage												
	Probenzahl										1818	1818
	Mittelwert										4,28	34,28
TU München	Probenzahl										60	20
	Mittelwert										3,94	32,70
BLT Grub	Probenzahl										15416	15416
	Mittelwert										3,94	34,48
Mais Gesamt	Probenzahl										17294	17254
	Mittelwert										3,97	34,45

